

A
N
A
I
S

3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL VOLUME 1 D



2
0
2
4

EDIÇÃO
LUSO-BRASILEIRA

Comissão Organizadora

Cristiano Poletto
Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves
Ivan Cesar Tremarin
Jorge Manuel Guieiro Pereira Isidoro
João Luís Mendes Pedroso de Lima
Rodrigo Jorge Fonseca de Oliveira Maia
André Luis Sotero Salustiano Martim
Maria Cristina de Almeida Silva
Cristiane Kreutz
Francisco Lledo dos Santos
Marcos Vinicius Costa Rodrigues

**ANAIS DO 3º CONGRESSO
INTERNACIONAL DE
ENGENHARIA AMBIENTAL**

VOLUME 1 D – ARTIGOS COMPLETOS

Copyright © 2024, by IAHR Publishing.

Direitos Reservados em 2024 por **IAHR Publishing.**

Organização Geral da obra: Poletto, Cristiano; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de Souza; Tremarin, Ivan Cesar; Isidoro, Jorge Manuel Guieiro Pereira; de Lima, João Luís Mendes Pedroso; Maia, Rodrigo Jorge F. de Oliveira; Martim, André Luis Sotero Salustiano; Silva, Maria Cristina de Almeida; Kreutz, Cristiane; dos Santos, Francisco Lledo; Rodrigues, Marcos Vinicius Costa.

Diagramação: Cícero Manz Fagotti

Edição: Cristiano Poletto

Revisão: Elissandro Voigt Beier

Capa: Cícero Manz Fagotti

Copyright © 2024, by IAHR Publishing.

Derechos Reservados en 2024 por **IAHR Publishing.**

Organización General de la Obra: Poletto, Cristiano; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de Souza; Tremarin, Ivan Cesar; Isidoro, Jorge Manuel Guieiro Pereira; de Lima, João Luís Mendes Pedroso; Maia, Rodrigo Jorge Fonseca de Oliveira; Martim, André Luis Sotero Salustiano; Silva, Maria Cristina de Almeida; Kreutz, Cristiane; dos Santos, Francisco Lledo; Rodrigues, Marcos Vinicius Costa.

Maquetación: Cícero Manz Fagotti

Edición: Cristiano Poletto

Relectura General: Elissandro Voigt Beier

Portada: Cícero Manz Fagotti

Anais do 3º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental - Volume 1 D/
Organizadores: Cristiano Poletto, Julio Cesar de Souza Inácio, Ivan Cesar Tremarin, Jorge Manuel Guieiro Pereira Isidoro, João Luís Mendes Pedroso de Lima, Rodrigo Jorge Fonseca de Oliveira Maia, André Luis Sotero Salustiano Martim, Maria Cristina de Almeida Silva, Cristiane Kreutz, Francisco Lledo dos Santos, Marcos Vinicius Costa Rodrigues. Madrid, Espanha: - IAHR Publishing, 2024.

723p.: il.;

ISBN • 978-90-833476-4-6

CDD: 600

*É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por qualquer meio, sem
autorização escrita do Editor ou dos Organizadores.*

*ES AUTORIZADA la libre reproducción, total o parcial, por cualquier medio, sin
autorización escrita del Editor o de los Organizadores.*

Comissão Organizadora GERAL

Dr. Cristiano Poletto (PRESIDENTE)

IPH / UFRGS

Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

UFTM

MSc. Ivan Cesar Tremarin

Associação dos Engenheiros Ambientais e Sanitaristas do Vale do Taquari RS - EASVA

Comissão Organizadora INTERNACIONAL

Dr. Jorge Manuel Guieiro Pereira Isidoro

Universidade do Algarve

Dr. João Luís Mendes Pedroso de Lima

Universidade de Coimbra

Dr. Rodrigo Jorge Fonseca de Oliveira Maia

Universidade do Porto

Comissão Organizadora NACIONAL

Dr. André Luis Sotero Salustiano Martim

UNICAMP

Dr.^a Maria Cristina de Almeida Silva

IPH/UFRGS

Dr.^a Cristiane Kreutz

UTFPR

Dr. Francisco Lledo dos Santos

UNEMAT

MSc. Marcos Vinicius Costa Rodrigues

FNEAS

Comissão Científica

Aline Ferrão Custódio Passini - UFSM	José Gilberto Dalfré Filho - UNICAMP
Álvaro José Back - EPAGRI/SC	Josiane Teresinha Cardoso - UDESC
Amintas Nazareth Rossete - UNEMAT	Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves - UFTM
André Luis Sotero Salustiano Martim - UNICAMP	Karina Bruno Lima - UFRGS
Andrezza Marques Ferreira - CEMADEN	Laura Maria Canno Ferreira Fais - UNICAMP
Carla Eloísa Diniz dos Santos - UFTM	Liliane Lazzari Albertin - UNESP
Carlos Alberto Mendes Moraes - UNISINOS	Liseane Padilha Thives - UFSC
Cíntia Soares - UFSC	Lucijane Monteiro de Abreu - UNB
Claudia Telles Benatti - UEM	Luis Eduardo A. S. Suzuki - UFPEL
Cristiane Kreutz - UTFPR	Marcelo Giovanela - UCS
Cristiano Poletto - IPH/UFRGS	Márcia Teixeira Falcão - UERR
Diego Andrade Lemos - UFSCAR	Maria Cristina de Almeida Silva - UFRGS
Elizabeth Yukiko Nakanishi Bavastri - UFPR	Maristela Denise Moresco Mezzomo - UTFPR
Felippe Fernandes - Complexo Hidrelétrico do Rio Madeira	Michael Mannich - UFPR
Fernando Neves Lima - UNIFEI	Morgana Silva - UFPEL
Fernando Periotto - UFSCAR	Natan Padoin - UFSC
Flavia Schwarz Franceschini Zinani - IPH/UFRGS	Patrícia Diniz Martins - UFTM
Franciéle Schwanck Carlos - IPH/UFRGS	Pedro Alves Da Silva Filho - UFRR
Francisco Lledo dos Santos - UNEMAT	Renato Miranda - USP
Geraldo de Freitas Maciel - UNESP	Rodrigo J. F. de Oliveira Maia - Univ. do Porto / Portugal
Jackeline Tatiane Gotardo - UNIOESTE	Ronalton Evandro Machado - UNICAMP
Joel Dias da Silva - FURB	Sidnei Luís Bohn Gass - UNIPAMPA
João L. M. Pedroso de Lima - Univ. de Coimbra / Portugal	Simone Andrea Furegatti - UNESP
Jorge M. G. Pereira Isidoro - Univ. do Algarve / Portugal	Stenio de Sousa Venancio - UFTM
José Anderson do Nascimento Batista - UNICAMP	Tiago de Vargas - UFRGS
José Augusto Costa Gonçalves - UNIFEI	Viviane Trevisan - UDESC
José Carlos de Araújo - UFC	Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva - UFPI



ORGANIZAÇÃO



REALIZAÇÃO





PATROCÍNIO



APOIO



| SUMÁRIO |

ARTIGOS COMPLETOS

REAPROVEITAMENTO OU REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS

GESTÃO DE RSU PARA A BIOECONOMIA CIRCULAR NA REGIÃO ADMINISTRATIVA DE CAMPINAS (RAC)	15
AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO NO COMPORTAMENTO MECÂNICO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS	24
AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE REMOÇÃO DE AZUL DE METILENO UTILIZANDO HEMATITA E PÓ DE ROCHA BASÁLTICA COMO ADSORVENTE.....	34
EFEITOS DA INCORPORAÇÃO DE FIBRA DE SISAL NO COMPORTAMENTO FUNCIONAL DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS DO TIPO BBSG	43
ESTUDO DA INCORPORAÇÃO DE BIOCHAR DE CASCA DE OVO DE GALINHA EM MISTURA DE SOLO-CIMENTO	52
DESAFIOS NA SUSTENTABILIDADE DA AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO: UMA REVISÃO DE FERRAMENTAS DE QUALIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO	61
REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE PODA E MANUTENÇÃO DE JARDINS DO MUNICÍPIO DE SANTO ANDRÉ ATRAVÉS DA INSTALAÇÃO DA USINA DE BENEFICIAMENTO DE RESÍDUOS VEGETAIS	70
POTENCIAL DE USO DO ÓLEO DE PALMA COMO AGENTE REJUVENESCEDOR DE ASFALTOS ENVELHECIDOS	77
USO DE CINZAS DE BIOMASSA FLORESTAL NO DESENVOLVIMENTO DE MUDAS DE <i>EUCALYPTUS</i>	86
LEVANTAMENTO DE PONTOS DE ENTREGA VOLUNTÁRIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS RECICLÁVEIS EM SANTARÉM - PA: ASPECTOS GERAIS E CADEIA PRODUTIVA	96
QUANTIFICAÇÃO DE MICROORGANISMOS EM AMOSTRAS DE SOLO E AREIA DE DESCARTADA DE FUNDIÇÃO PARA COBERTURA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS	105
CHEMICAL CHARACTERIZATION OF LANDFILL-MINED-SOIL-LIKE-FRACTIONS (LFMSF) FOR APPLICATION AS FERTILIZER OR SOIL CONDITIONER	113
DIFICULDADES DE IMPLEMENTAÇÃO DA COLETA SELETIVA: DIAGNÓSTICO DAS POSSÍVEIS CAUSAS	122
USO DO LODO DE ETA NO CULTIVO DE CULTURAS AGRÍCOLAS: UMA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA E SISTEMÁTICA DA LITERATURA	133
MODELO INTEGRADO DE COMPOSTAGEM E HORTAS COMUNITÁRIAS.....	140
PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE PRECURSOR ADSORVENTE MISTO UTILIZANDO LODO DE ETA E CASCA DE LARANJA	148
AVALIAÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS COM USO DE ESCÓRIA DE BATERIA DE CHUMBO-ÁCIDO	156
COMPORTAMENTO GEOTÉCNICO DE REJEITOS DE MINÉRIO DE FERRO FILTRADOS PARA EMPILHAMENTO A SECO	165

RECUPERAÇÃO DE RECURSOS EM ETEs: POLUENTES EMERGENTES EM BIODOSSÍLIDO COMPOSTADO	172
PROCESSO DE RECICLAGEM DE PAVIMENTOS SABESP ALAVANCADO PELA IMPLEMENTAÇÃO DE LOGÍSTICA OPERACIONAL INTEGRADA	180
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	188
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE OBTENÇÃO DA QUITINA EXTRAÍDA DO MEXILHÃO-DOURADO VISANDO SUA APLICAÇÃO NOS MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO CIVIL.....	199
ANÁLISE DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOMASSA ORIUNDA DA ATIVIDADE VINÍCOLA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL	207
CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE TAQUARA NO RIO GRANDE DO SUL	215
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: AVALIANDO A INTEGRAÇÃO DA ANÁLISE DE FLUXO DE MASSA COM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA SOB UMA PERSPECTIVA META-ANALÍTICA	224
AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DO REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO PARA A REMOÇÃO DE AZUL DE METILENO DE SOLUÇÃO AQUOSA.....	235
VALORAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS ATRAVÉS DA OBTENÇÃO DE BIOPRODUTOS A PARTIR DE FERMENTAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO: UMA REVISÃO DA LITERATURA.....	241
CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS DISPOSTOS EM PONTOS DE CONTAMINAÇÃO DE CURSOS DE ÁGUA DOCE EM SÃO JOSÉ DOS CAMPOS-SP	250
REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: CONCRETO REFORÇADO COM FIBRAS DE RESÍDUOS	261
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM EDIFICAÇÕES UNIFAMILIARES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA.....	271
BARREIRAS E OPORTUNIDADES COM A INSERÇÃO DAS OCMRR NA LOGÍSTICA REVERSA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS.....	279
GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO: PANORAMA E OPORTUNIDADES DE REAPROVEITAMENTO	284
RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS: TENDÊNCIAS E POLÍTICAS PÚBLICAS - UMA ANÁLISE SISTÊMICA.....	292
ESTABILIZAÇÃO DE SOLOS SILTOSOS COM O USO DE ESCÓRIA DE ACIARIA PARA PAVIMENTAÇÃO	302
RECUPERAÇÃO DE METAIS EM APARELHOS CELULARES E O NÍVEL DE MATURIDADE TECNOLÓGICA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	308
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO BIOCÁRVÃO PROVENIENTE DE BAGAÇO DE UVAS PARA A ADSORÇÃO DE AZUL DE METILENO	317
CONSTRUÇÃO COM FARDOS DE PALHA E REBOCOS NATURAIS: UMA ABORDAGEM DE PRODUÇÃO MAIS LIMPA.....	324
POTENCIAL DE DETOXIFICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO POR MEIO DA AÇÃO DE MICRORGANISMOS PRESENTES NO SOLO	331

RESÍDUOS ELETRÔNICOS: IMPACTOS AMBIENTAIS, PRÁTICAS DE DESCARTE E ESTRATÉGIAS EDUCACIONAIS PARA ALUNOS DO ENSINO FUNDAMENTAL E MÉDIO EM CAMOCIM-CE 338

AVALIAÇÃO EM SUBSTITUIR AGREGADO MIÚDO E ADICIONAR SÍLICA ATIVA NO TRAÇO DO CONCRETO DE PEÇAS TETRÁPODES DA ORLA DE MATINHOS/PR 344

RECURSOS HÍDRICOS E QUALIDADE DA ÁGUA

ESTIMATIVA DE RECARGA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE POÇOS NO ESTADO DO PARÁ PARA A COMPREENSÃO DOS EFEITOS DA URBANIZAÇÃO EM AQUÍFEROS LIVRES..... 353

QUALIDADE DE ÁGUA DA BARRAGEM MÃE D'ÁGUA: UMA ANÁLISE HISTÓRICA 359

QUALIDADE DA ÁGUA EM UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO O ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO 368

ANÁLISE COMPARATIVA DE METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO BILLINGS 377

ANÁLISE DE VAZÕES MÁXIMAS DO RIO CUBATÃO SUL PARA ESTIMATIVA DO PERÍODO DE RETORNO DE EVENTO EXTREMO DE CHEIA EM PALHOÇA, SANTA CATARINA. 388

DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO COM BAIXO CÓDIGO DE PROGRAMAÇÃO PARA CLASSIFICAR A ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO: EXPERIÊNCIA EXTENSIONISTA NO INSTITUTO FEDERAL DE PERNAMBUCO 395

CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES EM SOLO NO BIOMA PAMPA 402

ANÁLISE DA VARIAÇÃO DE NÍVEL DE ÁGUA DE UM POÇO TUBULAR INSTALADO NO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL - RS E RELAÇÃO COM A PRECIPITAÇÃO 410

SISTEMA DE FILTRAÇÃO DIRETA COMPOSTA DE FIBRA DE COCO COMO MEIO FILTRANTE NO TRATAMENTO DA ÁGUA 417

ESTADO TRÓFICO DA ÁGUA NO IGARAPÉ DO MINDU, AM, BRASIL 424

ESTUDO DAS VAZÕES DE PERMANÊNCIA DO RIO IGUAÇU, NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU 431

AVALIAÇÃO DE PRÁTICA CONSERVACIONISTA EM UMA BACIA DA REGIÃO SUDESTE BRASILEIRA POR MEIO DO MODELO SWAT+ 440

AVALIAÇÃO DE BIOFLOCULANTES NA REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES DE AMOSTRAS DE ÁGUAS DO RIO AMAZONAS 449

DINÂMICA URBANA E QUALIDADE HÍDRICA: ANÁLISE COMPARATIVA DA ÁGUA DE ESCOAMENTO PLUVIAL EM ZONAS COMERCIAIS E RESIDENCIAIS DO MUNICÍPIO DE FORTALEZA, CEARÁ - BRASIL 455

QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA E TRATADA: ANÁLISE NOS MUNICÍPIOS DE RESENDE, PORTO REAL, BARRA MANSA, VOLTA REDONDA E PINHEIRAL, ABASTECIDOS PELO RIO PARAÍBA DO SUL..... 462

MONITORAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA RITA EM MARMELEIRO, PARANÁ 471

ANÁLISE DA ÁGUA DE CÓRREGOS URBANOS COM DESPEJO DE EFLUENTES NA REGIÃO OESTE DE MATO GROSSO 482

ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA DO RIO IGUAÇU, SEGMENTO ENTRE A CONFLUÊNCIA DOS RIOS IRAÍ E ATUBA ATÉ PORTO AMAZONAS/PR 490

DISPONIBILIDADE DE DADOS HIDROLÓGICOS, METEOROLÓGICOS E HIDROGEOLOGÍCOS NA REGIÃO DE MARINGÁ - PR.....	499
O PAPEL DAS MACRÓFITAS NAS WETLANDS NATURAIS PARA A RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS	510
PROGRAMA DE GARANTIA E CONTROLE DA QUALIDADE (QA/QC) APLICADO AO MONITORAMENTO HÍDRICO DA BACIA DO RIO DOCE.....	518
ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA E PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO: ESTUDO DE CASO EM UM LAGO SITUADO EM AMBIENTE URBANO	524
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE BOMBEAMENTO DAS ÁGUAS DO RIO GUANDU PARA A LAGOA GRANDE NA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA DA ETA GUANDU	533
ANÁLISE TEMPORAL DA OCUPAÇÃO URBANA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE CURSOS HÍDRICOS: ESTUDO DE CASO PARA UM MUNICÍPIO DE PEQUENO PORTE DA SERRA GAÚCHA/RS.....	544
AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO QUÍMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO IGARAPÉ DO GIGANTE - MANAUS/AM.....	552
ESTUDO SOBRE A EFICIÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DE TANINOS VEGETAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUA	559
ANÁLISE DA PRESENÇA DE AGROTÓXICOS NAS ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO DOS MUNICÍPIOS DO SUDOESTE PAULISTA E SEU MONITORAMENTO.....	562
AVALIAÇÃO DA EVOLUÇÃO TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BARRAGEM MÃE D'ÁGUA.....	569
MONITORAMENTO DOS NÍVEIS DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO ITUPARARANGA ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO	577
AVALIAÇÃO DA SÉRIE HISTÓRICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO MARCOS/RS-BR UTILIZANDO FITOPLÂNCTON COMO BIOINDICADOR.....	585
DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO TRATO GASTROINTESTINAL DE <i>PSALIDODON</i> <i>E BRYCONAMERICUS</i> NA REGIÃO DE IRATI-PR.	592
ESTUDO DO USO DO LODO DE ETA NA PRODUÇÃO DE MATERIAIS ADSORVENTES	601
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA REÚSO NA MODALIDADE AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO ETE PIRAJUBA.....	608
ANÁLISE CRÍTICA DO INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA DA ETA DO GUANDU PARA A RMRJ.....	616
ESTUDO DIAGNÓSTICO E PROJETO DE REVITALIZAÇÃO DOS RIOS INSERIDOS DENTRO DO CAMPUS DA PUCPR.	627
INFLUENCE OF LAND USE AND COVER ON WATER FLOW AND QUALITY REGULATION.....	633
INVESTIGAÇÃO DE VIABILIDADE DE ABASTECIMENTO D'ÁGUA POR POÇO SOB ASPECTOS HIDROGEOLOGÍCOS E DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO CARIRI CEARENSE	640
MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO RIO PARAGUAI UTILIZANDO O HEC-RAS	647
ESTUDO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REGIÕES HIDROGRÁFICAS DO SUL CATARINENSE: CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO PROFOR ÁGUAS SUL	658

PLANEJAMENTO E EXECUÇÃO DO 1º PROGRAMA DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS DA CORSAN/AEGEA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, IMPLEMENTADO NA BACIA DO ARROIO CASTELHANO NO MUNICÍPIO DE VENÂNCIO AIRES - RS.....	666
AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO GLIFOSATO EM POÇOS DE ABASTECIMENTO NO MUNICÍPIO DE PAVERAMA/RS.....	677
DIAGNÓSTICO PARTICIPATIVO DAS CONDIÇÕES SOCIAIS, AMBIENTAIS E DE ACESSO A ÁGUA DO ASSENTAMENTO RURAL PEQUENO WILLIAM, DISTRITO FEDERAL	686
IMPLANTAÇÃO PIONEIRA DE UNIDADES DE CONTROLE DE QUALIDADE DA ÁGUA NA SABESP: ESTUDO DE CASO NA ZONA LESTE DE SÃO PAULO	697
ESTUDO DE CASO: CENTRALIZAÇÃO DOS LABORATÓRIOS E DA GESTÃO DO CONTROLE DE QUALIDADE SABESP	703
EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIBEIRÃO SOBRADINHO, DISTRITO FEDERAL.....	707
AVALIAÇÃO DE UM MEDIDOR VENTURI COMO ALTERNATIVA PARA A MEDIÇÃO DE VAZÃO RESIDENCIAL	714
ANÁLISE HIDRÁULICA E GEOMÉTRICA DO VERTEDOURO DA USINA HIDRELÉTRICA DE NOVA PONTE.....	719

ARTIGOS COMPLETOS



3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE
**ENGENHARIA
AMBIENTAL**

– EDIÇÃO LUSO-BRASILEIRA –



2024

ÁREA TEMÁTICA 12

REAPROVEITAMENTO OU REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS



3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE
**ENGENHARIA
AMBIENTAL**



GESTÃO DE RSU PARA A BIOECONOMIA CIRCULAR NA REGIÃO ADMINISTRATIVA DE CAMPINAS (RAC)

1Mauro Donizeti Berni, 1Paulo Cesar Manduca, 2Luiz Gustavo A. de Souza

1 Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Núcleo Interdisciplinar de Planejamento Energético, NIPE, email: mberni@unicamp.br, manduca@unicamp.br; 2 Universidade Federal Fluminense, UFF, Instituto de Economia e Desenvolvimento Regional, e-mail: luizgustavoeco@gmail.com

Palavras-chave: Coleta seletiva; Valorização de RSU; Recomendações de políticas.

Resumo

As evidências de mudança global no clima tornam-se cada vez mais claras e aumentam a frequência e a força de eventos climáticos extremos; governos e empresas estão deixando de perguntar se é preciso promover a gestão adequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) e discutindo como, quando e quanto é preciso investir para reduzir e/ou promover uma destinação final sustentável aos resíduos. O procedimento metodológico para a elaboração deste estudo envolve a elaboração do estado-da-arte da cadeia de RSU voltada à produção de bioenergia e bioprodutos de resíduos sólidos e líquidos; mensuração dos impactos econômicos, sociais e ambientais diretos e indiretos; e análise das externalidades positivas e negativas. A principal ferramenta metodológica é a utilização de uma abordagem multilateral. A gestão de RSU está no centro da transição para uma bioeconomia circular. Contudo, na maioria dos municípios brasileiros ainda está longe de estar alinhada com os princípios da bioeconomia circular. Este estudo aborda o caso da Região Administrativa de Campinas (RAC), Estado de São Paulo. O atual sistema de gestão de RSU é comparado com um cenário alternativo mais sustentável. A transição do cenário atual para o alternativo é avaliada quanto aos procedimentos regulatórios, motivacionais e as barreiras a serem vencidas, para em seguida indicar recomendações de políticas utilizando a abordagem multilateral, centrada no diálogo e co-responsabilização das populações, permitindo encontrar propostas mais adequadas aos contextos diferenciados em que a gestão de RSU requer para a sustentabilidade e utilizar de princípios da bioeconomia circular. Desta forma, concentra-se na coleta seletiva de RSU e na produção de biopolpa, anexa ao aterro sanitário, finalizando com a produção de biogás. Aumentar a quantidade e a qualidade da recolha de biopolpa é um pré-requisito para uma gestão relevante para o mercado produção de biogás e biometano a partir da digestão anaeróbia. A contemplar o cenário alternativo os marcos regulatórios e políticas públicas em vigor, são suficientes e motivadores legais explícitos que podem promover a implementação deste cenário às atuais cadeias de valor de gestão de RSU na RAC. O cenário alternativo em uma cadeia de valor de base biológica. Considerando os números da ANCAT (2022) de que do total de RSU gerado por ano no Brasil, cerca de 80% são passíveis de reciclagem/reaproveitamento, tendo-se que a população é de 7.020.256 habitantes (Censo2022, 2024) na RAC e a geração de RSU média por brasileiro, em média 0,375 tonelada (t) de resíduos por ano, obtém-se 2,6 milhões de toneladas produzidos em 2022 na RAC, aproximadamente 3,2 % do Brasil. Ainda conforme a ANCAT (2022), do total anual de RSU da RAC, 51,4% é a fração molhada e a fração seca é constituída: 2,9% de metais, 13,1% de papel e papelão, 13,5% plástico e 2,4% vidro, sendo 16,7% outros resíduos secos. No tocante a coleta seletiva tem-se 0,354 tonelada/hab/ano (ABREMA, 2024). Os resultados no cenário alternativo, mostram que sistemas de recolha mais eficientes são fundamentais para aumentar a quantidade de biopolpa e, conseqüentemente, a produção de biogás e o reaproveitamento/reciclagem dos resíduos secos na RAC.

Introdução

As evidências de mudança global no clima tornam-se cada vez mais claras e aumentam a frequência e a força de eventos climáticos extremos, governos e empresas estão deixando de perguntar se é preciso promover a gestão adequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) e discutindo como, quando e quanto é preciso investir para reduzir e/ou promover uma destinação final sustentável aos resíduos.

No Brasil um dos principais exemplos de marco regulatório foi a Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 que alterou diversos dispositivos legais, nomeadamente a Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007 - marco legal das diretrizes nacionais para o saneamento básico, com um enfoque na universalização dos serviços e na prestação dos serviços de saneamento com qualidade e eficiência. A nova lei reforça a vontade de maior eficiência no setor mencionando 19 vezes o termo “eficiência” (ou eficiente), 13 vezes “qualidade”, 10 vezes “perdas de água”, 4 vezes “energia” (e energética); indicando, portanto, que são assuntos que necessitam de diretrizes e regulamentação mais específica (PROEESA, 2021).

Merece destacar o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), instituído pelo Decreto Federal nº 11.043/2022, como o principal instrumento previsto na Lei nº 12.305, de 2010 (PNRS), e traz as diretrizes, metas, estratégias e ações para modernizar a gestão de resíduos sólidos no País, de forma a colocar em prática as disposições constantes da Lei. Além disso, tem-se o reconhecimento de que o modelo da economia linear “extrair-consumir-descartar” é um modelo insustentável estando na base da Agenda 2030, adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015. Esse plano de ação global reúne 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas que envolvem vertentes econômicas, sociais e ambientais. Entre alguns dos ODS estão questões relativas ao saneamento básico, a redução de resíduos, a economia energética e a utilização de energias renováveis. Nesse contexto, os ODS só poderão ser alcançados em sua plenitude substituindo o atual paradigma de produção linear por um sistema de organização econômica baseado nos pressupostos da bioeconomia circular (BEC). O antigo



modelo que valorizava a centralização e a verticalização dos empreendimentos do século XX, tornou-se obsoleto, abrindo espaço para uma configuração dispersa das etapas de agregação de valor. Existe uma nova competição entre cadeias de suprimentos ao invés dos antigos elos, sendo essas cada vez mais longas devido à terceirização ou à busca de recursos nas mais diversas localidades. Em paralelo, a temática da sustentabilidade vem ampliando seu espaço na sociedade dada a preocupação e a conscientização crescente da população e dos governos para a preservação dos recursos naturais, preservação do meio ambiente e condições sociais justas.

A Bioeconomia (BE) pode ser definida como a produção, utilização, conservação e regeneração de recursos biológicos, incluindo conhecimento relacionado, ciência, tecnologia e inovação, para fornecer soluções sustentáveis (informações, produtos, processos e serviços), dentro e através de todos os setores econômicos e permitir uma transformação para uma economia sustentável (Global Bioeconomy Summit, 2020). A BE compreende todos os ramos primários da produção, incluindo o setor de saneamento básico empregando recursos biológicos e técnicas para gerar produtos e serviços com base em resíduos líquidos e secos, enquanto cria novas cadeias de negócios com a geração de empregos e renda. Decorre deste conceito de BE a BEC que busca relacionar bioeconomia e economia circular. Características fundamentais da BEC são: uso sustentável e eficiente dos recursos; valorização dos resíduos e uso em cascata, sustentabilidade englobando os três pilares: social, ambiental e econômico (STEGMANN et al., 2020).

Com os princípios da BEC (Figura 1) e considerando-se a tecnologia de Aterro Sanitário (AS) para a destinação final de RSU na RAC, pode-se realizar o processamento da recolha de coleta seletiva e a produção de biopolpa e biogás, bem como o reaproveitamento/reciclagem de resíduos secos no âmbito de uma biorrefinaria, anexa, a um AS. As biorrefinarias podem responder aos desafios da redução da utilização de recursos fósseis e, consequentemente, do aquecimento global que se faz cada vez mais sentir pelas alterações climáticas. Biorrefinarias podem fornecer uma ampla gama de produtos, a partir de uma ou várias matérias primas renováveis, usando uma única instalação, onde pode-se embarcar de forma conjugada uma ou mais tecnologias com TRL (*Technology Readiness Level*) acima de 6 (MANKINS, 2004).

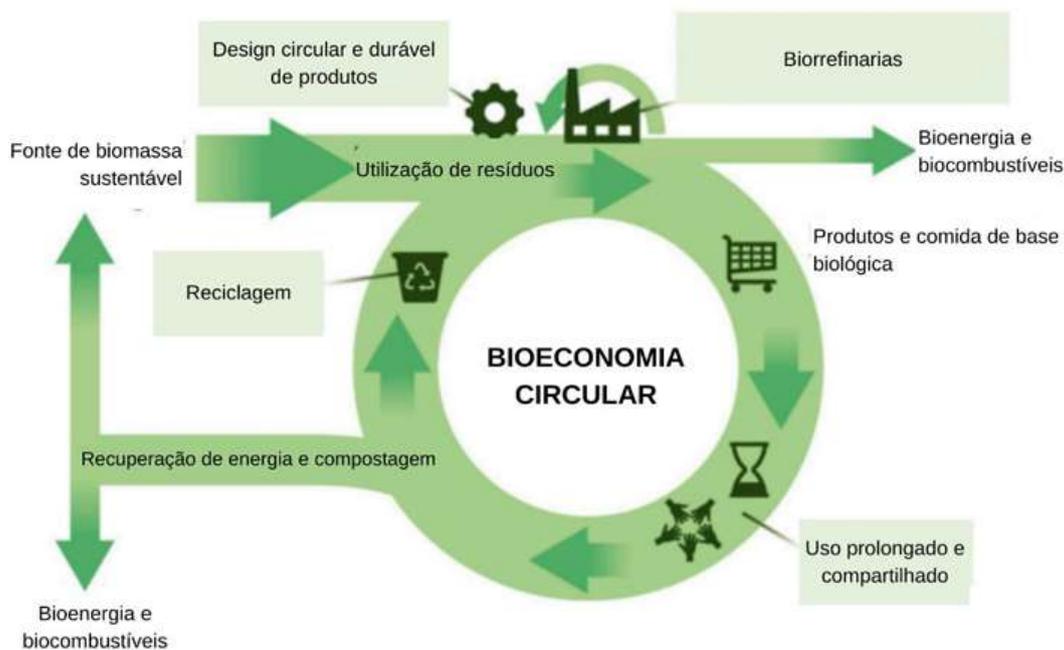


Figura 1: Elementos da BEC. Fonte: Stegmann et al. (2020) (adaptação).

Este trabalho com foco no RSU, aborda duas questões principais de pesquisa visando a análise comparativa do cenário atual e cenário alternativo mais sustentável: i) quais são os atuais impulsionadores e barreiras com base no atual marco regulatório para o saneamento e os *players* interessados para o sucesso implementação de uma economia circular com foco na melhoria da coleta seletiva e produção de biopolpa e biogás na RAC; e ii) quais recomendações políticas poderão apoiar a implementação da cadeia de valor alternativa proposta na RAC e aderente com os princípios da bioeconomia.

Materiais e Métodos

A área de estudo é composta por 90 municípios (Figura 2), sendo denominada de Região Administrativa de Campinas (RAC). Metodologicamente utiliza-se a análise comparada para avaliar a transição do cenário atual da gestão do RSU na RAC para um cenário alternativo sustentável, justo socialmente e economicamente viável. Para tanto, são analisados os procedimentos regulatórios, motivacionais e as barreiras a serem vencidas, para em seguida indicar recomendações de políticas, utilizando a abordagem multilateral, centrada no diálogo e co-responsabilização das populações, permitindo encontrar propostas mais adequadas aos contextos diferenciados em que a gestão de RSU requer para a sustentabilidade e utilizar de princípios da



bioeconomia circular. Complementarmente, tem-se extensa revisão bibliográfica e compilação de informações de estudos, análises estatísticas, bancos de dados e publicações sobre RSU na RAC, Brasil e exterior. A principal fonte de dados será o banco de dados de publicações *ISI Web of Knowledge*, denominado *WebofScience*, acessado por meio do periódico da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (www.periodicos.capes.gov.br), a partir de parâmetros de pesquisa baseado em palavras chaves afim ao tema: waste urban, management solid waste, biorrefinaria, gestão de resíduos, bioeconomia circular. Bibliografias relacionadas ao tema também são analisadas mais detalhadamente ou por meio da leitura de resumos disponíveis, para entender a magnitude e os reflexos na evolução do estado da arte da economia circular na gestão de resíduos.

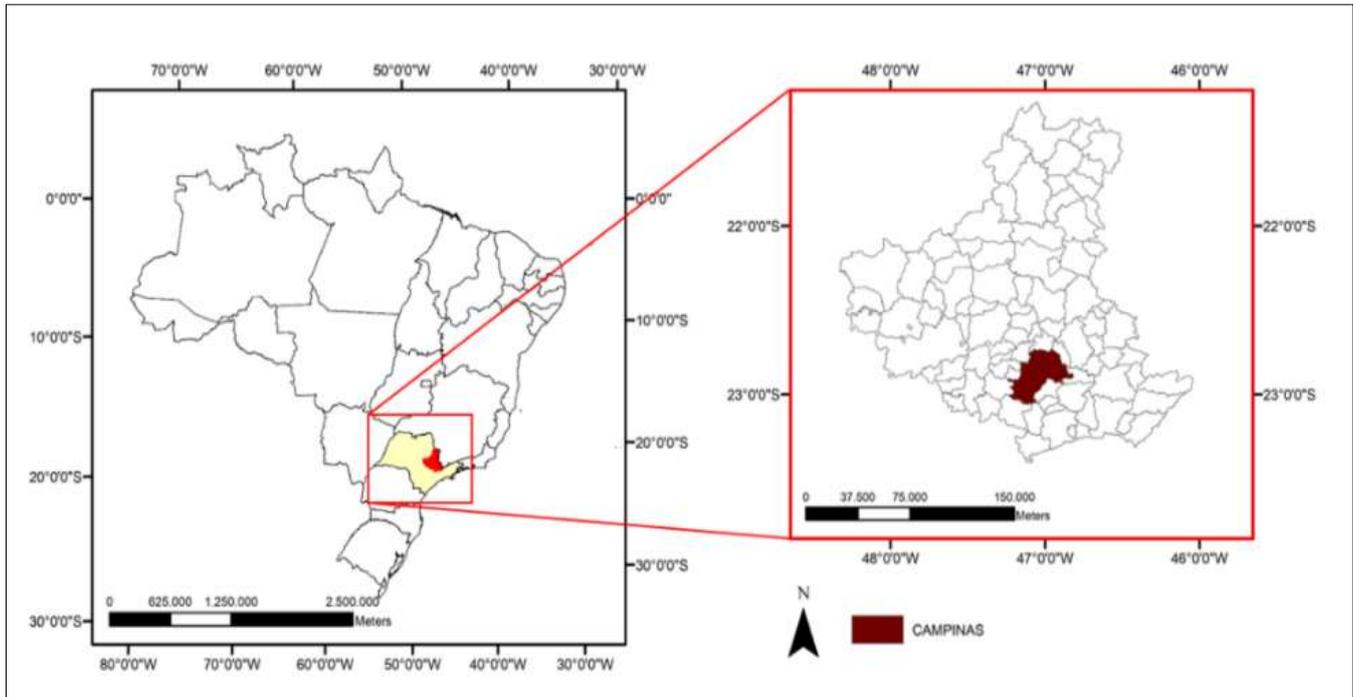


Figura 2: Localização geográfica da RAC.

Fonte: Autores

Resultados e Discussões

Avaliação do Cenário Atual (CAT) da Gestão de RSU Estadual e na RAC

A Política Estadual de Resíduos Sólidos de São Paulo (PERS) é anterior à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), tendo sido instituída pela Lei Estadual no 12.300, de 16 de março de 2006, e regulamentada pelo Decreto Estadual no 54.645, de 5 de agosto de 2009, a partir de um processo que se iniciou em 1998.

De acordo com o estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os RSU englobam os resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana. Essa conceituação é similar à da Política Estadual, com algumas diferenças. A lei federal classifica os resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, quanto à origem, como uma tipologia diferenciada de resíduo; a estadual os engloba como resíduos urbanos. Na Política Estadual os resíduos provenientes da drenagem urbana são classificados também como urbanos (CETESB, 2015).

As regiões administrativas do Estado de São Paulo, tem como benchmarking o Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS), Lei Federal nº 12.305, de 02 de agosto de 2010 (PNRS) e o seu artigo 17, bem como as orientações gerais do Ministério de Meio Ambiente (MMA) do Governo Federal, com um conteúdo mínimo contemplando: projeto de mobilização social e divulgação; panorama dos resíduos sólidos no estado; estudo de regionalização e proposição de arranjos intermunicipais; estudos de prospecção e escolha do cenário de referência; diretrizes e estratégias para a implantação do PERS; metas para a gestão de resíduos sólidos; programa, projeto e ações; sistemática de acompanhamento, controle e avaliação da implementação do Plano de Gestão de RSU (CETESB, 2023).

O Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos de 2022 (CETESB, 2023), reflete as condições ambientais dos sistemas de compostagem, das estações de transbordo e da disposição final em aterro dos RSU oriundos da coleta pública, a partir de dados obtidos e consolidados em cada um dos 645 municípios do estado de São Paulo. Apesar dos grandes esforços de fiscalização e de orientação aos municípios, o número de aterros inadequados no estado aumentou de 27 em 2021 para 34 em 2022. Em 2021, 610 municípios contavam com aterros enquadrados na condição adequada e, em 2022, 603, correspondendo a 94,7% dos municípios. As quantidades de resíduos sólidos dispostos adequadamente, passou de 97,7 para 98,7% no mesmo período.



O Estado de São Paulo possuía 319 aterros sanitários em 2022, sendo 284 aterros públicos, correspondendo a 89,0% dos aterros e 35 privados, correspondendo a 11,0%. Com relação às quantidades de resíduos verifica-se, entretanto, que 60,1% dos resíduos eram dispostos em aterros privados (CETESB, 2023).

A Figura 3 ilustra as regiões administrativas do Estado de São Paulo, com destaque para a RAC com seus 90 municípios.



Figura 3: Regiões Administrativas do Estado de São Paulo com destaque para a RAC.
Fonte: SEADE, 2024 e CETESB, 2015 (Adaptação)

Principais Políticas Públicas

No que concerne às políticas públicas adotadas para a melhoria de gestão de resíduos sólidos, bem como, para o auxílio e o assessoramento dos municípios, destacam-se (CETESB, 2023):

i) **Projeto Ambiental Estratégico LIXO MÍNIMO**

Esse projeto foi instituído pelas Resoluções SMA nº 21, de 16 de maio de 2007, e SMA nº 50, de 11 de novembro de 2007, com os objetivos de eliminar a disposição inadequada de resíduos domiciliares no estado de São Paulo, extinguindo os lixões a céu aberto; aprimorar a gestão de resíduos domiciliares; e, fomentar a reciclagem e a minimização da geração de resíduos.

ii) **Programa MUNICÍPIO VERDEAZUL**

Esse programa objetiva estimular a participação dos municípios na política ambiental, com adesão ao Protocolo VerdeAzul, além de certificar os municípios ambientalmente corretos, dando prioridade no acesso aos recursos públicos. Entre as diretrizes ambientais que devem ser atendidas pelos municípios, destaca-se a dos resíduos sólidos que privilegia as cidades cujo local de disposição recebe a classificação de Índice de Qualidade de Aterros de Resíduos (IQR) adequado, bem como, as que possuem Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, programa e/ou ações de coleta seletiva e ações de responsabilidade pós-consumo com setores produtivos para a coleta e destinação adequada de resíduos. IQR entre 0,0 e 0,7 inadequados e entre 0,71 e 10,0 adequados.

iii) **Fundo Estadual de Recursos Hídricos - FEHIDRO**

Desde 1997 até 2021, foram alocados recursos do FEHIDRO no montante de R\$ 84,36 milhões para a elaboração de projetos e a implantação de aterros sanitários, construção de centros de triagem e reciclagem de resíduos sólidos, elaboração de planos de gestão e gerenciamento integrados de resíduos sólidos etc., por intermédio dos Comitês de Bacias Hidrográficas, observado o disposto na Lei nº 7.663, de 30 de dezembro de 1991, e no Decreto nº 48.896, de 26 de agosto de 2004 e suas alterações. A CETESB desempenhou até 2021 o papel de agente técnico do FEHIDRO, efetuando a análise de projetos e o acompanhamento de obras, com vistas à liberação dos recursos correspondentes. A partir de 2022, os novos empreendimentos foram encaminhados para uma empresa de consultoria contratada pelo FEHIDRO, sendo indicados projetos relativos a resíduos no valor de R\$ 2,28 milhões.

iv) **Programa de Aterros Sanitários em Valas**



O Programa de Aterros Sanitários em Valas foi estabelecido pelos Decretos nº 44.760, de 13 de março de 2000, e nº 45.001, de 27 de junho de 2000, permitindo a celebração de convênios entre a Secretaria do Meio Ambiente - SMA e 281 municípios de pequeno porte, com população de até 25.000 habitantes. Foram celebrados 203 convênios com os municípios que manifestaram interesse. Até 2008, os repasses do Estado alcançaram cerca de R\$ 2,0 milhões e não estão sendo firmados novos convênios.

Fundo Estadual de Prevenção e Controle da Poluição (FECOP).

Até 2021, o Governo do Estado liberou R\$ 21,82 milhões a 623 municípios para a aquisição de caminhões coletores e compactadores de lixo, caminhões para coleta seletiva, pás carregadeiras, retroescavadeiras, trator de esteira, trituradores de galhos, centros de triagem de resíduos sólidos urbanos, implantação de ecopontos e desenvolvimento de plano regional de gestão integrada de resíduos sólidos, nos termos do Fundo Estadual de Prevenção e Controle da Poluição - FECOP, criado pela Lei no 11.160, de 18 de junho de 2002.

v) Programa Estadual de Implementação de Projetos de Resíduos Sólidos

Em fevereiro de 2012, por meio do Decreto Estadual nº 57.817/2012 foi estabelecido o Programa Estadual de Implementação de Projetos de Resíduos Sólidos, que institucionaliza a atuação da Secretaria do Meio Ambiente no tema e cria uma estrutura de quatro projetos: (1) elaboração do Plano Estadual de Resíduos Sólidos, (2) apoio aos planos Municipais de Resíduos Sólidos, (3) melhoria na gestão dos resíduos, que se subdivide em responsabilidade pós-consumo, sistema declaratório, melhoria da gestão dos resíduos de construção civil, (4) educação ambiental para resíduos sólidos.

O cenário atual da gestão de RSU estadual vis-à-vis o acompanhamento dos índices de qualidade, caso do IQR por exemplo, ao longo dos anos, permitem aferir o resultado das ações de controle de poluição ambiental desenvolvidas no estado e a eficácia dos programas alinhados com as políticas públicas estabelecidas para o setor, além de possibilitar o aperfeiçoamento dos mecanismos de gestão ambiental. De acordo com CESTESB (2023) o acompanhamento dos locais de disposição de RSU demonstra a necessidade de intensificar os esforços para buscar soluções mais adequadas e modernas para a gestão dos resíduos sólidos e aperfeiçoar as condições de disposição desses resíduos no estado. Neste sentido, cabem soluções ainda, não contempladas as ações voltadas à minimização, à redução, à reciclagem e ao tratamento de resíduos preconizadas na PNRS, PLANARES e PERS no Estado de São Paulo.

O estado de São Paulo é dividido em 15 mesorregiões ou Regiões Administrativas (RA), cada qual composta por municípios contíguos geograficamente, tendo similaridades sociais, econômicas e ambientais.

Através do Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos (IGR) é possível a análise comparativa entre as RA. O IGR é calculado pela combinação do Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR), Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem (IQC) e Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos (IQG), este último agregando indicadores de quatro áreas (instrumentos para a política de resíduos sólidos; programas ou ações municipais; coleta e triagem; tratamento e disposição) (CETESB, 2015). Os IGR são avaliados e divididos em 3 categorias: Ineficiente ($IGR \leq 6,0$), Mediana ($6,0 < IGR \leq 8,0$) e Eficiente ($8,0 < IGR \leq 10,0$).

Especificamente, foco deste trabalho a RAC ocupa uma área de 27.079 km², que representa 10,9% do território total do estado de São Paulo (SEADE, 2024). A RAC é a segunda mais importante economicamente para o Estado de São Paulo, atrás apenas da Região Metropolitana de São Paulo. A população da RAC de acordo com censo 2022 é de 7.020.256 habitantes (Censo2022, 2024). A RAC abrange 10 dos 12 polos de desenvolvimento criados pela Secretaria Estadual de Desenvolvimento Econômico para incentivar os setores produtivos da região. São eles: alimentos e bebidas; automotivo; biocombustíveis; derivados do petróleo e petroquímicos; metal-metalúrgico, máquinas e equipamentos; papel, celulose e reflorestamento; químico, borracha e plástico; saúde e farma; tech (agritech, aeroespacial, serviços tecnológicos) e têxtil, vestuário e acessórios (DESENVOLVESP, 2024). Os insumos energéticos mais utilizados RAC são os derivados de petróleo, seguidos por energia elétrica, etanol e gás natural (SEMIL, 2024).

A CETESB (2015) elabora o enquadramento dos municípios no Índice de Gestão dos Resíduos Sólidos (IGR). O IGR é composto pelo Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos (IQG), Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) e o Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem (IQC), através da seguinte fórmula: $IGR = 0,6 * IQG + 0,35 * IQR + 0,05 * IQC$. O IGR 2013, por Regiões Administrativas esta apresentado na Tabela 1. De acordo com a Tabela 1, pode ser observado que a RAC está entre as 30% os piores IGR de ineficiência, como também entre as piores RA com IGR eficiente, onde entre os municípios respondentes do questionário CETESB, somente um município atingiu o IGR eficiente.

Este quadro, demonstra que apesar da pujança econômica da RAC existe uma grande lacuna a ser preenchida através da gestão dos RSU de forma sustentável. Essa situação mostra-se mais delicada ao se estabelecer relações entre a vida útil dos aterros existentes e as necessidades futuras para criação de novos, limitadas pelas regulamentações/condicionantes ambientais, maior preço dos terrenos, sobretudo nas regiões metropolitanas, locais, justamente, em que há maior geração de resíduos. A esses problemas, somam-se outros de ordem ambiental e financeira, diante do aumento das distâncias entre os municípios em que são gerados e os locais em que podem ser dispostos os resíduos e, em breve, apenas os rejeitos (CETESB, 2015).

Dessa forma, questões como a quantidade dos resíduos dispostos, qualidade dos aterros e a sua vida útil, o fluxo intermunicipal dos resíduos, a atuação do poder público e a terceirização dos serviços são fundamentais para serem discutidas dentro do planejamento e a gestão dos resíduos sólidos. Diante de todas as questões levantadas fica evidente a importância de uma reflexão sobre a situação da gestão dos RSU na RAC. Contudo, as informações hoje disponíveis acerca desse quadro, sobretudo com relação aos aspectos financeiros, são escassas e/ou incompletas. Deve-se ressaltar que a responsabilidade pela



gestão dos resíduos sólidos é municipal, mas a busca de uma visualização dessa situação geral do estado é importante, pois possibilita o aprimoramento de ações e estratégias a serem adotadas em âmbito estadual.

Tabela 1: Enquadramento dos municípios no IGR 2013 e o percentual da geração de RSU desses municípios com relação ao total gerado no estado de São Paulo, apresentados por regiões administrativas

Regiões Administrativas	Total de Municípios	Municípios que não responderam	IGR Ineficiente			IGR Mediana			IGR Eficiente		
			Número de municípios	Porcentagem de municípios da RA	Porcentagem geração de RSU do Estado	Número de municípios	Porcentagem de municípios da RA	Porcentagem geração de RSU do Estado	Número de municípios	Porcentagem de municípios da RA	Porcentagem geração de RSU do Estado
Araçatuba	43	7	19	44,19	0,20	17	39,53	0,31	0	0	0
Barretos	19	1	7	36,84	0,34	10	52,63	0,18	1	5,26	0,02
Bauru	39	9	19	48,72	1,23	10	25,64	0,17	1	2,56	0,02
Campinas	90	24	39	43,33	3,72	26	28,89	0,45	1	1,11	0,02
Central	26	8	10	38,46	0,46	7	26,92	0,12	1	3,85	0,02
Franca	23	4	10	43,48	0,39	9	39,13	0,15	0	0	0
Marília	51	9	17	33,33	0,46	24	47,06	0,43	1	1,96	0,02
Presidente Prudente	53	11	25	47,17	0,99	17	32,08	0,29	0	0	0
Registro	14	5	8	57,14	0,22	1	7,14	0,02	0	0	0
Ribeirão Preto	25	5	12	48,00	0,49	6	24,00	0,11	2	8	0,04
Santos	9	2	2	22,22	0,76	4	44,44	0,07	1	11,11	0,02
São José do Rio Preto	96	11	41	42,71	0,52	44	45,83	0,77	0	0	0
São José dos Campos	39	12	16	41,03	2,50	11	28,21	0,19	0	0	0
Sorocaba	79	20	34	43,04	1,32	23	29,11	0,41	2	2,53	0,04
Metropolitana de São Paulo	39	11	15	38,46	6,55	13	33,33	0,22	0	0	0

Fonte: CETESB, 2015

Uma das soluções propostas para a racionalização e melhoria da gestão dos resíduos sólidos estabelecida nas Políticas Federal e Estadual de Resíduos Sólidos é a constituição de consórcios públicos voltados à gestão dos resíduos, devendo estar assentada na coleta seletiva para a reciclagem/reaproveitamento e a produção de biopolpa e biogás, anexa, aos AS, sob o conceito da BEC e biorrefinaria.

A seguir, para efeito de reflexão propõem-se um cenário alternativo sustentável de forma a atender a BEC e auxiliar na proposição de políticas públicas e mitigação das questões climáticas.

Avaliação de um Cenário Alternativo (CAL) para a Gestão de RSU na RAC

O IQR e o IGR apresentados com suas ressalvas e limitações, possibilitam a constatação, que existe espaço para aprimorar a gestão de RSU na RAC. Fatores como a regulamentação legal e ordenamento jurídico vigentes; maior eficácia dos mecanismos de fiscalização; mudança de mentalidade da sociedade e do poder público, entre outros e, combinados entre si, são variáveis de contorno essenciais para o estabelecimento de um cenário alternativo sustentável para atender os objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) da ONU para 2030 a partir da gestão de RSU.

O aperfeiçoamento da gestão, como por exemplo, no que tange ao tratamento dos resíduos; a uma maior conscientização da população com relação ao consumo e descarte dos resíduos; à coleta seletiva; à busca de soluções consorciadas; à implantação de uma gestão profissional dos resíduos sólidos ancorada em uma mão de obra tecnicamente qualificada favorece também a produção de biopolpa e biogás.

A Figura 4, ilustra o cenário alternativo contemplando as diretrizes da PNRs, Planares, PERS e os conceitos de BEC para o horizonte de 2030 na RAC, visando atingir o objetivo de reciclagem/reutilização e a produção de biopolpa e biogás.

No cenário alternativo e para que se possa partir da teoria à prática, a BEC necessita se apoiar em uma nova visão dos RSU. Se estes ainda são vistos como um resultado indesejado, mas inevitável, das atividades humanas, seu gerenciamento seguirá focado em afastá-los e dispô-los, de forma estanque e segura. Mas, se o objetivo é o de ampliar o valor e a utilização dos recursos naturais pela sociedade, será fundamental reconhecer que estes podem ser evitados, e quando isso não for possível, recuperados da melhor forma possível.

A contemplar o cenário alternativo os marcos regulatórios e políticas públicas em vigor, são suficientes e motivadores legais explícitos que podem promover a implementação deste cenário às atuais cadeias de valor de gestão de RSU na RAC. O cenário alternativo em uma cadeia de valor de base biológica. As eventuais barreiras a serem superadas podem ser classificadas



em sete (7) categorias de acordo com o escopo desejável pela sociedade e o poder municipal que é o principal responsável pela gestão dos RSU: i) jurídico/administrativo através de metas vinculativas e sanções administrativas por descumprimento; ii) adoção das melhores técnicas disponíveis (MTD), envolvendo infraestruturas e equipamentos e requisitos de qualidade dos resíduos; iii) capacidade de investimento em inovação, MTD e novas cadeias de produtos, iv) mercados para produtos de base biológica derivado dos RSU; vi) incentivos económicos, tais como reduções fiscais, encargos/taxas sobre resíduos e subsídios; vi) meio ambiente/saúde envolvendo emissões de gases de efeito estufa GEE), possíveis outros impactos sobre ambiente e saúde; vii) aceitação pública de novos sistemas de coleta de RSU e campanhas de sensibilização sobre a coleta seletiva, visando a reciclagem/reaproveitamento e a produção de biopolpa e biogás.

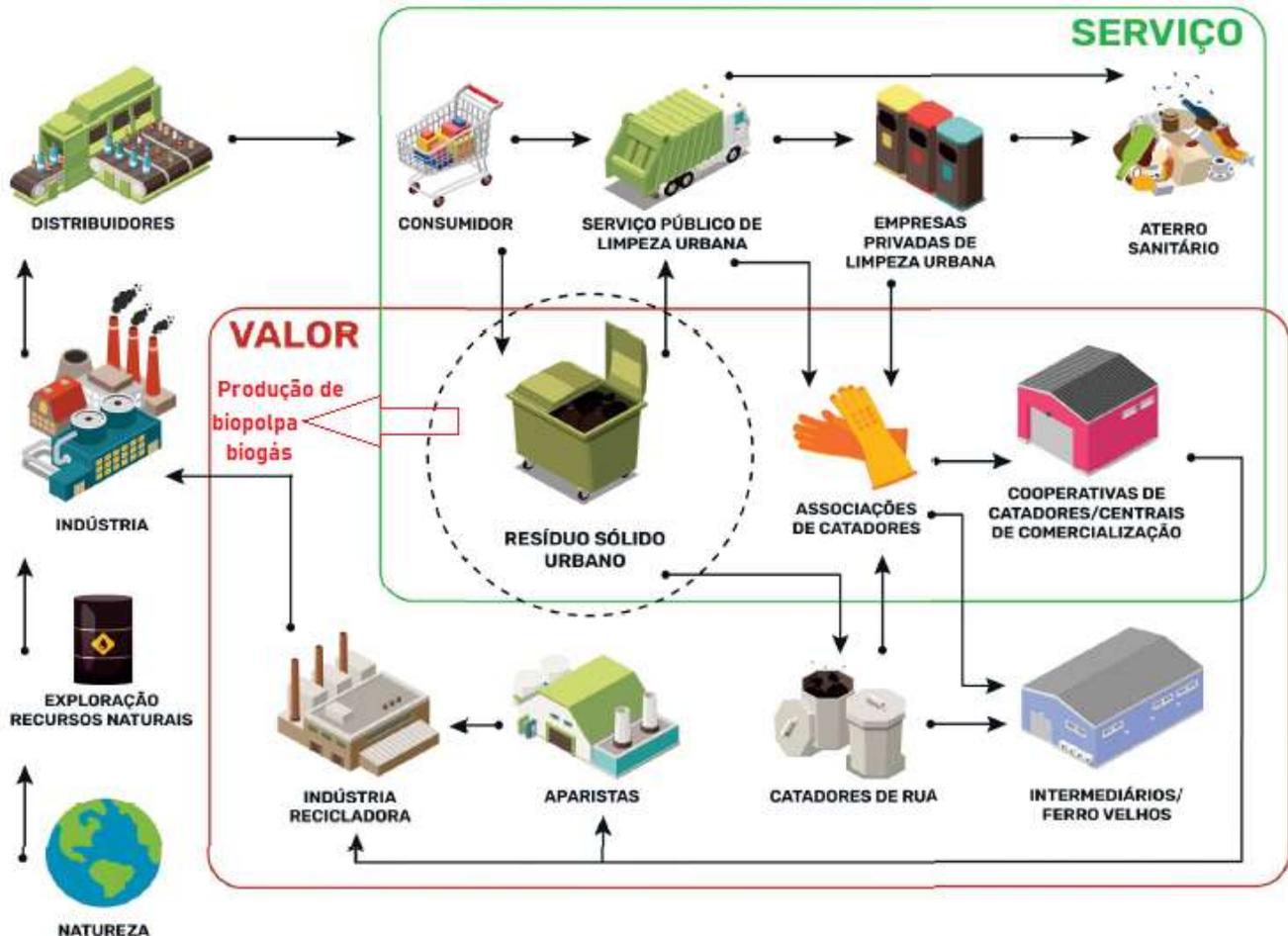


Figura 4: Cadeia de Valor para RSU no Cenário Alternativo: Reciclagem/Reaproveitamento e a Produção de Biopolpa e Biogás.

Fonte: adaptado de ANCAT, 2022

O cenário alternativo implica melhorias nas três principais etapas do valor cadeia de RSU, incluindo prevenção, coleta seletiva e o tratamento: i) a introdução de medidas de prevenção das quantidades atuais de geração; ii) utilização de *containers* para coleta seletiva e/ou lixeiras inteligentes para aumentar a qualidade e quantidade de resíduos secos e molhados, coletados separadamente; e (iii) a valorização do biogás produzido a partir da tecnologia de digestão anaeróbia.

Reciclagem/Reaproveitamento, Produção Biopolpa e Biogás de RSU na RAC no cenário alternativo.

A figura 4, mostra a possibilidade da coleta seletiva e a entrada das associações de catadores como o principal elo da cadeia de valor para o reaproveitamento dos chamados resíduos secos.

No geral, para RAC existe à falta de registros disponíveis para a cadeia produtiva da reciclagem. Aliás, esta é uma lacuna a ser preenchida em cenário de aproveitamento econômico de resíduos. É fundamental a ampliação de parcerias institucionais visando agregar novos dados e abarcar registros referentes a todos os atores atuantes com reciclagem/reaproveitamento de RSU por município no Estado de São Paulo. A reciclagem/reaproveitamento de resíduos, mesmo após a aprovação da PNRS e do PLANARES, ainda é pouco desenvolvida e muito menos conhecida, o que dificulta definir ações mais precisas para eliminar problemas que impedem seu crescimento entre as opções de tratamento de RSU.

Considerando os números da ANCAT (2022) de que do total de RSU gerado por ano no Brasil, cerca de 80% são passíveis de reciclagem/reaproveitamento, tendo-se que a população é de 7.020.256 habitantes (Censo2022, 2024) e a geração



de RSU média por brasileiro, em média 0,375 tonelada (t) de resíduos por ano, obtém-se 2,6 milhões de toneladas produzidos em 2022 na RAC, aproximadamente 3,2 % do Brasil. Ainda conforme a ANCAT (2022), do total anual de RSU da RAC, 51,4% é a fração molhada e a fração seca é constituída: 2,9% de metais, 13,1% de papel e papelão, 13,5% plástico e 2,4% vidro, sendo 16,7% outros resíduos secos. No tocante a coleta seletiva tem-se 0,354 tonelada/hab/ano (ABREMA, 2024).

O quadro geral da RAC para ano de 2022, seria:

Total de RSU coletado	= 2.485.170 t/ano.
RSU molhado	= 1.277.377 t/ano, podendo seguir para a produção de biopolpa e biogás.
RSU seco	= 792.769 t/ano, podendo seguir para reciclagem/reaproveitamento.

Por fim, merece citar no cenário CAL pode ser contemplado o aproveitamento a biopolpa obtida de resíduos orgânicos do RSU de outros produtos químicos, além do biogás. Observe que existe a necessidade de encontrar métodos apropriados e ecológicos para lidar com as enormes quantidades de RSU. Entre as frações diversas de RSU a fração orgânica na forma de biopolpa não é aproveitada adequadamente. Na verdade, via de regra a possível biopolpa são normalmente aterrados, queimados ou compostados. No cenário CAL novas abordagens são necessárias por considerar os conceitos da BEC. Neste conceito, a produção de produtos químicos básicos, como o ácido láctico e ácido succínico pode constituir uma forma alternativa de valorização dos RSU. Nesse contexto, por exemplo o ácido láctico tem uma ampla variedade de aplicações e é usado como plataforma química para formular polímeros biodegradáveis, solventes verdes etc. Especificamente, o ácido láctico tem dois isômeros (ácido L- e D-láctico) amplamente utilizados nas indústrias alimentícia, farmacêutica e química (Khoshnevisan et al., 2020).

Considerações Finais

A geração continuada devido ao crescimento populacional e a destinação inadequada dos resíduos sólidos são inequivocamente alguns dos principais desafios da sustentabilidade, e causa de muitos dos problemas socioambientais enfrentados pela humanidade.

Conforme RIBEIRO (2023), em um primeiro momento, os impactos mais perceptíveis dos RSU são aqueles relacionados aos efeitos, tanto no meio natural como nas pessoas, das formas inadequadas de gestão, principalmente a contaminação do solo, das águas e do ar. É o caso da falta de coleta, do envio aos “lixões”, da queima de lixo a céu aberto, entre outras formas de descarte que afetam diretamente os organismos, prejudicam o metabolismo dos ecossistemas e promovem diversos tipos de doenças nas pessoas. Porém, mesmo quando existem sistemas de gerenciamento adequados podem ocorrer impactos, que vão desde o próprio uso do solo para instalação de um aterro (inviabilizando usos mais produtivos como para fins agrícolas, habitacionais, etc.), até mesmo pelos próprios impactos do funcionamento das instalações de tratamento, como por exemplo o chorume de aterros com destinação incorreta.

Existe ainda um último tipo de impacto, que foi o tema deste trabalho que é o de aproveitamento econômico de RSU com tecnologias comercialmente disponíveis, implantadas, anexas a AS existentes. A ideia no cenário alternativo proposto é o de reverter esta potencial perda de valor dos materiais pela sociedade, mesmo nos casos onde os AS são bem operados. Neste contexto, ter-se-á a preservação do valor do capital natural, reduzindo a quantidade de matérias-primas extraídas da natureza, maximização da produtividade dos recursos já extraídos, recuperando ao máximo os resíduos, e estimular a efetividade do sistema, reduzindo as externalidades e gerando impactos positivos a todas as partes interessadas.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a todas as partes interessadas envolvidas no tema gestão de RSU pelas preciosas discussões e feedback. Muito obrigado ao suporte da infraestrutura e equipamentos do NIPE/UNICAMP e ao suporte financeiro da EDUCORP e FAPEX/PRP/UNICAMP. Agradecimentos especiais também ao pesquisador Prof. Dr. Luiz Gustavo Antonio de Souza pela revisão linguística do texto.

Referências Bibliográficas.

ABREMA, Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente, Panorama dos resíduos sólidos no Brasil em 2022, Disponível: <https://abrelpe.org.br/>, Acessado: Janeiro 2024, 64 p.

ANCAT, Associação Nacional de Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis, Atlas Brasileiro de Reciclagem (ABR), São Paulo, SP, 2022, 117 p.

Censo2022, Dados Censo 2022, SEADE, Disponível: <https://censo2022.seade.gov.br>, Acessado: Fevereiro 2024.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística (SEMIL), Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos, Série Relatórios, 2023, 82 p.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Plano Estadual de RESÍDUOS SÓLIDOS do Estado de São Paulo, versão preliminar, Volume I, Panorama, 2015, 210 p.

DESENVOLVESP, Estatísticas Estado e Municípios, Disponível: <https://www.saopaulo.sp.gov.br/orgaos-e>



entidades/prefeituras-paulistas/, Acessado: Janeiro 2024.

Global Bioeconomy Summit 2020, Global Bioeconomy Policy Report (IV): A decade of bioeconomy policy development around the world, 2020, 170 p.

Khoshnevisan B. et al., Biowaste from Copenhagen municipality as a useful resource: Investigating possibilities for valorising the biowaste from household, Ref. Ares (2020)1211287 - 26/02/2020, Technical University of Denmark, Department of Environmental Engineering, 2020, 86 p.

Mankins, J. C., Technology Readiness Levels, A White Paper, NASA, April 6, 1995, Edited: 22 December 2004.

ProEESA - Projeto de Eficiência Energética no Abastecimento de Água, Propostas para abordar a eficiência energética em Normas de Referência Nacionais de Saneamento, 2021, 99 p.

Ribeiro, F. M., De lixo a recursos: A visão dos resíduos sólidos na economia circular, LEOPOLDIANUM, Ano 49, n. 139, 2023, 14 p.

SEADE, Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados (SEADE), Dados Municipais, Disponível: (<https://municipios.seade.gov.br/>), Acessado: Janeiro 2024.

SEMIL, Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, Plano de Ação Climática 2050, Disponível: <https://semil.sp.gov.br/2022/11/consulta-publica-plano-de-acao-climatica-2050/>, Acessado: Janeiro 2024, 99 p.

Stegmann, P. et al., The circular bioeconomy: Its elements and role in European bioeconomy clusters, <https://doi.org/10.1016/j.rcrx.2019.100029>, 2020.



AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS DE CONSTRUÇÃO E DEMOLIÇÃO NO COMPORTAMENTO MECÂNICO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS

1Estéfani Clara, 2Breno Salgado Barra, 3Thiago Persike, 4Alexandre Mikowski, 5João Victor Staub de Melo
1,2,3,4,5 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: estefani.clara@hotmail.com / breno.barra@ufsc.br / thiagopersike.eng@gmail.com / alexandre.mikowski@ufsc.br / joao.victor@ufsc.br

Palavras-chave: resíduo de construção e demolição (RCD); metodologia francesa; misturas asfálticas.

Resumo

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar o comportamento mecânico de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenus* (BBSG), com a incorporação de resíduo de construção e demolição (RCD). Para a composição granulométrica adotou-se o método teórico, utilizando as equações de Fuller-Talbot. A incorporação do RCD compreendeu as frações passantes no intervalo de peneiras 2,20 mm a 0,075 mm, relacionadas à curva granulométrica de projeto, testando variações percentuais de 7,0 %, 15,0 % e 30,0 %, as quais foram comparadas às formulações de referência, integralmente compostas por granulares de origem gnáissica. Foi utilizado o ligante betuminoso 30/45, em sua forma pura, compreendendo diversas séries de dosagens em cada caso. As avaliações das misturas asfálticas consideraram o escopo da metodologia francesa e abrangeram aspectos relacionados à habilidade de compactação na prensa de compactação por cisalhamento giratório (PCG), resistência à ação da água no ensaio de Duriez a 18 °C e à deformação permanente a 60 °C. Os resultados obtidos indicaram que as partículas do RCD possuem macrotextura subangular e microtextura rugosa, com porosidade e superfície específica quase três vezes maiores que as frações de rocha britada e má afinidade elétrica com o ligante betuminoso. Logo, em comparação às formulações de referência, verificou-se a participação decisiva do RCD no aporte de maiores teores de ligante nas dosagens e na redução da trabalhabilidade das misturas asfálticas durante o processo de compactação, além de acarretar menor resistência à ação deletéria da água e aumento do fenômeno da fluência nos ensaios de deformação permanente.

Introdução

As medidas atuais de disposição têm gerado significativa ocupação do solo e poluição das águas. Esta situação exige que o país administre os RCD de uma forma mais sustentável, como a sua reutilização na construção de infraestruturas, como aterros, construção de pavimentos e outras infraestruturas civis. A utilização de RCD na construção de pavimentos tem sido considerada uma forma prática de reciclar resíduos (LIU et al., 2023; DOMICIANO, 2019).

As atividades de construção e demolição não só geram uma grande quantidade de resíduos de aterro que consomem recursos terrestres escassos (Besklubova et al., 2023), mas a reutilização limitada de tais materiais para novos projetos de construção contribui para uma parcela significativa do efeito estufa global. Emissões de gases de efeito estufa (GEE), sendo o setor de cimento sozinho responsável por aproximadamente 5% a 8% das emissões mundiais de CO₂ (KRAVCHENKO et al., 2024; CHEN et al., 2022; BENHELAL et al., 2021).

De acordo com o panorama dos resíduos sólidos no Brasil, elaborado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2022), apenas em 2021 foram coletadas mais de 48 milhões de toneladas de RCD no âmbito municipal.

No Brasil, atualmente, existem duas normas que regulamentam o uso do RCD como agregado reciclado em obras da construção civil, a ABNT NBR 15115 (2004) e ABNT NBR 15116 (2004), específicas para o uso de granulares em pavimentação.

Na ausência de uma gestão adequada de RCD o aumento da quantidade de RCD pode ter efeitos adversos importantes no ambiente, tais como ocupação de espaços em aterros, esgotamento de recursos naturais devido à reciclagem inadequada e contaminação decorrente de aterros.

Apesar do forte apelo ecológico que tem se observado no mundo acerca do reaproveitamento de recursos naturais, verifica-se a falta de incentivo público intenso às políticas de desenvolvimento sustentável, além de ainda haver reticências em muitos casos a respeito da utilização de materiais reciclados em obras de engenharia civil, incluindo a concepção de misturas asfálticas e a construção de estruturas de pavimento (Jiang et al., 2023; Nascimento et al., 2020; Blaisi, 2019; Akanbi et al., 2018).

Tendo em vista a enorme demanda de infraestrutura de pavimentação, tanto em novas construções quanto em serviços de reabilitação, as principais preocupações da indústria de pavimentação são a conservação dos recursos naturais e a utilização de materiais residuais para obter economia e proteger o meio ambiente (PUROHIT et al., 2022).

Nesse contexto, esta pesquisa propõe a avaliação de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenus* (BBSG), com foco na verificação da viabilidade técnica do uso de RCD, em substituição parcial às frações granulares oriundas de maciço rochoso gnáissico, considerando aspectos relacionados à metodologia francesa de formulação, com enfoque principal na resistência à deformação permanente.



Considerações gerais sobre os resíduos da construção e demolição

O Estado de Santa Catarina aprovou em 2010 a Lei 15.251, a qual regulamenta a coleta, transporte e destinação final de resíduos. No ano de 2011 foi publicada a Lei 15.442, a qual alterou a ementa e os Arts. 1º, 2º, 3º e 4º da Lei nº 15.251, apresentando em seus anexos os modelos para manifesto de transporte de resíduos (MTR) e certificado de destinação final (CDF).

Em 2014, a Fundação Municipal do Meio Ambiente (FATMA) à época, lançou por meio da Portaria FATMA nº 242/2014, o sistema de controle de movimentação de resíduos e de rejeitos, o qual substituiu as vias físicas do MTR, possibilitando a geração online dos documentos previstos em Lei.

O Instituto do Meio Ambiente (IMA; extinta FATMA) lançou no ano de 2020 o Boletim de Desempenho de Resíduos do Estado de Santa Catarina (BDRESC).

No município de Joinville/SC, visando assegurar a destinação adequada dos RCD, foi instituída no ano de 2010, a Associação Joinvillense de Condutores de Transportes de Resíduos (AJOCTRE).

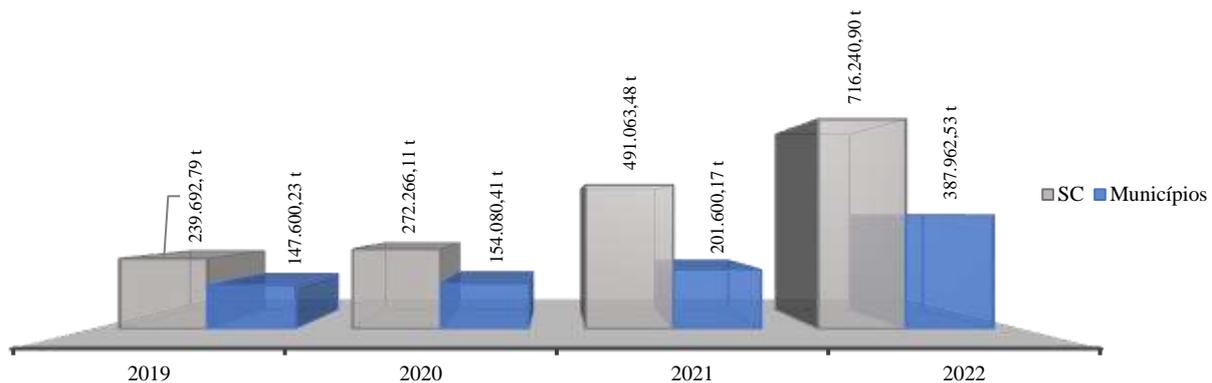


Figura 1: Comparativo do montante de RCD gerado no Estado de SC e municípios de Joinville, Araquari, São Francisco do Sul e Garuva, em toneladas.

Fonte: Persike (2023)

Por meio de comunicação digital com a AJOCTRE, foram fornecidos dados das coletas de RCD, para os municípios de Joinville, Araquari, São Francisco e Garuva, abrangendo o período entre 2019 e 2022 (PERSIKE, 2023). A Figura 1 ilustra o comparativo dos dados disponibilizados.

Material e Métodos

Materiais

As frações granulares desta pesquisa foram oriundas de britagem de maciço rochoso gnáissico, coletadas em jazida localizada na região metropolitana de Joinville/SC. Os ensaios de caracterização foram executados conforme as normas vigentes no Brasil (Tabela 1).

Tabela 1: Caracterização das frações granulares

Ensaio	Norma	Limites	Resultados	
			Quantitativo	Qualitativo
Desgaste por abrasão Los Angeles	DNER-ME 035/1998 e DNER-ME 037/1997	Máx. 50,0 %	13,4 %	-
Índice de forma	ABNT NBR 7809/2006	Mín. 0,5	0,60	Boa angularidade
Resistência ao ataque químico (Durabilidade)	DNER-ME 089/1994 e DNER-ME 037/1997	Máx. 12,0 %	5,30 %	-
Adesividade ao ligante betuminoso	DNER-ME 078/1994	-	-	Má
Equivalência de areia	DNER-ME 54/1997	-	78,0 %	-
Teor de material pulverulento	DNER-ME 266/1997 e DNER-ME 37/1997	Máx. 1,0 %	0,40 %	-
Absorção	-	-	0,33 %	-

O RCD utilizado nesta pesquisa foi proveniente de um serviço de demolição de um galpão industrial, sito à cidade de Joinville/SC, caracterizado pela predominância de alvenaria em tijolo à vista, em que os blocos residuais foram beneficiados a partir de processo de britagem.

As análises química, física e mineralógica das amostras de RCD foram realizadas no Laboratório de Caracterização de Micropartículas (LACAMI), localizado em Criciúma/SC.

Neste contexto, a análise de textura superficial das partículas de RCD foi realizada a partir da técnica de adsorção de



Nitrogênio (BET). A Tabela 2 apresenta os resultados obtidos, em comparação ao pó de pedra gnáissico analisado por Clara (2020).

Tabela 2: Comparativo da análise de superfície específica do RCD e pó de pedra

Amostra	Área Superficial (m ² /g)	Volume de poros (cm ³ /g)	Diâmetro médio de poros (Å)
RCD	7,990	0,03463	86,7
Pó de Pedra	3,052	0,012850	168,4

Fonte: Persike (2023) e Clara (2020)

A composição mineralógica das amostras de RCD foi determinada por difratometria de Raios-X (DRX), e a identificação das fases (Figura 2), procedida pela comparação dos resultados obtidos em relação aos difratogramas contidos no banco de dados *Crystallography Open Database* do LACAMI.

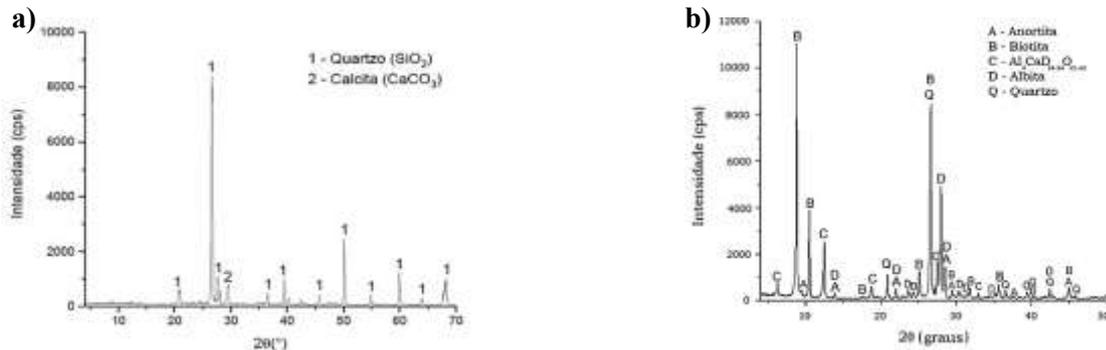


Figura 2: Difratograma do (a) RCD e do (b) pó de pedra.

Fonte: Persike (2023) e Clara (2020)

Comparando a difratometria do RCD (Figura 2a) com a do pó e pedra (Figura 2b), é notável a presença elevada de picos sucessivos de quartzo no primeiro, enquanto o segundo apresenta apenas um pico de intensidade do mesmo mineral. No entanto, este pico isolado de quartzo do pó de pedra divide importância com picos de silicatos secundários, como por exemplo, a biotita, anortita e albita.

A composição química por Espectrometria de Fluorescência de Raios-X (FRX), foi realizada após o teste de perda ao fogo (PF), seguindo a Norma ASTM D7348-07 (2007), a fim de se eliminar os materiais orgânicos e água de constituição presentes no material, conforme resultados apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Composição química do RCD comparada à do pó de pedra

Elementos	Teor (% em massa)	
	RCD	Pó de Pedra
SiO ₂	62,032	53,602
CaO	16,849	8,080
Al ₂ O ₃	10,736	10,928
Fe ₂ O ₃	4,665	14,505
MgO	1,848	3,26
K ₂ O	1,611	2,576
SO ₃	0,809	0,435
TiO ₂	0,754	1,228
PF	0,480	2,519

Fonte: Persike, (2023) e Clara, (2020)

O RCD apresentou concentrações importantes dos óxidos Cálcio (CaO), Alumina (Al₂O₃), Ferro (Fe₂O₃), Magnésio (MgO) e Potássio (K₂O), porém, com forte destaque para a Sílica, respondendo por mais de 60 % de sua composição. Quanto ao pó de pedra, tem-se que a concentração de SiO₂ é da ordem de 53,062 %, ou seja, praticamente 9,0 % menor que a do RCD. Este cenário corrobora os resultados das análises de DRX, pois a maior concentração de picos de quartzo primário nas amostras de RCD conduz à obtenção de teores mais elevados de SiO₂ na composição química, quando comparado ao pó de pedra, que apresenta uma característica mineralógica mais difusa das fases cristalinas.

Desta forma, tem-se que ambos os materiais são considerados fortemente eletronegativos, fato que confirma a má adesividade com o ligante betuminoso (Tabela 1), de predominância Carbônica (C), ou seja, de mesma tendência iônica. Entretanto, não foram utilizadas adições ou aditivos melhoradores de adesividade, a fim de que não houvesse interferência no desempenho original do RCD estudado.

No que diz respeito à análise morfológica das partículas de RCD, foi aplicada à técnica de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) (Figura 3).

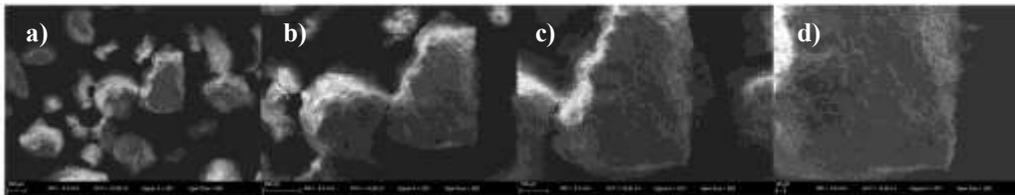


Figura 3: Análise das amostras de RCD com ampliação de: (a) 100x, (b) 200x, (c) 500x e (d) 800x.
Fonte: Persike (2023)

Verifica-se, com base nas imagens, que a amostra de RCD possui microtextura rugosa e macrotextura subangular, o que lhe confere bom intertravamento entre os grãos, bem como uma ancoragem adequada do ligante betuminoso sobre a superfície das partículas do material.

Todavia, é importante ressaltar o fato de que o RCD possui superfície específica e volume de poros quase três vezes maiores ao do pó de pedra (Tabela 2), ensejando o aspecto negativo quanto à demanda por um maior consumo de ligante betuminoso nas dosagens das misturas asfálticas.

Além disso, apesar de não terem sido realizados ensaios de dureza nesta pesquisa para as amostras de pó de pedra e RCD, tem-se registro na literatura indicando que materiais de origem cerâmica possuem de 3 a 5 na escala Mohs, enquanto as partículas derivadas de gnaiss alcançam a escala de 7 (ALESSANDRETTI et al., 2023; TERRA, 2020), logo, mais duras e resistentes que as de origem cerâmica.

O ligante betuminoso utilizado foi o 30/45 classificado por penetração, em sua forma pura, proveniente de refinaria localizada em Paulínia/SP. As características técnicas são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4: Parâmetros de caracterização do ligante betuminoso 30/45

Características	Método as AS S	Resultado	Especificação	Unidade
Penetração	D 5	34	30 a 45	0,1 mm
Ponto de amolecimento	D 36	53,5	52 mín.	°C
Ductilidade a 25 °C	D 113	>150	60 mín.	% massa
Solubilidade no tricloroetileno	D 2042	99,9	99,5 mín.	%
Ponto de fulgor	D 92	352	235 mín.	°C
Índice de suscetibilidade térmica	X 18	-1,2	-1,5 a 0,7	-
Densidade relativa da amostra a 20 °C	D 70	1,01	-	°C
Aquecimento a 177 °C	X 215	Não espuma	Não espuma	°C

Fonte: REPLAN (2018)

Com base na Tabela 4, verifica-se que o índice de suscetibilidade térmica ou índice de Pfeiffer e Van Doormaal (IP) possui um valor muito próximo ao limite mínimo normativo, indicando forte termo susceptibilidade a elevadas temperaturas.

Os dados de viscosidade fornecidos pela refinaria, a partir do método Saybolt-Furol (DNER-ME 004, 1994), indicaram a temperatura adequada para usinagem do ligante em 155 °C, enquanto a de compactação da mistura asfáltica em 145 °C. Para tanto, foi adotada a temperatura de 13 °C acima de 155 °C para aquecimento dos granulares, alcançando a marca de 168 °C (PERSIKE, 2023).

Métodos

Para a formulação da curva granulométrica das misturas asfálticas BBSG, foi adotado o método racional com o uso das Equações 1 e 2 de Fuller-Talbot, a partir dos pontos de controle estabelecidos pela metodologia francesa (MANUEL LPC, 2007).

$$\%p = a\left(\frac{d}{D}\right) \quad (1)$$

$$n = \frac{\log(\%p_{0,075mm}) - \log(100)}{\log\left(\frac{0,075}{D}\right)} \quad (2)$$



Onde, “%*p*” é a porcentagem que passa em peso; “*a*” é uma constante, tomada como 100; “*d*” é a abertura de uma determinada malha de peneira (mm); “*D*” é o diâmetro máximo da curva de gradação do agregado projetada (mm), correspondente à malha de abertura da peneira por onde passa 100 % das partículas; “*n*” é o expoente indicador de uma curva mais aberta ou mais densa; e, “%*p*_{0,075mm}” é a porcentagem que passa pela menor abertura da malha da peneira em relação à série escolhida pelo projetista, 0,075 mm neste caso específico.

Foi definido o diâmetro máximo (*D*) em 12,7 mm e o %*p*₂₀₀ em 7,0 %, resultando em um expoente ‘*n*’ de 0,52, constituindo uma curva de gradação densa (Figura 4) pelos critérios do DNIT (2006), devido encontrar-se no intervalo 0,35 < *n* < 0,55.

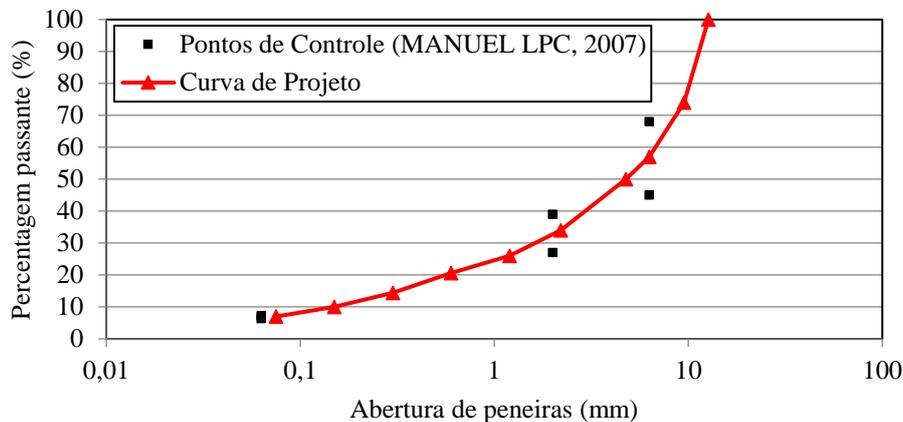


Figura 4: Curva granulométrica do tipo BBSG.
Fonte: Persike, (2023)

Ainda, com o intuito de verificar quais frações do RCD possuíam maior representatividade percentual, foi realizada a análise granulométrica das amostras utilizadas, a qual indicou que o montante passante a partir da abertura de peneira 2,20 mm compreendia quantidades propícias para substituições em larga escala na produção de misturas asfálticas. Daí resultou a escolha substitutiva gradual de 7,0 % (< 0,075 mm), 15,0 % (< 0,30 mm) e 30,0 % (< 2,20 mm) de RCD no arranjo granulométrico de referência, composto apenas por partículas gnáissicas britadas, compreendendo quatro formulações distintas analisadas durante a campanha experimental.

Ensaio laboratoriais

Para a execução dos ensaios laboratoriais, aplicaram-se os níveis avaliativos sequenciais e eliminatórios 1 e 2 da metodologia francesa (MANUEL LPC, 2007), compreendendo os parâmetros de: (nível 1) habilidade de compactação com a Prensa de Compactação por cisalhamento Giratório (PCG) (AFNOR NF EN 12697-31, 2019) e resistência à ação deletéria da água no ensaio de Duriez a 18 °C (AFNOR NF EN 12697-12, 2018), e; (nível 2) deformação permanente a 60 °C (AFNOR NF EN 12697-22, 2020). Foram consideradas para cada teor de ligante as quantidades de 3, 12 e 2 corpos de prova, respectivamente.

A Tabela 5 apresenta os limites normativos para cada classe de misturas do tipo BBSG (1, 2 e 3), em que a 3 é a mais nobre, enquanto a Figura 5 ilustra a sequência de testes executados durante a campanha experimental.

Tabela 5: Limites normativos considerados nos ensaios

Ensaio	Norma	Classe da Mistura BBSG	Limites Normativos
PCG	AFNOR NF EN 12697-31 (2019)	1, 2 e 3	% <i>V</i> _{mín} ≥ 4,0 % e % <i>V</i> _{máx} ≤ 9,0 % a 80 giros
Duriez	AFNOR NF EN 12697-12 (2018)	1, 2 e 3	<i>r/R</i> ≥ 0,70
Deformação Permanente a 60 °C	AFNOR NF EN 12697-22 (2020)	1	7,5 % < % ≤ 10,0 %, após 30.000 ciclos
		2	5,0 % < % ≤ 7,50 %, após 30.000 ciclos
		3	% ≤ 5,0 %, após 30.000 ciclos

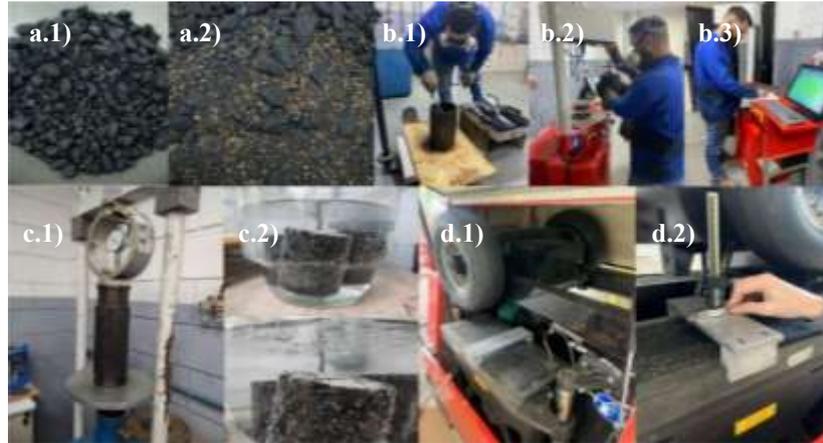


Figura 5: Sequência dos ensaios realizados na pesquisa: (a.1 e a.2) MVR; (b.1, b.2 e b.3) PCG; (c.1 e c.2) Duriez a 18°C; (d.1 e d.2) deformação permanente a 60°C.
 Fonte: Persike (2023)

Resultados e Discussão

Habilidade de Compactação na PCG

Os resultados obtidos nos ensaios de habilidade de compactação com o uso da PCG são apresentados na Figura 6, indicando o cenário geral da evolução do volume de vazios (%V) no transcurso dos giros executados pela PCG, com aplicação de esforços de compressão axiais e cisalhantes sobre as amostras. Os limites normativos admissíveis quanto ao volume de vazios após 80 giros (4,0 % a 9,0 %, Tabela 1), estão representados por uma seta vermelha em cada situação. Assim, a formulação que ultrapassar os limites da referida seta é considerada reprovada, não estando apta a seguir para o nível 2.

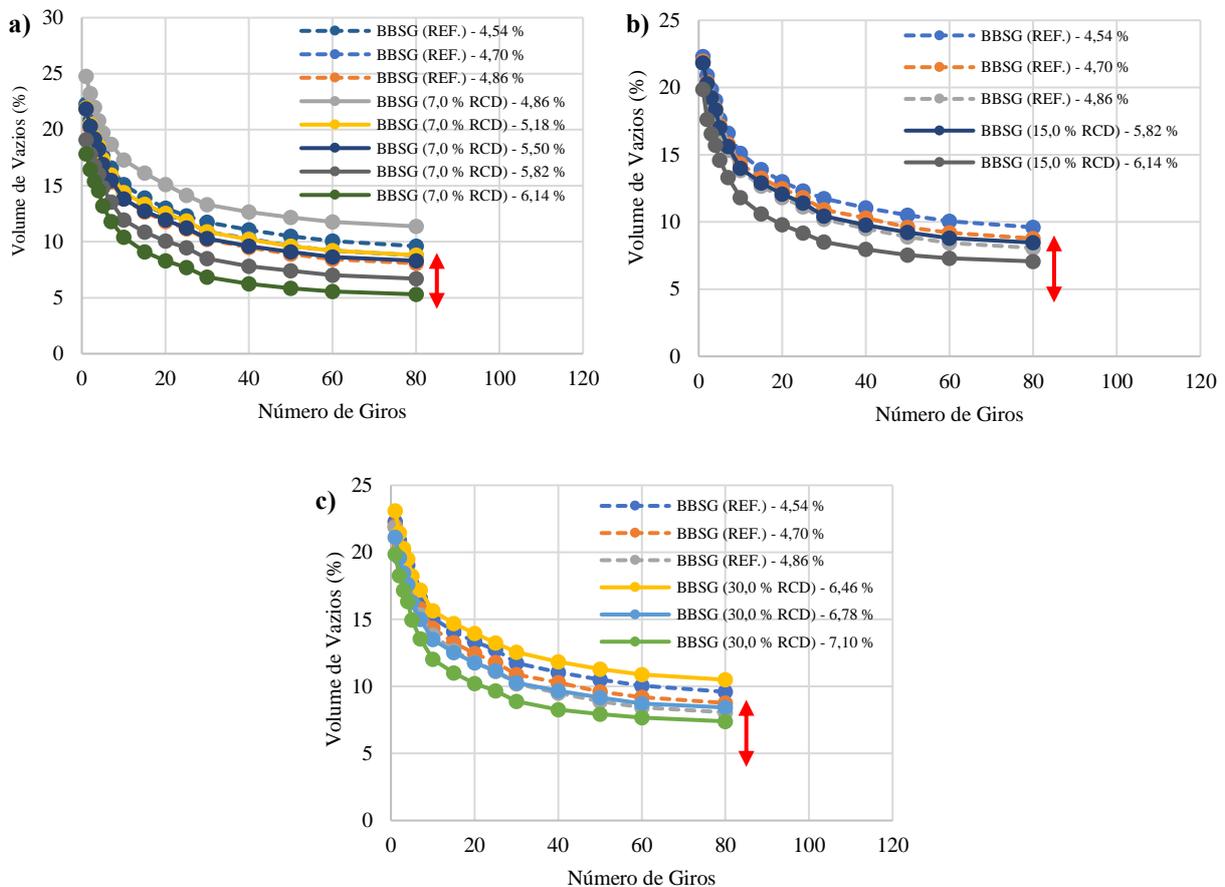


Figura 6: Habilidade de compactação das misturas: a) referência e com 7,0 % de RCD; b) referência e com 15,0 % de RCD; c) referência e com 30,0 % de RCD.
 Fonte: Persike (2023)



É possível observar em todos os cenários comparativos com a mistura asfáltica de referência, que as incorporações de RCD necessitaram de maiores aportes de ligante betuminoso nas dosagens, implicando em menores volumes de vazios para os mesmos 80 giros estabelecidos normativamente.

Esta tendência confirma a condição mencionada quanto à análise textural das partículas de RCD e pó de pedra, em que o primeiro possui tanto superfície específica como porosidade quase três vezes maior que o segundo. Logo, isto acarreta em menor área ocupada por unidade de peso a ser preenchida, dificultando o envolvimento pelo ligante betuminoso, devido ter maior potencial de absorção tanto inter quanto intragranular, demandando teores de ligante superiores para que alcance o mesmo êxito de trabalhabilidade das misturas de referência.

Alia-se aos aspectos negativos discorridos, o fato do RCD estudado ser um material com partículas menos duras que as de pó de pedra, conforme já abordado, tornando-as mais compressíveis e menos resistentes aos esforços mecânicos aplicados no ensaio da PCG.

Resistência à ação deletéria da água

Para a realização do ensaio de Duriez a 18 °C, procedeu-se os testes apenas com as formulações aprovadas no ensaio da PCG. A Figura 7 ilustra os resultados obtidos, em que os erros de repetitividade e os desvios padrões máximos obtidos foram da ordem de 5,0 % e 1,0 %, respectivamente, indicando boa homogeneidade da amostragem produzida, bem abaixo dos 10,0 % preconizados pelo Manual LPC (2007).

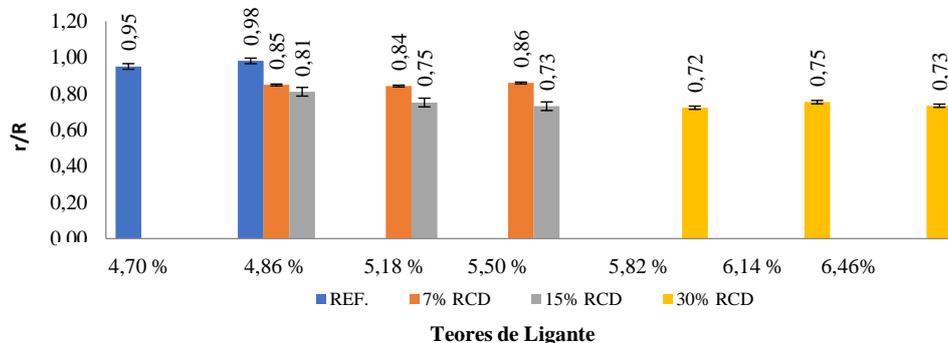


Figura 7: Relação r/R obtidas no ensaio de Duriez.
Fonte: Persike (2023)

Conforme discorrido no tópico sobre a caracterização dos materiais, a presença de SiO₂ no RCD é da ordem de 9,0 % maior que no pó de pedra. Logo, as misturas asfálticas que possuem a incorporação deste material apresentam maior potencial de repelência elétrica às partículas granulares gnáissicas e ao ligante betuminoso, o que aumenta a hidrofília, dificultando ainda mais a adesão entre os compostos e prejudicando a adesividade entre eles. A mesma tendência ocorre entre as formulações com distintos teores de RCD incorporado, com maior prejuízo àquelas que portam maiores percentuais em suas composições.

Ainda assim, todas as formulações apresentaram relação $r/R \geq 0,70$ para misturas asfálticas do tipo BBSG (Tabela 5), que dizem respeito aos conjuntos de corpos de prova condicionados a seco com 50 % de umidade do ar (r), em relação aos condicionados sob imersão na água (R), ambos por 7 dias a 18 °C e rompidos à compressão axial simples.

Deformação Permanente

Para esta etapa de avaliação, foram testadas as formulações aprovadas no conjunto dos ensaios de PCG e Duriez a 18 °C, sendo os resultados ilustrados na Figura 8.

Nota-se que o percentual de afundamento na trilha de roda para as misturas com RCD são inicialmente menores quando comparados às misturas de referência, cenário que se inverte à medida que o número de ciclos aumenta, em razão de que nos primeiros ciclos de carregamento parte do ligante betuminoso encontra-se encapsulado na porosidade das partículas de RCD, a qual possui valor quase três vezes maior que as frações britadas de rocha gnáissica.

Com o aumento progressivo da aplicação dos ciclos de carregamento, aliado à submissão das misturas asfálticas a um período de maior exposição contínua ao calor (60 °C), o ligante betuminoso inicialmente encapsulado na porosidade das partículas de RCD flui e migra em maior volume para a superfície das partículas, aumentando a sua presença nos interstícios do material, maximizando a ocorrência do fenômeno da fluência devido ao aumento da suscetibilidade térmica do ligante betuminoso e, conseqüentemente, gerando maiores afundamentos nas trilhas de roda.

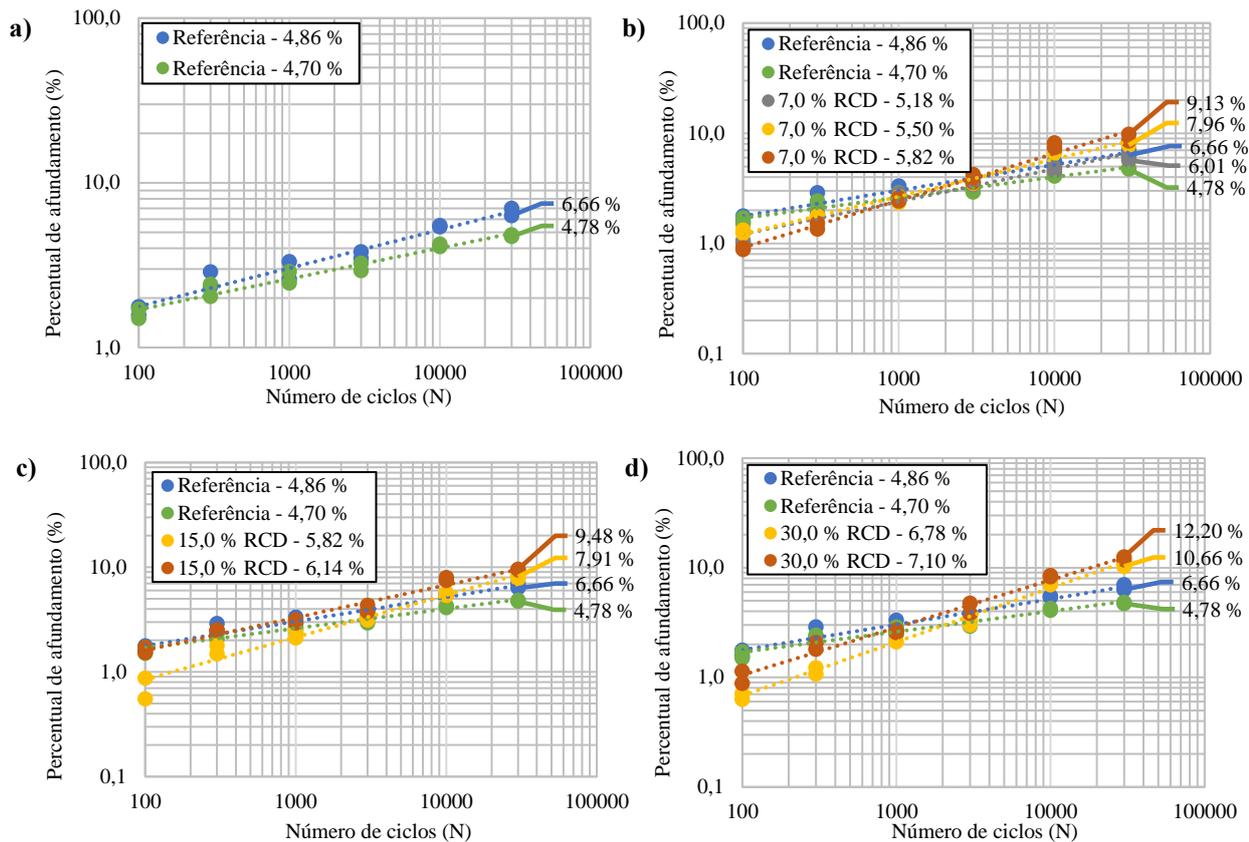


Figura 8: Evolução do afundamento na trilha de rodas das misturas: a) referência; b) referência e com 7,0 % de RCD; c) referência e com 15,0 % de RCD; d) referência e com 30,0 % de RCD.

Fonte: Persike (2023)

Analisando os percentuais ilustrados na Figuras 8, tomando em conta as três possíveis classificações para misturas asfálticas do tipo BBSG, tem-se que apenas a mistura de referência com teor de ligante em 4,70 % enquadra-se na Classe 3, a mais nobre entre todas, com afundamento na trilha de roda abaixo do limite máximo de 5,0 %.

As misturas asfálticas de referência com teor de 4,86 % e, com 7,0 % de RCD e teor de ligante em 5,18 %, enquadram-se na Classe 2, com valores de afundamento na trilha de roda entre 5,0 % e 7,50 %. As formulações com 7,0 % e 15,0 % de RCD, com teores de ligante em 5,50 %, 5,82 %, 5,80 % e 6,14 %, respectivamente, apresentaram percentuais de afundamento na trilha de roda entre 7,50 % e 10,0 %, enquadrando-se na Classe 1.

Para as misturas com 30,0 % de RCD e teor de ligante em 6,78 % e 7,10 %, foram verificados percentuais acima do limite máximo de 10,0 % para que pudessem ser enquadradas na Classe 1, tornando-as inaptas para aplicação em estruturas de pavimento.

Considerações Finais

A partir da campanha experimental realizada, verificou-se que as características do RCD estudado, oriundo de matriz majoritariamente cerâmica, implicam de forma conjunta na obtenção de resultados menos qualificados quando comparados às formulações de referência, formada apenas por granulares britados de rocha gnáissica, destacando-se principalmente os aspectos de elevada superfície específica e porosidade, além do importante teor de Sílica presente em sua composição.

Estes aspectos em conjunto contribuem para que o RCD necessite de maior aporte de ligante betuminoso nas dosagens, o que conseqüentemente confere maior efeito lubrificador no contato intergranular, diminuindo a resistência aos esforços de compressão axial e de cisalhamento aplicados nos testes de habilidade de compactação, culminando com uma forte redução do teor de vazios, e maiores afundamentos na trilha de roda. Corroborando também para a potencialização do efeito de repelência elétrica ao conjunto granular-ligante, minorando a adesividade entre os compostos e favorecendo o efeito deletério da água.

Cabe destacar que o ligante betuminoso utilizado 30/45, em sua forma pura, também não dispõe de indicadores característicos que o confira boa resistência mecânica, sobretudo baixo ponto de amolecimento e elevada suscetibilidade térmica. Neste âmbito, é possível que se as formulações fossem projetadas com matrizes betuminosas modificadas, poderiam auxiliar na aprovação de mais dosagens às classes 2 e 3, escopo que fica como recomendação para trabalhos futuros.

Dado o exposto, conclui-se que a utilização do RCD estudado na concepção de misturas asfálticas densas do tipo BBSG, quando comparados aos resultados das formulações de referência e considerando o contexto da campanha experimental realizada, apresentou-se pouco promissor e viável tecnicamente, pois indicou a geração de produtos finais mais onerosos, com menor



trabalhabilidade nos procedimentos de compactação, além de menos resistentes à ação deletéria da água e aos esforços mecânicos aplicados pelo tráfego quanto ao afundamento nas trilhas de roda.

Recomenda-se também a continuidade desta pesquisa, porém, com a incorporação de RCD proveniente de matriz majoritariamente cimentícia, a fim de verificar se esta característica pode contribuir na obtenção de melhores resultados ao desempenho mecânicos das misturas asfálticas, quando comparados aos do RCD oriundo de matriz cerâmica.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (FAPEU) pela concessão da bolsa de estudos à Estéfani Clara.

Referências Bibliográficas

ABRELPE (2022), Panorama dos resíduos sólidos no Brasil. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2022/>, última consulta em janeiro de 2023.

AFNOR NF EN 12697-12 (2018), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 12: Détermination de la sensibilité à l'eau des éprouvettes bitumineuses. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-22 (2020), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 22: Essai d'orniérage. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-31 (2019), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 31: Confection d'éprouvettes à la presse à compactage giratoire. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AKANBI, L.A., OYEDELE, L.O., AKINADE, O.O., AJAYI, A.O., DAVILA DELGADO, M., BILAL, M., BELLO, S.A., (2018). Salvaging building materials in a circular economy: A BIM-based whole-life performance estimator. *Resour. Conserv. Recycl.* 129, 175–186.

ALESSANDRETTI, L.; GIANNINI, P. C. F.; WARREN, L.; BRÜCKMANN, M. P.; MARTINI, A. (2023). Earth, wind and fire: Interactions between Quaternary environmental dynamics and human occupation on the southern coast of Brazil, *Quaternary Science Reviews*, Volume 301, 2023, 107950, ISSN 0277-3791, <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2022.107950>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 15115: agregados reciclados de resíduos sólidos da construção civil: execução de camadas de pavimentação: procedimentos. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 15116: agregados reciclados para uso em argamassas e concretos de cimento Portland - Requisitos e métodos de ensaios. Rio de Janeiro, 2004a.

ASSOCIAÇÃO JOINVILENSE DE CONDUTORES DE TRANSPORTES DE RESÍDUOS (AJOCTRE), comunicação digital via e-mail. Consulta em janeiro de 2023.

BENHELAL, E., SHAMSAEI, E., RASHID, M.I., (2021). Challenges against CO2 abatement strategies in cement industry: a review. *J. Environ. Sci.* 104, 84–101.

BESKLUBOVA, S., KRAVCHENKO, E., TAN, B.Q., ZHONG, R.Y., (2023). A feasibility analysis of waste concrete powder recycling market establishment: Hong Kong case. *Environ. Impact Assess. Rev.* 103, 107225.

BLAISI, N.I., (2019). Construction and demolition waste management in Saudi Arabia: Current practice and roadmap for sustainable management. *J. Clean. Prod.* 221, 167–175.

CHEN, J., SHI, Q., ZHANG, W., (2022). Structural path and sensitivity analysis of the CO2 emissions in the construction industry. *Environ. Impact Assess. Rev.* 92, 106679.

CLARA, E. (2020), Avaliação de Misturas Asfálticas Densas com a Incorporação de Cinza de Carvão Mineral. Joinville: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

DNER-ME 004 (1994), Material betuminoso: determinação da viscosidade Saybolt-Furol a alta temperatura. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes.



DNIT (2006), Manual de Pavimentação. Publicação IPR-719. 3ª Edição. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. 274 p. Rio de Janeiro, Brasil.

DOMICIANO, L. M. (2019), Influência da Granulometria do Resíduo de Construção e Demolição Reciclado (Rcd-R) no Dano Mecânico de Geossintéticos Empregados em Estruturas de Solo Reforçado. Goiânia: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, Estruturas e Construção Civil, da Universidade Federal de Goiás – UFG.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA – IMA, Boletim Mensal de Resíduos. Disponível em: <https://www.ima.sc.gov.br/index.php/qualidade-ambiental/mtr/boletim-mensal>> Acesso em 10 de janeiro de 2023.

JIANG, J.; CHU, C.; SONG, L.; GAO, X.; HUANG, B.; ZHANG, Y.; ZHANG, Y.; LIU, Y.; HOU, L.; JU, M.; CAO, Z. (2023). From prospecting to mining: A review of enabling technologies, LCAs, and LCCAs for improved construction and demolition waste management. *Waste Management* 159 (2023) 12–26. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.01.017>.

KRAVCHENKO, E.; W. LU; SAUERWEIN, M; WONG, A. H. K. (2024). Life cycle assessment of waste materials in deep cement mixing for land reclamation in Hong Kong. *Environmental Impact Assessment Review* 105 (2024) 107398.

LIU, G.; LUO, X.; ZHANG, Y.; LI, H. (2023). Predicting fatigue damage growth in cement-treated base layer built with construction and demolition waste. *Construction and Building Materials* 406 (2023) 133371.

MANUEL LPC (2007), Manuel LPC d'aide à la formulation des enrobés. Groupe de Travail RST “Formulation des enrobés”. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 199 p. Paris, France.

NASCIMENTO, L. H. F. DO; KUHN, V. DE O.; MORAES, S.; CORREIA, N. (2020), Análise de Quebra de Grãos de Misturas de Solo com Resíduos de Construção Civil para Camadas de Pavimento. *Revista Tecnológica*, 29(2), 526-540.

PERSIKE, T. (2023), Avaliação da Resistência à Deformação Permanente de Misturas Asfálticas Densas com Incorporação de Resíduos de Construção e Demolição. Joinville: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

PUROHIT, S.; PANDA, M.; DAS, A. K. (2022), Performance of waste polyethylene modified bituminous paving mixes containing reclaimed asphalt pavement and recycled concrete aggregate, *Construction and Building Materials*, Volume 348, 2022, 128677, ISSN 0950-0618.

REPLAN (PETROBRAS) (2018), Certificado de ensaio – cópia. n. 1700-2018. Produto Cimento Asfáltico CAP 30/45. 2018.

TERRA, C. (2020), Gemologia: a ciência de mil cores. *Terra Didática*, 16, 1-13, e020016. doi: 10.20396/td.v16i0.8658362.



AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE REMOÇÃO DE AZUL DE METILENO UTILIZANDO HEMATITA E PÓ DE ROCHA BASÁLTICA COMO ADSORVENTE

1Matheus Mineli Jaldy, 2Alexandre Engel Visentin, 3Chayanne Paula Pavan Staub, 4Ana Carolina Costa Gomes, 5Lismara Aparecida Ferreira da Silva, 6Michelle Milanês França, 7Fernanda Batista de Souza, 8Thalita Grando Rauhen

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mjaldy@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: alexandrevisentin@alunos.utfpr.edu.br; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: chayannestaub@hotmail.com; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: anagom@alunos.utfpr.edu.br; 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: lismaradasilva@hotmail.com; 6 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: michelle@utfpr.edu.br; 7 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: fernandasouza@utfpr.edu.br; 8 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: tgrauen@utfpr.edu.br

Palavras-chave: corantes têxteis; basalto; adsorção; óxido de ferro.

Resumo

No presente trabalho, estudou-se a remoção do corante azul de metileno a partir do uso da nanopartícula de hematita recuperadas de atividade industrial e do pó de rocha basáltica como adsorventes. Ambos os adsorventes foram caracterizados a partir das técnicas como: espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) e ponto de carga zero (pH_{PCZ}). A nanopartícula de hematita também foi caracterizada a partir da microscopia eletrônica de varredura (MEV). O pó de rocha basáltica, por sua vez, foi caracterizado a partir das análises de fluorescência de raio-X, perda ao fogo e espectrometria de emissão óptica (ICP-OES). Após a etapa de caracterização foi possível definir parâmetros para avaliar a capacidade de remoção do corante em diferentes valores de pH. O presente estudo apresenta importância no sentido de avaliar novas possibilidades para remoção de corantes têxteis de efluentes além de agregar valor comercial para o pó de rocha basáltica, rejeito da indústria de mineração. Na análise de FTIR foi possível observar a presença de picos característicos da presença ferro nas duas amostras, além da presença do silício na amostra de pó de rocha basáltica. A partir das análises de fluorescência de raio-X e perda ao fogo obtiveram-se teores de 51,1% de dióxido de silício, 15,2% de hematita e 13,2% de alumina na amostra de pó de rocha basáltica. A análise de ICP-OES para o pó de rocha basáltica retornou resultados dentro da especificação descrita pela resolução 420/2008 do CONAMA para metais pesados. Para o ponto de carga zero foi encontrado valores médios de 6,5 para o pó de rocha basáltica e 5,5 para a nanopartícula de hematita. A pesquisa trouxe resultados satisfatórios na capacidade de remoção do corante, apresentando resultados médios de 1,73 mg.g^{-1} para a hematita e 2,08 mg.g^{-1} para o pó de rocha basáltica. A capacidade de remoção superior a partir do pó de rocha basáltica pode estar atrelada a presença de alumina na composição deste material, possuindo assim, uma maior quantidade de sítios ativos onde o corante possa ser adsorvido. A presente pesquisa abre portas para novos estudos utilizando o pó de rocha basáltica.

Introdução

A busca por soluções ambientais da sociedade contemporânea ocasiona o surgimento de tecnologias que impactam mudanças significativas na população do ponto de vista social, econômico e cultural (TOMKELSKI *et al.*, 2019). A nanociência é a área que estuda fenômenos físico-químicos na escala nanométrica. Em termos de dimensão, o nanômetro (nm) equivale a bilionésima parte (10^{-9}) de um metro (RAI, 2013). Nanopartículas são partículas de escala nanométrica com grande importância no estudo da nanociência. Dentre as pesquisas na área de nanopartículas, encontram-se o estudo de nanopartículas de ferro, com diversas aplicações, como por exemplo, nas áreas de: medicina, tinturaria e adsorção.

Substâncias com propriedades adsorventes podem ter origens variadas tais como: compostos orgânicos (e coprodutos), sintéticos e minerais de óxidos de ferro (hematita, goetita e magnetita) sendo estes minerais, os encontrados em maior quantidade nos depósitos férricos do país (HENRIQUES, 2012). A adsorção é um fenômeno de transferência de massa que estuda a capacidade de um sólido (adsorvente) aderir a sua superfície substâncias (adsorvatos) que estão presentes em fluidos. Esta aderência possibilita a separação de compostos desta mistura (NASCIMENTO *et al.*, 2020).

Segundo Staub (2019), a nanopartícula de hematita possui um potencial de adsorção considerável, mesmo com sua área superficial reduzida comparada a outros adsorventes comerciais. Além da alta capacidade de adsorção, os óxidos de ferro são físico-quimicamente estáveis e não apresentam toxicidade ao meio ambiente e possuem um baixo custo de obtenção (SILVA *et al.*, 2014). O pó de rocha basáltica utilizado neste estudo apresenta teor elevado deste óxido em sua composição sendo proveniente de uma pedreira do sudoeste do estado do Paraná. Baseado nestas propriedades o estudo de adsorção possibilita a agregação de valor comercial ao pó de rocha basáltica.

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo comparar a capacidade de remoção de azul de metileno em solução aquosa utilizando o pó de rocha basáltica como material adsorvente frente à nanohematita.

Material e Métodos

Caracterização dos Adsorventes

Obtenção e caracterização do pó de rocha basáltica

O presente trabalho foi desenvolvido a partir de amostras coletadas em uma pedreira do município de Francisco Beltrão, onde há predominância do solo latossolo roxo, proveniente de derramamento basáltico, que apresenta bastante profundidade, principalmente nas porções aplainadas do relevo, onde sua composição é argilosa, homogênea, porosa e estruturada entorno de encostas (WILDNER *et al.*, 2006). O pó de rocha basáltica pode ser observado através da Figura 1.

Para quantificação dos principais óxidos como: hematita, alumina, óxido de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e manganês, foi utilizada a análise de fluorescência de raios-x, realizada no laboratório SGS Geosol, Localizado na cidade de Belo Horizonte (MG).



Figura 1: Amostra de Pó de Rocha Basáltica.
Fonte: Autorial Própria (2022)

Obtenção e caracterização da nanopartícula de hematita

A nanopartícula de hematita utilizada no estudo foi obtida através do processo de recuperação de drenagem ácida de minas em uma carbonífera de Criciúma (SC) e foi cedida pelo Laboratório de Estudos do Meio Ambiente – LEMA/UFSC, podendo ser observada através da Figura 2. Nenhum processo de transformação foi realizado além da calcinação da amostra de hematita a 450°C por 4 horas para conversão da goetita em hematita em uma mufla Fornitec F1, localizada na UTFPR campus Toledo (PR).



Figura 2: Amostra de Nanopartícula de Hematita.
Fonte: Autorial Própria (2022)

Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A leitura das amostras de hematita e pó de rocha basáltica foram analisados por análise de espectroscopia de infravermelho a partir de pastilhas produzidas utilizando brometo de potássio (KBr) previamente dessecado. O espectro da região



do infravermelho foi registrado por um espectrofotômetro PerkinElmer Spectrum 65, localizado na Central de Análises da UTFPR Campus Toledo.

Ponto de Carga Zero (pH_{PCZ})

Para definir pH_{PCZ} utilizou-se a metodologia adaptada de Regalbuto e Robles (2004). Inicialmente foram preparadas soluções de cloreto de sódio a $0,1 \text{ mol. L}^{-1}$ em diferentes pHs (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12) utilizando soluções de ácido clorídrico ($0,1 \text{ mol. L}^{-1}$) ou hidróxido de sódio ($0,1 \text{ mol. L}^{-1}$) para ajuste do pH. Foram pesados acuradamente 500 mg de cada adsorvente e transferindo-os, juntamente a 100 mL de cada solução de NaCl ($0,1 \text{ mol. L}^{-1}$) em erlenmeyers que foram levados a agitação constante em uma mesa agitadora Solar SL-180/DT por 24 horas a 100 rpm. Ao final do tempo, as amostras foram filtradas e os pHs foram aferidos.

Curva de calibração

Para determinar a curva de calibração inicialmente preparou-se uma solução estoque de 1000 mg.L^{-1} de azul de metileno pesando 100 mg e diluindo em balão de 100 mL, e em seguida ela foi diluída em 10 pontos de diferentes concentrações (1 - 10 mg.L^{-1}). Posteriormente, os pontos foram lidos em um Espectrofotômetro UV-vis modelo Kazuaki (IL-0082) na Central de Análises da UTFPR Campus Toledo no comprimento de onda de 660 nm.

Capacidade de remoção de Azul de Metileno

Influência do pH na Capacidade de Adsorção

Os testes de capacidade de remoção foram realizados em diferentes pHs para avaliar a capacidade de remoção do corante azul de metileno em cada pH (2, 3, 4, 5 e 6), ajustados com soluções de ácido clorídrico ($0,1 \text{ mol. L}^{-1}$) ou hidróxido de sódio ($0,1 \text{ mol. L}^{-1}$) dada a concentração inicial de 10 mg.L^{-1} . Para cada ponto as amostras foram preparadas em triplicata em erlenmeyers de 100 mL fechados com Parafilm® contendo 0,5 g do adsorvente. Em seguida, as amostras foram levadas a agitação e temperatura constante (100 rpm, $25 \text{ }^\circ\text{C}$) em um agitador modelo Shaker Logen LS 4500, localizado no campus Francisco Beltrão (PR). Ao final do tempo de 360 min, as amostras foram retiradas e filtradas utilizando um sistema de filtragem a vácuo com filtro de membrana PVDF (Fluoreto de Polivinilideno) $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ hidrofílica. Em seguida, as amostras foram lidas no Espectrofotômetro UV-vis modelo Kazuaki (IL-0082) na Central de Análises da UTFPR Campus Toledo, no comprimento de onda de 660 nm para determinar a concentração final do azul de metileno.

Resultados e Discussões

Caracterização dos Adsorventes

Espectroscopia no Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR)

A varredura da amostra de pó de rocha basáltica a partir da leitura no espectrofotômetro de infravermelho pode ser observada na Figura 4. O espectro apresenta absorbância apresenta o pico na região de 1000 cm^{-1} indicando estiramento atribuído à flexão de Si-O, além dos picos nas regiões de 590 e 740 cm^{-1} que indicam a presença da banda larga de ligação de Fe-O (FAN *et al.*, 2020), conforme a Figura 4.

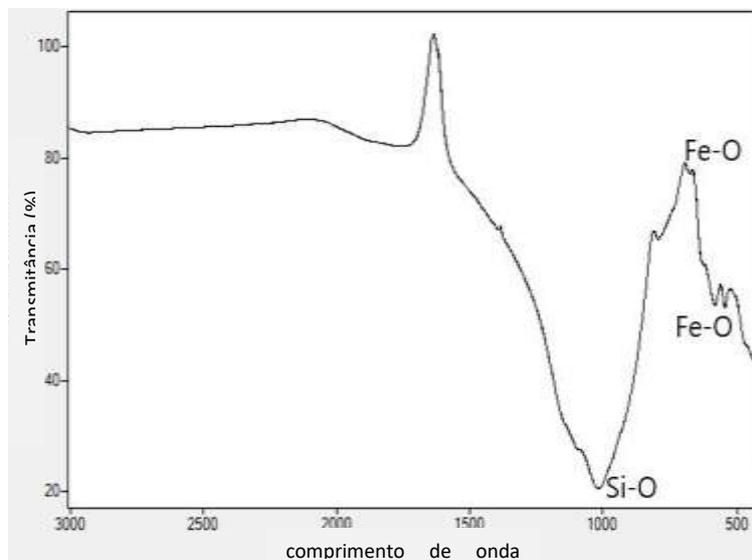


Figura 4: FTIR de Pó de Rocha Basáltica.

Fonte: Autoria Própria (2022)

A espectroscopia de infravermelho para a nanopartícula de hematita apresenta picos que indicam a presença de grupos funcionais, indicando assim a presença de água e grupamento de ferro, como pode ser observado na Figura 5. As bandas obtidas são muito semelhantes as bandas obtidas por Yousefi *et al.*, (2013) e Nogueira *et al.*, (2011).

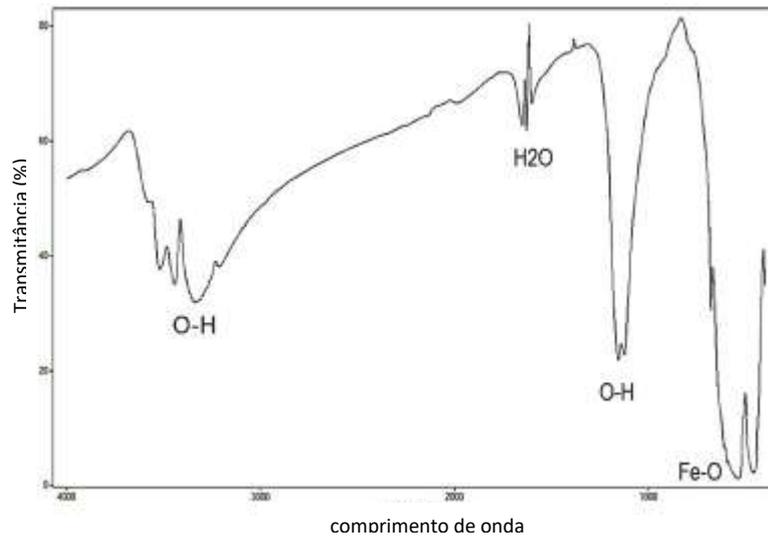


Figura 5: FTIR das nanopartículas de hematita.
Fonte: Autoria Própria (2022)

Ponto de Carga Zero (pH_{PCZ})

Após leitura das amostras foi possível determinar o ponto de carga zero médio para as amostras de pó de rocha basáltica e nanopartícula de hematita como 6,5 e 5,5, respectivamente, conforme a Figura 6 (a e b). Para a nanopartícula de hematita Shrimali *et al.*, (2016) encontraram o valor aproximado de 6,2, enquanto Rauhen *et al.*, (2021) em torno de 5,5. Para o pó de rocha provindo da indústria de mineração, Hawerth (2020) encontrou um ponto de carga zero de 6,8.

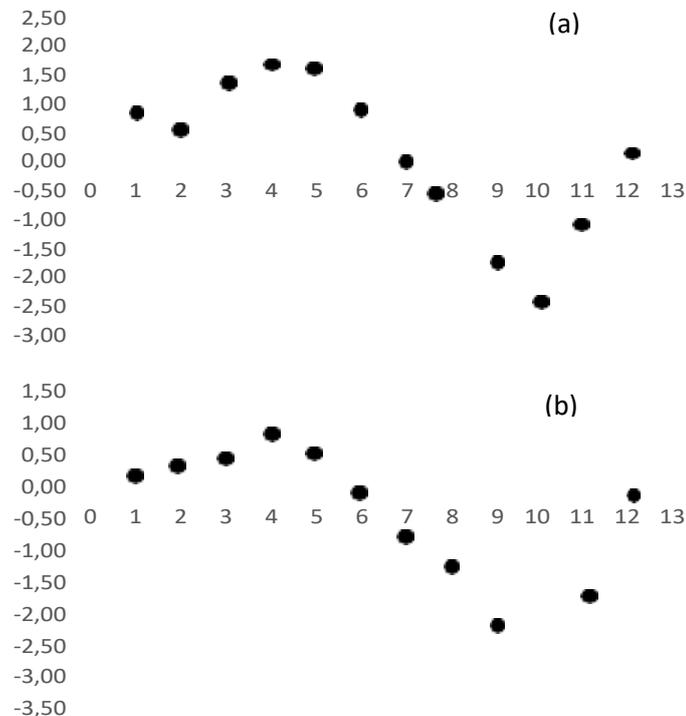


Figura 6: Ponto de carga zero para (a) pó de rocha basáltica; (b) nanopartícula de hematita



Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV)

A microscopia eletrônica de varredura para a nanopartícula de hematita pode ser observada na Figura 7. As varreduras foram feitas na escala 1:1 mm (a) e 1:200 µm (b). Sua morfologia pode ser descrita como amorfa com partículas dispersas com aglomerados heterogêneos. Em sua pesquisa, Shrimali *et al.*, (2016) encontraram, com as imagens de MEV, superfícies lisas e uniformes das partículas de óxido de ferro. Em contrapartida, divergindo dos resultados encontrados, Moreira *et al.*, (2017) encontrou nanopartículas esféricas uniformes e monodispersas para o óxido de ferro, indicando que o modo de obtenção da hematita pode alterar significativamente sua morfologia superficial.

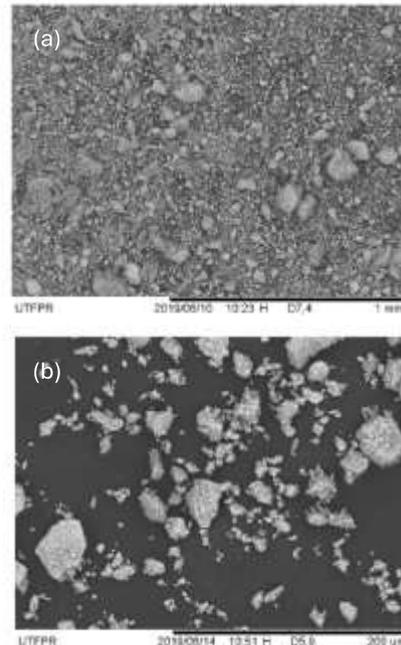


Figura 7: Microscopia Eletrônica de Varredura da nanopartícula de Hematita. (a) 1:1 mm; (b) 1:200 µm. Fonte: Adaptado de STAUB (2019)

Fluorescência de Raio-X e Perda ao fogo

Após quantificação dos componentes através das técnicas perda ao fogo e fluorescência de raio-X foi possível determinar a concentração de dióxido de silício, de outros óxidos presentes na amostra, além da quantidade de metais pesados, respectivamente. Os resultados para a quantificação do SiO₂ e demais óxidos podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1: Quantificação de Macro Elementos do Pó de Rocha Basáltica

Macro elementos	Teor (%)
SiO ₂	51,1
Fe ₂ O ₃	15,2
Al ₂ O ₃	13,2
CaO	9,86
MgO	5,97
K ₂ O	1,03
P ₂ O ₅	0,276
MnO	0,22
Outros componentes	3,144

Fonte: Autoria Própria (2017)

Na tabela 1 é possível observar grande quantidade de dióxido de silício (51,1%) presente na amostra pó de rocha basáltica. O SiO₂ é presente em praticamente todas as rochas, areias e solos, e os silicatos (grupo de óxidos de silícios) representam cerca de 27,7% da crosta terrestre (MORI; SANTOS; SOBRAL, 2007). Outro óxido com teor significativo (13,2%) é a alumina (Al₂O₃), óxido de alumínio com grande importância comercial, sendo o principal método de obtenção de alumínio através da conversão da bauxita (MANHÃES; DE HOLANDA, 2008). A hematita, representa 15,2% da composição total do pó



de rocha basáltica.

Em amostras coletadas no triângulo mineiro e caracterizadas por Pires e Cardoso (2022) encontraram teores similares do principais óxidos, como 48,91% para o dióxido de silício, 15,14 para a Alumina e 13,24 para a hematita. Para amostras de pó de rocha basáltica, em sua pesquisa Edward (2016), encontrou como os principais óxidos 42,77% dióxido de silício, 11,59% de alumina e 23,10% de hematita.

Espectrometria de emissão óptica (ICP-OES)

A quantificação de metais pesados da amostras de pó de rocha basáltica (PRB) retornou resultados satisfatórios baseados na resolução do Conama 420/2008 e podem ser observados juntamente aos resultados obtidos na Tabela 2 abaixo, comparando estes resultados ao valor de investigação para solos e resíduos industriais definidos pela resolução.

Tabela 2: Quantificação de Metais Pesados do Pó de Rocha Basáltica

Metais pesados	PRB	Valor de Investigação - Industrial
Cu	253,8	600
Zn	63	2000
Cr	33	400
Ba	54	750
Ni	26,8	130
Mo	0,53	120
Co	23,7	90
Se	<1	***

*limite de quantificação não declarado

Fonte: Autoria Própria (2017)

Como todos os resultados se apresentaram dentro dos limites estabelecidos na resolução não se vê impedimentos para a utilização do pó de rocha basáltica como adsorvente, atribuindo a ele uma função comercial como adsorvente de baixo custo e de origem natural.

No estudo de aplicação do pó de rocha como implemento para o cultivo de alfaces, Dalcin *et al.*, (2018) encontraram 38,8 ppm de cobre, 52 ppm de zinco, 4 ppm de crômio, 1 ppm para o níquel, 0,83 ppm de molibdênio, 6,8 ppm de cobalto e <1 ppm (limite de detecção) para o selênio.

Curva de calibração

Após leitura dos 10 pontos estabeleceu-se a curva de calibração com um coeficiente de determinação elevado ($R^2=0,9994$), garantindo a confiabilidade dos dados. A partir da curva pode-se estabelecer a concentração de azul de metileno no meio a partir da Equação 1:

$$C=7,5541.A-0,0798C=7,5541.A-0,0798 \quad (1)$$

Capacidade de Remoção de Azul de Metileno

Influência do pH na capacidade de remoção do azul de metileno

Com as leituras das amostras realizada em espectrofotômetro UV-vis, foi possível definir a capacidade de adsorção e o percentual de remoção de cada adsorvente. A Figuras 8 mostra a capacidade de remoção dos adsorventes em cada pH pela hematita (a) e pelo pó de rocha basáltica (b).

Para fins de classificação das amostras, a primeira letra indica qual o adsorvente utilizado: H para Hematita, e P para Pó de Rocha Basáltica. O Segundo caractere indica qual o pH da solução (1 para pH 1, 2 para pH 2, [...]), o último caractere indica qual ponto da triplicata (0 para referência – sem massa de adsorvente adicionada – 1,2 ou 3 para cada ponto da triplicata. Assim tomando como exemplo: P43 é a leitura da triplicata do pó de rocha basáltica como adsorvente com o pH 4.

A Figura 8 indica que o pó de rocha basáltica apresentou um percentual de remoção de azul de metileno significativamente superior a nanopartícula de hematita. A capacidade de adsorção apresentou maior capacidade de adsorção em pH 2 para os 2 adsorventes, obtendo para o pó de rocha basáltica e nanopartícula de hematita como 2,08 mg.g⁻¹ e 1,73 mg.g⁻¹, respectivamente. A melhor eficiência do pó de rocha, comparada a hematita pode ser explicada devido a presença de óxido de alumínio na amostra de pó de rocha basáltica. O óxido de alumínio possui característica anfótera e atua como catalisador em diversas reações, e a presença desse catalisador pode acelerar o processo de adsorção (SALLA, 2017). Como o processo de catálise heterogênea possui uma etapa de adsorção, é possível que as moléculas de azul de metileno possam ter se adsorvido sobre a superfície deste óxido, como pontuado pela pesquisa de fotodegradação catalítica do azul de metileno baseado na estrutura sílica-alumina de Pereira (2017).



Para remoção de azul de metileno a partir de compósitos de ácidos húmicos/hematita, El Gaayda *et al.*, (2022) obtiveram uma capacidade de adsorção de $4,15 \text{ mg.g}^{-1}$ para a hematita isolada e de $13,40 \text{ mg.g}^{-1}$ para o compósito hematita-ácido húmico. Para a remoção do corante, utilizando resíduo de lixiviação contendo óxidos de ferro como goethita e hematita, Çetintas (2021) obteve uma capacidade de adsorção de $3,07 \text{ mg.g}^{-1}$. Para a remoção de azul de metileno a partir de Zeólitas (mineral rico em silício e alumina) Silva (2013) conseguiu uma capacidade de adsorção máxima de $40,26 \text{ mg.g}^{-1}$.

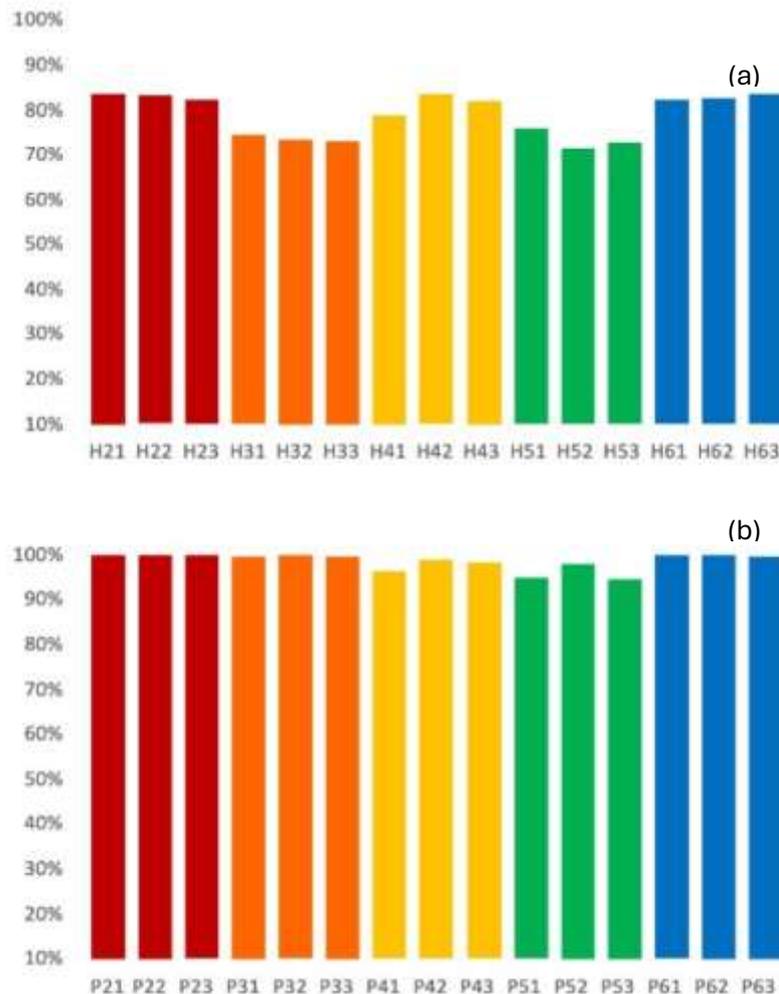


Figura 8: Capacidade de Remoção Azul de Metileno/Hematita(a); Capacidade de Remoção Azul de Metileno/Pó de Rocha Basáltica (b).

Fonte: A autoria Própria (2022).

Considerações Finais

Conforme os resultados obtidos neste estudo, verificou-se o potencial do uso do pó de rocha basáltica como adsorvente. Para a capacidade de remoção do azul de metileno no pH 2, obteve-se o valor médio de $2,08 \text{ mg.g}^{-1}$ para o pó de rocha basáltica e de $1,73 \text{ mg.g}^{-1}$ para a nanopartícula de hematita. O valor superior para o pó de rocha basáltica está atrelado a presença de alumina na composição do pó.

A análise de FTIR apresentou picos característicos na região do infravermelho indicando a presença de ferro e silício na amostra de pó de rocha basáltica e de ferro e água na amostra de hematita.

A perda ao fogo definiu o teor de dióxido de silício em 51,1%. A partir da análise de fluorescência de raios-X obteve-se o teor de 15,2% para hematita e 13,2% de alumina na amostra de pó de rocha basáltica. O método de ICP-OES retornou resultados de 253,8 ppm de cobre, 63 ppm de zinco, 33 ppm de cromo, 54 ppm de bário, 26,8 ppm de níquel, 0,53 ppm de molibdênio e 23,7 ppm de cobalto na amostra de pó de rocha basáltica.

A microscopia eletrônica de varredura demonstrou que a nanopartícula de hematita possui morfologia amorfa com partículas dispersas com aglomerados heterogêneos.



Assim, foi possível caracterizar este materiais e avaliar a capacidade de remoção do corante azul de metileno a partir do processo de adsorção. Os resultados se mostraram satisfatórios e apresenta um grande potencial de estudo principalmente para o pó de rocha basáltica, atribuindo-o valor e aplicação comercial para este rejeito da mineração.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES, Laboratório de Estudos do meio ambiente – LEMA – UFSC e Central de Análises da UTFPR de Pato Branco.

Referências

Çetintaş, S.; 2021. An alternative application for reuse of leaching residues: Determination of adsorption behaviour for methylene blue and process optimization. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, v. 23, p. 100504.

CONAMA. Resolução 420, de 28 de dezembro de 2009. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&force=1&legislacao=115509>>. Acesso em: 3 nov. 2022.

Dalcin, G.; *et al.*, 2018. Efeitos da Aplicação do Pó de Rocha em Argissolo sobre o Crescimento de Alface. XVII mostra de iniciação científica, pós graduação, pesquisa e extensão. UCS.

Edward, W. O. O.; 2016. Influência do uso de pó de rochas fosfáticas e basálticas na ocorrência de micorrizas arbusculares em solo de cerrado.

El Gaayda, J.; *et al.*, 2022. Removal of cationic dye from coloured water by adsorption onto hematite-humic acid composite: Experimental and theoretical studies. *Separation and Purification Technology*, v. 288, p. 120607.

Fan, E.; *et al.*, 2020. Preparation of g-C₃N₄/vermiculite composite with improved visible light photocatalytic activity. *Applied Clay Science*, v. 197, p. 105789.

Hawerth, M.; 2020. Utilização de subproduto mineral para remoção do corante Basazol Yellow 5G. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Henriques, A. B.; 2012. CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO DAS PROPRIEDADES ELETROQUÍMICAS DOS MINERAIS DE FERRO: HEMATITA, GOETHITA E MAGNETITA. [s.l.] UFMG.

Hilário, E. F.; 2022. Dinâmica de lixiviação de macro e micronutrientes em solo remineralizado com basalto. Francisco Beltrão: Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Manhães, J. P. V. T.; De Holanda, J. N. F.; 2008. Caracterização e classificação de resíduo sólido “pó de rocha granítica” gerado na indústria de rochas ornamentais. *Química Nova*, v. 31, n. 6, p. 1301–1304.

Moreira, R. F. P. M.; *et al.*, 2017. Adsorption of arsenate, phosphate and humic acids onto acicular goethite nanoparticles recovered from acid mine drainage. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, n. 1, p. 652–659.

Mori, V.; Santos, R. L. C. Dos; Sobral, L. G. S.; 2017. Metalurgia do silício: processos de obtenção e impactos ambientais. STA – 41.

Nascimento, R. F. Do.; *et al.*, 2020. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. E-book. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária. 2020. (Estudos da pós-graduação). Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/53271>. Acesso em: 18 fev. 2024.

Nogueira, F. G. E.; *et al.*, 2011. Catalysts based on clay and iron oxide for oxidation of toluene. *Applied Clay Science*, v. 51, n. 3, p. 385–389.

Pereira, J. L. A. S.; 2017. Preparação e caracterização de sistemas superácidos sólidos baseados em sílica-alumina suportada com sulfato metálico. Amazonas: Universidade Federal do Amazonas.

Pires, N. S.; Cardoso, A. R.; 2022. CARACTERIZAÇÃO DO PÓ DE ROCHA BASALTICA PARA APLICAÇÃO EM PROCESSOS DO TIPO FOTO-FENTON. XL Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados.



- Rai, M.; 2013. Nanobiotecnologia verde: biossínteses de nanopartículas metálicas e suas aplicações como nanoantimicrobianos. *Ciência e Cultura*, v. 65, n. 3, p. 44–48.
- Rauen, T. G.; *et al.*, 2021. Ecotoxicidade de nanocatalisadores de óxidos de ferro, produzidos a partir da drenagem ácida de mina, quando submetidos à ação de ozônio em meio aquoso. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, p. 1033–1041.
- Regalbuto, J. R.; Robles, J. O.; 2004. *The Engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation*. University of Illinois, Chicago, p. 13.
- Salla, J. DA S.; 2017. Nanopartículas de óxido de manganês e alumínio aplicadas como catalisadores na ozonização de ácidos húmicos. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Florianópolis.
- Shrimali, K.; *et al.*, 2016. The surface state of hematite and its wetting characteristics. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 477, p. 16–24.
- SILVA, M. F.; *et al.*, 2014. APPLICATION OF NANOSTRUCTURED IRON OXIDES AS ADSORBENTS AND PHOTOCATALYSTS FOR WASTEWATER POLLUTANT REMOVAL. *Química Nova*, v. 38, n. 3, p. 393–398.
- Silva, W. L. L. Da.; 2013. Otimização do processo de adsorção de azul de metileno em zeólita A sintetizada a partir de uma nova ocorrência de caulim da região de Bom Jardim de Goiás– GO.
- Staub, C. P. P.; 2019. ADSORÇÃO DE Pb²⁺ POR NANOPARTÍCULAS DE HEMATITA E GOETITA RECUPERADAS DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINAS. Francisco Beltrão - PR: UTFPR - UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ.
- TOMKELSKI, M. L.; *et al.*, 2019. Ensino de Nanociência e Nanotecnologia: perspectivas manifestadas por professores da educação básica e superior. *Ciência & Educação (Bauru)*, v. 25, n. 3, p. 665–683.
- Wildner, W.; *et al.*, 2006. *TEXTO EXPLICATIVO DOS MAPAS GEOLÓGICO E DE RECURSOS MINERAIS DO SUDOESTE DO ESTADO DO PARANÁ*. Brasília: CPRM, 2006. (Convênio CPRM/MINEROPAR).
- Yousefi, T.; Golikand, A. N.; Mashhadizadeh, M. H.; 2013. Synthesis of iron oxide nanoparticles at low bath temperature: Characterization and energy storage studies. *Materials Science in Semiconductor Processing*, v. 16, n. 6, p. 1837–1841.



EFEITOS DA INCORPORAÇÃO DE FIBRA DE SISAL NO COMPORTAMENTO FUNCIONAL DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS DO TIPO BBSG

1Rafael Cristyan Fronza, 2Breno Salgado Barra, 3Estéfani Clara, 4Felipe de Hollanda Evaldt, 5Alexandre Mikowski, 6João Victor Staub de Melo

1,2,3,4,5,6 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: rafael.c.fronza@gmail.com / breno.barra@ufsc.br / estefani.clara@hotmail.com / ofelipeevaldt@gmail.com / alexandre.mikowski@ufsc.br / joao.victor@ufsc.br

Palavras-chave: Comportamento funcional; misturas asfálticas; fibras de sisal.

Resumo

O objetivo principal deste trabalho é avaliar o comportamento funcional de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenus* (BBSG), com a incorporação de fibra de sisal. As formulações testadas compreenderam o uso de ligante betuminoso 30/45 convencional, com frações granulares de origem gnáissica e composição granulométrica calculada através do método de Füller-Talbot, compreendendo o intervalo 0/14 mm. As fibras de sisal foram incorporadas nos teores de 0,3 % e 0,5 % em relação ao volume de mistura asfáltica. A campanha experimental compreendeu os ensaios de avaliação da habilidade de compactação com a Prensa de Cisalhamento Giratório (PCG), análise da resistência à ação da água pelo ensaio de Duriez a 18°C e da deformação permanente a 60 °C. Os resultados obtidos indicam que a incorporação de sisal elevou os percentuais de vazios, demandando necessidade de maior aporte de ligante betuminoso para obtenção de condições adequadas de trabalhabilidade e compacidade. A resistência à ação deletéria da água também se mostrou prejudicada, devido ao comportamento higroscópico do sisal, que tende a absorver água no interior de sua estrutura reticular, expandindo seu volume, corroborando para o rompimento da película de ligante. A disposição intersticial dos fios de sisal, muitas vezes de forma concentrada e tramada, reduziu o contato direto dos granulares, prejudicando o intertravamento das partículas, fator que associado ao maior aporte de ligante betuminoso, contribuiu para acentuar o fenômeno da fluência e o efeito lubrificante nas interfaces granulares, diminuindo a resistência à deformação permanente das misturas asfálticas.

Introdução

Os pavimentos rodoviários são ativos valiosos e uma parte vital da infraestrutura de um país. O desenvolvimento das infraestruturas rodoviárias está ligado ao desenvolvimento socioeconômico (ARYAN, DIKSHIT, SHINDE, 2024). Contudo, o processo de formulação destes materiais exige uma busca extensiva pela melhor combinação de diversos parâmetros, que abrangem desde as características, proporções e dosagens dos materiais empregados, como também aspectos relacionados ao local de aplicação, finalidade de uso, tipo de solicitação, intemperismo, e demais fatores específicos a cada caso (GUO; TATARANNI; SANGIORGI, 2023; CAO et al., 2022).

No Brasil, o modal rodoviário é, com grande margem, o mais utilizado em todas as regiões. Contudo, grande parte das rodovias brasileiras apresentam problemas funcionais e estruturais severos antes mesmo de atingir a vida útil de projeto (MINISTÉRIO DA INFRAESTRUTURA, 2022).

Além de problemas executivos enfrentados em razão do baixo rigor técnico aplicado, diversos aspectos relacionados à metodologia de formulação de misturas asfálticas adotada no Brasil corroboram para a baixa qualidade das estruturas de pavimentos no país, que incluem desde o processo de seleção dos materiais, até o arcabouço teórico que sustenta a concepção metodológica atualmente aplicada (ROCHA; FERREIRA; BORBA, 2019).

Considerando a estreita correlação entre transportes e economia, um desenvolvimento sustentável na infraestrutura rodoviária desempenha um papel importante nos encargos ambientais e econômicos da sociedade. A utilização de materiais secundários do ambiente urbano pode ser uma alternativa para reduzir as emissões de poluentes e o consumo de recursos naturais (Mascarenhas et al., 2023; Gaudenzi et al., 2023; Dyer; Lima, 2022; Mohammed e Ismael, 2021).

Sob essa perspectiva encontram-se algumas pesquisas que descrevem os efeitos da incorporação de fibras de sisal em misturas asfálticas. Trabalhos como os de Sousa et al., (2017), Kumar e Ravitheja (2019), Singh et al., (2022) e Sharma, Choudhary, Kumar, (2023), analisaram o comportamento mecânico de misturas asfálticas com a incorporação de fibras de sisal em diversos teores e comprimentos de fio, e indicaram que alterações importantes nas principais características analisadas geralmente são obtidas com teores de fibra entre 0,3 % e 0,5 %, enquanto o comprimento de fios em 15 mm foi o mais referenciado nestes mesmos trabalhos.

Assim, este estudo propõe a formulação e análise do desempenho funcional de uma mistura asfáltica densa do tipo BBSG (*Béton Bitumineux Semi-Grenus*), com a incorporação de fibras de sisal em proporções de 0,3% e 0,5% em relação ao volume total da mistura asfáltica. O objetivo é investigar o impacto e a viabilidade técnica desse componente nas propriedades físicas e mecânicas das formulações avaliadas. Para isso, serão comparadas com misturas convencionais de referência do mesmo tipo, porém sem a adição destas fibras.

Considerações gerais sobre fibras de sisal

O sisal é uma fibra vegetal obtida através do beneficiamento da planta *Agave Sisalana* ou suas versões híbridas, espécime originário do México, cujo cultivo é atualmente praticado em diversos países de clima tropical, dentre os quais o Brasil se destaca como o maior produtor e exportador mundial, respondendo por mais de 40 % de toda a produção desta fibra no mundo (FAO, 2023; SHARMA, CHOUDHARY, KUMAR, 2023).

Similar a diversas outras fibras vegetais duras encontradas na natureza, as fibras de sisal apresentam uma estrutura complexa, composta por microfibrilas dispostas em um sistema multicamadas, formando uma estrutura alongada e reforçada, contendo um canal central no interior da microestrutura, denominado lúmen (MANIAN; CORDIN; PHAM, 2021).

Conforme evidencia a Figura 1, este sistema estrutural apresenta quatro camadas, a mais externa denominada parede celular primária, e outras três camadas mais internas, S1, S2 e S3, compondo a parede celular secundária, ambas formadas por feixes de microfibrilas que compõem-se de celulose, hemicelulose, lignina e pectina (YAO et al., 2023).

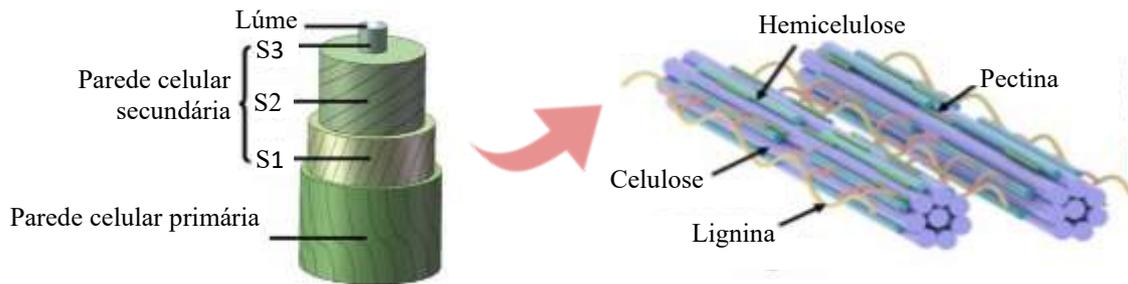


Figura 1: Estrutura multiescala de uma fibra de sisal.

Fonte: Yao et al. (2023)

A celulose, composta de várias unidades de celobiose em formação cristalina, é insolúvel em água, e responsável por grande parte da resistência mecânica da fibra. A hemicelulose apresenta forte ligação aos cristais celulósicos, conferindo flexibilidade a estes, enquanto a lignina e pectina, presentes em menor proporção, associam-se formando uma matriz amorfa que gera um efeito aglutinante e pozolânico, conferindo rigidez e estabilidade à estrutura (ZHANG et al., 2023).

Esta disposição resulta em algumas características físicas de especial interesse à engenharia e, sobretudo, à aplicação pretendida nesta pesquisa, como uma densidade relativamente baixa ($\approx 1,5 \text{ g/cm}^3$), associada a uma boa resistência à tração (511 MPa a 635 MPa) e taxa de alongamento (2,0 % a 2,5 %), valores significativos no contexto de fibras vegetais duras (SINGH et al., 2022).

Material e Métodos

Materiais

Os granulares pétreos utilizados são oriundos de britagem em jazida com material gnáissico, localizada no município de Joinville/SC. Foram utilizadas frações granulares provenientes de mesma jazida e lote amostral caracterizado por Persike (2023), cujos parâmetros constam na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização do material pétreo

Ensaio	Norma	Limites	Resultados	
			Quantitativo	Qualitativo
Desgaste por abrasão Los Angeles	DNER-ME 035/1998 e DNER-ME 037/1997	Máx. 50 %	13,4 %	-
Índice de forma	ABNT NBR 7809/2006	Mín. 0,5	0,6	Boa subangularidade
Resistência ao ataque químico (Durabilidade)	DNER-ME 089/1994 e DNER-ME 037/1997	Máx. 12 %	5,30 %	-
Adesividade ao ligante betuminoso	DNER-ME 078/1994	-	-	Má
Equivalência de areia	DNER-ME 54/1997	-	78,0 %	
Teor de material pulverulento	DNER-ME 266/1997 e DNER-ME 37/1997	Máx. 1,0 %	0,40 %	
Absorção	-	-	0,33 %	

Fonte: Persike (2023)



O ligante betuminoso utilizado foi um CAP 30/45 em sua forma pura, oriundo da refinaria REPLAN da Petrobras, localizada em Paulínia/SP, cuja caracterização foi apresentada em laudo técnico fornecido pela refinaria de origem, conforme consta na Tabela 2.

Tabela 2: Caracterização do ligante betuminoso 30/45

Características	Método	Especificação	Resultado	Unidade
Penetração	D 5	30 a 45	34	0,1 mm
Ponto de amolecimento	D 36	52 mín.	53,5	°C
Ductilidade a 25 °C	D 113	60 mín.	> 150	% massa
Solubilidade no tricloroetileno	D 2042	99,5 mín.	99,9	°C
Ponto de fulgor	D92	235 mín.	352	-
Índice de suscetibilidade térmica	X 18	-1,5 a 0,7	-1,2	-
Densidade relativa a 20 °C	D 70	-	1,01	-
Aquecimento a 177 °C	X 215	Não espuma	Não espuma	-

Fonte: Replan (2018)

Os dados de viscosidade pelo método Saybolt-Furol (DNER-ME 004, 1994) fornecidos pela refinaria indicaram que a temperatura adequada para usinagem do ligante betuminoso é 155 °C, e a de compactação 145 °C. Desta forma, a temperatura de aquecimento dos granulares foi definida em 168 °C, considerando-se 13 °C acima da temperatura de usinagem.

As fibras de sisal utilizadas foram caracterizadas através de microscopia eletrônica de varredura (MEV) associada a espectroscopia por energia dispersiva (EDS). As microfotografias obtidas por MEV evidenciaram que os fios de sisal apresentam morfologia alongada com textura superficial escamosa, e quando em conjunto, dispõem-se em tramas de aspecto emaranhado, propício à formação de intervalos espaciais que agregam volume ao material, conforme evidencia a Figura 2.

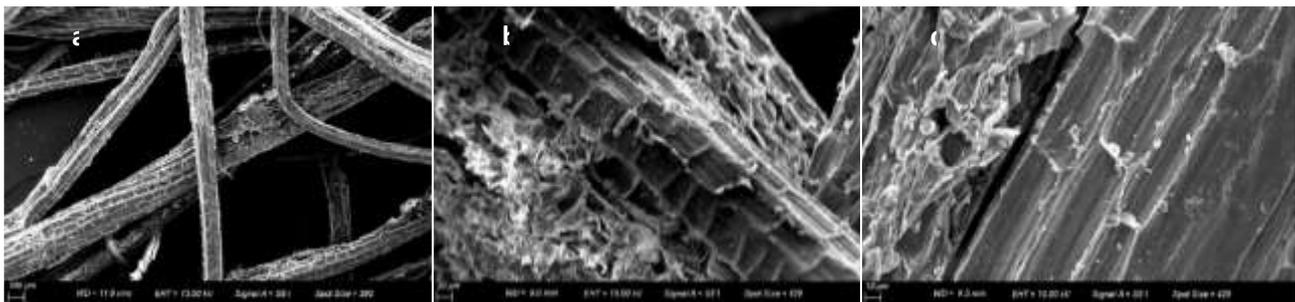


Figura 2: Microfotografias dos fios de sisal com ampliação de: (a) 100x, (b) 500x, (c) 1000x.

Fonte: Evaldt (2023)

A espectroscopia por energia dispersiva revelou a presença expressiva dos elementos carbono (45,54 %) e oxigênio (37,40 %), que se deve à associação com cálcio, presente em menor proporção (7,12 %) formando carbonato de cálcio (CaCO₃). Em menores proporções verifica-se ainda a presença de potássio (6,60 %), magnésio (1,85 %) e alumínio (1,49 %), substâncias inorgânicas não pertencentes à parede celular, porém vinculadas a reações produtoras de óxidos (ZHU; HAO; ZHANG, 2018).

Métodos

A formulação da curva granulométrica das misturas asfálticas foi realizada pelo do método racional, utilizando-se as Equações 1 e 2, de Füller-Talbot, a partir dos pontos de controle estabelecidos pela metodologia francesa para misturas asfálticas do tipo BBSG (MANUEL LPC, 2007).

$$\%p = a\left(\frac{d}{D}\right) \quad (1)$$

$$n = \frac{\log(\%p_{0,075mm}) - \log(100)}{\log\left(\frac{0,075}{D}\right)} \quad (2)$$

Onde, “%p” é a porcentagem que passa em peso; “a” é uma constante, tomada como 100; “d” é a abertura de uma determinada malha de peneira (mm); “D” é o diâmetro máximo da curva de gradação do agregado projetada (mm), correspondente à malha de abertura da peneira por onde passa 100 % das partículas; “n” é o expoente indicador de uma curva mais aberta ou mais densa; e, “%p_{0,075mm}” é a porcentagem que passa pela menor abertura da malha da peneira em relação à série escolhida pelo projetista, 0,075 mm neste caso específico.

Desta forma, definindo-se o diâmetro máximo (D) em 12,7 mm e %p₂₀₀ em 7,0%, obteve-se o expoente “n” igual a 0,52, sendo possível calcular a composição granulométrica com base na série de peneiras selecionadas (Figura 3).

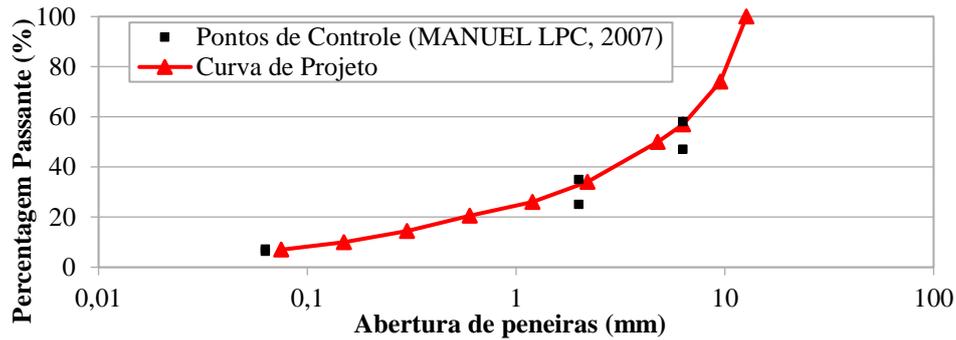


Figura 3: Curva granulométrica do tipo BBSG calculada através do método teórico.
Fonte: Evaldt (2023)

Conforme evidência a Figura 3, a curva granulométrica calculada apresenta bom enquadramento aos pontos de controle do Manual LPC para formulações do tipo BBSG, classificando-se também como uma curva de distribuição contínua e graduação densa conforme critérios do DNIT (2006), haja vista o expoente “n” encontrar-se no intervalo $0,35 < n < 0,55$.

Ensaio laboratoriais

Os ensaios laboratoriais realizados na campanha experimental aplicaram os níveis avaliativos sequenciais e eliminatórios 1 e 2 da metodologia francesa (MANUEL LPC, 2007), compreendendo a avaliação dos parâmetros de: (nível 1) (a) habilidade de compactação com a Prensa de Cisalhamento Giratório (PCG) (AFNOR NF EN 12697-31, 2019) relacionando o percentual de vazios (%V) a uma sequência de revoluções axiais aplicados no corpo de prova, e (b) resistência à ação deletéria da água no ensaio de Duriez a 18 °C (AFNOR NF EN 12697-12, 2018) comparando a perda de resistência na ruptura por compressão simples dos corpos de prova condicionados a seco (R) e condicionados em imersão na água por 7 dias consecutivos (r) à referida temperatura, e (nível 2) deformação permanente a 60 °C (AFNOR NF EN 12697-22, 2020) avaliada através do afundamento gerado na trilha de roda em um conjunto de placas compactadas em mesa pneumática. Para cada teor de ligante foram produzidas as quantidades de 3, 12 e 2 corpos de prova, respectivamente.

A Tabela 3 apresenta os parâmetros, limites normativos e classificações definidas pela metodologia francesa para misturas asfálticas do tipo BBSG, e a Figura 4 ilustra a sequência dos procedimentos laboratoriais supramencionados.

Tabela 3: Parâmetros e limites normativos considerados nos ensaios

Ensaio	Norma	Classe da Mistura BBSG	Limites Normativos
PCG	AFNOR NF EN 12697-31 (2019)	1, 2 e 3	$\%V_{\min} \geq 4,0\%$ e $\%V_{\max} \leq 9,0\%$ a 80 giros
Duriez	AFNOR NF EN 12697-12 (2018)	1, 2 e 3	$r/R \geq 0,70$
Deformação Permanente a 60 °C	AFNOR NF EN 12697-22 (2020)	1	$7,5\% < \% \leq 10,0\%$, após 30.000 ciclos
		2	$5,0\% < \% \leq 7,50\%$, após 30.000 ciclos
		3	$\% \leq 5,0\%$, após 30.000 ciclos

Fonte: Evaldt (2023)

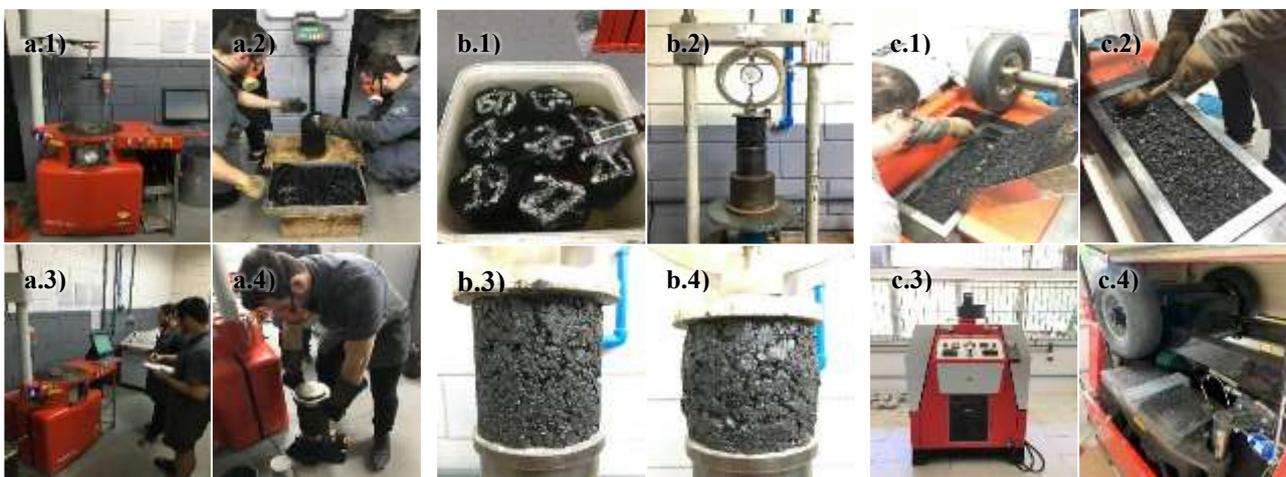


Figura 4: Sequência de ensaios realizados na pesquisa: (a.1, a.2, a.3 e a.4) PCG, (b.1, b.2, b.3 e b.4) Duriez a 18 °C, e (c.1, c.2, c.3 e c.4) deformação permanente a 60 °C.

Fonte: Evaldt (2023)



Resultados e Discussão

Os resultados dos ensaios laboratoriais doravante apresentados foram integralmente comparados aos obtidos por Persike (2023), que realizou a mesma matriz de ensaios indicada anteriormente em uma mistura asfáltica de mesma formulação, porém elaborada apenas com frações britadas, aqui denominada mistura de referência, viabilizando, desta forma, a comparação dos parâmetros obtidos nas formulações testadas com sisal, em relação a uma mistura asfáltica convencional.

Habilidade de compactação na PCG

Os resultados obtidos na avaliação da habilidade de compactação com a PCG indicaram que todas as formulações com fibras de sisal testadas se enquadraram aos critérios normativos da metodologia francesa para BBSG 0/14 mm, conforme a norma AFNOR NF EN 12697-31 (2019), com percentual de vazios respeitando o intervalo de aceitabilidade de 4,0 % a 9,0 % para 80 giros. As curvas de compactação para as formulações testadas são apresentadas na Figura 5.

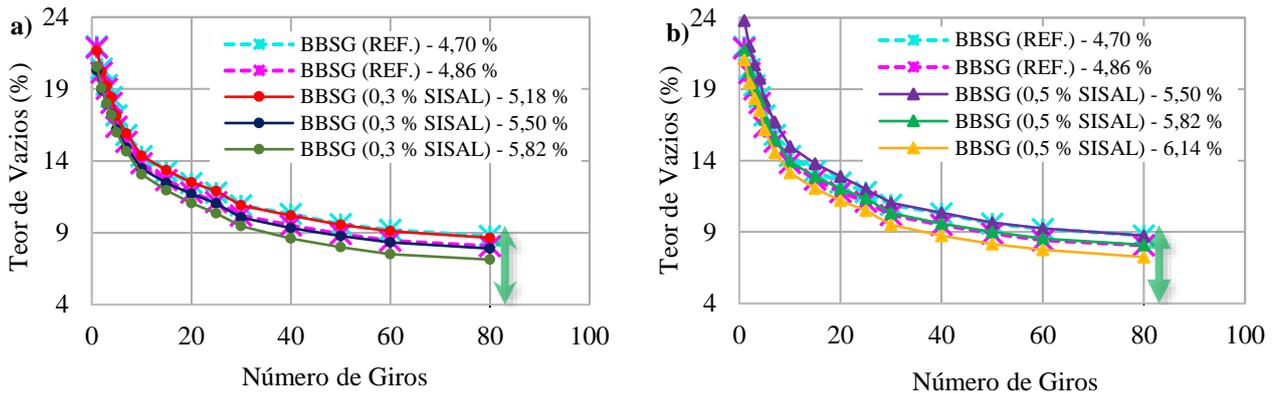


Figura 5: Habilidade de compactação das formulações testadas: (a) de referência e com 0,3% de sisal, e (b) de referência e com 0,5% de sisal.

Contudo, em comparação às misturas de referência, percebe-se que o percentual de vazios eleva-se proporcionalmente ao acréscimo de sisal, indicando que a adição desta fibra reduz progressivamente a estabilidade e trabalhabilidade da mistura asfáltica, demandando a necessidade de maior aporte de ligante betuminoso para a obtenção das mesmas condições de compactação verificadas nas formulações de referência.

Corrobora-se isso que dos resultados obtidos, percebe-se também que as mesmas condições de trabalhabilidade verificadas nas formulações de referência são obtidas com 2 teores a mais de ligante betuminoso para as formulações com 0,3 % de sisal, e 3 teores de ligante a mais para aquelas com 0,5 % da referida fibra, para a situação estudada nesta pesquisa.

Resistência à ação deletéria da água

A avaliação da resistência à ação deletéria da água através do ensaio de Duriez a 18 °C indicou que todas as formulações testadas atenderam à relação mínima $r/R \geq 0,70$, conforme preconizado pela norma AFNOR NF EN 12697-12 (2018) para misturas asfálticas do tipo BBSG. A Figura 6 apresenta a relação r/R com seus respectivos desvios-padrão para as formulações testadas.

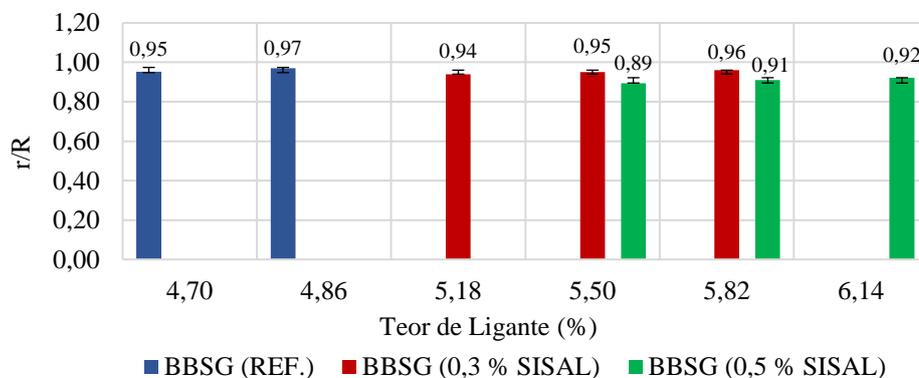


Figura 6: Relação r/R obtida no ensaio de Duriez a 18 °C para as formulações de referência e com sisal.
Fonte: Evaldt (2023)

Apesar de todas as formulações testadas terem apresentado boa margem em relação aos limites normativos mínimos, percebe-se que aquelas com incorporação de sisal apresentam relação r/R inferior às de referência, situação que se acentua progressivamente, indicando que conforme ocorre o aumento da dosagem de sisal, a resistência à ação deletéria da água reduz.



Dos principais aspectos que corroboram para essa situação, cabe destacar a presença expressiva de carbono (C) na composição das fibras de sisal, material de natureza eletronegativa, tal qual o ligante betuminoso e as frações granulares de origem gnáissica, situação que não contribui para a formação de um dipolo elétrico efetivo entre todos os elementos da mistura asfáltica, tornando-a mais suscetível à ação da água, sobretudo no âmbito da adesividade passiva.

Ainda, a textura escamosa dos fios de sisal não proporciona uma superfície adequada para a fixação da película de ligante, o facilita o contato dos fios de sisal com a água, situação que pode conduzir a um acúmulo de água no interior do lúmen da fibra, ocasionando a expansão volumétrica desta, corroborando para o rompimento da película de ligante betuminoso, e, portanto, majorando a suscetibilidade à ação da água para as formulações com sisal.

Resistência à deformação permanente

Dos resultados obtidos, verifica-se que todas as formulações com fibra de sisal incorporada apresentaram afundamentos na trilha de roda superiores a 7,50% e inferiores a 10%, sendo enquadradas na Classe 1, a menos nobre para misturas do tipo BBSG, com exceção às dosagens com 5,82 % de ligante e 0,3 % de sisal e 6,14 % de ligante e 0,5 % de sisal, que atingiram percentuais de afundamento na trilha de roda superiores a 10%, não atendendo aos requisitos mínimos da norma AFNOR NF EN 12697-22 (2020) para este tipo de mistura asfáltica.

No mesmo contexto, verifica-se que a formulação de referência com 4,70 % de teor de ligante alcançou o patamar da Classe 3, a mais nobre para as misturas asfálticas do tipo BBSG, com afundamento na trilha de roda abaixo de 5,0 %, enquanto a dosagem de 4,86 % atingiu a classe intermediária (Classe 2) haja vista o percentual do afundamento obtido (6,66 %) estar situado entre 5,01 % e 7,50%.

A Figura 7 apresenta a evolução das curvas afundamento na trilha de roda obtidas no ensaio de deformação permanente a 60 °C.

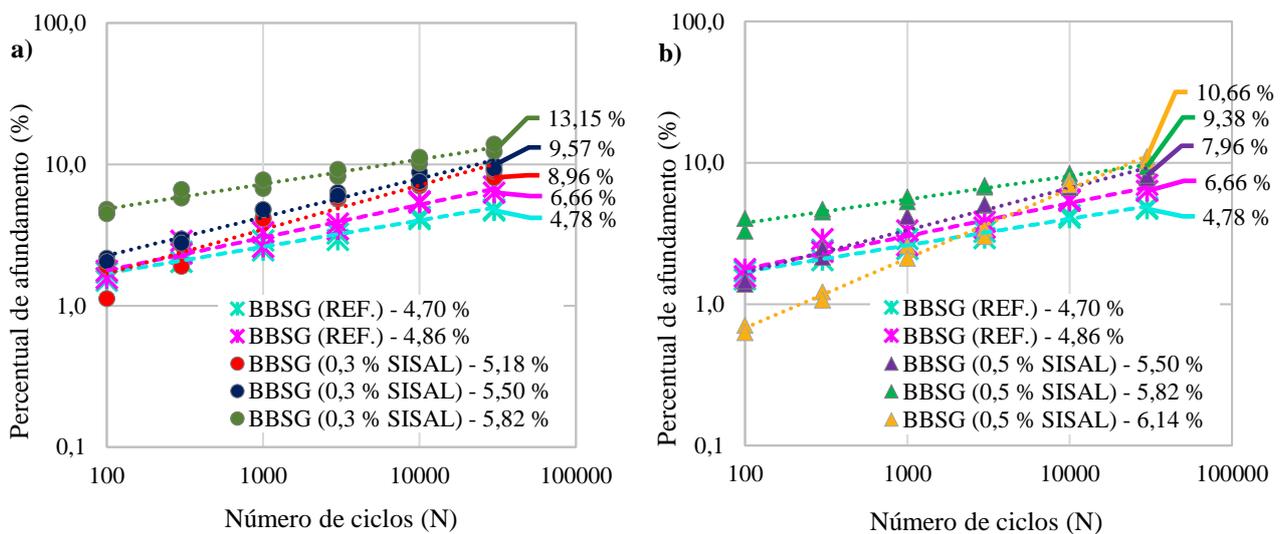


Figura 7: Evolução do afundamento na trilha de roda das misturas asfálticas: (a) de referência e com 0,3 % de sisal, e (b) de referência e com 0,5 % de sisal.

Fonte: Evaldt (2023)

Da Figura 7, infere-se também que as formulações com fibra de sisal apresentam menor resistência à deformação permanente do que as formulações de referência, que foram produzidas apenas com frações britadas.

Dos aspectos que para isso corroboram, verificou-se que o sisal incorporado nas formulações se distribui de forma esparsa ou tramada nos interstícios estruturais da mistura asfáltica, dificultando ou impedindo o contato grão a grão, e, por consequência, diminuindo o intertravamento granular e a resistência da mistura asfáltica ao cisalhamento.

Estas mesmas formações tramadas de sisal dispostas intersticialmente retêm parte do ligante betuminoso livre necessário à estabilização da mistura asfáltica, demandando a necessidade de maior aporte de ligante betuminoso para que a mistura apresente condições adequadas de trabalhabilidade e estabilidade, conforme já evidenciado através dos resultados obtidos na PCG.

Contudo, o maior aporte de ligante betuminoso aumenta a suscetibilidade térmica da mistura, aumentando o efeito lubrificante entre as partículas, e consequentemente reduzindo a resistência à deformação permanente.

A Figura 8 apresenta de maneira esquemática os aspectos supramencionados, demonstrando a distinção entre os interstícios estruturais de uma formulação com incorporação de fibras de sisal e uma formulação convencional, como a mistura de referência aqui citada.

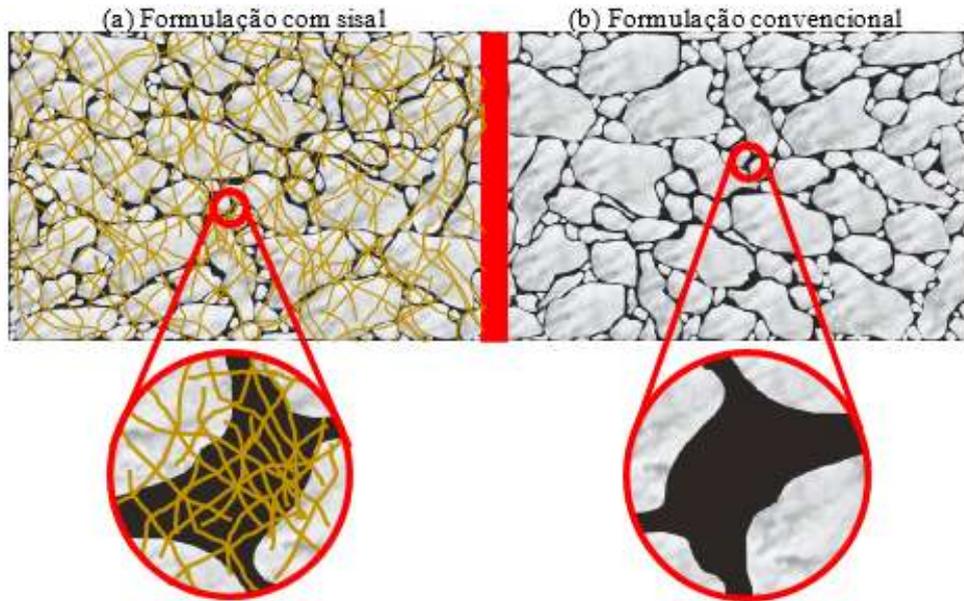


Figura 8: Representação esquemática dos interstícios estruturais (a) de uma mistura asfáltica com fibra de sisal e (b) de uma mistura asfáltica convencional.

Fonte: Evaldt (2023)

Da Figura 8 verifica-se, à esquerda, as tramas de sisal dificultando o contato intergranular, retendo ligante betuminoso, e por consequência, prejudicando o entrelaçamento do arranjo granulométrico, e à direita, uma adequada disponibilidade de ligante betuminoso para envolvimento dos granulares e estabilização do arranjo granulométrico da mistura asfáltica.

Estas situações também ficam evidenciadas na Figura 9, que apresenta o registro fotográfico ampliado do arranjo granular observado nas seções transversais das formulações convencionais e das formulações com sisal.



Figura 9: Arranjo granulométrico verificado através da seção transversal das misturas asfálticas (a.1 e a.2) de referência, (b.1 e b.2) com 0,3% de sisal e (c.1 e c.2) com 0,5% de sisal.

Fonte: Evaldt (2023)

Verifica-se, na Figura 9, diversos dos fenômenos descritos anteriormente, sobretudo, maior concentração de vazios e redução do contato grão a grão devido à disposição das tramas de sisal nos interstícios estruturais da mistura, bem como retenção de ligante betuminoso nos emaranhados volumétricos de fios da referida fibra.



Considerações Finais

As misturas asfálticas BBSG com fibras de sisal testadas nesta pesquisa se mostraram menos vantajosas do que as misturas asfálticas convencionais de referência nos níveis de avaliação da metodologia francesa, que correspondem aos parâmetros do comportamento funcional destas.

A tendência natural das fibras de sisal se aglomerarem em formações tramadas incorreu no aumento do percentual de vazios e diminuição da trabalhabilidade das misturas, situação que demandou um aporte de maior dosagem de ligante betuminoso para atingir condições adequadas de compacidade e estabilidade destas.

A incorporação de sisal também se mostrou desvantajosa em relação à resistência à ação deletéria da água, tanto pelo prejuízo no recobrimento dos fios pelo ligante betuminoso em razão da natureza eletronegativa de ambos, quanto pelo comportamento higroscópico dessa fibra, que tende a absorver água no interior de sua estrutura reticular, expandindo seu volume, e rompendo a película de ligante sobre os fios.

O somatório de todas essas características também resultou numa condição de menor resistência ao fenômeno de deformação permanente para as formulações com sisal, em comparação às misturas de referência. A presença desta fibra entre os granulares, sobretudo as formações em trama, reduzem o contato intergranular, prejudicando o intertravamento do arranjo granulométrico e diminuindo a resistência ao cisalhamento da mistura asfáltica.

Concomitantemente, a necessidade de maior dosagem de ligante betuminoso para obtenção de condições adequadas de trabalhabilidade na mistura também aumentou a suscetibilidade térmica desta, acentuando o efeito lubrificante do ligante sobre os granulares, e conseqüentemente conduzindo a maiores percentuais de afundamento na trilha de roda para as formulações com fibra de sisal.

Misturas asfálticas do tipo BBSG são destinadas à camada de rolamento do pavimento, e, portanto, devem prover boas condições de segurança e conforto ao usuário, apresentando uma boa resistência à deformação permanente, e garantindo a impermeabilização da estrutura do pavimento, através de uma boa resistência à ação da água. Além disso, a condição visada num projeto de pavimento é sempre atender a trilogia de requisitos básicos: conforto, segurança e economia.

Neste contexto, conclui-se que as misturas asfálticas com incorporação de fibra de sisal testadas nesta pesquisa não se mostraram vantajosas nestes critérios, apresentando menor resistência à ação deletéria da água e maiores afundamentos percentuais na trilha de roda do que as misturas de referência, além de demandar maiores dosagens de ligante betuminoso, que é a fração mais onerosa da composição.

Sugere-se, em continuidade a esta pesquisa, a realização de pesquisas complementares de formulação de misturas asfálticas com outras composições granulométricas, de forma a perscrutar possíveis situações em que a incorporação de fibra de sisal se mostre vantajosa, tanto no aspecto mecanicista, quanto nos aspectos econômico e funcional.

Agradecimentos

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Fundação de Amparo à Pesquisa e Extensão Universitária (FAPEU) pela concessão da bolsa de estudos à Estéfani Clara.

Referências Bibliográficas

AFNOR NF EN 12697-22 (2020), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 22: Essai d'orniérage. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-31 (2019), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 31: Confection d'éprouvettes à la presse à compactage giratoire. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-12 (2018), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 12: Détermination de la sensibilité à l'eau des éprouvettes bitumineuses. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

ARYAN, Y.; DIKSHIT, A. K.; SHINDE, A. M. (2024). Assessment of environmental impacts and reduction opportunities for road infrastructures in India. *Transportation Research Part D* 128 (2024) 104106.

CAO, L.; SU, Z.; LIU, R.; ZHOU, T. (2022), Optimized formulation of asphalt compound containing bio-oil and shredded rubber. *Journal Of Cleaner Production*, [S.L.], v. 378, p. 134591.

DNER-ME 004 (1994), Material betuminoso: determinação da viscosidade Saybolt-Furol a alta temperatura. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes.

DNIT (2006), Manual de pavimentação. 3ª Edição, Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes, Instituto de Pesquisa Rodoviária (IPR) – Publicação IPR-719, 274 p.

DYER, P. P.O.L.; LIMA, M. G. (2022), Waste foundry sand in hot mix asphalt: a review. *Construction And Building Materials*, [S.L.], v. 359, p. 129342.

EVALDT, Felipe de Hollanda (2023), Avaliação do comportamento funcional de misturas asfálticas densas do tipo BBSG com



a incorporação de fibra de sisal. Joinville: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

FAO (2023), Food and Agriculture Organization of the United Nations. Sisal. Disponível em: <https://www.fao.org/economic/futurefibres/fibres/sisal/en/>. Acesso em: 15 mai. 2023.

GAUDENZI, E.; CARDONE, F.; LU, X.; CANESTRARI, F. (2023). The use of lignin for sustainable asphalt pavements: a literature review. *Construction And Building Materials*, [S.L.], v. 362, p. 129773.

GUO, Y.; TATARANNI, P.; SANGIORGI, C. (2023). The use of fibres in asphalt mixtures: A state of the art review. *Construction and Building Materials* 390 (2023) 131754.

KUMAR, N. L. N. K.; RAVITHEJA, A. (2019), Characteristics of stone matrix asphalt by using natural fibers as additives. *Materials Today: Proceedings*, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 397-402.

MANIAN, A. P.; CORDIN, M.; PHAM, T. (2021), Extraction of cellulose fibers from flax and hemp: a review. *Cellulose*, v. 28, n. 13, p. 8275-8294.

MANUEL LPC (2007), Manuel LPC d'aide à la formulation des enrobés. Groupe de Travail RST "Formulation des enrobés". Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 199 p. Paris, France.

MASCARENHAS, Z. M. G.; PIAO, Z.; VASCONCELOS, K. L.; POULIKAKOS, L.D.; BERNUCCI, L. L. B. (2023). Comparative environmental performance of pavement structures considering recycled materials and regional differences. *Science of the Total Environment* 858 (2023) 159862.

MINISTÉRIO DA INFRAESTRUTURA (Brasil) (2022), PNL 2035: plano nacional de logística. Brasília: Empresa de Planejamento e Logística, 2022. 216 p. Disponível em: https://www.gov.br/infraestrutura/pt-br/assuntos/politica-e-planejamento/politica-e-planejamento/RelatorioExecutivoPNL_2035final.pdf. Acesso em: 02 mar. 2023.

MOHAMMED, S.F., ISMAEL, M.Q., (2021). Effect of polypropylene fibers on moisture susceptibility of warm mix asphalt. *Civ. Eng. J.* 7, 988–997. <https://doi.org/10.28991/cej-2021-03091704>.

PERSIKE, T. (2023), Avaliação da Resistência à Deformação Permanente de Misturas Asfálticas Densas com Incorporação de Resíduos de Construção e Demolição. Joinville: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas da Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC.

RAMALINGAM, S.; MURUGASAN, R.; NAGABHUSHANA, M.N. (2017), Laboratory performance evaluation of environmentally sustainable sisal fibre reinforced bituminous mixes. *Construction And Building Materials*, v. 148, p. 22-29.

REPLAN (PETROBRAS) (2018), Certificado de ensaio – cópia. n. 1700-2018. Produto Cimento Asfáltico CAP 30/45. 2018.

ROCHA, J. P.; FERREIRA, L. G. C. M.; BORBA, F. V. (2019), Diagnóstico de patologias encontradas em pavimentos rodoviários flexíveis e semirrígidos. *Enciclopédia Biosfera*, [S.L.], v. 16, n. 30, p. 199-218.

SHARMA, A.; CHOUDHARY, R.; KUMAR, A. (2023). Stabilization of open graded asphalt friction course mixes with plantbased natural fibers. *Materials Today: Proceedings*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.202>.

SINGH, G.; SINGH, S.; KUMAR, R.; CHOHAN, J. S. (2022), Exploration of sisal fibre for modification of bituminous mix. *Materials Today: Proceedings*, v. 48, p. 1352-1355.

SOUSA, M. N. m.; LUCENA, L. C. F. L.; COSTA, L. F. C.; SILVA, Y. M. (2017), Estudo de aplicabilidade da adição de fibras de sisal em misturas asfálticas do tipo SMA. In: XXXI Congresso Nacional de Pesquisa em Transporte da ANPET, 31., 2017, Recife. Artigo. Recife: Anpet, 2017. p. 1-12.

YAO, Y.; DOU, H.; LIU, T.; WANG, S.; GAO, Y.; KANG, J.; GAO, X.; XIA, C.; LU, Y.; FAN, W. (2023), Micro- and nano-scale mechanisms of enzymatic treatment on the interfacial behaviors of sisal fiber reinforced bio-based epoxy resin. *Industrial Crops And Products*, v. 194, p. 116319.

ZHANG, W.; YANG, J.; LU, Y.; LI, M.; PENG, F.; BIAN, J. (2023), Insights into the contributions of hemicelluloses to assembly and mechanical properties of cellulose networks. *Carbohydrate Polymers*, v. 301, p. 120292.

ZHU, Z.; HAO, M.; ZHANG, N. (2018), Influence of contents of chemical compositions on the mechanical property of sisal fibers and sisal fibers reinforced PLA composites. *Journal Of Natural Fibers*, v. 17, n. 1, p. 101-112.



ESTUDO DA INCOPORAÇÃO DE BIOCHAR DE CASCA DE OVO DE GALINHA EM MISTURA DE SOLO-CIMENTO

1Fabiano Alexandre Nienov, 2Gilberto Regalin Junior, 3Gislaine Luvizão, 4Jhulis Marina Carelli,
5Maiara Foiato, 6Scheila Lockstein

1 Unoesc, e-mail: fabiano.nienov@unoesc.edu.br; 2 Unoesc, e-mail: junioregalin@gmail.com; 3 Unoesc, e-mail: gislaine.luvizao@unoesc.edu.br; 4 Unoesc, e-mail: jhulis.carelli@unoesc.edu.br; 5 Unoesc, e-mail: maiara.foiato@unoesc.edu.br; Unoesc, e-mail: scheila.lockstein@unoesc.edu.br

Palavras-chave: Casca de ovo de gallina; Biochar; Solo-Cimento.

Resumo

O solo é um dos elementos mais importantes para engenharia, visto que ele serve como suporte para as construções. Desse modo, torna-se evidente o conhecimento das características na determinação da capacidade de suporte do solo que uma construção será apoiada. Quando o solo por si só não consegue atender aos esforços impostos, é necessário o seu melhoramento, o que possibilita ganho de resistência. Nesse contexto, a casca de ovo de galinha, insumo composto basicamente por carbonato de cálcio, traz consigo características benéficas para o uso em melhoramento de solo. Sendo assim, o presente estudo avalia o uso de biochar (cinza ou carvão vegetal), feito por meio da incineração de cascas de ovos de galinha em diferentes temperaturas, juntamente com solo argiloso e cimento, em teores variados. Para isso, determinou-se a resistência à compressão simples de corpos de prova cilíndricos e o índice de atividade pozolânica, esse último com incorporação de biochar, que foram produzidos a 400, 500 e 600 °C. Os traços adotados tiveram substituição de solo por biochar nos teores de 4%, 6%, 8%, 10% e 12%, e adição de cimento sob a massa total de 8%. De modo geral, o aumento do teor de substituição de solo por biochar provocou o ganho de resistência à compressão simples em 18,1%. Além disso, o traço com 12% de substituição do solo por biochar, obtido com incineração a 500 °C, e 8% de adição de cimento sobre a massa total demonstrou um ganho de resistência de 29,7% em relação ao traço composto somente por solo e 8% de adição de cimento, demonstrando assim benefícios no uso do resíduo. Enquanto isso, o índice de atividade pozolânica não foi superior a 90% em nenhum dos casos, o que não caracteriza o biochar, nas temperaturas de incineração obtidas, como sendo materiais pozolânicos. Entretanto, observa-se que o acréscimo da temperatura de incineração das cascas de ovos no preparo do biochar trouxe consigo o aumento de até 9% do índice de atividade pozolânica. Sendo assim, a utilização das cinzas de cascas de ovos em misturas com solo argiloso e cimento traz consigo um potencial benéfico, tanto pelo ganho de resistência, como pelo reaproveitamento de um resíduo.

Introdução

O ovo de galinha é um alimento altamente consumido em todo o mundo. Além de ser considerado um alimento pronto, que pode ser ingerido sem nenhum acompanhamento, ele também é utilizado no preparo de muitas massas, como pães, bolos, tortas, macarrão, entre outros.

A Associação Brasileira de Proteína Animal (2023) traz, em seu relatório anual, dados referentes a produção e ao consumo do ovo de galinha. Foram produzidos, no ano de 2022, mais de 52 bilhões de ovos de galinha em todo o país, essa produção gerou um valor bruto de 20,213 Bilhões de R\$. Dessa produção, somente 0,44% foi destinado a exportação, sendo todo o restante consumido pelo mercado interno.

Além disso, o relatório apresenta o consumo médio per capita de ovos, sendo esse de 241 unidades para o ano de 2022. Ao conciliar essa informação com o número de habitantes de Santa Catarina, que é de aproximadamente 7,6 milhões de pessoas em 2022, segundo publicação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022), tem-se um consumo aproximado de 1,83 bilhões de ovos de galinha por ano.

De acordo com o estudo dirigido por Almeida *et al* (2019), os ovos de linhagem comercial têm um peso médio de 66,21 g, sendo 5,13 g de casca, aproximadamente. Desse modo, ao confrontar esse valor com o consumo aproximado para Santa Catarina, obtém-se uma geração média de 9,387 mil toneladas (9.387.000 kg) de casca de ovo de galinha por ano.

A maior parte desse material é descartado, não tendo, portanto, um aproveitamento adequado, visto que, de acordo com Winton (2003 apud OKONKWO; ODIONG; AKPANIO, 2012), a casca de ovo é composta por 93,7% de carbonato de cálcio, 4,2% de material orgânico, 1,3% de carbonato de magnésio e 0,8% de fosfato de cálcio. Além disso, quando incinerado, o carbonato de cálcio é decomposto em óxido de cálcio (CaO) e dióxido de carbono (CO₂).

O óxido de cálcio, popularmente conhecido como cal, já é amplamente utilizado em misturas com solo argiloso. Esse material tem capacidade de proporcionar correções do pH do solo, além de ser utilizado como estabilizante, provocando o aumento da resistência à compressão simples, conforme diz Sartori (2015).

Além disso, a adição de agentes aglomerantes, como o cimento, aumenta a resistência a compressão simples e rigidez, altera os limites de consistência e provoca redução da compressibilidade, sendo essas alterações variáveis de acordo com o tipo de solo (PRIETTO, 1996).

O presente estudo teve como objetivo avaliar o comportamento mecânico de misturas de solo-cimento, quando há variação do teor de biochar obtido da casca de ovo de galinha. Com isso, espera-se elevar a resistência à compressão simples,



tendo como referência um traço padrão, composto somente por solo argiloso e cimento. Assim, será possível reduzir o descarte desse material no ambiente, além da possibilidade de obter benefícios, como o ganho de resistência, visando a aplicação em obras geotécnicas.

Materiais e Métodos

Com o intuito de avaliar o comportamento mecânico de misturas compostas por solo (s), biochar (b - obtido da casca de ovo de galinha) e cimento (ci), foram moldados corpos de prova com diferentes teores desses materiais. Na Tabela 1 são apresentadas as composições de cada um dos traços definidos, sendo substituído parte do solo por biochar e adicionado cimento em relação a massa total (solo + biochar).

Para nomear as misturas adotou-se as abreviações “s”, “b” e “ci” representando, respectivamente, “solo”, “biochar” e “cimento”. Previamente a cada uma dessas abreviações é apresentado um número, que condiz com o percentual do material na mistura, respeitando o uso do biochar em substituição e do cimento em adição.

Tabela 1: Composição das misturas

Mistura	Solo (%)	Biochar (%)	Cimento (% - em adição sob massa total)
100s/0b + 8ci	100	0	8
96s/4b + 8ci	96	4	8
94s/6b + 8ci	94	6	8
92s/8b + 8ci	92	8	8
90s/10b + 8ci	90	10	8
88s/12b + 8ci	88	12	8

Origem, preparo e caracterização das amostras

A amostra de solo utilizada é proveniente da região de Joaçaba-SC, sendo adquirida na propriedade da Universidade do Oeste de Santa Catarina. A coleta do material seguiu o preconizado pela PRO 003 (DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM, 1994), tratando-se, portanto, de uma amostra deformada.

Após a coleta do solo, ele foi seco ao sol e, em seguida, passou pelo processo de desagregação dos grãos, feito com auxílio de almofariz e mão de gral. Esses procedimentos foram realizados conforme recomenda a NBR 6457 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016). Realizou-se os ensaios de granulometria, conforme NBR 7181 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2018), peso específico real dos grãos, condizente com o ME 093 (DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM, 1994), e determinação dos limites de plasticidade e liquidez, de acordo com a NBR 7180 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016) e NBR 6459 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016).

As cascas de ovos de galinha foram coletadas em padarias do comércio local. Após reunidas, elas foram lavadas, individualmente, com água corrente, sendo esse o procedimento de limpeza mais eficaz, como descrito por Beraldo e Nagumo (2004). Após isso, as cascas foram expostas ao sol para que pudessem secar (Figura 1).



Figura 1: Cascas de ovos secando ao sol.

Após a secagem ao sol, as cascas de ovos foram divididas em três amostras, que foram levadas para o forno mufla em diferentes temperaturas de incineração, sendo elas de 400, 500 e 600 °C. Esse material ficou exposto a temperatura desejada pelo período de 2 horas. Destaca-se que a variação do tempo de exposição ao calor foi testada para intervalos de 30 minutos a 2,5 horas, e o material não apresentou nenhuma diferença de coloração e resistência ao esmagamento de forma manual. A exposição das cascas em diferentes temperaturas foi realizada para avaliar a influência da temperatura de secagem na resistência à compressão simples dos corpos de prova, além, de avaliar a variação do índice de atividade pozolânica para cada uma das temperaturas testadas.



Após passar pelo procedimento de secagem em altas temperaturas, as cascas de ovos foram fragmentadas, utilizando-se do mesmo procedimento realizado para desagregação dos grãos do solo, feito com almofariz e mão de gral. Em seguida, o material, já com característica de pó (biochar), foi peneirado em peneira com abertura de 0,3 mm, sendo armazenado somente o passante para uso nos demais ensaios. Na Figura 2 é possível visualizar as cascas de ovos depois de serem submetidas aos procedimentos de secagem (a) e desagregação (b).



Figura 2: (a) Cascas de ovos depois da secagem em alta temperatura e em (b) Pó de casca de ovo (Biochar).

Para determinação do peso específico real dos grãos do biochar preparado a 500 °C, foi realizado ensaio conforme preconiza a ME 093 (DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM, 1994).

O cimento utilizado foi do tipo CP V-ARI, foi adquirido em comércio local e passou por procedimento de peneiramento antes de cada ensaio, utilizando somente o material passante na peneira com abertura de 0,3 mm. Tal procedimento foi realizado de modo a evitar a utilização de aglomerados de materiais que possivelmente tenham recebido umidade.

Ensaio de compactação

O ensaio de compactação foi realizado com o intuito de determinar a umidade ótima de compactação e a massa específica aparente seca máxima, dados que foram utilizados para o cálculo das quantidades, em massa, dos materiais para moldagem dos corpos de prova. Todos os procedimentos empregados na realização do ensaio seguiram o preconizado pela NBR 7182 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016), sendo adotada a energia de compactação normal. Destaca-se que, previamente a realização do ensaio, os materiais utilizados foram secos em estufa, a 100 °C, e homogeneizados em seus teores correspondentes.

O ensaio foi realizado somente para os traços “96s/4b + 8ci”, “92s/4b + 8ci” e “88s/12b + 8ci”, pois eles apresentam, respectivamente, o menor, o intermediário e o maior teor de biochar na mistura. Como não ocorreu variação significativa da massa específica seca máxima e da umidade ótima para os traços ensaiados, adotou-se a média dos 3 ensaios apresentados. Esses valores foram fundamentais na determinação das massas para moldagem dos corpos de prova e, como adotou-se um mesmo teor de umidade ótima para todas as misturas, a relação água/cimento não é uma variável na análise da resistência à compressão simples.

Moldagem dos corpos de prova

A moldagem dos corpos de prova foi realizada para todos os traços apresentados anteriormente na Tabela 1, em três diferentes temperaturas de incineração das cascas de ovos (400, 500 e 600 °C). Com isso, foram moldados um total de 64 corpos de prova, sendo 20 para cada uma das temperaturas (representando os 5 traços que contêm o biochar) e 4 para o traço “100s/0b + 8ci”, que não contém o resíduo (biochar). Para dar início a moldagem, determinou-se a quantidade de cada componente a ser misturado (solo, biochar e cimento) em massa, utilizando como parâmetro a massa específica seca máxima e a umidade ótima, obtidas por meio do ensaio de compactação. Além disso, considerou-se uma porção excedente na mistura, de modo a suprir possíveis perdas e coletas para determinação da umidade.

Após isso, os materiais a serem utilizados foram secos em estufa, a 100 °C, por 24 horas. A mistura foi realizada com os componentes secos, e em seguida foi adicionado a quantidade calculada de água, seguido de nova homogeneização. Por fim, retirou-se duas amostras para determinação da umidade da mistura, que foi utilizada posteriormente na determinação do grau de compactação. Os corpos de prova moldados são compostos por 3 camadas equivalentes, o que totaliza um diâmetro de 5 cm e uma altura de 10 cm. De modo a garantir que cada uma das camadas tivessem a mesma quantidade de material e a mesma energia de compactação, foram pesados, individualmente, a quantidade de material para cada uma delas. Esse material foi armazenado em potes plásticos vedados, visando a não perda de umidade para o ambiente até o momento de sua compactação.

Para assegurar a correta energia de compactação de cada camada, utilizou-se de medidas de referência na prensa manual, fazendo com que as três camadas compactadas seguissem a mesma espessura. A compactação das camadas foi confeccionada individualmente, sempre havendo escarificação entre elas, para garantir a aderência entre as camadas. O molde utilizado é cilíndrico, tripartido, em aço carbono, e apresenta junto consigo uma base, um colarinho e um funil, para facilitar o



posicionamento do material no seu interior. As três partes que formam a região cilíndrica do molde são presas com utilização de uma abraçadeira metálica. Destaca-se que foi realizado o emprego de desmoldante nas peças do molde, visto que se removia o corpo de prova do molde imediatamente após finalizada a sua compactação. Na Figura 3 apresenta-se a prensa e molde (a) utilizados na sua compactação e o corpo de prova (b), depois de desmoldado.

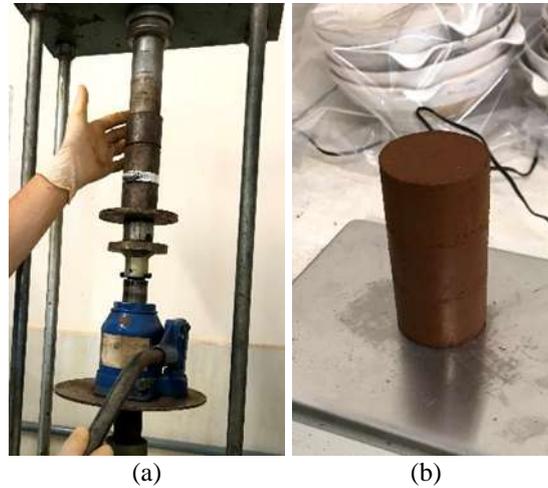


Figura 3: (a) Prensa e molde e em (b) Corpo de prova.

Após desmoldado, aferiu-se as dimensões e a massa dos corpos de prova, com uso de paquímetro e balança de precisão. Esses dados foram utilizados, juntamente com a umidade da mistura, para determinação do grau de compactação. Em seguida, os corpos de prova foram armazenados dentro de sacos plásticos fechados, de modo a evitar a perda excessiva de umidade durante o período de cura, tendo cada um à sua respectiva identificação.

Rompimento dos corpos de prova

O rompimento dos corpos de prova foi realizado aos 28 dias de cura, sendo as últimas 24 horas de submersão em água. As amostras tiveram sua massa e dimensões aferidas antes da submersão em água, e sua massa aferida antes do rompimento (depois do período de submersão). O rompimento foi realizado em prensa hidráulica padronizada, da marca EMIC, modelo DL30000, pertencente ao laboratório de solos, materiais e asfalto da Universidade do Oeste de Santa Catarina. Com isso, obteve-se os valores correspondente as cargas de ruptura de cada um dos corpos de prova. Sendo assim, foi possível determinar a resistência à compressão simples, obtida pelo quociente entre a carga de ruptura e a área da seção transversal dos corpos de prova. Destaca-se que a resistência adotada para cada um dos traços foi definida pela máxima obtida por quatro amostras

Determinação do índice de atividade pozolânica

O ensaio para determinação do índice de atividade pozolânica foi realizado para as três temperaturas de incineração das cascas de ovo, sendo elas 400, 500 e 600 °C. Foi utilizado no ensaio a fração de biochar passante pela peneira 0,3 mm, condizendo com o material utilizado na modelagem dos corpos de prova. A realização do ensaio ocorreu conforme o recomendado pela NBR 5752 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014). A modelagem dos corpos de prova de acordo com a NBR 7215 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2019).

Salienta-se que, em distinção do recomendado pelas normas citadas acima, utilizou-se moldes plásticos, confeccionado com cano de PVC, o que resultou em diâmetro interno da amostra levemente inferior ao definido normativamente. Além disso, os corpos de prova não passaram pelo período inicial de cura úmida, com duração de 20 a 24 horas, conforme definido pelas normas. Em desacordo a isso, as amostras tiveram sua cura inicial com cobrimento do molde com sacos plásticos, durante um dia, até que tivessem resistência suficiente para ser desmoldadas, e então passar o restante do período de cura submersas em água, conforme recomendado normativamente. Destaca-se que, mesmo que os procedimentos diferem, em parte, do recomendado normativamente, o resultado obtido pelo ensaio ainda é apropriado, visto que o índice de atividade pozolânica é determinado pela razão entre as resistências obtidas pelo traço com substituição do cimento por resíduo e pelo traço sem essa substituição, os quais foram moldados do mesmo modo.

Apresentação e discussão dos resultados

Nesta seção será apresentado os resultados obtidos pelos ensaios realizados em laboratório, bem como as suas análises.

Caracterização dos materiais

Por meio dos ensaios de caracterização realizou-se a amostra de solo, conforme mostra a Tabela 2. As faixas granulométricas definidas para pedregulho, areia grossa, média e fina, silte e argila são provenientes da NBR 6502 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1995).



Conforme os resultados apresentados na Tabela 2, o solo tem 69% de argila, em relação a plasticidade pode ser classificado como altamente plástico. De acordo com a metodologia de classificação de H.R.B esse solo pode ser altamente elástico e apresentar grande variação volumétrica.

Tabela 2: Classificação da amostra de solo

Parâmetros	Resultados
Argila - $\varnothing < 0,002$ mm (%)	69,74
Silte - $0,002$ mm $< \varnothing < 0,06$ mm (%)	26,64
Areia fina - $0,06$ mm $< \varnothing < 0,2$ mm (%)	1,13
Areia média - $0,2$ mm $< \varnothing < 0,6$ mm (%)	1,67
Areia grossa - $0,6$ mm $< \varnothing < 2,0$ mm (%)	0,82
Pedregulho - $2,0$ mm $< \varnothing < 60$ mm (%)	0
LL - Limite de Liquidez (%)	53
LP - Limite de Plasticidade (%)	37
IP - Índice de Plasticidade (%)	16
Peso específico real dos grãos (g/cm ³)	2,91
Classificação Textural	Argila
H.R.B ou A.A.S.H.T.O.	A7-5

Para o ensaio realizado com o biochar, ele teve seu peso específico real dos grãos de 2,51 g/cm³, valor esse inferior ao obtido pela amostra de solo argiloso, que foi de 2,91 g/cm³.

Ensaio de compactação

Na Figura 4, é possível verificar os resultados obtidos para o ensaio de compactação, realizado em 3 amostras, sendo elas “96s/4b + 8ci”, “92s/4b + 8ci” e “88s/12b + 8ci”.

A análise da Figura 4 permite inferir que não houve variação significativa da umidade ótima de compactação e da massa específica seca máxima com a variação do teor de biochar. Com isso, adotou-se uma média dos valores obtidos pelo ensaio, sendo 1,46 g/cm³ para a massa específica seca máxima e 30% para a umidade ótima de compactação.

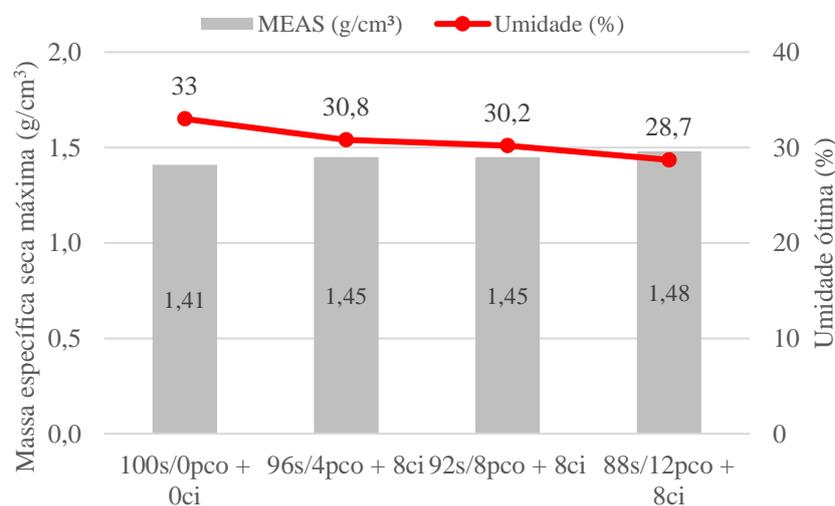


Figura 4: Resultados do ensaio de compactação.

Esses valores foram utilizados para determinação da quantidade necessária dos materiais para moldagem dos corpos de prova. Salienta-se que, como o teor de umidade adotado para todas as misturas foi o mesmo.

Resistência à compressão simples

Os corpos de prova foram rompidos à compressão simples após 28 dias da data de moldagem. Este período de cura foi realizado dentro de sacos plásticos, de modo a evitar a perda de umidade para o ambiente, e teve as últimas 24 horas antecedentes ao rompimento de submersão em água, visando submeter as amostras às piores condições.

Na Tabela 3 é possível verificar os resultados obtidos, sendo que PCO 400, PCO 500 e PCO 600 tratam-se, respectivamente, dos traços onde houve a substituição de solo por biochar obtido nas temperaturas de 400 °C, 500 °C e 600 °C.



Identificação	Umidade de mistura (%)	Grau de compactação médio (%)	Resistência à compressão simples máxima (kPa)
100s/0b + 8ci	27,3	101,3	1588,8
96s/4b + 8ci (PCO 400)	27,5	101,1	1754,9
94s/6b + 8ci (PCO 400)	27,8	101,1	1748,0
92s/8b + 8ci (PCO 400)	28,4	100,3	1705,3
90s/10b + 8ci (PCO 400)	27,8	101,4	1810,1
88s/12b + 8ci (PCO 400)	28,4	100,8	1876,5
96s/4b + 8ci (PCO 500)	27,3	100,8	1685,9
94s/6b + 8ci (PCO 500)	27,8	100,5	1643,8
92s/8b + 8ci (PCO 500)	27,7	100,8	1760,7
90s/10b + 8ci (PCO 500)	27,9	101,6	1745,9
88s/12b + 8ci (PCO 500)	28,1	100,8	2060,5
96s/4b + 8ci (PCO 600)	27,7	101,2	1636,3
94s/6b + 8ci (PCO 600)	27,9	101,0	1758,7
92s/8b + 8ci (PCO 600)	28,3	100,9	1806,9
90s/10b + 8ci (PCO 600)	27,3	101,8	1870,0
88s/12b + 8ci (PCO 600)	28,1	100,9	1779,8

Tabela 3: Dados obtidos dos corpos de prova.

A resistência à compressão simples foi definida pelo maior valor obtido pelas 4 amostras que representavam cada traço. Além disso, o grau de compactação ficou compreendido entre 100% e 102% para todos os corpos de prova. Destaca-se que a umidade de mistura foi inferior a umidade ótima pretendida, determinada pelo ensaio de compactação, mas que isso não afeta a análise e comparação realizada entre as resistências obtidas pelas amostras, visto que as umidades obtidas foram uniformes para todas as misturas.

Na Figura 5 é possível verificar o comportamento ocorrido com a variação do teor de solo substituído por biochar. O ponto isolado demonstra a resistência obtida para o traço padrão, composto somente por solo e cimento. Ao analisar o comportamento da linha PCO 400, que representa os traços em que teve a substituição de solo por biochar a 400 °C, percebe-se um possível comportamento linear, onde há aumento da resistência conforme maior for o teor de substituição. Entretanto, o segundo e o terceiro pontos da reta, que representam as misturas “94s/6b + 8ci” e “92s/8b + 8ci”, respectivamente, estão fora dessa tendência linear, visto que tiveram decréscimo da resistência à compressão simples. A justificativa para redução da resistência nesses pontos pode ser a heterogeneidade parcial do resíduo, devido a singularidade das características das cascas de ovo, bem como a desigualdade da escarificação entre camadas, o que se caracteriza como um defeito de moldagem.

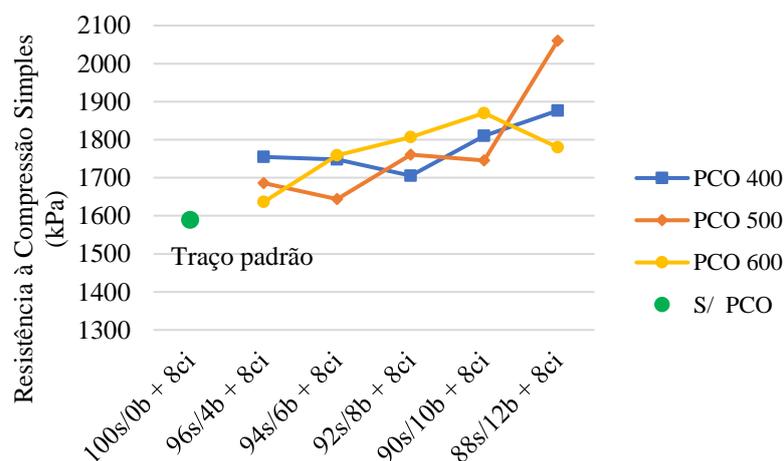


Figura 5: Resistência à compressão simples.

Ainda a Figura 5, expõe as resistências alcançadas pelos traços compostos com biochar a 500 °C (reta PCO 500). Assim como o comportamento da reta PCO 400, essa também simboliza um crescimento geral da resistência, ocorrido com o aumento do teor de biochar. Contudo, também há dois pontos em que houve decréscimo de resistências, que correspondem aos traços “94s/6b + 8ci” e “90s/10b + 8ci”. A justificativa para esta redução de resistência está baseada nos mesmos princípios citados anteriormente, para o comportamento PCO 400.

As resistências obtidas pelas misturas que contêm biochar a 600 °C (reta PCO 600). O comportamento demonstrado foi de crescimento da resistência à compressão simples, que teve seu ponto máximo na mistura “90s/10b + 8ci”. Porém, para o traço com 12% de substituição do solo argiloso por biochar, ocorreu uma redução da resistência. Com isso, identifica-se um teor ideal



de substituição de solo por biochar de 10%, julgando a assertividade do último ponto da reta. Entretanto, observa-se que, de modo geral, o aumento do teor de biochar proporciona ganho de resistência, fato esse que entra em desacordo com o comportamento da reta PCO 600, sugerindo que a resistência obtida para o traço com 12% de substituição de solo por biochar seja superior a determinada pelo ensaio.

As maiores resistências alcançadas foram de: 1876 kPa, representando o traço “88s/12b + 8ci”, com resíduo incinerado a 400 °C; 2061 kPa, simbolizando o traço “88s/12b + 8ci”, com resíduo incinerado a 500 °C; e 1870 kPa, correspondendo ao traço “90s/10b + 8ci”, com resíduo incinerado a 600 °C. Enquanto isso, a resistência obtida pelo traço padrão, composto somente por solo argiloso e cimento, foi de 1589 kPa, valor inferior às resistências mínimas obtidas por todos os traços que tiveram presente do pó de casca de ovo, independente da temperatura de incineração. As resistências máximas obtidas pelas retas PCO 400, PCO 500 e PCO 600 demonstram um ganho de resistência à compressão simples, respectivamente, de 18,1%, 29,7% e 17,7%, em relação ao traço padrão, composto somente por solo e cimento.

Na Figura 6, é possível observar a dispersão dos valores alcançados de resistência à compressão simples, juntamente com uma reta de tendência geral, que engloba todos os traços.

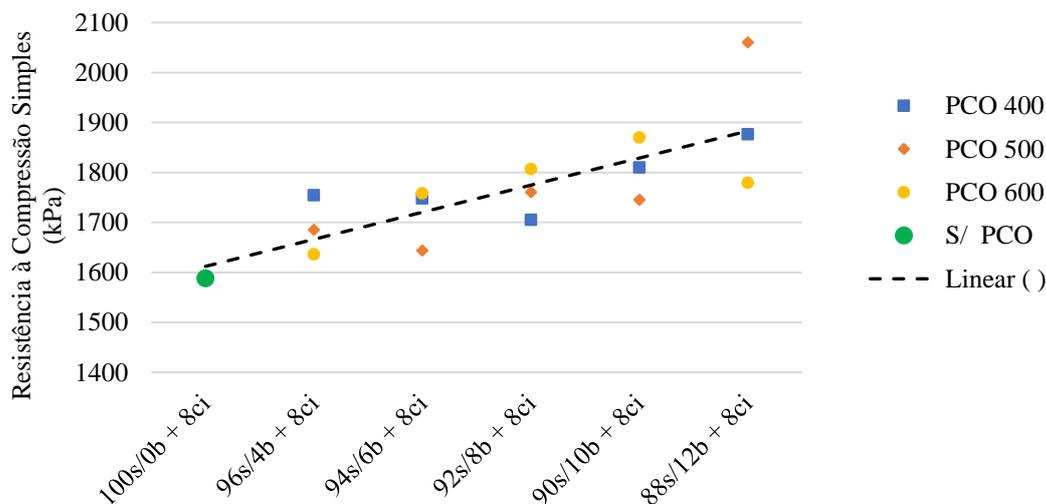


Figura 6: Tendência geral da resistência das amostras ensaiadas.

Com base nos resultados obtidos da resistência à compressão simples dos traços confeccionados nessa pesquisa, é perceptível o benefício gerado pela substituição de parte do solo por biochar, em todas as temperaturas de incineração. Além disso, infere-se que o aumento do teor de resíduo nas misturas tem capacidade de provocar ganhos significativos de resistência à compressão simples, comportamento que possivelmente continue a ocorrer para maiores proporções de substituição, conforme demonstra a reta de tendência.

Índice de atividade pozolânica

Os resultados obtidos pelo ensaio para determinação do índice de atividade pozolânica são apresentados na Figura 7.

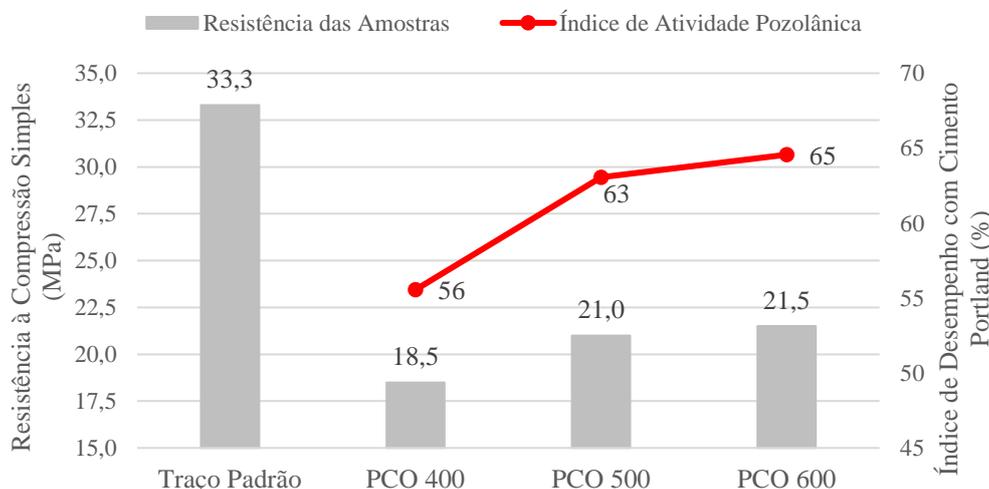


Figura 7: Índice de atividade pozolânica.



Na Figura 7, é apresentado, por meio de colunas, as resistências à compressão simples obtidas pelos traços ensaiados. Enquanto isso, a linha exibe o índice de desempenho com cimento Portland aos 28 dias, valor determinado de acordo com o preconizado pela NBR 5752 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014).

A NBR 12653 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014) estabelece um índice de desempenho com cimento Portland aos 28 dias mínimos de 90% para que o resíduo ensaiado seja considerado pozolânico. Desse modo, o biochar, independente da sua temperatura de preparo, não são classificados como materiais pozolânicos. Entretanto, percebe-se que o aumento da temperatura de incineração das cascas de ovos de galinha causou impacto positivo, elevando o índice de desempenho com cimento Portland.

Considerações Finais

O biochar obtido com a casca de ovo de galinha tem demonstrado um potencial benéfico em misturas com solo argiloso e cimento. Além disso, sua geração ocorre em grande escala, conforme estimado, tornando ainda mais relevante o seu reaproveitamento.

Por meio dos ensaios realizados em laboratório, juntamente com a análise feita dos respectivos resultados, define-se que a variação do teor de resíduo (biochar) não demonstrou impacto significativo na massa específica seca máxima e na umidade ótima de compactação.

A incorporação do biochar em mistura com solo argiloso e cimento proporcionou ganhos significativos de resistência, na ordem de 18,1% (de acordo com a reta de tendência). Esses, não demonstraram linearidade em algumas amostras, mas de modo geral, permitiu-se atingir a resistência de 2060,53 kPa para o traço “88s/12b + 8ci” com temperatura de incineração das cascas de ovos de 500°C, valor superior ao obtido pelo traço padrão, composto somente por solo e cimento, que foi de 1588,80 kPa, e que representa um ganho de resistência de 29,7%.

O biochar não foi classificado como material pozolânico perante a NBR 12653 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2014), visto que não apresenta índice de desempenho com cimento Portland superior a 90%. Ademais, o aumento da temperatura de incineração das cascas de ovos promoveu o aumento da atividade pozolânica, que passou de 56%, obtido pelo resíduo incineração a 400 °C, para 65%, atingido pela incineração a 600 °C.

Não foi possível determinar uma relação adequada entre a resistência à compressão simples, obtida pelos corpos de prova compostos por solo, biochar e cimento, e o índice de atividade pozolânica. Entretanto, a análise individual destes tópicos indica que o aumento, tanto do teor de biochar, quanto da temperatura do seu preparo, ocasiona o ganho de resistência à compressão simples.

A utilização do biochar obtido por meio de casca de ovo em misturas com solo e agentes aglomerantes visando o ganho de resistência pode ser vantajoso. Porém, deve-se primeiramente dedicar-se a pesquisas mais aprofundadas, visando analisar o seu comportamento com diferentes tipos de solos, teores de substituição e temperaturas de preparo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a FAPESC (Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação de Santa Catarina) pelo apoio financeiro na aquisição dos equipamentos e desenvolvimento da pesquisa, a Universidade do Oeste de Santa Catarina - Unoesc pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Almeida, E. C. J. et al. 2019. Características físicas de ovos de galinhas nativas comparadas a linhagem de postura. *Archivos de Zootecnia*. v. 68. n. 261. p. 82-87.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2014. NBR 5752 - Materiais pozolânicos - Determinação do índice de desempenho com cimento Portland aos 28 dias. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016. NBR 6457 - Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2016. NBR 6459 - Solo - Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. 1995. NBR 6502 - Rochas e solos - Terminologia. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2016. NBR 7180 - Solo - Determinação do limite de plasticidade. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2016. NBR 7181 - Solo - Análise granulométrica. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2016. NBR 7182 - Solo - Ensaio de compactação. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2019. NBR 7215 - Cimento Portland - Determinação da resistência à compressão de corpos de prova cilíndricos. Rio de Janeiro.



Associação Brasileira De Normas Técnicas. 2014. NBR 12653 - Materiais pozolânicos - Requisitos. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira De Proteína Animal. 2020. Relatório Anual 2020. São Paulo.

Beraldo, A. L.; Nagumo, C. H. Compósito casca de ovo e argamassa de cimento Portland. 2004. In: Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. Florianópolis.

Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. 1994. ME 093 – Solos – determinação da densidade real. Rio de Janeiro.

Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. 1994. PRO 003 – Coleta de amostras deformadas de solo. Rio de Janeiro.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo Demográfico 2010. Rio de Janeiro.

Okonkwo, U. N.; Odiong, I. C.; Akpabio, E. E. 2012. The effects of eggshell ash on strength properties of cement-stabilized lateritic. International Journal of Sustainable Construction Engineering & Technology. v. 3. p. 18-25.

Prietto, P. D. M. 1996. Estudo do comportamento mecânico de um solo artificialmente cimentado. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Sartori, G. 2015. Estudo de estabilização de solos para fins de pavimentação na região de Campo Mourão. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.



DESAFIOS NA SUSTENTABILIDADE DA AREIA DESCARTADA DE FUNDIÇÃO: UMA REVISÃO DE FERRAMENTAS DE QUALIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO

1Ivair J. Sbroio, 2Camila R. Moura, 3Gisleiva C. S. Ferreira, 4Daniel Augusto Oliveira Massolla

1Universidade Estadual de Campinas, e-mail: i152043@dac.unicamp.br; 2 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: c244728@dac.unicamp.br; 3 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: gisleiva@unicamp.br;

4Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d272383@dac.unicamp.br

Palavras-chave: Areia Descartada de Fundição; Sustentabilidade; Argamassa.

Resumo

A crescente demanda por práticas construtivas sustentáveis, impulsionou a investigação sobre o potencial da areia descartada de fundição (ADF) em materiais cimentícios, como uma alternativa viável nos âmbitos técnicos e ambiental. Entre os tipos de materiais cimentícios, destaca-se as argamassas pela demanda de consumo e teor de agregado miúdo que vem de encontro com as características físicas da ADF, além do volume disponível para consumo. A sua utilização em argamassas, não só oferece uma solução para a destinação deste resíduo, como também apresenta a oportunidade de reduzir a demanda por areia convencional, preservando assim as reservas naturais. Contudo, avaliar a sustentabilidade de produtos com ADF requer uma análise holística que vá além dos aspectos ambientais e incorpore considerações econômicas e sociais. Este trabalho fornece uma visão abrangente do estado da arte atual das ferramentas de avaliação da sustentabilidade aplicadas aos produtos cimentícios com ADF, promovendo a conscientização sobre as oportunidades e desafios associados a essa prática. Neste contexto, são abordados os aspectos ambientais, econômicos e sociais, proporcionando uma compreensão abrangente e identificando áreas para futuras investigações. A ferramenta que mais se destaca é a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). Esta metodologia permite uma análise desde a extração da areia até o descarte final da ADF, considerando emissões de carbono, consumo de recursos e outros indicadores ambientais. Entretanto, há uma diversidade de abordagens e critérios utilizados nas avaliações de ACV, principalmente em relação ao inventário, ou seja, coleta de informações técnicas para estimativas de consumo energético e emissões de gases de efeito estufa, por exemplo. Além da ACV, a revisão bibliográfica sistemática encontrou abordagens mais recentes, como a Avaliação de Desempenho Ambiental (ADA), Sistemática CPQvA e *Value Model for the Sustainability Assessment* (MIVES). Estas metodologias ampliam a visão sobre os impactos ambientais, considerando não apenas os diretos, mas também os indiretos ao longo da cadeia de produção. A inclusão de critérios como pegada hídrica e toxicidade enriquece a análise, proporcionando uma compreensão mais abrangente dos desafios e oportunidades associados à utilização da ADF em materiais cimentícios. Há também as ferramentas econômicas, aplicadas em análises de custos-benefícios e modelos de avaliação de risco financeiro. Mas este tipo de análise precisa incluir alguns desafios como os impactos na comunidade local e a criação de empregos. A revisão sugere melhorias necessárias para aprimorar a capacidade dessas ferramentas em capturar de maneira mais precisa esses aspectos, contribuindo para uma avaliação econômica mais abrangente e informada. O último tripé da sustentabilidade, e não menos importante, relaciona-se aos indicadores sociais na avaliação da sustentabilidade. Ferramentas como a Avaliação de Impacto Social (AIS) têm emergido para quantificar impactos sociais, incluindo empregabilidade local e segurança no trabalho e outros aspectos sociais. A inclusão desses indicadores visa garantir que a prática beneficie não apenas o meio ambiente, mas também as comunidades locais. Alguns estudos apontam a necessidade de aprimorar a abordagem na avaliação de impactos sociais, integrando métricas mais robustas e alinhadas com padrões globais de responsabilidade social corporativa. Isso é crucial para fornecer uma visão mais completa dos benefícios sociais associados à utilização da ADF em argamassas. Além das abordagens listadas, a realização desta revisão bibliográfica sistemática identificou desafios significativos em relação a falta de padronização em metodologias, por exemplo, nos critérios de avaliação, o que inclui a geração de dados de inventário mais precisos. A colaboração internacional é essencial para padronizar metodologias, garantindo consistência nos resultados e facilitando a comparação entre estudos. Segundo a literatura, esse problema pode ser resolvido com o uso de ferramentas de abordagens inovadoras, como inteligência artificial, para análise de grandes conjuntos de dados e previsão de impactos sustentáveis. É importante ressaltar que o desenvolvimento de alternativas sustentáveis não se limita apenas à pesquisa e desenvolvimento de novas tecnologias e processos. Também é crucial validar essas alternativas em escala industrial para garantir sua viabilidade técnica e econômica. Em conclusão, a revisão destaca a necessidade de uma abordagem mais integrada e padronizada na avaliação da sustentabilidade da ADF em argamassas. As direções futuras incluem o refinamento de indicadores sociais, a inclusão de abordagens inovadoras na análise e a validação em escala industrial para garantir a aplicabilidade prática dos resultados. Uma questão que é notada nos estudos é como garantir que as práticas de reciclagem e reutilização da ADF sejam economicamente viáveis a longo prazo. A análise econômica precisa levar em conta não apenas os custos imediatos, mas também os benefícios a longo prazo, como a redução dos custos de extração de recursos naturais e o potencial aumento da eficiência na produção. Em termos de metodologia, a padronização das abordagens de avaliação da sustentabilidade continua sendo um desafio. Mais esforços colaborativos são necessários para desenvolver diretrizes comuns e garantir a consistência dos resultados em diferentes contextos e regiões. No futuro, espera-se que a pesquisa e o desenvolvimento nesta área se concentrem não apenas em otimizar a utilização da ADF em materiais cimentícios, mas também em explorar novas fontes de materiais sustentáveis e desenvolver sistemas de construção ainda mais eficientes e resilientes do ponto de vista ambiental, econômico e social.



Introdução

A expansão contínua no ambiente construído resultou em uma demanda significativa de cimento Portland, tanto a nível nacional (Brasil) quanto Mundial, sendo considerado o material de construção mais utilizado de construção no cenário mundial (Kanneboina et al., 2023; Bhardwaj et al. 2023; Feijoo, Tobón, and Restrepo-Baena 2021; Oyebisi et al. 2023). Isso se confirma pelo consumo mundial de concreto, atualmente cerca de 25 bilhões de toneladas por ano. Com isso, o consumo significativo de recursos naturais, somado às emissões de gases de efeito estufa (a produção do cimento Portland é responsável por aproximadamente 5-7% das emissões globais de CO₂), tem levado a busca de alternativas para mitigar tais impactos ambientais (de Paiva et al., 2021). Com este cenário, os setores produtivos têm se unido para buscar soluções e tecnologias para a utilização de resíduos em materiais mais sustentáveis. Um dos resíduos que vem demonstrando resultados promissores é a areia descartada de fundição (ADF), gerada pelo setor de fundição de peças metálicas (BRINDHA DEVI et al., 2023; Schwarz et al., 2022; de Paiva et al., 2021), tanto pela qualidade do resíduo como pelo volume gerado. Isso ocorre porque cerca de 90% de todos os produtos manufaturados no mundo contêm material fundido (Gambalunga et al., 2023). No Brasil, a produção da indústria brasileira de fundição foi de 2,69 milhões de toneladas entre materiais ferrosos e não ferrosos no ano de 2023 (FUNDIÇÃO & MATÉRIAS-PRIMAS, [s.d.]). A China é o maior produtor de fundidos do mundo seguidos de Índia e USA, conforme tabela 1 (Modern Casting, [s.d.]).

Tabela 1: Maiores Produtores Mundiais de Fundidos

Posição	País	Produção Mundial de fundidos (mil ton)
1º	China	51,9
2º	Índia	11,3
3º	EUA	9,74
4º	Rússia	4,20
10º	Brasil	2,07

Fonte: Modern Casting (2021)

Conforme de Paiva et al. (2021), a geração da ADF se dá a partir da fundição de metal em moldes de areia, os quais são compostos por uma mistura de areia natural (80-95%), aditivo carbonoso (2-10%), argila bentonítica (4-10%) e água (2-5%). Para cada tonelada de fundido são gerados aproximadamente 600 kg de ADF, porém, a maior parte é destinada aos aterros sanitários controlados, o que não é compatível com o conceito de economia circular atual (Sabour et al., 2021). Para ampliar o conhecimento a respeito do uso da ADF na construção civil, há diversos estudos sendo desenvolvidos com ferramentas de gestão e de avaliação qualitativa e quantitativa de parâmetros ambientais (Ferrazzo, Tonini de Araújo, and Consoli 2024; Tanyıldızı, Uz, and Gökalp 2023). Entre as principais ferramentas utilizadas, destaca-se a Análise de Ciclo de Vida (ACV) (Mishra, Das, and Reddy 2023; Zhu, Keoleian, and Cooper 2023), *Value Model for the Sustainability Assessment* (MIVES, (Ferrazzo, Tonini de Araújo, and Consoli 2024), Sistemática CPQvA (Classificação, Potencial, Quantidade e Viabilidade, Aplicação) (Machado et al. 2023) e, Avaliação de Desempenho Ambiental (ADA) (Ramos, 2004).

Metodologia da Revisão Bibliográfica Sistemática

Com o objetivo de contextualizar as ferramentas listadas de forma detalhada, este estudo propõe uma revisão bibliográfica sistemática (RBS) sobre o uso da ADF em materiais cimentícios. Este conceito de revisão bibliográfica foi aplicado com o objetivo de mapear e contextualizar o “estado da arte” sobre o tema específico, e com isso possibilitar uma síntese do conhecimento existente sobre o assunto (Ossio, Salinas, and Hernández 2023).

A RBS foi realizada entre os meses de janeiro e fevereiro de 2024, englobando as bases de dados: Scopus®, Web of Science® e ScienceDirect®. Além disso, foram realizadas pesquisas cruzadas, a partir dos artigos encontrados nestas bases. Para complementar com trabalhos de menor impacto, utilizou-se do GoogleScholar® com termos específicos não encontrados nas bases, além do sites da ACV Brasil e da ABIFA (Associação Brasileira de Fundição).

Para a RBS foram utilizadas, juntamente com operadores booleanos (AND, OR e NOT), as palavras chaves: waste AND foundry AND sand; OR "sustainability AND tools" AND "mortar". No total, foram encontrados 285 artigos entre os anos de 2019 e 2023 nas bases Scopus® e Web of Science® e entre 2023 e 2025 na ScienceDirect®. Para o gerenciamento destes dados foi utilizado o Parsifal® (Parsifal 2024), o aplicativo Mendeley® e o site Prisma® (<http://www.prisma-statement.org/> 2024), o qual foi utilizado para o preenchimento do resumo da pesquisa (figura 2).

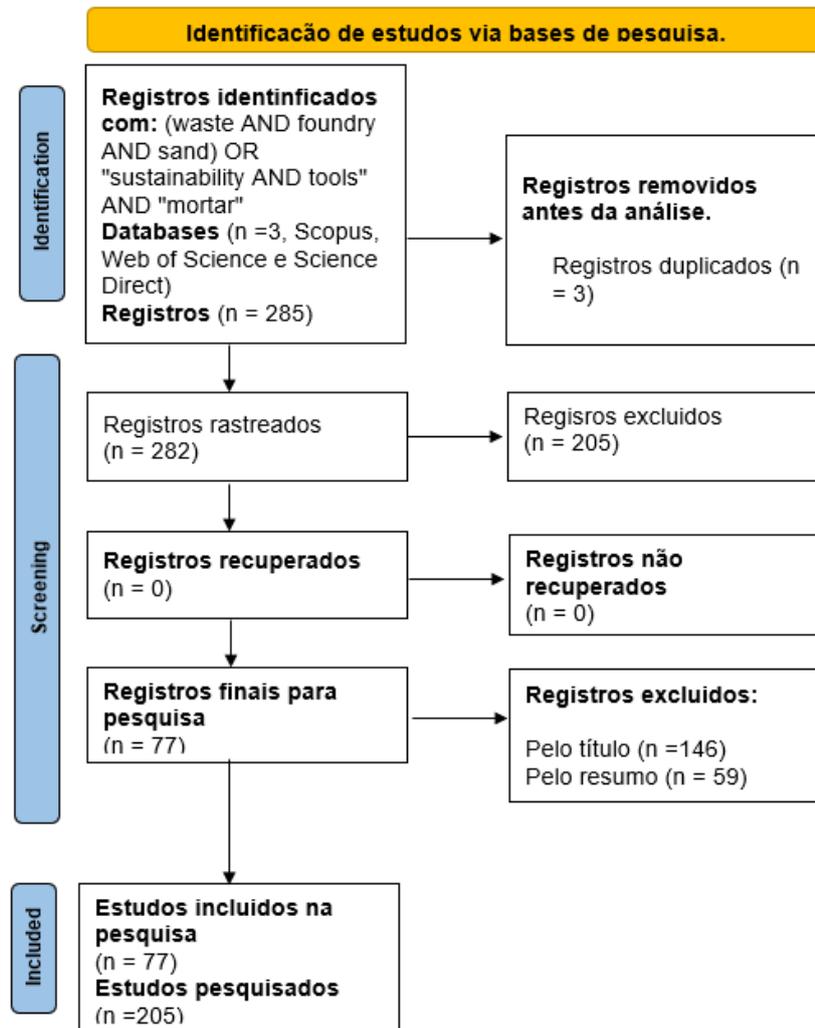


Figura 2: Resumo da pesquisa no Prisma® (<http://www.prisma-statement.org/> 2024)

Aproximadamente 85% dos artigos pesquisados tiveram como fonte a base ScienceDirect®, 9% a partir da Web of Science® e o restante da Base Scopus® (figura 3). O gráfico da figura 4, mostra que a partir de 2021 as pesquisas relativas ao assunto pesquisado foram intensificadas, com ápice de crescimento em 2023, com 55 artigos publicados. No primeiro bimestre do ano de 2024 obteve-se apenas 10 artigos publicados.

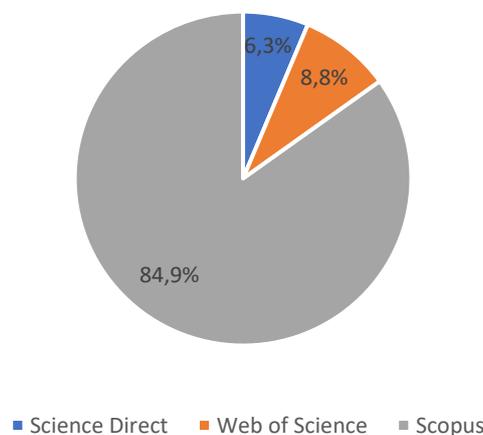


Figura 3: Artigos publicados nas bases pesquisadas.
Fonte: Autores



Artigos Publicados/ Ano

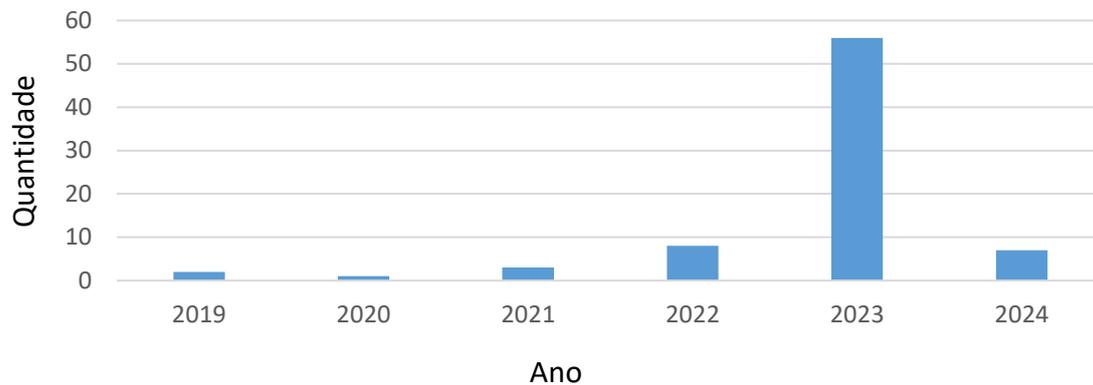


Figura 4: Quantidade de artigos publicados por ano.

Fonte: Autores

O acesso aos textos completos dos artigos, em formato PDF, foi por meio da Rede Comunidade Acadêmica Federada (CAFe) do Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação do Governo Federal do Brasil, VPN da FT-Unicamp e do DOI Foundation (doi.org).

Através desses procedimentos, foi possível realizar um levantamento completo de trabalhos publicados sobre o tema (ADF em materiais cimentícios + ferramentas de análises ambientais de produtos).

Estado da arte sobre as principais ferramentas utilizadas no âmbito da avaliação ambiental da ADF

Conforme os resultados da revisão bibliográfica sistemática (RBS), foi possível identificar as principais ferramentas que são aplicadas em análises ambientais de produtos com ADF (Análise de ciclo de vida (ACV), Sistemática CPQvA e Value Model for the Sustainability (MIVES)). A compreensão dos impactos ambientais ao longo da vida útil de um produto, desde a produção dos insumos até o descarte final, permite identificar oportunidades de melhoria e otimização de processos. Isso pode levar à redução do *footprint* ambiental, além de melhorar a competitividade no mercado. Adicionalmente, a análise crítica dos dados apresentados na literatura proporciona insights valiosos para futuras pesquisas e práticas de gestão ambiental na cadeia de valor da ADF.

Análise de Ciclo de Vida (ACV)

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pertence às abordagens de pensamento de ciclo, considerada uma das ferramentas mais robustas e bem estabelecidas para avaliar o desempenho ambiental de sistemas produtivos com menor ou maior complexidade (Bastianoni et al. 2023). Esta ferramenta destaca-se pela sua eficácia na avaliação dos impactos ambientais, quando aplicada de forma isolada ou combinada com outras metodologias (Niero and Kalbar 2019).

Apesar do aumento dos estudos de ACV no Brasil, ainda não se dispõe de uma quantidade de dados que representem adequadamente a realidade ambiental de produtos e serviços nacionais (inventário). Isso ocorre também no cenário internacional, por exemplo, nos EUA faltam informações sobre o efeito das decisões de design e fabricação nos impactos ambientais do setor de fundição (Zhu et al., 2023).

A base de dados disponível apresenta limitações em termos de eficácia (ACV Brasil Sustentabilidade, 2023). Há duas normas que regem o ACV no Brasil, a NBR14040 (ABNT, 2014) e NBR14044 (ABNT, 2014).

A NBR 14040 estabelece diretrizes para a elaboração de estudos e relatórios de ACV de produtos. Essa norma visa fornecer uma estrutura metodológica para a avaliação do impacto ambiental de produtos ao longo de todas as etapas de seu ciclo de vida, desde a extração de recursos naturais até o descarte final. Ela aborda questões como definição de escopo, inventário de materiais e energia, avaliação de impactos ambientais e interpretação dos resultados. Com isso, esta norma ajuda na tomada de decisões que visem a redução dos impactos ambientais ao longo da vida útil dos materiais, produtos e processos. Já a NBR 14044 estabelece diretrizes para a elaboração de inventários de gases de efeito estufa (GEE), para identificar, quantificar e relatar as emissões de gases de efeito estufa associadas às atividades de uma organização, com foco na gestão dos impactos climáticos. Nesta norma são definidos os requisitos e orientações para a realização desses inventários, incluindo o escopo, os gases a serem considerados, os limites organizacionais, os métodos de medição e os fatores de emissão, permitindo que as organizações adotem medidas eficazes para reduzir suas pegadas de carbono e contribuir para a mitigação das mudanças climáticas.

Sobre o uso da ACV na avaliação de materiais cimentícios com ADF, ainda há poucos estudos devido à escassez de dados para quantificar impactos ambientais neste tipo de atividade (Ferrazzo, Tonini de Araújo, and Consoli 2024; Ghormley, Williams, and Dvorak, 2020; Mitterpach et al. 2017), investigam várias estratégias de redução de fontes de ADF, como a reutilização de areia recuperada, a substituição de areia virgem por areia reciclada e a otimização do uso de areia, utilizando a ACV.



Sistemática CPQvA

O CPQvA é um sistema de tomada de decisão multicritério, que atua como um guia para auxiliar gerentes e pesquisadores a relacionar o potencial do resíduo industrial com a viabilidade de sua aplicação em um produto ou processo específico. Esta ferramenta é um sistema no qual o valor do resíduo é mensurado com base nos critérios de classificação, potencialidade, quantidade/viabilidade e aplicabilidade (Oliveira et al., 2023).

Neste sistema, os resíduos podem ser avaliados através de (I) classificação, relacionado as Leis, quanto à periculosidade (critério C); (II) identificação do potencial de resíduos (critério P); (III) avaliação da quantidade, disponibilidade e homogeneidade da fonte geradora (critério Qv); e (IV) proposição de uma ou mais aplicações viáveis para o resíduo como um novo produto (critério A), contudo, a aplicação desta sistemática é muito rara de ser encontrada na literatura (Machado et al., 2023). A figura 1 mostra de forma gráfica toda a sistemática CPQvA, onde a entrada e saída são representadas por setas azuis claras, o critério de entrada é representado pelas setas coloridas (vermelho amarelo e verde). As setas em azul escuro representam os critérios sistemáticos, cada critério deve interagir com outro através das entradas e saídas, a saída de um critério é a entrada de outro. O resíduo candidato deve ser primeiramente classificado de acordo com a legislação ambiental local (entrada do critério C), ser avaliado como um material de interesse tecnológico (P), as quantidades e a viabilidade de valorização (Qv) e as aplicações (A) (Machado et al., 2023). Ainda segundo Machado et al. (2023), os produtos que podem vir utilizar a ADF são: massa asfáltica, blocos de concreto, blocos de concretos para pavimentos intertravados, e argamassas. Após aplicação da ferramenta da ferramenta CPQvA, Machado et. al. (2023), concluiu que o uso de ADF em argamassas seria limitado, enquanto nos outros possíveis produtos seria de fácil aplicação.

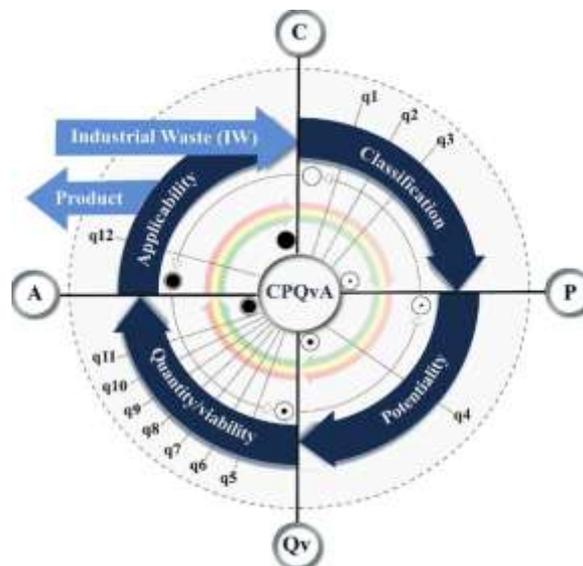


Figura 5: Diagrama da Sistemática CPQvA

Fonte: Machado et al. (2023)

Value Model for the Sustainability (MIVES)

Através do MIVES (Value Model for the Sustainability) é possível combinar os três pilares da sustentabilidade: Ambiental, Econômico e Social. O MIVES é um método de tomada de decisão multicritério baseado em funções de valor para avaliar a satisfação das partes interessadas e obter um índice de sustentabilidade. Esta ferramenta relaciona dados de entrada e saída para a unidade funcional avaliada e cada pilar de sustentabilidade (Ferrazzo, Tonini de Araújo, and Consoli 2024). Um exemplo é muito interessante na área da construção civil, sendo que atualmente no Código Espanhol de Concreto Estrutural, o método MIVES é proposto para avaliar a sustentabilidade das estruturas de concreto (Aguado et al., 2012). Segundo Pons et al. (2016), a avaliação do índice de sustentabilidade pelo método MIVES deve ser conduzida através das seguintes etapas:

- (S1) Definir o problema a ser abordado e as decisões a serem tomadas;
- (S2) Elaborar um diagrama básico do modelo de decisão, identificando todos os aspectos que serão considerados em uma árvore de requisitos, podendo incluir variáveis qualitativas e quantitativas;
- (S3) Estabelecer as funções de valor para converter as variáveis qualitativas e quantitativas em um conjunto de variáveis com as mesmas unidades e escalas;
- (S4) Determinar a importância ou peso relativo de cada um dos aspectos a serem considerados na avaliação;
- (S5) Identificar diversas alternativas de projeto que possam ser consideradas para solucionar o problema previamente definido;
- (S6) Avaliar e analisar essas alternativas utilizando o modelo previamente criado;
- (S7) Tomar as decisões apropriadas e selecionar a alternativa mais adequada .



Discussões e Considerações Sobre os Estudos Relacionados

Várias pesquisas vêm mostrando que a ADF, em quantidades adequadas, pode ser utilizada na construção civil, principalmente em materiais cimentícios (Abraham and Mary Abraham 2023; Ahmad et al. 2022; Feijoo, Tobón, and Restrepo-Baena 2021; Subhani, Khushnood, and Shakeel 2024). Mas estes estudos abordavam apenas aspectos técnicos, não havendo informações sobre os aspectos ambientais (Tanyıldızı et al., (2023) e Ferrazzo et al., (2023)). Na busca por soluções a este problema, as indústrias procuram cada vez mais por ferramentas que avaliem, financeira, ambiental e socialmente a estratégia a ser escolhida, procurando minimizar ao máximo qualquer tipo de prejuízo. Alguns estudos sugerem ferramentas para realizar uma análise mais detalhada e auxiliar na tomada de decisão por parte dos responsáveis (Bastianoni et al., 2023; Oliveira et al., 2023; Ferrazzo et al., 2024). Na academia o maior obstáculo para realizar um estudo de ACV é acesso ao banco de dados mundial, que é acessado através do SimaPro®, software cujo custo é alto, ficando as Universidades públicas dependentes de uma parceria governamental.

A ACV é a metodologia mais utilizada no mundo por ser considerada robusta e bem estabelecidas para avaliar o desempenho ambiental de sistemas pequenos e complexos. Para sistemas macros a ferramenta possui lacunas, segundo Bastianoni et al., (2023), que limitam a avaliar o desempenho ambiental de setores individuais.

No Brasil apesar do aumento de demanda para estudos de ACV, o país não dispõe de um banco de dados robusto e o desenvolvimento deste banco têm-se mostrado lento e ineficiente, a ACV Brasil, empresa de capital privado especializada neste tema tem procurado fazer parcerias para tentar acelerar este processo.

Existem outras ferramentas, menos utilizadas como o MIVES e a CPQvA. Ambos são metodologias de tomada de decisão multi-critério. A CPQvA é uma metodologia menos difundida, sendo utilizada e estudada em uma região específica do Brasil, onde está localizada a maior indústria de fundição do Brasil, neste sistema os resíduos são avaliados através de 4 pontos: Classificação, critério “C” (relação com as leis); Potencial do resíduo (critério P); Quantidade, disponibilidade e homogeneidade da fonte geradora, critério “Qv” e Proposição de aplicações do resíduo em um novo produto critério “A”, ou seja, é uma metodologia bem abrangente e que colabora em uma boa tomada de decisão, abrangendo não só a área ambiental, mas econômica também. A CPQvA pode ser uma ferramenta complexa de aplicar, exigindo recursos significativos em termos de tempo, especialização técnica e acesso a dados relevantes. Isso pode representar um desafio para organizações com recursos limitados ou falta de expertise na área de avaliação da sustentabilidade.

O MIVES se mostra como uma ferramenta bastante completa, pois através de sua aplicação é possível combinar os três pilares da sustentabilidade: Ambiental, Econômico e Social (Ferrazzo et al., 2024). Esta ferramenta possui uma vantagem sobre as outras, pois na Espanha, desde 2008, no Código Espanhol de Concreto Estrutural, o método MIVES é proposto para avaliar a sustentabilidade das estruturas de concreto (Aguado et al., 2012), tratando-se de uma iniciativa inédita, abrindo, desta maneira, um caminho para o futuro do projeto estrutural sustentável. Em qualquer ferramenta de decisão multicritério a pessoa que decide, precisa escolher entre um grupo de alternativas que podem ser contínuas ou discretas.

Embora a MIVES ofereça uma abordagem abrangente para avaliar a sustentabilidade de produtos cimentícios com ADF, também apresenta desafios relacionados à complexidade, disponibilidade de dados, interpretação subjetiva, limitações contextuais e necessidade de atualizações regulares.

No Brasil embora, possua as NBR14040 e NBR14044, onde ambas apontem requisitos metodológicos para a condução de estudos de ACV na indústria de manufatura com os requisitos mínimos, como não é lei e por falta de pessoal capacitado para aplicar as referidas NBR's, o Brasil continua, muita lentamente, para ter uma indústria da construção civil que aplique os conceitos de sustentabilidade. Na tabela 2 é mostrado um resumo dos estudos encontrados sobre o uso das ferramentas apresentadas.

De maneira geral o que se apresentou como um enorme desafio, sendo considerado um ponto frágil, em todas as ferramentas estudadas, foi a disponibilidade e o acesso aos dados, e de forma contínua, pois as variáveis ambientais estão em constante mudanças devido a evolução tecnológica. A obtenção dos dados, e que sejam confiáveis, requer uma cooperação entre pesquisadores e a indústria para que as ferramentas se mantenham atualizadas.



Tabela 2: Resumo das ferramentas e suas aplicações
Tabela de Resumo

Ano	Autores	Ferramenta	Estudo
2024	Ferrazzo et al., 2024	ACV/ MIVES	ADF com cinza de bagaço de cana de açúcar e cimento portland.
2020	Ghormley et al., 2020	ACV	Redução da ADF através da ACV.
2017	(Mitterpach et al., 2017)	ACV	Avaliação ambiental da ADF em uma Fundação.
2023	(Oliveira et al., 2023); (Machado et al., 2023)	CPQvA	Valorização do Resíduo Industrial de fundição.
2012	(Aguado et al., 2012)		Valorização da ADF no Brasil. Aplicação para projetos de estruturas de concreto sustentáveis.
2016	(Pons et al., 2016)	MIVES	Utilizado como ferramenta de sustentabilidade para arquitetura e construção civil.
2012	(Pons & Aguado, 2012)		Valoração de um Modelo Sustentável para construção de escolas na Espanha.

Fonte: Autores

Considerações Finais

A análise abrangente das práticas atuais na indústria da construção e fundição revela um quadro complexo e desafiador, onde a demanda por materiais como cimento e fundidos continua a crescer em ritmo acelerado, exacerbando os impactos ambientais e sociais associados à extração de recursos naturais e à geração de resíduos industriais. No entanto, esse cenário também impulsionou a inovação e a adoção de abordagens sustentáveis na engenharia civil e geotécnica, refletidas no surgimento de ferramentas como a Análise de Ciclo de Vida (ACV), a Sistemática CPQvA e o Modelo de Valor para a Sustentabilidade (MIVES).

A implementação dessas ferramentas não apenas oferece uma maneira mais abrangente e precisa de avaliar os impactos ambientais e socioeconômicos das atividades da construção e fundição, mas também orienta as decisões de projeto em direção a práticas mais sustentáveis. Através da ACV, por exemplo, é possível identificar áreas críticas de impacto ambiental e desenvolver estratégias para mitigá-las. Da mesma forma, a Sistemática CPQvA fornece um quadro estruturado para avaliar o potencial de valorização de resíduos industriais, incentivando sua reutilização e reciclagem. Enquanto isso, o MIVES permite uma avaliação holística da sustentabilidade, considerando não apenas os aspectos ambientais, mas também os econômicos e sociais, promovendo uma abordagem mais equilibrada para a tomada de decisões.

No entanto, apesar dos avanços significativos representados por essas ferramentas, ainda existem desafios a serem superados. A escassez de dados detalhados e contextualizados, especialmente em países como o Brasil, limita a eficácia das análises e impede a implementação plena de práticas sustentáveis. Além disso, a falta de padronização e integração entre as diversas ferramentas disponíveis pode dificultar sua adoção generalizada.

Portanto, a conclusão é que a busca por soluções sustentáveis na construção e fundição é um processo contínuo e multifacetado, que exige colaboração entre governos, indústrias, comunidades acadêmicas e sociedade civil. A promoção de pesquisa e desenvolvimento, investimentos em infraestrutura e políticas públicas adequadas são essenciais para impulsionar a transição para um setor mais sustentável e resiliente, capaz de atender às necessidades presentes sem comprometer as gerações futuras.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por oportunizar este momento de estudo. Este apoio foi fundamental para a realização da pesquisa e para a conclusão deste trabalho. FAEPEX e CNPq.

Referências Bibliográficas

Abraham, Elzy, and Grace Mary Abraham. 2023. 'Effect of Bacillus Subtilis Bacteria on Waste Foundry Sand-Containing Concrete'. *Materials Today: Proceedings*. India. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.01.022>.



ACV Brasil Sustentabilidade. 2023. 'Inventários, SICV Brasil, Ecoinvent, ACV, Base de Dados'. Brasil. <https://acvbrasil.com.br/> (February 11, 2024).

Aguado, Antonio et al. 2012. 'Sustainability Assessment of Concrete Structures within the Spanish Structural Concrete Code'. *Journal of Construction Engineering and Management* 138(2): 268–76. doi:10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0000419.

Ahmad, Jawad et al. 2022. 'Waste Foundry Sand in Concrete Production Instead of Natural River Sand: A Review'. *MATERIALS* 15(7). doi:10.3390/ma15072365.

Associação Brasileira de Normas Técnicas-ABNT. 2014. 'NBR ISO14040 - Gestão Ambiental – Avaliação Do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura'.

Associação Brasileira de Normas Técnicas- ABNT. 2014. 'NBR ISO14044 - Gestão Ambiental — Avaliação Do Ciclo de vida — Requisitos e Orientações'.

Bastianoni, Simone et al. 2023. 'LCA Based Circularity Indices of Systems at Different Scales: A Holistic Approach'. *Science of The Total Environment* 897: 165245. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165245>.

Bhardwaj, Atish, Pankaj Kumar, Salman Siddique, and Abhilash Shukla. 2023. 'Comprehensive Review on Utilization of Waste Foundry Sand in Concrete'. *EUROPEAN JOURNAL OF ENVIRONMENTAL AND CIVIL ENGINEERING* 27(3): 1056–87. doi:10.1080/19648189.2022.2070778.

Brindha Devi, V, D Pushgara Rani, J K Periasamy, and A Ponshanmugakumar. 2023. 'Experimental Investigation on Utilization of Used Foundry Sand in Concrete as Fine Aggregate'. *Materials Today: Proceedings*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.05.616>.

Feijoo, B A, J I Tobón, and O J Restrepo-Baena. 2021. 'Substitution of Aggregates by Waste Foundry Sand: Effects on Physical Properties of Mortars'. *Materiales de Construccion* 71(343). doi:10.3989/MC.2021.10320.

Ferrazzo, Suéllen Tonatto et al. 2023. 'Mechanical and Environmental Behavior of Waste Foundry Sand Stabilized with Alkali-Activated Sugar Cane Bagasse Ash-Eggshell Lime Binder'. *Construction and Building Materials* 383: 131313. doi:<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2023.131313>.

Ferrazzo, Suéllen Tonatto, Mariana Tonini de Araújo, and Nilo Cesar Consoli. 2024. 'Which Solution Is More Sustainable: Waste Foundry Sand Stabilized with Alkali-Activated Binder or Portland Cement?' *Journal of Building Engineering* 84: 108448. doi:<https://doi.org/10.1016/j.job.2024.108448>.

'FUNDAÇÃO & MATÉRIAS-PRIMAS'. www.abifa.org.br.

Gambalunga, Bruno et al. 2023. 'Valorization of Waste Foundry Sand Aggregates in Hot-Mix Asphalt'. *Process Safety and Environmental Protection* 173: 277–88. doi:<https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.03.025>.

Ghormley, Samuel, Robert Williams, and Bruce Dvorak. 2020. 'Foundry Sand Source Reduction Options: Life Cycle Assessment Evaluation'. *Environments - MDPI* 7(9): 1–15. doi:10.3390/environments7090066.

'[Http://Www.Prisma-Statement.Org/](http://Www.Prisma-Statement.Org/)'. 2024.

Machado, Diorgines Mattos et al. 2023. 'Valorization of Brazilian Waste Foundry Sand from Circular Economy Perspective'. *Journal of Cleaner Production* 407: 137046. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137046>.

Mishra, Anshumali, Sarat Kumar Das, and Krishna R Reddy. 2023. 'Life Cycle Triple Bottom Line Sustainability Assessment of Coal Mine Overburden Sand versus River Sand'. *Resources Policy* 86: 104140. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2023.104140>.

Mitterpach, Jozef, Emília Hroncová, Juraj Ladomerský, and Karol Balco. 2017. 'Environmental Analysis of Waste Foundry Sand via Life Cycle Assessment'. *Environmental Science and Pollution Research* 24(3): 3153–62. doi:10.1007/s11356-016-8085-z.



- 'Modern Casting'. <https://www.qgdigitalpublishing.com/publication/?m=55001&i=730025&p=30&ver=html5> (February 7, 2024).
- Niero, Monia, and Pradip P Kalbar. 2019. 'Coupling Material Circularity Indicators and Life Cycle Based Indicators: A Proposal to Advance the Assessment of Circular Economy Strategies at the Product Level'. *Resources, Conservation and Recycling* 140: 305–12. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.10.002>.
- Oliveira, K A et al. 2023. 'Ceramic Shell Waste Valorization: A New Approach to Increase the Sustainability of the Precision Casting Industry from a Circular Economy Perspective'. *Waste Management* 157: 269–78. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.12.033>.
- Ossio, Felipe, Carlos Salinas, and Héctor Hernández. 2023. 'Circular Economy in the Built Environment: A Systematic Literature Review and Definition of the Circular Construction Concept'. *Journal of Cleaner Production* 414: 137738. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137738>.
- Oyebisi, Solomon et al. 2023. 'Sustainability Assessment of Cement Concrete Modified with Bagasse Ash and Calcite Powder'. *Materials Today: Proceedings* 86: 1–6. doi:<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.01.077>.
- de Paiva, Fabio Friol, Jacqueline Roberta Tamashiro, Lucas Henrique Pereira Silva, and Angela Kinoshita. 2021. 'Utilization of Inorganic Solid Wastes in Cementitious Materials - A systematic Literature Review'. *CONSTRUCTION AND BUILDING MATERIALS* 285. doi:10.1016/j.conbuildmat.2021.122833.
- 'Parsifal'. 2024. <https://parsif.al/login/>.
- Pons, Oriol, and Antonio Aguado. 2012. 'Integrated Value Model for Sustainable Assessment Applied to Technologies Used to Build Schools in Catalonia, Spain'. *Building and Environment* 53: 49–58. doi:10.1016/j.buildenv.2012.01.007.
- Pons, Oriol, Albert de la Fuente, and Antonio Aguado. 2016. 'The Use of MIVES as a Sustainability Assessment MCDM Method for Architecture and Civil Engineering Applications'. *Sustainability (Switzerland)* 8(5). doi:10.3390/su8050460.
- Ramos, Thomás Augusto Barros. 2004. AVALIAÇÃO DE DESEMPENHO AMBIENTAL NO SECTOR PÚBLICO: ESTUDO DO SECTOR DA DEFESA. Lisboa. https://run.unl.pt/bitstream/10362/11938/1/Ramos_2004.pdf (February 8, 2024).
- Sabour, Mohammad Reza et al. 'Global Trends and Status in Waste Foundry Sand Management Research during the Years 1971-2020: A Systematic Analysis'. doi:10.1007/s11356-021-13251-8/Published.
- Subhani, Hassan Ali, Rao Arsalan Khushnood, and Sarmad Shakeel. 2024. 'Synthesis of Recycled Bricks Containing Mixed Plastic Waste and Foundry Sand: Physico-Mechanical Investigation'. *Construction and Building Materials* 416: 135197. doi:<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2024.135197>.
- Tanyıldızı, Muhammed, Volkan Emre Uz, and İslam Gökalp. 2023. 'Utilization of Waste Materials in the Stabilization of Expansive Pavement Subgrade: An Extensive Review'. *Construction and Building Materials* 398: 132435. doi:<https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2023.132435>.
- Zhu, Yongxian, Gregory A Keoleian, and Daniel R Cooper. 2023. 'A Parametric Life Cycle Assessment Model for Ductile Cast Iron Components'. *Resources, Conservation and Recycling* 189: 106729. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106729>.



REUTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE PODA E MANUTENÇÃO DE JARDINS DO MUNICÍPIO DE SANTO ANDRÉ ATRAVÉS DA INSTALAÇÃO DA USINA DE BENEFICIAMENTO DE RESÍDUOS VEGETAIS

1Priscila Viana Higa Trevisan, 2Rosana Cristina de Souza Giuliano, 3Marialice Batelli Mugaiar, 4Daniel Perez de Almeida, 5Vitor Mazzeti Filho

1 Prefeitura Municipal de Santo André, e-mail: pvhtrevisan@santoandre.sp.gov.br; 2 Prefeitura Municipal de Santo André, e-mail: rcsgiuliano@santoandre.sp.gov.br; 3 Prefeitura Municipal de Santo André, e-mail: mbmugaiar@santoandre.sp.gov.br; 4 Prefeitura Municipal de Santo André, e-mail: dpalmeida@santoandre.sp.gov.br; 5 Prefeitura Municipal de Santo André, e-mail: vmazzeti@santoandre.sp.gov.br

Palavras-chave: Resíduos de poda; resíduos vegetais; reciclagem.

Resumo

Nas cidades, as árvores trazem harmonização da paisagem urbana frente ao caos e a opressão das edificações. As árvores fornecem sombra para os pedestres e veículos, diminui a amplitude térmica, diminui a luminosidade refletida pelas edificações, atenua ruídos urbanos, melhora a qualidade do ar, intercepta forças e correntes de vento, melhora a qualidade do solo, protege o solo contra erosão, reduz a velocidade de escoamento superficial das águas das chuvas, aumenta a disponibilidade de água do solo, colabora com o abastecimento do lençol freático, proporciona abrigo para a biodiversidade, melhora a saúde pública e oferece harmonia estética. As áreas verdes e a arborização urbana traz para este meio o conforto humano no ambiente. As características naturais das árvores proporcionam uma ambiência saudável onde a infraestrutura cinza prevalece através de ruas, avenidas, pontes, viadutos, edificações etc.

Para compatibilização das árvores com outras infraestruturas e componentes da paisagem urbana, recorre-se às podas, que consistem na eliminação seletiva da estrutura do vegetal.

As podas das árvores e de outros estrados de vegetação das áreas verdes geram resíduos vegetais que podem ser classificados em galhos, folhas, troncos, raízes e serragem.

Atualmente, por falta de local e equipamento mais adequado, o município de Santo André realiza a reciclagem de parte dos resíduos vegetais.

O projeto da Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais propõe, em área pública municipal, a execução de atividades de reciclagem de todo o material de poda em escala industrial.

Para beneficiamento dos resíduos devem ser instaladas serralheria, carpintaria e área para trituração. A serralheria e carpintaria tem papel no processamento de troncos para produção de madeira serrada para construção civil e mobiliário urbano como brinquedos e bancos associados a sucata proveniente da manutenção da infraestrutura urbana. A área para trituração deve ser composta por um triturador com extrator magnético para troncos e raízes de maior porte e um triturador com esteira de menor porte para processamento de resíduos menores e para reduzir a granulometria dos resíduos a fim de que sejam adequados para deposição como serrapilheira em jardins.

Com a instalação de um equipamento público como a Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais em Santo André, cria-se uma referência para os demais municípios adotarem práticas semelhantes e operacionalizarem atividades de reuso e reciclagem de materiais de poda.

Introdução

A arborização urbana atua sobre o conforto humano no ambiente, por meio das características naturais das árvores, proporciona sombra para os pedestres e veículos, reduz a poluição sonora, melhora a qualidade do ar, diminui a amplitude térmica, proporciona abrigo para pássaros e harmonia estética, o que ameniza a diferença entre a escala humana e outros componentes arquitetônicos como prédios, muros e grandes avenidas (SILVA FILHO, 2006 apud MEIRA, 2010).

Considerando que o Brasil possui 5.570 municípios (IBGE, 2020), nos quais a arborização é insuficiente e que, para melhoria da qualidade de vida urbana de todos os cidadãos, sem distinção, é fundamental seu planejamento, expansão e gestão adequados; identifica-se nesta atividade, uma oportunidade de conciliar o atendimento de uma necessidade socioambiental, com o estímulo ao desenvolvimento de negócios ambientalmente sustentáveis e geração de emprego e renda, produzindo ainda o benefício pedagógico do exemplo do aproveitamento mais adequado de resíduos e de configuração de cidades mais resilientes em sua relação com as áreas verdes (SOUZA, 2020).

Buscando a melhoria da qualidade de vida da população, o município de Santo André lançou para consulta pública o seu Plano de Arborização Urbana em janeiro de 2024. Uma das metas do plano é que em até 15 anos sejam substituídas 14 mil árvores classificadas inadequadas para o local em que estão plantadas. Outra meta é o incremento arbóreo para alcançar 60 mil árvores nas calçadas das vias públicas. Diante disso, projeta-se um aumento na geração de resíduos vegetais provenientes de remoções de árvores e podas, que consistem na eliminação seletiva da estrutura do vegetal.



Conforme SANTO ANDRÉ, 2024, na Macrozona Urbana do município de Santo André, em áreas públicas municipais, a Arborização Urbana e as áreas verdes são administradas pelo DMAV – Departamento de Manutenção de Áreas Verdes – que é um departamento integrante da atual Secretaria de Infraestrutura e Serviços Urbanos. As principais atribuições do DMAV envolvem a elaboração de projetos paisagísticos, implantação, revitalização e manutenção de áreas verdes, gestão da Arborização Urbana, produção e fornecimento de vegetação para plantio em áreas públicas e a destinação e reaproveitamento de resíduos provenientes dessas atividades.

A manutenção das árvores e jardins em área urbana, através da poda, é uma intervenção necessária para limpeza, manejo fitossanitário, segurança do município, bem estar, saúde pública e adequação à infraestrutura. Esta atividade gera resíduos vegetais, que são resíduos orgânicos.

O município de Santo André já adota a reutilização e reciclagem de parte destes resíduos vegetais oriundos da manutenção pública e a otimização do processo esbarra na falta de equipamento adequado e local para execução das atividades.

Atualmente, troncos sem fendas ou avarias são utilizados para produção de bancos, brinquedos, equipamentos do tipo “pet agility”, vasos, mobiliários e insumos para construção civil que são sarrafo, pontalete, tábuas e madeira serrada. Demais resíduos, até tamanho limite do equipamento de trituração do município, são triturados e após, são utilizados como serrapilheira nos canteiros ou compostados para serem utilizados como adubo.

Para elaboração do projeto da Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais foi escolhida uma área pública municipal no bairro Vila Metalúrgica que tem área adequada para acomodar a atividade.

Através de sua implantação, haverá a industrialização do processo de reaproveitamento do material, com a definição dos procedimentos a serem seguidos por parte da equipe da usina e das equipes geradoras aumentando a gestão do processo.

Este documento tem como objetivo apresentar a problemática dos resíduos vegetais do município e o projeto de Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais com instalações e equipamentos necessários para centralizar as operações de reciclagem, com o propósito de atender à demanda do município, as leis e orientações sobre resíduos sólidos nos âmbitos municipal, estadual e federal.

Cenário Atual– Resíduos Vegetais em Santo André

O manejo da vegetação das mais de 39 mil árvores das calçadas e das mais de 3 milhões de metros quadrados de áreas verdes públicas municipais da Macrozona Urbana de Santo André é de responsabilidade da Secretaria de Infraestrutura e Serviços Urbanos – SISU através do DMAV, inclusive a destinação do resíduo vegetal proveniente dessa manutenção.

Os resíduos vegetais são classificados como resíduos sólidos urbanos pela NBR 10.004 (2004). Eles são provenientes do manejo de vegetação no município de Santo André e podem ser classificados em galhos, folhas, troncos, raízes e serragem.

Em ambientes naturais e em pequenas quantidades, esses materiais são facilmente decompostos por bactérias e outros organismos, e assim seus nutrientes são reinseridos no meio ambiente. Entretanto, quando gerados em maiores quantidades, como observado em centros urbanos, podem constituir um sério problema ambiental na ausência de destinação final adequada (BRASIL, 2022).

Atualmente, os resíduos verdes são reutilizados ou reciclados conforme característica do equipamento disponível no município de Santo André. Galhos e folhas são triturados com equipamento móvel de pequeno porte para formar serrapilheira junto com a serragem; alguns troncos de madeira mais resistentes são utilizados para fazer mobiliário urbano como bancos, floreiras, brinquedos e material para construção civil como sarrafo, pontalete, tábuas etc.

Devido a capacidade de processamento e características do equipamento de trituração, uma parte do material não é processado como troncos e raízes de maior porte que ficam armazenados.

Benefícios do Reaproveitamento de Resíduos Vegetais

Resíduos vegetais com dimensões maiores podem ter usos mais adequados e valorizados, antes da trituração. Os troncos não degradados podem ser utilizados de diversas maneiras economicamente mais atrativas, antes de serem triturados. O uso da madeira não degradada para produção de mobiliário urbano e insumos para construção civil, ao invés da direta trituração ou descarte do material, vai de encontro com o pensamento ecológico e de criação de valor da economia circular.

Quando o resíduo de poda é caracterizado para trituração, eles são transformados em serrapilheira, para serem depositados no solo. Quando este material é depositado no solo, há aumento da proteção da superfície do solo contra erosão.

De acordo com BERTONI & LOMBARDI NETO (1990), a erosão hídrica é um dos mais graves problemas ambientais decorrentes do mau uso do solo, o qual se torna susceptível à erosão hídrica provocada pela água da chuva, quando a cobertura vegetal, viva ou morta, é retirada da superfície. Os danos causados pelas gotas de chuva que golpeiam o solo, constituem o primeiro passo no processo da erosão, independentemente do grau de inclinação do terreno. As gotas podem ser consideradas bombas em miniatura, que golpeiam a superfície do solo, rompendo os grânulos e torrões, reduzindo-os a partículas menores, lançando-as para longe e, ainda, diminuindo a capacidade de infiltração de água no solo (SILVA A. M. E SCHULZ H. E., 2002).

Além disso, o uso da serrapilheira permite que os nutrientes sejam devolvidos ao solo. Os autores do livro *Cradle to Cradle* (do Berço ao Berço), Michael Braungart e William McDonough dizem que a natureza opera de acordo com um sistema de nutrientes e de metabolismos em que o desperdício não existe. [...] Os principais nutrientes da Terra – carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio – são aproveitados e reciclados. Resíduos são nutrientes.

O uso da serrapilheira também retém a umidade no solo, aumenta a permeabilidade do solo e inibe o crescimento de vegetação espontânea nos jardins. Desta forma, há a redução do custo na zeladoria urbana.



Todo o aproveitamento dos resíduos vegetais resulta na substituição de um insumo novo por um reutilizado e é possível listar diversos outros benefícios através dessa ação:

- Redução da extração de matéria prima;
- Redução do transporte necessário entre a extração e a manufatura, até chegar ao consumidor;
- Financeiro, por não precisar dispor de investimento para compra de insumo;
- Redução de emissões de gases de efeito estufa.

Localização e Histórico da Área para Implantação do Projeto

O local avaliado para implantação do projeto está localizado no bairro Vila Metalúrgica, no final da Avenida Utinga. Tratam-se de dois lotes de classificações fiscais 02.126.023 e 02.126.022, respectivamente com áreas de 36.038,77 m² e 8.428,73 m², que somadas correspondem a 44.467,50 m². A área total tem formato triangular e confronta mais ao sul uma faixa da Transpetro, mais a oeste uma fábrica e mais a nordeste faz limite com o Córrego Oratório.

O imóvel fazia parte do terreno da antiga empresa “Balas Juquinha” que operou em Santo André desde a década de 1950, até o encerramento de suas atividades em 2015. A Figura 1 contém uma foto aérea antiga, destacando em amarelo, a área para implantação da Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais.



Figura 1: Foto aérea de 1958 (Geoportal MEMÓRIA PAULISTA).

Atualmente, no local, há vegetação arbórea mais concentrada na área de preservação permanente - APP e na testada próximo à faixa da Transpetro, como é possível ver em imagem aérea na Figura 2. Essa vegetação é formada em sua maioria por árvores exóticas e árvores nativas pioneiras.



Figura 2: Imagem aérea de 2023 do local.



Descrição do Projeto Proposto

O projeto para implantação da Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais teve layout definido com base em critérios que levam em conta a localização, vizinhança, logística, acessos, operação e legislação.

O acesso à Usina será realizado pela Avenida Utinga, através de portão de pedestre e portão de veículos. Junto ao portão foi projetada uma guarita para controle de acesso ao local, caracterização e registro dos dados do resíduo, bem como a gestão da pesagem que ocorrerá logo na entrada da Usina.

Próximo ao portão de entrada serão construídas edificações de apoio administrativo da Usina com recepção, escritório, auditório, sanitários públicos, refeitório, vestiários e sanitários para funcionários; e ainda, ficará localizada a área para o estacionamento de veículos.

Para preservar a faixa de APP, foi estabelecida uma faixa ajardinada entre a área de operação da Usina e a APP.

Na divisa com o único lote particular, foi estabelecida uma área de 12 metros de largura, que será arborizada com parâmetros de reflorestamento.

Na área que confronta a faixa da Transpetro e a Avenida Utinga, além dos edifícios de apoio e administração da usinafoi preservada uma área para jardim para manter as árvores nativas existentes neste trecho.

Desta forma, a área de operação da usina fica mais centralizada no terreno com a trituração, carpintaria e serralheria além de áreas para transbordo.

O cercamento do perímetro do lote será constituído, de maneira a limitar o acesso de pessoas estranhas e animais. Será feito o cercamento na face confrontante com a faixa da Transpetro e na faixa do jardim, na face voltada para o córrego.

A via principal de circulação permite o acesso de veículos grandes em todas as áreas de operação.

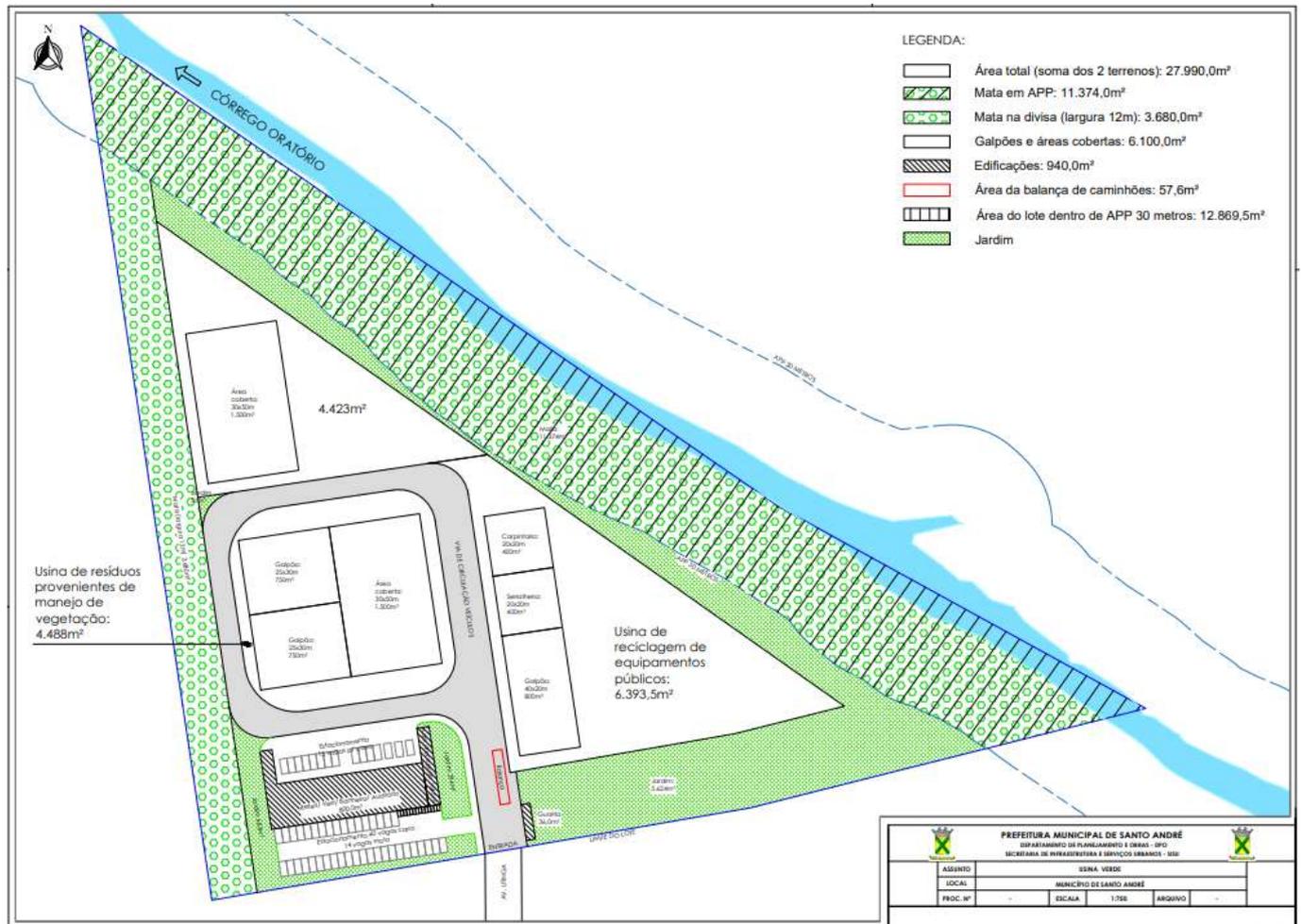


Figura 3: Projeto da Usina Beneficiamento de Resíduos de Poda Urbana.



Fluxograma de Trituração dos Resíduos Vegetais

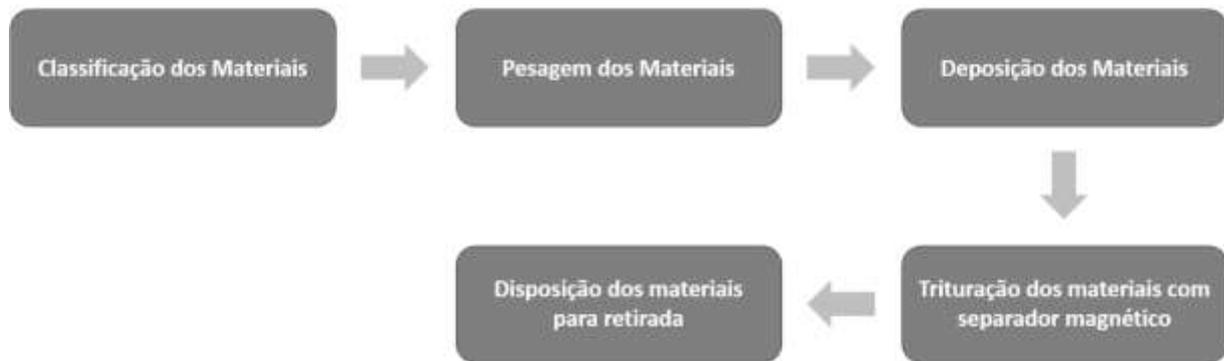


Figura 3: Fluxograma de operação da Usina de Resíduos de Poda.

Pesagem dos materiais

Todo o material, após ser classificado, deve ser pesado e ter as informações registradas, para controle dos dados e das operações.

Classificação dos materiais

Para determinar o tratamento do material na usina, o resíduo que chega deve passar por inspeção visual para classificação por tipo de resíduo (galhos, folhas, troncos, raízes e serragem).

Os troncos devem ser avaliados se podem ser utilizados como insumo para fabricação de mobiliário urbano ou insumo para construção civil e em caso positivo, ser encaminhados para o Galpão da Carpintaria e Serralheria e em caso negativo devem ser destinados para trituração. Galhos e folhas devem ser encaminhados para trituração na área de Deposição de Material. Serragem deve ser encaminhada para área de Disposição do Material para Retirada pois não precisam de processamento por já terem granulometria adequada para utilização como serrapilheira.

Deposição dos materiais

Os materiais, após pesagem, são levados para deposição para serem triturados se forem classificados para esta destinação.

Trituração dos materiais com separador magnético

A trituração é a etapa que transforma o resíduo vegetal em serrapilheira. Esta etapa é formada por duas sub-etapas. Inicialmente os resíduos devem passar pelo triturador de maior porte com extrator magnético que tritura massas de maior porte e retira os metais sem danificar o equipamento e posteriormente os resíduos seguem por esteira para o triturador de facas que reduzem a granulometria do material triturado para faixa adequada para utilização como serrapilheira

Disposição dos materiais para retirada

Após triturado, o material deve ser disposto em local coberto, para ser retirado e utilizado nos jardins do município.

Área para Trituração dos Resíduos Vegetais

A área total destinada à trituração dos resíduos é de 8.912 m². A área de operação terá superfície regularizada com 4 estruturas. Um local coberto com 1.500 m² será para recebimento dos resíduos vegetais. Dois galpões, com 750 m² de área cada, serão utilizados para as atividades com os equipamentos de trituração. Para disposição dos materiais triturados até a sua remoção e destinação, haverá mais uma área coberta de 1.500 m².

Tecnologia para triturar Resíduos Vegetais

Utilizando como parâmetros, o local definido para instalação, a opção por processo mecanizado, as características dos resíduos provenientes do manejo de vegetação do município e os usos dos produtos pós beneficiamento, foi feita pesquisa e escolha dos equipamentos que atendem às necessidades.

Dentre os produtos comercializados há diversos equipamentos destinados ao processamento de madeiras, troncos e resíduos sólidos urbanos. Nesse contexto, foram identificados dois equipamentos necessários para viabilizar o processamento dos resíduos verdes do município, que são: o Triturador de Duplo Eixo e o Triturador de Galhos e Troncos.

O Triturador de Duplo Eixo, tem uma estrutura compacta que processa os resíduos verdes que são colocados através de grua na Câmara de Corte. Portanto é um equipamento que realizará o processamento de raízes e troncos de grande porte, além dos demais resíduos vegetais. Neste equipamento há um imã para remoção de materiais metálicos, posteriormente à trituração.

O Triturador de Galhos e Troncos é um equipamento com esteira de entrada, com capacidade de corte de Ø 600 mm. É constituído de facas para trituração, que geram cavacos e material triturado, com a granulometria ideal para utilização como



cobertura seca ou serrapilheira nos canteiros no município. Este equipamento será utilizado em série com o Triturador de Duplo Eixo, para reduzir a granulometria do material gerado por este equipamento.

As pequenas movimentações dos materiais dentro da área de operação e alimentação do Triturador de Duplo Eixo serão realizadas por pá carregadeira.

Reaproveitamento de Resíduos Vegetais para Mobiliário e Produção de Insumos para Construção Civil

Para compor o processo de beneficiamento de resíduos de poda urbana, além da trituração dos resíduos, foi projetada uma Carpintaria em galpão de 400 m² para aproveitamento mais nobre dos troncos, que são utilizados na fabricação de mobiliário urbano e insumos para construção civil, como as peças de madeira serrada.

A Carpintaria utiliza ferramentas de menor porte como serras, lixadeiras, compressores entre outros.

Reaproveitamento de Resíduos Metálicos Provenientes da Manutenção da Infraestrutura Urbana

A Serralheria faz conjunto com a Carpintaria, na execução de mobiliários como bancos e brinquedos. Portanto, para que o processo da reutilização dos resíduos seja completo, foi projetada Serralheria com área de 400 m² e galpão de 800 m² para armazenamento de resíduos metálicos provenientes da manutenção da infraestrutura urbana, como postes de luminárias e gradis e armazenamento de equipamentos para instalação na cidade.

As ferramentas da Serralheria são de menor porte, tal como na carpintaria, a saber, compressores, transformador de solda, esmerilhadeiras entre outros.

Comentários finais

Conforme mencionado por SANTANA, 2020, de acordo com levantamento realizado pelo Centro Nacional de Referência em Biomassa – CENBIO, considerando uma amostra de 16 municípios, cerca de 70% do resíduo de poda gerado é descartado em aterros sanitários ou lixões, uma realidade que pode ser extrapolada, de maneira geral, para todo o território brasileiro, tendo em vista que dados de coleta de resíduos de poda em municípios brasileiros são dificilmente encontrados (CENBIO, 2007; SILVA, 2016).

Neste contexto, com a instalação de um equipamento público como a Usina de Beneficiamento de Resíduos Vegetais em Santo André, cria-se uma referência para os demais municípios adotarem práticas semelhantes e operacionalizarem atividades de reuso e reciclagem de materiais vegetais.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Prefeitura de Santo André, em especial à Secretaria de Infraestrutura e Serviços Urbanos, pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15112: Resíduos da construção civil e resíduos volumosos – Áreas de transbordo e triagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15114: Resíduos sólidos da construção civil – Áreas de reciclagem – Diretrizes para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares. Brasília, Distrito Federal. 2022. Disponível em: <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf>. Acesso em: 23 de fevereiro de 2024.

BRASIL. Senado Federal Subsecretaria de Informações. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 27 de fevereiro de 2023.

Braungart, M.; McDonough, W. Cradle to cradle: Criar e Reciclar Ilimitadamente. São Paulo: Editora G. Gili, 2014.

IBGE, 2022 <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/santo-andre/panorama> Acesso em: 26 de janeiro de 2024

Santo André. Anuário de Santo André 2022 Ano Base 2021. 2022. Santo André, São Paulo. Disponível em: <https://web.santoandre.sp.gov.br/imgeditor/file/UPAE/ANU%C3%81RIOS/Sum%C3%A1rio%20de%20Dados%202021-2022.pdf>. Acesso em: 24 de fevereiro de 2024.

MATOS, A. R. B. Gestão do sistema de vegetação arbóreo em espaço urbano: manual de boas práticas e documentário. 2021. Évora, Portugal. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10174/29835>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2024.

MEIRA A. M. 2010. Gestão de resíduos da arborização urbana. Piracicaba, SP. Disponível em: https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-19042010-103157/publico/Ana_Maria_de_Meira.pdf. Acesso em: 29 de fevereiro de 2024.



SANTO ANDRÉ. 2024. Plano de Arborização Urbana de Santo André. 2024. Santo André, SP. Disponível em: [https://web.santoandre.sp.gov.br/portal/noticias/0/3/17345/plano-de-arborizacao-preve-60-mil-arvores-em-santo-andre#:~:text=Santo%20Andr%C3%A9%2C%2016%20de%20janeiro,ter%C3%A7a%2Dfeira%20\(16\)](https://web.santoandre.sp.gov.br/portal/noticias/0/3/17345/plano-de-arborizacao-preve-60-mil-arvores-em-santo-andre#:~:text=Santo%20Andr%C3%A9%2C%2016%20de%20janeiro,ter%C3%A7a%2Dfeira%20(16).). Acesso em: 27 de fevereiro de 2024.

SANTO ANDRÉ. 2020. Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André - SEMASA. Monitoramento do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS – ano base 2019. Disponível em: https://www.semasa.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/MONITORAMENTO%20DO%20PMGIRS_%202020_base2019_final.pdf. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.

SANTO ANDRÉ. 2021. Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André - SEMASA. Monitoramento do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS –ano base 2020. Disponível em: https://www.semasa.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/08/MONITORAMENTO%20DO%20PMGIRS_%202021_base2020.pdf. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.

SANTO ANDRÉ. 2022. Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André - SEMASA. Monitoramento do Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS –ano base 2021. Disponível em: https://www.semasa.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/10/MONITORAMENTO%20DO%20PMGIRS_%20base2021.pdf. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.

SANTO ANDRÉ. 2023. Serviço Municipal de Saneamento Ambiental de Santo André - SEMASA. Monitoramento do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos – PMGIRS –ano base 2022. Disponível em: https://www.semasa.sp.gov.br/wp-content/uploads/2023/08/MONITORAMENTO-DO-PMGIRS_-2023_base2022.v1.pdf. Acesso em: 29 de janeiro de 2024.

SILVA A. M.; SCHULZ H. E. 2002.Redução do desprendimento das partículas do solo mediante uso de resíduos vegetais de origem urbana. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental - Agriambi, Vol 6, Iss 3, Pp 531-534 (2002). Campina Grande PB. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rbeaa/a/yh34kXgR3tCSNX8VSL7YcVb/?lang=pt#>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2024.

SOUZA C. S. M. Resíduos da arborização urbana na prática do design – uma abordagem exploratória. 2020. 13 Seminário Internacional NUTAU. São Paulo – SP. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Cyntia-Malaguti-De-Sousa/publication/348002846_Residuos_da_arborizacao_urbana_na_pratica_do_design_-_uma_abordagem_exploratoria/links/5fec8a9da6fdccdb817328b/Residuos-da-arborizacao-urbana-na-pratica-do-design-uma-abordagem-exploratoria.pdf. Acesso em 29 de fevereiro de 2024.



POTENCIAL DE USO DO ÓLEO DE PALMA COMO AGENTE REJUVENESCEDOR DE ASFALTOS ENVELHECIDOS

1Rodrigo de Sousa Rabelo¹, 2Liseane Padilha Thives, 3Lélio Antônio Teixeira Brito

1 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: rodrigo.rabelo@outlook.com; 2 Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: liseane.thives@ufsc.br; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: lelio.brito@ufrgs.br

Palavras-chave: óleo de palma; asfalto; envelhecimento.

Resumo

O material fresado proveniente de camadas de revestimento de pavimentos flexíveis, *Reclaimed Asphalt Pavement* (RAP) tem sido utilizado na produção de misturas asfálticas novas. Além da promoção da destinação adequada do RAP, a prática traz benefícios ambientais e econômicos, pela redução do consumo de agregados e asfalto. Por outro lado, a aplicação desta técnica tem sido limitada pela redução do desempenho mecânico das misturas, atribuída ao asfalto envelhecido presente no RAP. Uma das opções para restaurar as propriedades do asfalto envelhecido do RAP é o uso de agentes rejuvenescedores. Este estudo tem como objetivo avaliar, por meio de ensaios de caracterização e reológicos, o potencial de uso do óleo de palma como agente rejuvenescedor de asfaltos envelhecidos. O asfalto convencional CAP 50/70 (referência) foi envelhecido em laboratório e posteriormente rejuvenescido com óleo de palma e com um agente rejuvenescedor comercial a base de éster de poliálcool num percentual de 8%. Foram realizados ensaios de caracterização (penetração, ponto de amolecimento, viscosidade aparente) e reológicos, de módulo complexo para avaliação da rigidez e grau de desempenho a elevada temperatura (PG), *Linear Amplitude Sweep* (LAS) de predição de desempenho à fadiga e *Multiple Stress Creep Recovery* (MSCR), para predição à deformação permanente. Os resultados obtidos nos ensaios foram comparados aos do asfalto de referência e avaliada a capacidade de restauração dos parâmetros. Foi comprovado que os asfaltos rejuvenescidos apresentaram propriedades físicas, medidas nos ensaios de caracterização, similares as do asfalto de referência. A rigidez aumentou após o envelhecimento, cujos valores de módulo complexo se mantiveram similares ao asfalto de referência após o rejuvenescimento. Quanto ao desempenho à fadiga, os rejuvenescedores apresentaram predição de comportamento análogo ao asfalto de referência, uma vez que as curvas de fadiga se sobrepuseram. Relativamente ao desempenho à deformação permanente avaliada no ensaio MSCR, a diferença percentual da compliância não-recuperável mostrou que os asfaltos rejuvenescidos poderiam ser aplicados num mesmo nível de tráfego do asfalto de referência. Como conclusão, ambos os agentes rejuvenescedores apresentaram capacidade de reabilitar as características do asfalto envelhecido e o óleo de palma demonstrou ter significante potencial de aplicação em larga escala. O emprego de óleos vegetais com origem em fontes renováveis representa uma alternativa sustentável em relação aos agentes rejuvenescedores comerciais, além do custo inferior.

Introdução

O Brasil é um país com dimensões continentais com predomínio do modo rodoviário no transporte de cargas e de pessoas. No entanto, apesar da importância das rodovias na economia e integração nacional do país, apenas 213.500 km são pavimentadas, o que representa 12,4% do total (DNIT, 2024). Uma avaliação recente mostrou que 55,8% dos pavimentos das rodovias brasileiras apresentam problemas estruturais e funcionais (CNT, 2023). Este cenário evidencia a necessidade de ampliação da malha rodoviária pavimentada e de intervenções de manutenção e reabilitação dos pavimentos.

Pavimentos flexíveis são estruturas compostas por camadas de diferentes materiais, cujo revestimento mais utilizado no país é composto por materiais asfálticos. A produção de misturas asfálticas a quente (concreto asfáltico) demanda um elevado consumo de energia e de materiais, o que impacta negativamente nas condições ambientais do planeta e vai de encontro ao desenvolvimento sustentável. Neste sentido, há uma demanda de conhecimento de técnicas que possam minimizar os impactos ambientais gerados e ainda assegurar a qualidade adequada dos pavimentos com redução de custos (Hu et al., 2019).

As misturas asfálticas a quente são produzidas em usinas de asfalto e compostas por uma proporção granulométrica de agregados (grãos, miúdos e filler) e asfalto, cuja nomenclatura técnica é Cimento Asfáltico de Petróleo (CAP), proveniente do refino do petróleo. O CAP é considerado o principal componente da mistura asfáltica uma vez que suas características viscoelásticas afetam as propriedades mecânicas e têm influência direta no comportamento reológico (Hunter et al., 2015). Durante a produção das misturas asfálticas em elevadas temperaturas, o asfalto sofre um processo de envelhecimento considerado de curto prazo, enquanto que em camadas de revestimento dos pavimentos, o envelhecimento é de longo prazo. O processo de envelhecimento contribui para a deterioração e o aparecimento de defeitos como a deformação permanente e o trincamento por fadiga nas camadas de revestimento (Li et al., 2022).

Os pavimentos flexíveis são dimensionados para um determinado período, em geral de dez anos, cujo fim do ciclo de vida não necessariamente corresponde ao estabelecido em projeto. Quando os defeitos observados na camada de revestimento são irreversíveis em termos de desempenho estrutural, é necessária a reabilitação do pavimento. Uma das técnicas adotadas é a remoção do revestimento existente, designada de fresagem, para colocação de uma nova camada. O material fresado é denominado de *Reclaimed Asphalt Pavement* (RAP), cujo reuso está em consonância com as questões ambientais e de sustentabilidade (DNIT, 2006). O uso de RAP como material reciclado na pavimentação contribui para minimizar os impactos econômicos e ambientais, uma vez que reduz o consumo de agregados naturais e de asfalto, além de mitigar os problemas relacionados ao transporte e destinação de resíduos (Masi et al., 2022).



O RAP proveniente da fresagem de revestimentos asfálticos é constituído por agregados naturais cobertos por um filme de asfalto no estado envelhecido. Apesar da crescente prática de inserção de material fresado na produção de misturas asfálticas novas, a quantidade de RAP incorporada tem sido limitada, devido ao inferior desempenho mecânico da mistura produzida (Thakur e Han, 2015). O RAP tem sido adicionado com sucesso na preparação de misturas asfálticas novas em quantidades de até 30% (Chen et al., 2021). Em geral, quantidades percentuais mais elevadas conduzem a misturas suscetíveis ao trincamento prematuro pela elevada rigidez e fragilidade do asfalto envelhecido presente no RAP (Ali et al., 2016).

A necessidade de incorporação de percentuais mais elevados de RAP impulsionou o desenvolvimento de pesquisas através da adição de asfalto virgem ou de agentes rejuvenescedores com objetivo de restaurar as propriedades do asfalto envelhecido (Pradhan e Sahoo, 2022). Agentes rejuvenescedores ou aditivos comerciais que contém derivados do petróleo podem não contribuir para a sustentabilidade, enquanto aqueles que contém óleos minerais ou aromáticos, podem acarretar prejuízos quanto ao desempenho (Yan et al., 2020).

Neste sentido, foram conduzidas pesquisas com o uso de materiais oriundos de fontes renováveis para aplicação como agentes rejuvenescedores com objetivo de incorporação de percentuais mais elevados de RAP e manutenção do desempenho estrutural das misturas produzidas. Alguns estudos comprovaram que os óleos vegetais apresentaram potencial como aditivos modificadores dos asfaltos podendo atuar como agentes rejuvenescedores, sendo exemplos os óleos de cozinha (Azahar et al., 2017), de girassol, de mamona (Zeng et al., 2018), de algodão (Sun et al., 2020) e de tungue (Yan et al., 2020).

Os usos de materiais disponíveis em determinada região colaboram para a sustentabilidade e proteção do meio ambiente. No Brasil, óleo de palma, conhecido como azeite de dendê, se insere como um material com potencial agente rejuvenescedor do asfalto envelhecido presente RAP.

O óleo de palma, é oriundo de uma palmeira nativa da África, que se adaptou de forma satisfatória nas regiões tropicais do planeta (Batlle et al., 2020). A produção no Brasil tem crescido devido aos subsídios e incentivos fiscais, principalmente, após 2010 por meio do Programa de Produção Sustentável da Palma de Óleo (Brasil, 2010), que promove a produção de biocombustíveis e recuperação da vegetação em áreas degradadas. Em 2022 a área cultivada no país foi de 200.527 ha, sendo os Estados do Pará e Bahia os principais produtores (IBGE, 2022). A produtividade média do óleo de palma por área cultivada é superior, quando comparada a outras culturas agrícolas semelhantes. Como exemplo, em 2022 no Brasil, o rendimento médio da palma foi de 14.722 kg/ha, enquanto que a soja foi de 2.951 kg/ha (IBGE, 2022).

Este estudo tem como objetivo avaliar o potencial do óleo de palma como agente rejuvenescedor de asfaltos envelhecidos por meio de ensaios reológicos. Um asfalto CAP 50/70 foi envelhecido em laboratório e posteriormente rejuvenescido com óleo de palma e um rejuvenescedor comercial. Os resultados dos parâmetros reológicos foram comparados aos obtidos em um asfalto virgem, envelhecido e rejuvenescido com aditivo comercial.

Materiais e Método

Os materiais utilizados no estudo foram o asfalto CAP 50/70, óleo de palma e agente rejuvenescedor comercial de éster de poliálcool. Os procedimentos dos ensaios de laboratório são apresentados e descritos no método proposto.

Materiais

O asfalto convencional CAP 50/70 (referência), especificado por penetração de acordo com a Resolução da Agência Nacional do Petróleo, Gás e Biocombustíveis N° 897 (ANP, 2022), foi produzido no Brasil e fornecido por uma distribuidora do Estado do Paraná. A Figura 1 mostra os rejuvenescedores usados no estudo, sendo em (a) o óleo de palma e em (b) o comercial.

Os dois agentes rejuvenescedores foram utilizados para reativação das propriedades do asfalto envelhecido. O óleo de palma foi obtido no comércio local em Florianópolis (Santa Catarina) e o comercial, fornecido por uma empresa especializada. Quanto ao aspecto visual, em temperatura ambiente e estado líquido, o óleo de palma apresenta cor avermelhada (Figura 1a), enquanto que o rejuvenescedor comercial (éster de poliálcool), amarela (Figura 1 b). Esta fase do estudo não contemplou a análise química dos rejuvenescedores.



(a) Óleo de palma



(b) Éster de poliálcool

Figura 1: Aspecto visual dos rejuvenescedores.

Método

A Figura 2 apresenta o fluxograma do método experimental, composto por três etapas a seguir descritas. Na Etapa 1, o asfalto CAP 50/70 (referência – REF) foi envelhecido em laboratório, inicialmente em curto prazo no equipamento *Rolling Thin-Film Oven* (RTFO) de acordo com a norma ASTM D2872 (ASTM, 2021_A) e após, em longo prazo no equipamento *Pressure Aging Vessel* (PAV) conforme a norma ASTM D6521 (ASTM, 2019). O CAP 50/70 envelhecido (RTFO + PAV) foi designado com CAPE.

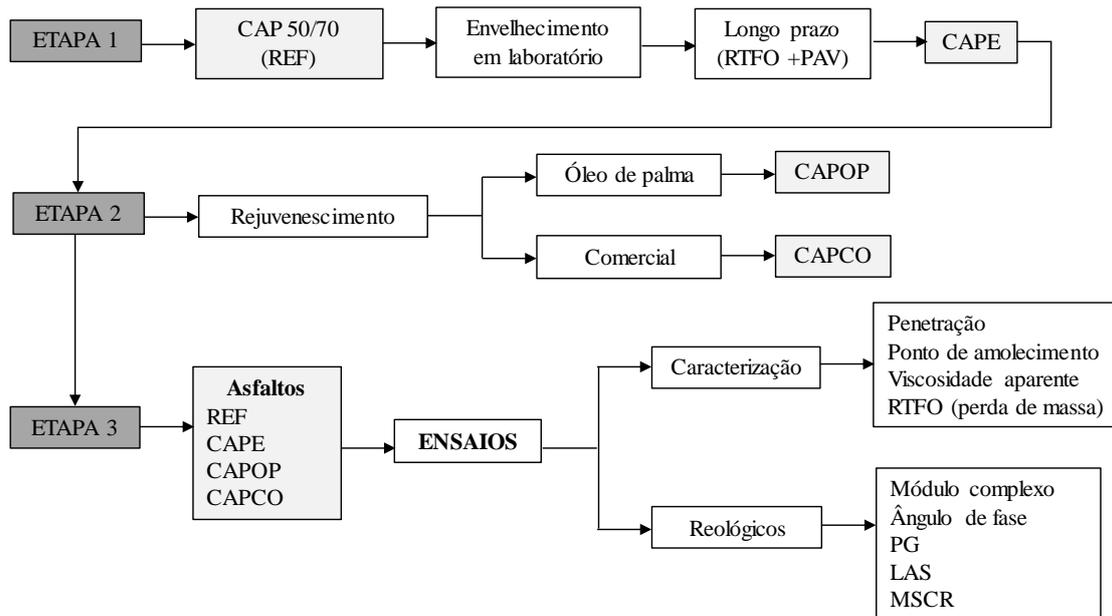


Figura 2: Fluxograma do método.

O rejuvenescimento do asfalto CAPE foi realizado na Etapa 2, cujo procedimento foi adaptado ao da norma ASTM D4887 (ASTM, 2011) que estabelece o procedimento de preparação de misturas asfálticas recicladas a quente para ensaios em laboratório. Na metodologia adaptada, o asfalto envelhecido (CAPE) foi aquecido em estufa em temperatura inferior a 135°C para obter consistência fluída. Após, uma amostra, com massa entre 200 ± 0,1 g foi depositada em um béquer e condicionada em estufa em uma temperatura de 135°C por 10 min, sendo agitada com uma haste de vidro por 30 segundos a cada intervalo de 5 minutos. A quantidade de rejuvenescedor em cada amostra envelhecida foi de 8% em massa de asfalto, por ser o indicado pelo fabricante do agente comercial. O rejuvenescedor foi adicionado à amostra e a mistura foi mantida em estufa a 135°C por 30 minutos, sendo agitada com uma haste de vidro por 1 minuto a cada intervalo de 5 minutos. A metodologia foi realizada com os dois rejuvenescedores, sendo adotada as nomenclaturas CAPOP (óleo de palma) e CAPCO (comercial), em função do tipo de agente.

A Etapa 3 contemplou a realização de ensaios de caracterização e reológicos nas amostras asfaltos (REF, CAPE, CAPOP e CAPCO). Foram realizados os seguintes ensaios de caracterização: (i) penetração (norma ASTM D5; ASTM, 2020); (ii) ponto de amolecimento (norma ASTM D36; ASTM, 2014) e viscosidade aparente em viscosímetro rotacional tipo Brookfield (norma ASTM D4402; ASTM, 2015_A). Após envelhecimento de curto prazo, foi avaliada a perda de massa. Os ensaios reológicos foram realizados em um reômetro de cisalhamento dinâmico (DSR – *Dynamic Shear Rheometer*), tipo HDR-2, com uso de geometria de placas paralelas com 25 mm de diâmetro e *gap* de 1 mm. Os parâmetros reológicos módulo complexo (G^*) e ângulo de fase (δ) foram estabelecidos de acordo com a norma ASTM D7175 (ASTM, 2015_B), na frequência de 1,59 Hz. A varredura de temperaturas seguiu o especificado na norma ASTM D6373 (ASTM, 2021_B), sendo: 52°C, 58°C, 64°C, 70°C e 76°C. A partir dos resultados foi possível estabelecer o *Performance Grade* (PG) de elevada temperatura do CAP 50/70. O parâmetro $G^*/\text{sen}\delta$ medido no asfalto na condição não envelhecida deve ser no mínimo 1,0 kPa e após RTFO, no mínimo de 2,2 kPa (AASHTO, 2021). Assim, na elevada temperatura do PG, a qual o CAP 50/70 não sofreu falha, foi a usada na condução do ensaio de predição à deformação permanente.

A predição de desempenho à fadiga e à deformação permanente, foi realizada por meio dos ensaios *Linear Amplitude Sweep* (LAS), norma AASHTO T391 (AASHTO, 2020) e *Multiple Stress Creep Recovery* (MSCR), norma AASHTO T350 (AASHTO, 2018), respectivamente, ambos conduzidos no DSR.

O ensaio LAS foi estabelecido de acordo com a teoria do dano contínuo viscoelástico (*Viscoelastic Continuum Damage* – VECD) para avaliação da predição à fadiga. A geometria das placas do ensaio foi de 8 mm de diâmetro, com *gap* de 2 mm, conduzido na temperatura de 19°C. O LAS consiste em duas etapas, uma varredura de frequência, e uma varredura de amplitude. Na varredura de frequências (0,1 a 30 Hz), é registrado o módulo de armazenamento, G' (componente elástica do módulo complexo – G^*), e a frequência do carregamento sob deformação constante para determinação do parâmetro α , que é uma constante relacionada às propriedades viscoelásticas do asfalto, utilizada para o cálculo do dano pela teoria VECD. A varredura de amplitudes (0,1% a 30%) ocorre sob frequência constante de 10 Hz, ampliando a deformação aplicada linearmente para acelerar o dano. Os resultados do ensaio são expressos pelo número de ciclos até a ruptura (N_f), conforme Equação (1) e do dano acumulado na ruptura (D_f), e, em função do nível de deformação aplicado (γ).

$$N_f = A \times (\gamma)^B \quad (1)$$

Onde: N_f é o número de ciclos até a ruptura, A e B são os coeficientes de regressão do modelo VECD e γ é o nível de deformação.



A predição de comportamento à deformação permanente foi avaliada no ensaio MSCR, conduzido na temperatura de PG alta e geometria das placas de 25 mm de diâmetro, com *gap* de 1 mm. No ensaio, uma carga de cisalhamento é aplicada na amostra durante um segundo a uma tensão constante de 0,1 kPa e 3,2 kPa, seguido de nove segundos de relaxação (tensão nula), totalizando 10 s, que corresponde a um ciclo de carregamento. Para o nível de tensão de 0,1 kPa, foram realizados 20 ciclos de carregamento; e para o nível de tensão de 3,2 kPa, 10 ciclos. O resultado obtido a partir do MSCR foi a compliância não-recuperável (J_{nr}), que representa a deformação residual da amostra ensaiada após um ciclo de carga e recuperação, dividido pela tensão aplicada. Quanto maior o seu valor, menos resistente à deformação permanente é o material. Além disso, foram obtidas as diferenças percentuais entre a compliância não-recuperável a 0,1 kPa e a 3,2 kPa, denominado $J_{nr-diff}$, que expressa a sensibilidade do asfalto à diferença de tensões.

Resultados

São apresentados os resultados dos ensaios realizados nos asfaltos avaliados, sendo o de referência (REF) na condição não envelhecida, o CAPE, envelhecido em longo prazo (RTFO + PAV) e após rejuvenescimento (CAPOP e CAPCO).

Ensaios de caracterização

A Figura 3 apresenta os resultados dos ensaios, em (a) de penetração e em (b) do ponto de amolecimento, que correspondem à média de três amostras testadas por tipo de asfalto. Observou-se um aumento na rigidez do asfalto devido ao envelhecimento, comprovado pela diminuição da penetração do CAPE em relação ao REF e, um aumento do ponto de amolecimento. Por outro lado, o rejuvenescimento, proporcionado pelos dois rejuvenescedores, promoveu o retorno dessas propriedades para um nível próximo da referência, ou seja, a penetração aumentou, enquanto que o ponto de amolecimento diminuiu, a valores próximos ao do asfalto referência.

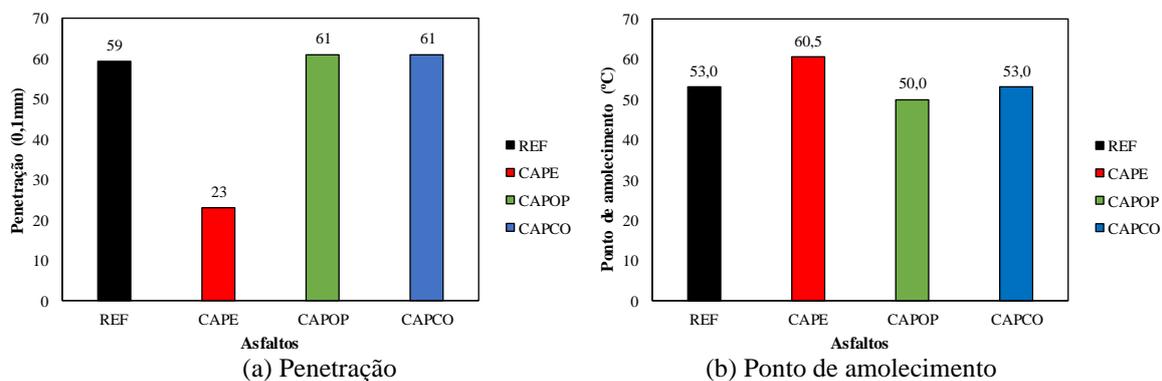


Figura 3: Resultados dos ensaios de penetração e ponto de amolecimento.

O ensaio de viscosidade aparente foi realizado nas temperaturas de 135°C, 150°C e 177°C, como mostra a Figura 4(a). Verificou-se que os rejuvenescedores foram capazes de reduzir a viscosidade do asfalto envelhecido (CAPE) a valores similares ao do asfalto referência (REF). O comparativo entre os dois rejuvenescedores mostrou que o asfalto CAPOP obteve valores mais próximos ao REF, sendo que o óleo de palma foi mais efetivo na restauração da viscosidade do asfalto envelhecido. A perda de massa foi avaliada nas amostras envelhecidas em curto prazo (RTFO), cujos resultados são mostrados na Figura 4(b). Foi verificado que perda de massa do CAP 50/70 (REF) resultou inferior ao limite estabelecido na Resolução ANP N° 897 (ANP, 2022), de 0,5%. A perda de massa é um indicativo da evaporação dos voláteis na condição de elevada temperatura e envelhecimento. Observou-se que a perda de massa do CAPE foi superior aos asfaltos rejuvenescidos. Por outro lado, o rejuvenescimento não foi capaz de reestabelecer o limite estabelecido no Brasil, mas de forma satisfatória aos requisitos da especificação norte americana, cuja perda de massa máxima é de 1% (ASTM, 2021_B).

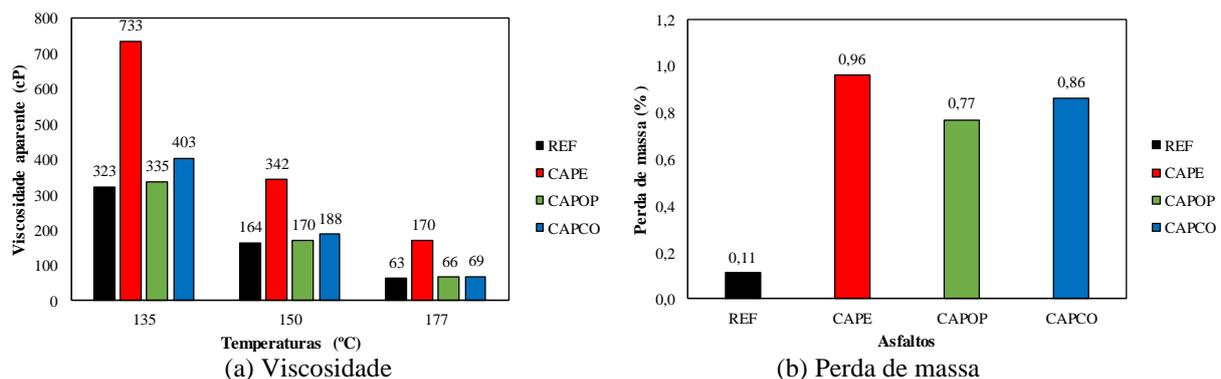


Figura 4: Resultados dos ensaios de viscosidade e perda de massa.



Ensaio reológicos

Os resultados dos ensaios reológicos para obtenção do módulo complexo (G^*) e do ângulo de fase numa varredura de temperaturas são apresentados na Figura 5. Na Figura 5(a), observou-se que o envelhecimento tornou o asfalto CAPE mais rígido, cujos módulos complexos resultaram mais elevados em todas as temperaturas testadas, indicando a possibilidade de trincamento em campo. Quanto aos demais asfaltos, os valores do módulo complexo foram similares, o que comprovou que os rejuvenescedores foram capazes de restaurar a rigidez promovida pelo envelhecimento, em relação ao asfalto de referência (REF). Quanto ao ângulo de fase (Figura 5b), indicador das propriedades elásticas, o CAPE obteve valores menores, inclusive quando comparado ao asfalto REF. Os valores de ângulo de fase dos asfaltos rejuvenescidos (CAPOP e CAPCO) foram semelhantes em todas as temperaturas e inferiores ao asfalto de referência (REF). Por outro lado, todos os ângulos de fase se mantiveram no intervalo entre 78° a 88°, prevalecendo a componente viscosa, comum em elevadas temperaturas. A partir dos dados deste ensaio, a avaliação do parâmetro $G^*/\text{sen}\delta$, o qual atendeu os limites da norma (ASSHTO, 2021), resultou em um PG de alta temperatura para o CAP 50/70 (REF) de 64°C.

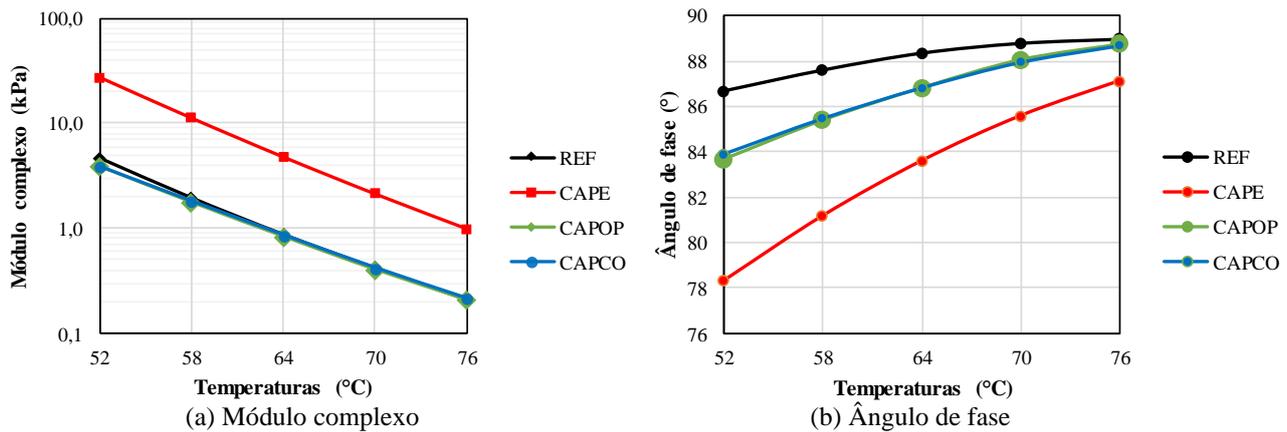


Figura 5: Resultados dos ensaios reológicos.

A Figura 6 apresenta as curvas de fadiga obtidas por meio do ensaio LAS, considerando a redução de 35% da integridade do material, cujo número de ciclos (N_f) até a ruptura está relacionado ao volume de tráfego (AASHTO, 2020). No ensaio, três níveis de deformação foram aplicados, sendo, 1,25%, 2,5% e 5,0%. Em relação ao asfalto de referência (REF), o envelhecimento causou uma redução do número de ciclos até a ruptura, em todos os níveis de deformação testados, quando comparadas as curvas dos asfaltos REF e CAPE. Por outro lado, comprovou-se a eficiência dos rejuvenescedores, uma vez que as curvas de fadiga dos asfaltos CAPOP e CAPCO se sobrepuseram à do REF. Apenas no nível de deformação baixo (1,25%), o CAPE obteve desempenho à fadiga próximo ao REF, enquanto que para os níveis de deformação mais elevados (2,5% e 5,0%), a diferença foi significativa.

Pamplona et. al. (2014) verificaram que, para níveis baixos de deformação, a rigidez elevada é favorável a vida de fadiga, mas para altos, pode ser prejudicial, demonstrando a importância de se considerar o nível de deformação para efeitos de comparação. Por este motivo, tem sido prática a adoção de níveis de deformação de 2,5% e 5,0% para avaliar o desempenho à fadiga de asfaltos no ensaio LAS (Asadi et al., 2021). Embora os asfaltos rejuvenescidos tenham obtido desempenho semelhante ao de referência, conforme observado nas curvas de fadiga (Figura 5), foi possível notar diferenças, especialmente em níveis menores de deformação, por meio dos parâmetros do modelo VECD de cada asfalto, como mostra a Tabela 1.

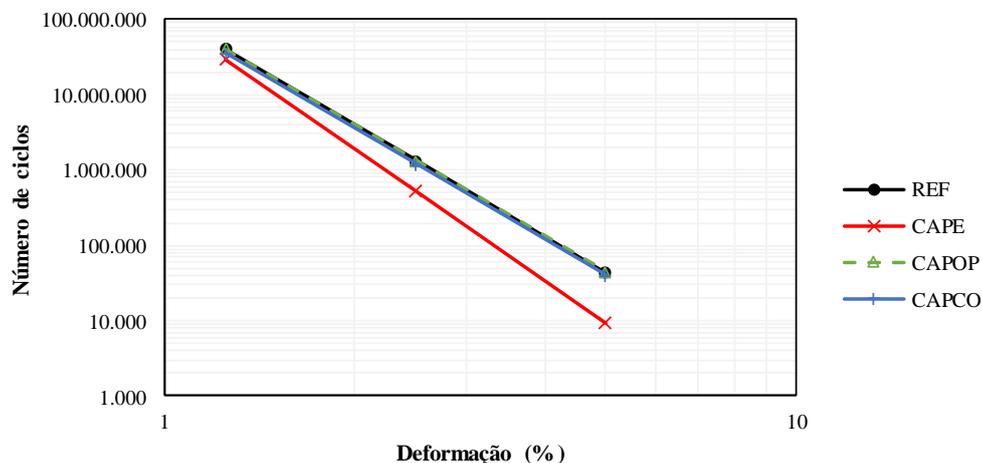


Figura 6: Curvas de fadiga.



Tabela 1: Parâmetros do modelo de fadiga do ensaio LAS.

Asfaltos	α	A	B	D_f
REF	2,469	$1,237 \times 10^8$	4,939	132
CAPE	2,913	$1,104 \times 10^8$	5,827	67
CAPOP	2,641	$1,225 \times 10^8$	4,921	132
CAPCO	2,447	$1,065 \times 10^8$	4,894	132

Quanto ao desempenho à fadiga, é desejável que o material obtenha maiores valores de dano acumulado na ruptura (D_f) e menores de α . O dano D_f , representa a capacidade do material de acumular dano antes da ruptura, enquanto que o parâmetro α representa a taxa de evolução do dano (Pamplona et. al., 2014). Relativamente aos coeficientes A e B, utilizados para o cálculo do número de ciclos, N_f (Equação 1), elevados valores de A e baixos de B indicam uma tendência de melhor desempenho à fadiga. No entanto, é importante observar que, o coeficiente A é mais significativo no valor de N_f na condição de baixas deformações e, B, tem maior influência em deformações mais elevadas. De acordo com os resultados obtidos (Tabela 1), observou-se que todas os asfaltos apresentaram valores de A semelhantes (variação de 11%), que resultou num desempenho similar à fadiga na deformação de 1,25%. Por outro lado, para o nível de deformação de 5%, notou-se que o CAPE obteve valor de B mais elevado, o que pôde se visualmente comprovado pela inclinação mais acentuada da curva de fadiga (Figura 6) deste asfalto em relação aos demais.

Enquanto o número de ciclos (N_f) está relacionado ao volume de tráfego de projeto (número de eixos acumulados), o tamanho da fissura na ruptura (a_f) da amostra de asfalto que ocorre no ensaio LAS, expressa a integridade ao dano. Neste caso, quanto maior o valor de a_f , melhor o desempenho do material à fadiga, sendo um indicativo da capacidade de manter a integridade em relação ao comprimento da fissuração antes da ocorrência da propagação repentina de trincas. A Figura 7 mostra o tamanho da fissura dos asfaltos no ensaio LAS, para a qual verificou-se que o CAPE obteve o menor valor pela elevada rigidez e assim, o comprovou-se que o envelhecimento foi extremamente prejudicial ao desempenho à fadiga

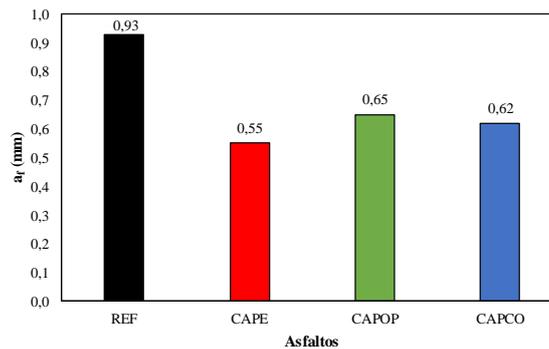


Figura 7: Tamanho da fissura na ruptura.

Observou-se ainda que o rejuvenescimento proporcionou uma melhoria quanto à fadiga, porém, sem atingimento, pelos rejuvenescedores, do nível obtido pelo REF. Os asfaltos rejuvenescidos alcançaram valores similares, indicando uma eficiência similar nesse aspecto.

Os ensaios MSCR foram conduzidos na temperatura de 64°C, por ser a máxima a qual o asfalto REF atendeu aos parâmetros da especificação (ASTM, 2021_B). A Figura 8a apresenta os resultados do parâmetro compliância não-recuperável (J_{nr}) para os níveis de deformação de 0,1 kPa (barras cheias) e de 3,2 kPa (barras listradas). Quanto ao J_{nr} , e em ambos os níveis de tensão (0,1 kPa e 3.3 kPa), o CAPCO obteve resultados mais próximos ao REF, embora, para o nível de tensão de 3,2 kPa, ambos os asfaltos rejuvenescidos obtiveram valores mais elevados que o REF. O asfalto CAPE obteve J_{nr} menor nos dois níveis de deformação, inclusive em relação ao REF, indicando que obteria melhor desempenho à deformação permanente, uma vez que quanto maior o valor de J_{nr} , mais suscetível à deformação permanente é o material.

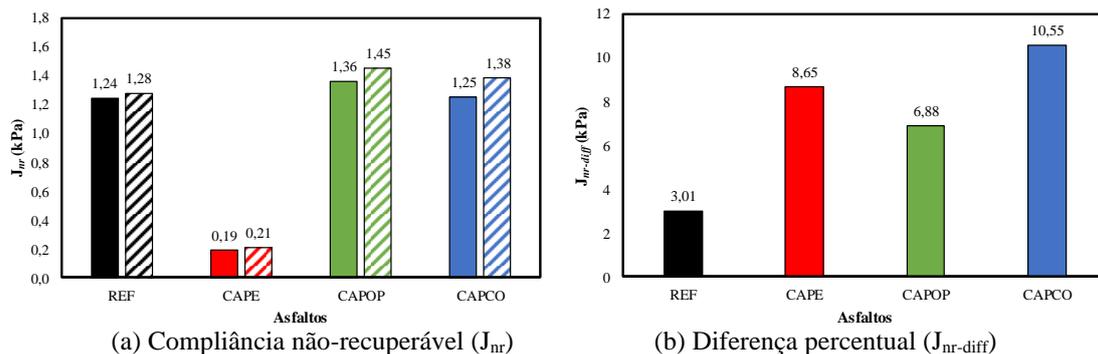


Figura 7: Resultados do ensaio MSCR.



O resultado em termos de J_{nr} era esperado, pois o envelhecimento torna o asfalto mais rígido e assim, e consequentemente, maior resistência durante a aplicação de carga. Sendo o asfalto um material viscoelástico, com componente viscosa e elástica, cessada a aplicação da carga, o material tende a retornar à posição original. A elevada rigidez do asfalto envelhecido reduz a parcela elástica do asfalto. Adicionalmente, a elevada rigidez proporcionada pelo envelhecimento, torna o asfalto susceptível à ruptura precoce, o que não seria adequado em relação ao desempenho esperado em campo. O rejuvenescimento do asfalto conduziu a uma redução da rigidez e consequentemente, proporcionou uma maior elasticidade do material quando da remoção da carga. De acordo com os resultados obtidos (Figura 8a), considera-se importante o estabelecimento do percentual de rejuvenescedor a ser adicionado. Nesta fase do estudo, foi adotado o valor de 8% por ser indicado pelo fornecedor do agente comercial e não necessariamente o ideal considerando o uso do óleo de palma. O principal objetivo do rejuvenescimento é a melhoria do desempenho dos asfaltos quanto aos fenômenos de falha em temperaturas baixas e intermediárias (trincas térmicas e fadiga, respectivamente) ao passo que, em altas temperaturas (deformação permanente), a queda de desempenho poderia ser minimizada.

A norma AASHTO M332 (AASHTO, 2021) estabelece uma classificação do asfalto em função do nível de tráfego, conforme o valor de J_{nr} obtido no ensaio MSCR, na tensão de 3,2 kPa. O valor obtido pelo asfalto envelhecido, CAPE ($0,21 \text{ kPa}^{-1}$), o classificou como adequado para o nível de tráfego extremo (J_{nr} até $0,5 \text{ kPa}^{-1}$ e mais de 30 milhões de repetições do eixo simples padrão). Os asfaltos rejuvenescidos CAPOP e CAPCO obtiveram valores de $1,45 \text{ kPa}^{-1}$ e $1,38 \text{ kPa}^{-1}$, respectivamente os quais os classificaram adequados para o nível de tráfego pesado (J_{nr} entre 1,0 e $2,0 \text{ kPa}^{-1}$ e até 30 milhões de repetições do eixo simples padrão). Constatou-se que o asfalto REF se enquadrava nesta mesma classificação, corroborando com o fato de que os agentes rejuvenescedores cumpriram a função de restaurar as propriedades e manutenção da aplicação no mesmo nível de tráfego do REF.

A Figura 8b mostra os valores da diferença percentual da compliância não-recuperável ($J_{nr,diff}$), o qual deve ser inferior a 75% (AASHTO, 2021) para assegurar que as propriedades do asfalto não sejam sensíveis à variação do nível de tensões. Verificou-se que o $J_{nr,diff}$ de todos os asfaltos (Figura 8b) foram inferiores a esse limite e também, que o CAPOP obteve valor mais próximo ao REF.

Análise comparativa mostrou que ambos os agentes rejuvenescedores demonstraram ser benéficos para restauração das propriedades após o envelhecimento. Considerou-se que o óleo de palma tem potencial e pode ser usado com rejuvenescedor de asfaltos envelhecidos presentes no RAP. O agente rejuvenescedor comercial importado usado neste estudo teve um custo R\$140,00 (cento e quarenta reais) por litro, enquanto que o óleo de palma foi de R\$15,00 (quinze reais) por litro, uma diferença superior a 900%. Considera-se que sendo o óleo de palma aplicado em larga escala, o custo tenderá a reduzir.

Este estudo apresenta limitações, uma vez que só foi testado um percentual de agente rejuvenescedor incorporado e também carece da realização de ensaios de desempenho mecânico em misturas asfálticas produzidas com RAP rejuvenescido, de forma a aferir e validar de forma fidedigna os resultados obtidos em nível de avaliação dos asfaltos

Conclusão

O desempenho de dois agentes rejuvenescedores para restaurar as propriedades de um asfalto envelhecido em laboratório (pós RTFOT + PAV) foi avaliado por meio de ensaios de caracterização e reológicos e avaliado o potencial do uso de óleo de palma. Os resultados dos parâmetros dos ensaios foram comparados considerando o asfalto de referência – REF não envelhecido; o asfalto envelhecido em longo prazo (CAPE) e rejuvenescidos com óleo de palma (CAPOP) e com agente comercial (CAPCO). A partir deste estudo, as seguintes conclusões foram listadas.

Quanto ao envelhecimento em curto prazo, todos os asfaltos apresentaram perda de massa inferior a 1% e se esquadram na exigência da especificação norte-americana. Em relação aos parâmetros físicos dos ensaios de caracterização, os rejuvenescedores foram capazes de restaurar as propriedades como penetração, ponto de amolecimento e viscosidade aparente em níveis similares ao asfalto de referência.

Relativamente às propriedades reológicas, os asfaltos rejuvenescidos apresentaram a rigidez semelhante ao asfalto de referência, mas com a componente elástica do módulo complexo mais elevada, indicando maior flexibilidade. O ângulo de fase não se mostrou um bom indicador da componente elástica em elevadas temperaturas.

No que diz respeito à resistência à fadiga, os rejuvenescedores restauraram o desempenho do asfalto para o nível de referência. As curvas de fadiga dos asfaltos rejuvenescidos se apresentaram próximas, de forma que os dois rejuvenescedores se mostraram igualmente adequados.

Para a deformação permanente, o asfalto rejuvenescido com o agente comercial obteve desempenho similar ao asfalto de referência. No entanto, ambos os asfaltos rejuvenescidos apresentaram os valores de compliância não-recuperável que os classificaram adequados para aplicação em pavimentos submetidos ao tráfego pesado, a mesma do asfalto referência.

Considerando os resultados obtidos, concluiu-se que os agentes rejuvenescedores estudados foram eficazes na restauração das propriedades do asfalto e o óleo de palma apresentou potencial para este fim, cujo custo de aquisição é inferior ao comercial. Adicionalmente, o óleo de palma apresenta disponibilidade, sendo um produto de fonte limpa e renovável que, aliado à adoção do RAP, pode contribuir para a sustentabilidade na pavimentação.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de mestrado atribuída ao primeiro autor, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio financeiro e à Petrobras que proporcionou a aquisição do reômetro através do Programa Asfalto na Universidade.



Referências Bibliográficas

- AASHTO, 2018. AASHTO T 350 – Standard method of test for multiple stress creep recovery (MSCR) test of asphalt binder using a dynamic shear rheometer (DSR). American Association of State Highway and Transportation Officials. Washington, D.C., USA.
- AASHTO, 2020. AASHTO T391 – Estimating fatigue resistance of asphalt binders using the linear amplitude sweep. American Association of State Highway and Transportation Officials. Washington, D.C., USA.
- AASHTO, 2021. AASHTO T 332 – Standard specification for performance-graded asphalt binder using multiple stress creep recovery (MSCR) test. American Association of State Highway and Transportation Officials. Washington, D.C., USA.
- Ali, A. W.; Mehta, Y.A.; Nolan, A.; Purdy, C.; Bennert, T., 2016. Investigation of the impacts of aging and RAP percentages on effectiveness of asphalt binder rejuvenators. *Construction and Building Materials*, v. 110, p. 211–217. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.02.013>
- Asadi, B.; Tabatabaee, N.; Hajj, R., 2021. Use of linear amplitude sweep test as a damage tolerance or fracture test to determine the optimum content of asphalt rejuvenator. *Construction and Building Materials*, v. 300, 123983. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123983>
- ASTM, 2011. ASTM D4887 – Standard practice for preparation of viscosity blends for hot recycled asphalt materials. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2014. ASTM D36 – Standard test method for softening point of bitumen (ring-and-ball apparatus). American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2015_A. ASTM D4402 – Standard test method for viscosity determination using a rotational viscometer. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2015_B. ASTM D7175 – Standard test method for determining the rheological properties of asphalt binder using a dynamic shear rheometer (DSR). American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2019. ASTM D6521 – Standard practice for accelerated aging of asphalt binder using a pressurized aging vessel (PAV). American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2020. ASTM D5 – Standard test method for penetration of bituminous materials. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2021_A. ASTM D2872 – Standard test method for effect of heat and air on a moving film of asphalt. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ASTM, 2021_B. ASTM D6373 – Standard specification for performance-graded asphalt binder. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- ANP, 2022. Resolução ANP N° 897, de 18 de novembro de 2022 – Dispõe sobre as especificações dos asfaltos e dos aditivos asfálticos de reciclagem para misturas à quente, e suas regras de comercialização em todo o território nacional. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Disponível em: <https://atosoficiais.com.br/anp/resolucao-n-897-2022-dispoe-sobre-as-especificacoes-dos-asfaltos-e-dos-aditivos-asfalticos-de-reciclagem-para-misturas-a-quente-e-suas-regras-de-comercializacao-em-todo-o-territorio-nacional?origin=instituicao>
- Azahar, W.N.A.W.; Jaya, R.P.; Hainin, M.R.; Bujang, M.; Ngadi, N., 2017. Mechanical performance of asphaltic concrete incorporating untreated and treated waste cooking oil. *Construction and Building Materials*, v. 150, p. 653–663. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.06.048>
- Battle, E.A.O.; Santiago, Y.C.; Venturini, O.J.; Palacio, J.C.E.; LORA, E.E.S.; Maya, D.M.Y.; Arrieta, A.R.A., 2019. Thermodynamic and environmental assessment of different scenarios for the insertion of pyrolysis technology in palm oil biorefineries. *Journal of Cleaner Production*, v. 250, 119544. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119544>
- BRASIL, 2010. Programa de produção sustentável da palma de óleo no Brasil. Projeto de Lei 7326/2010. Disponível em: <https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=477167>
- Chen, Y.; Chen, Z.; Xiang, Q.; Qin, W.; Yi, J., 2021. Research on the influence of RAP and aged asphalt on the performance of



plant-mixed hot recycled asphalt mixture and blended asphalt. *Case Studies in Construction Materials*, v. 15, e00722. <https://doi.org/10.1016/j.cscm.2021.e00722>

CNT; 2023. Pesquisa CNT de rodovias 2023. CNT, SEST SENAT, Brasília, D.G., Brasil. ISBN 978-85-68865-13-2.

DNIT; 2024. Sistema Nacional de Viação. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Disponível em: <https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/atlas-e-mapas/pnv-e-snv>

DNIT; 2006. Manual de restauração de pavimentos asfálticos. Publicação IPR – 720. Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. Disponível em: https://www.gov.br/dnit/pt-br/assuntos/planejamento-e-pesquisa/ipr/coletanea-de-manuais/vigentes/720_manual_restauracao_pavimentos_afalticos.pdf

Hu, W.; Shu, X.; Huang, B., 2019. Sustainability innovations in transportation infrastructure: An overview of the special volume on sustainable road paving. *Journal of Cleaner Production*, v. 235, p. 369–377. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.258>

Hunter, R.N.; Self, A.; Read, J., 2015 *The Shell Bitumen Handbook*. 6th ed. ICE Publishing. ISBN 978-0-7277-5837-8.

IBGE, 2022. Produção agropecuária. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>

Li, Y; Feng, J.; Wu, S.; Chen, A.; Kuang, D.; Bai, T.; et al., 2022. Review of ultraviolet ageing mechanisms and anti-ageing methods for asphalt binders. *Journal of Road Engineering*, v. 2, n. 2, p. 137–155. <https://doi.org/10.1016/j.jreng.2022.04.002>

Masi, G.; Michelacci, A.; Manzi, S.; Bignozzi, M.C., 2022. Assessment of reclaimed asphalt pavement (RAP) as recycled aggregate for concrete. *Construction and Building Materials*, v. 341, 127745. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2022.127745>

Pamplona, T.F.; Nuñez, J.Y.M.; Faxina, A.L., 2014. Desenvolvimentos recentes em ensaios de fadiga em ligantes asfálticos. *Transportes*, v. 22, n.3, 12–25. <https://doi.org/10.14295/transportes.v22i3.682>

Pradhan, S.K.; Sahoo, U.C., 2022. Influence of softer binder and rejuvenator on bituminous mixtures containing reclaimed asphalt pavement (RAP) material. *International Journal of Transportation Science and Technology*, v. 11, n. 1, p. 46–59. <https://doi.org/10.1016/j.ijtst.2020.12.001>

Sun, G.; Zhang, J.; Tan, X.; Guo, D.; Zhou, Y.; Guan, Y., 2020. Evaluation of conventional technical properties and self-healing ability of bitumen-based sealants containing sunflower-oil microcapsules for pavement cracks. *Construction and Building Materials*, v. 254, 119299. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.119299>

Thakur, J.K.; Han, J., 2025. Recent development of recycled asphalt pavement (RAP) bases treated for roadway applications. *Transportation Infrastructure Geotechnology*, v. 2, n. 2, p. 68–86. <https://doi.org/10.1007/s40515-015-0018-7>

Zeng, M.; Li, J.; Zhu, W.; Xia, Y., 2018. Laboratory evaluation on residue in castor oil production as rejuvenator for aged paving asphalt binder. *Construction and Building Materials*, v. 193, p. 276–285. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.10.204>

Yan, K.; Peng, Y.; You, L., 2020. Use of tung oil as a rejuvenating agent in aged asphalt: Laboratory evaluations. *Construction and Building Materials*, v. 239, 117783. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117783>.



USO DE CINZAS DE BIOMASSA FLORESTAL NO DESENVOLVIMENTO DE MUDAS DE *EUCALYPTUS*

1Giovana Beux Leinig, 2Julio Caetano Tomazoni, 3Elisete Guimarães, 4Lucas Vinicius Dallacorte

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Campus Francisco Beltrão, e-mail: giovanabx@gmail.com;
2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Campus Francisco Beltrão, e-mail: caetano@utfpr.edu.br;
3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Campus Francisco Beltrão, e-mail: guimaraes@utfpr.edu.br;
5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, Campus Pato Branco, e-mail: lucasv.dallacorte@gmail.com

Palavras-chave: resíduo; nutrição; pH do solo.

Resumo

Os processos industriais geram diferentes tipos de resíduos, dentre os quais tem-se as cinzas que são provenientes da queima da biomassa florestal em caldeiras ou fornalhas. Essas cinzas são produzidas em grandes quantidades e representam preocupação ambiental, pois, além de ocupar grande espaço físico para armazenamento, nem sempre tem recebido uma destinação adequada. Nesse contexto, esta pesquisa tem como objetivo analisar o efeito da aplicação de diferentes doses de cinzas provenientes da queima de eucalipto (biomassa florestal) em mudas de *Eucalyptus urograndis*. Para condução do estudo, as mudas tinham aproximadamente 30 cm de altura, e foram transplantadas para vasos e mantidas em casa de vegetação, ficando livre de agentes intempéris, como chuva, vento e geada, recebendo irrigação de forma automática. O experimento teve duração de oito meses, de junho de 2022 a janeiro de 2023, sendo que no início e no final do experimento foram realizadas análises do solo e do tecido foliar. As variáveis altura e diâmetro do colo, foram verificadas mensalmente e submetidas ao teste não paramétrico de Kruskal-Wallis a 95% de probabilidade para comparação em pares de médias. Ainda, para a definição da taxa de crescimento e da dosagem ideal, foram ajustadas equações de regressão e derivadas das equações quadráticas igualando-as a zero, respectivamente, configurando o tratamento com maior taxa de crescimento sob a variável testada e a dosagem que exprime o máximo biológico na resposta do eucalipto. Os resultados indicaram que a incorporação de 44,5 T ha⁻¹ de cinzas no substrato proporciona um maior crescimento em altura de mudas de *Eucalyptus urograndis*. O aumento do pH do solo com o aumento da proporção de cinzas indica que é adequado utilizar cinzas com o objetivo de reduzir a acidez do solo. Além disso, foi possível observar que a adição de cinzas aumentou a quantidade de nutrientes do solo e a disponibilidade deste para as plantas.

Introdução

A fertilidade do solo corresponde a capacidade que o mesmo possui em fornecer todos os nutrientes necessários para o crescimento das plantas, sendo fundamental a manutenção do equilíbrio entre os fatores físicos, químicos e biológicos. Portanto, a utilização de adubos e corretivos agrícolas deve estar correlacionada com as exigências nutricionais de cada cultura e as condições em que o solo se encontra.

A crescente demanda por alimentos e expansão de áreas agrícolas exige muito do solo, sendo necessária a constante reposição de nutrientes devido à retirada dos mesmos pelas plantas durante as safras. Os solos brasileiros em sua grande maioria exigem muito em relação à nutrição por apresentarem baixa fertilidade natural (DADALTO; FULLIN, 2001).

Alguns fatores são importantes para obtenção de altas produtividades das culturas, tais como a correção do solo e adubação das culturas. No entanto, fertilizantes e corretivos devem ser utilizados de forma criteriosa e equilibrada. Os nutrientes essenciais para as plantas são aqueles elementos químicos que são indispensáveis para o seu crescimento e desenvolvimento e podem ser classificados em macronutrientes e micronutrientes. São 17 os nutrientes considerados essenciais para as plantas: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), enxofre (S), cloro (Cl), cobre (Cu), manganês (Mn), boro (B), zinco (Zn), ferro (Fe), níquel (Ni) e molibdênio (Mo) (PAULETTI, 2010).

A quantidade de nutrientes do solo é avaliada pela análise de solos, obtendo-se os parâmetros químicos e físicos que determinam a quantidade de elementos requeridos à nutrição mineral de plantas; teores de material orgânico; características texturais de classes de areia, silte e argila e as condições de acidez do solo, como potencial hidrogeniônico (pH) e teor de alumínio tóxico (Al⁺³). A partir dessas análises, pode-se identificar os parâmetros que se encontram em desacordo as condições exigidas pela cultura, os quais podem ser corrigidos com a utilização de fertilizantes minerais e o uso de condicionantes do solo (PAULETTI, 2010; BATISTA et al, 2018). A demanda constante por novas fontes de nutrientes para a agricultura associada a uma política sustentável levou a pesquisas na utilização de resíduos industriais na agricultura.

Em solos destinados à produção florestal, a utilização de cinza de biomassa como suplementação da adubação mineral e orgânica pode ser considerada uma alternativa viável, todavia, faz se necessário definir corretamente quantidades a serem aplicadas para cada classe de solo e espécie cultivada. Além disso, contribui para a destinação adequada desse resíduo produzido em grande escala (GUARIZ et al., 2009).

As caldeiras de vapor são equipamentos essenciais para os processos industriais, no entanto, para que elas funcionem deve haver a queima de combustível (gás, biomassa, óleo, entre outros e como consequência, há a geração de calor (energia). Em outras palavras, a caldeira queima o combustível, convertendo-o em vapor e energia.



Segundo a Norma Regulamentadora 13 (NR-13), as caldeiras são equipamentos destinados a produzir e acumular vapor sob pressão atmosférica, utilizando qualquer fonte de energia. As caldeiras a biomassa, amplamente utilizadas em diversos setores industriais, desempenham um papel crucial na complementação da geração de energia. Esses equipamentos, cuja prevalência tem aumentado, são projetados para a produção de vapor, convertendo água em vapor de água.

A queima da biomassa como combustível é realizada em uma caldeira, que, de maneira geral, tem como intuito a geração de energia em diferentes segmentos, propondo resultados nos âmbitos econômicos e ambientais. Resultados benéficos ao processo já foram evidenciados em pesquisas da empresa *International Paper*, quando, ao instalarem uma caldeira de biomassa em Mogi Guaçu - SP, observou-se que ela consegue atingir 90% em autossuficiência energética, reduzindo assim mais de 70% das emissões de gases de efeito estufa, o que lhe rendeu o prêmio de menção honrosa de diploma de Mérito Ambiental promovido pela Federação de Indústrias do Estado de São Paulo (FIESP) em 2015 (FIESP, 2015).

Ao mesmo passo, a empresa Ajinomoto instalou duas caldeiras de biomassa no Brasil, onde a segunda utiliza cavacos de madeira na caldeira, visando reduzir em 62% a emissão de dióxido de carbono (CO₂) (MAXPRESS, 2015).

A biomassa empregada varia consideravelmente, abrangendo derivados de madeira como pellets e resíduos de madeira, resíduos agroindustriais, cana-de-açúcar, lenha de *Eucalyptus*, entre outros. A biomassa, como fonte de energia, é sustentável e eficiente. Ela não emite dióxido de enxofre, é renovável, possui alta eficiência energética e permite o reaproveitamento de resíduos, evitando descartes inadequados e contribuindo para a gestão responsável dos resíduos.

Segundo Moro e Gonçalves (1995) e Jordan et al. (2002), a cinza produzida durante a combustão da madeira e casca, possui em sua composição elementos orgânicos e inorgânicos que podem ter efeitos positivos nos solos, especialmente naqueles com maior deficiência nutricional e com baixo teor de matéria orgânica, pois possui nutrientes como o Ca, Mg, K e P (BELLOTE et al., 1998; DEMEYER et al., 2001; MANDRE et al., 2006). Desse modo, a cinza possui efeito fertilizante e corretivo do solo (DAROLT et al., 1993). Entretanto, o conteúdo das cinzas depende de uma série de fatores, desde adubação empregada no cultivo da espécie cujo resíduo será utilizado, processo de combustão da madeira, local e tempo de armazenamento deste resíduo.

As cinzas são, portanto, um resíduo sólido deste processo, gerada em grande quantidade e utilizada para geração de energia de menor custo, tendo como principais componentes os seguintes óxidos, SiO₂, Al₂O₃, MnO₂, Fe₂O₃, CaO, MgO, Na₂O, K₂O (GIMENES, 2012), que pode ser utilizado para repor nutrientes em solos de florestas (NKANA et al., 2002; OSAKI; DAROLT, 1991; SEVERINO et al., 2006).

Dessa forma, as cinzas compõem-se de quantidades razoáveis de macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) e micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn, B) e podem possuir características corretivas de acidez em solo e potencial para ser usado como fertilizante orgânico (OLIVEIRA et al., 2006), pois os principais componentes minerais da madeira são o cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg), sendo o cálcio, o elemento em maior quantidade, chegando a representar 50% da composição, seguido, respectivamente, pelo K, Mg, Mn, Na e P (ARRUDA et al. 2016, BELLOTE, 1998, CUTTER E MURPHY, 1978), conferindo a elas caráter alcalinizante devido à abundância de óxidos, hidróxidos e carbonatos, principalmente de Ca, Mg e K, além de melhorar a capacidade do solo em trocar cátions, incorporação de nutrientes minerais ao solo, além de aumento na atividade biológica pela aceleração da ciclagem biogeoquímica (BELLOTE et al., 1998, ETIEGNI; CAMPBELL, 1991; SANTOS et al., 1995).

Considerando todas essas características, as cinzas podem ser utilizadas na produção de mudas como parte componente do substrato, visando garantir melhorias nas condições nutricionais das mesmas e a redução dos gastos com adubações. Porém, para isso, há que se conhecer a espécie e seus requerimentos nutricionais (FEITOSA et al., 2011).

Material e Métodos

O experimento foi conduzido em uma casa de vegetação do Viveiro Municipal de São Lourenço do Oeste – SC, construída com material telado tipo sombrite, sem controle de temperatura e com irrigação automática. O cultivo ocorreu de 13 de junho de 2022 a 30 de janeiro de 2023.

As mudas clonais, padronizadas e certificadas de *Eucalyptus urograndis* foram adquiridas no Viveiro Florestal Eucaflora localizado no município de Coronel Freitas/SC. As cinzas de biomassa florestal foram coletadas e são provenientes de uma fornalha, que queima exclusivamente eucalipto, localizada no município de Mangueirinha/PR. As cinzas utilizadas, foram analisadas de acordo com Embrapa (1999) e apresentavam as características físico-químicas conforme tabela 1.

O solo utilizado no experimento foi coletado na camada 0-20 cm no município de São Lourenço do Oeste/SC e foi classificado como Latossolo vermelho distroférico segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2011). A análise química e física do mesmo é apresentada na tabela 2.

Foram utilizados 8 tratamentos, denominados de T1 a T8, sendo o T1 (testemunha) somente solo e os demais tratamentos com variações de doses de cinzas (Tabela 3) e todos os tratamentos com 20 repetições. As mudas de *Eucalyptus urograndis* foram transplantadas para vasos plásticos de 5000g.



Tabela 1. Características físico-químicas das cinzas utilizadas no experimento

Item analisado	Resultado	Límite de Quantificação
pH em Água (1:2,5)	13,3	0,1
pH em Cloreto de Cálcio (1:2,5)	13	0,1
Alumínio	< 0,01 cmolc/dm ³	0,01
Acidez Potencial (H ⁺ +Al ₃ ⁺)	< 0,1 cmolc/dm ³	0,1
Cálcio	1,13 cmolc/dm ³	0,01
Sódio	10,00 cmolc/dm ³	0,05
Magnésio	0,02 cmolc/dm ³	0,01
Potássio	1,61 cmolc/dm ³	0,03
Fósforo	< 3,00 mg/dm ³	3,0
Enxofre	<50,00 mg/dm ³	50,0
Carbono Orgânico Total	0,3 %	0,1
Soma de Bases Trocáveis (S)	13 cmolc/dm ³	-
Capacidade de Troca de Cátions (CTC)	13 cmolc/dm ³	-
Índice de Saturação por Base (V)	100 %	-
Índice de Saturação por Alumínio Trocável (m)	0 %	-

Tabela 2. Caracterização físico e química do solo utilizado no experimento.

Análise Química			
Componente	Resultado	Componente	Resultado
MO dg dm ⁻³	24,12	Índice Smp	5,1
P mg dm ⁻³	1,98	Al ³⁺ cmol dm ⁻³	1,45
K cmol dm ⁻³	0,25	H+Al cmol dm ⁻³	9,7
Cu mg dm ⁻³	8,4	Ca cmol dm ⁻³	2,8
Fe mg dm ³	53,6	Mg cmol dm ⁻³	1
Zn mg dm ³	0,9	Sb cmol dm ⁻³	4,05
Mn mg dm ⁻³	30	V (%)	29,45
pH CaCl ₂	4,1	Sat. Al (%)	26,36
Análise Física			
Componente	Resultado		
Argila (%)	83		
Areia (%)	1		
Silte (%)	16		
Porcentagem dos valores em relação a CTC			
Componente	Resultado		
K (%)	1,82		
Mg (%)	7,27		
Ca (%)	20,36		
H+Al(%)	70,55		

Tabela 3. Taxa de aplicação de cinzas para o experimento

Tratamento	Cinzas por vaso (g)	Taxa de aplicação em campo de cinza T ha ⁻¹
Testemunha (T1)	0	0
T2	5	2
T3	10	4
T4	20	8
T5	40	16
T6	80	32
T7	160	64
T8	320	128



O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado. As mudas de eucalipto foram conduzidas nos vasos por um período de 8 meses e, durante esse tempo, foram analisados mensalmente até o final do experimento, as características morfológicas externas, sendo altura da planta (h, cm) mensurada da superfície do solo até a última folha, diâmetro do colo do caule (DC, mm) utilizando um paquímetro digital, razão entre altura e diâmetro (RAD), sobrevivência e Taxa de Crescimento Absoluto (TCA), obtido pela metodologia de Benincasa (1988), utilizando a fórmula:

$$TCA = \frac{ALT2 - ALT1}{T2 - T1} \quad (I)$$

Onde Alt2 e Alt1 são as leituras de altura da planta em dois momentos distintos, T1 e T2 correspondem a estes momentos, no caso, dias após o transplante.

Durante o período do experimento, foram realizadas três análises do tecido foliar (macro e micronutrientes), sendo uma no início, antes da implantação dos tratamentos em 24/06/2022, uma intermediária (novembro/2022) e uma ao final do experimento (fevereiro/2023). Para a primeira análise do tecido vegetal, foram separadas algumas mudas de *Eucalyptus urograndis* que não passaram por nenhum tratamento. Em seguida, foram removidos os substratos, permanecendo apenas o material vegetal, que foi encaminhado em um saco de papel para o Laboratório Terranalyse de Fraiburgo/SC. As análises de tecido vegetal compreendem os macronutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S) e dos micronutrientes (Fe, Mn, Cu, Zn, B). O método utilizado foi de digestão sulfúrica para N e digestão nitroperclórica para P, K, Ca, Mg, S, Cu, Fe, Mn e Zn e B; de acordo com a metodologia de Embrapa (2009).

A análise estatística foi realizada utilizando o software de linguagem de programação *Rstudio*, onde foram utilizados os pacotes *ExpDes.pt* (Ferreira et al, 2014), *metan* (Olivotto et al. 2019) e *AgroR* (Shimizu et al, 2023) para proceder as análises e o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016) para construção dos gráficos.

Resultados e Discussão

Entre o dia da implantação do experimento (13/06/2022) e o dia (26/06/2022) foi constatada a perda de 24 mudas, sendo que durante o experimento outras mudas morreram, como também foi observado que várias mudas de eucalipto foram atacadas por *Oidium* sp. Os ataques desse fungo ocorrem normalmente em viveiros e casa-de-vegetação e são mais frequentes na fase jovem até o estágio fenológico adulto. Um sinal típico do patógeno é o aparecimento de uma película pulverulenta esbranquiçada sobre a superfície das folhas. A doença dissemina-se facilmente através do contato entre plantas doentes e sadias, ou pelo vento e respingos de irrigação. Em razão do experimento ser realizado em casa de vegetação, foi necessário o controle químico com pulverização de fungicidas e inseticidas, como Sphere Max, Cerconil wp, Engeog plus s, uma vez ao mês ou quando os sintomas reapareceram, após a aplicação de fungicidas, as mudas não foram mais atacadas por fungos.

A análise da altura de planta e diâmetro do caule no momento do transplante mostrou que as mesmas eram homogêneas, portanto, o resultado obtido ao final do experimento teve efeito apenas da aplicação de cinza. A altura de plantas mostrou comportamento quadrático na análise de regressão, com R^2 de 0,75. Verifica-se que o máximo eficiência técnica (PMET) é obtido com a dose 44,5 $T ha^{-1}$ de cinzas aplicadas, obtendo a altura de 150,35 cm. Observa-se, na figura 1, que por se tratar de uma estimativa, o PMET pode não ser o maior valor observado no gráfico e concentrações de cinzas nos vasos maiores que o PMET obtido, resultaram em menor crescimento em altura. Esse resultado corrobora com o encontrado no estudo de Merino et al., (2017), que indicou resposta positiva de *E. grandis* à aplicação de doses de cinzas compreendidos entre 0 e 25 $T ha^{-1}$, havendo inexpressivos acréscimos de produtividade acima de 15 $T ha^{-1}$, no qual plantas estabelecidas em áreas sujeitas à aplicação de 20 e 25 $T ha^{-1}$ resultaram em médias menos interessantes de índice de clorofila, matéria seca total, altura de planta e, principalmente, rendimento de madeira com casca por unidade de área cultivada.

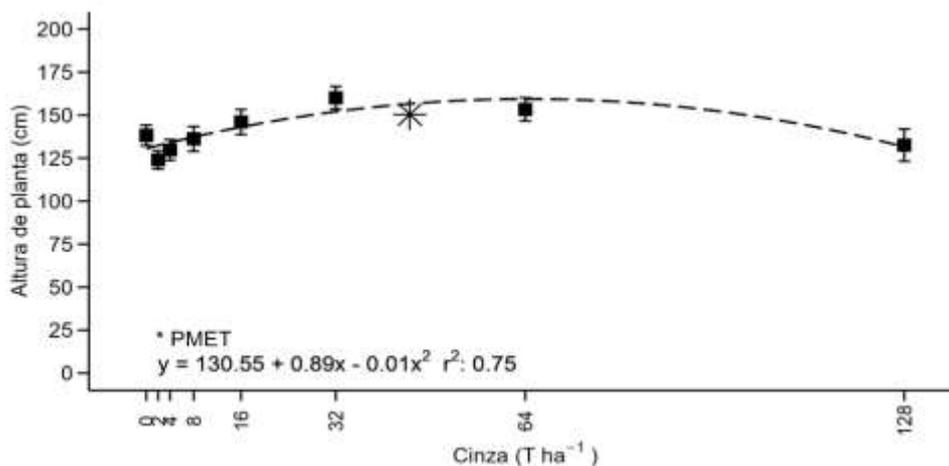


Figura 1. Efeito da aplicação de diferentes doses de cinza sobre a variável altura de planta e o ponto de máxima eficiência técnica (PMET) 238 dias após o transplante.



Os dados para a variável diâmetro de colo não apresentaram distribuição normal, não atendendo as pressuposições para realização de um teste paramétrico, como para a variável altura de plantas, portanto, a análise foi realizada utilizando o teste não paramétrico de LSD (Tabela 4). Os tratamentos que se destacaram foram com 32 e 64 T ha⁻¹ de cinza, com médias de diâmetro do colo de 9,99 e 10,06mm, respectivamente, embora tenham apresentado diferença estatística somente do tratamento com 0,2 T ha⁻¹, que apresentou-se inferior com 8,32 mm. Em seu estudo, Bragança e Dias (2019) utilizando doses de 0, 2, 4, 6, 8 e 10 T ha⁻¹ de cinzas não observaram diferença significativa entre os tratamentos na variável diâmetro, indicando que o crescimento em diâmetro não é afetado pela adição de cinzas em diferentes proporções ao substrato.

Tabela 4. Comparação de médias para a variável diâmetro do colo na última avaliação (238DAT)

Taxa de aplicação em campo de cinza T ha ⁻¹	Diâmetro do colo*
0	9,08 ± 0,13ab
2	8,32 ± 0,05b
4	8,67 ± 0,08ab
8	9,13 ± 0,13ab
16	9,18 ± 0,08ab
32	9,99 ± 0,08a
64	10,06 ± 0,13a
128	8,53 ± 0,14ab

*significativo pelo teste não paramétrico de LSD. Médias seguidas pela mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste não paramétrico de LSD

Ao final do experimento a razão altura e diâmetro do colo não diferiram significativamente entre as diferentes doses de cinzas, ou seja, o uso de diferentes dosagens de cinza não apresentou efeito significativo na variável RAD aos 238 dias após o transplante (DAT). A relação altura/diâmetro do colo é um índice de qualidade de grande importância pois avalia o crescimento das mudas e reflete na resistência e melhor fixação da planta ao solo. Assim, pode-se dizer que a aplicação de cinzas influenciou no crescimento, principalmente pela variável altura, mas não teve a qualidade afetada pela aplicação das cinzas nos tratamentos. Ainda, com base nesses resultados, as doses de cinzas aplicadas no presente estudo não parecem apresentar efeito fitotóxico para as mudas de eucalipto, pois não houve alteração significativa na relação altura/diâmetro do colo em função do aumento da proporção de cinzas adicionadas ao substrato.

A taxa de crescimento absoluto (TCA) reflete o crescimento médio diário da planta em um determinado período. Esta variável indica o incremento de biomassa seca e seu valor elevado pode indicar qualidade do substrato ou da cultivar (Mesquita et al. 2012). Pode ser observado o efeito significativo da aplicação de cinzas no crescimento das plantas de eucalipto. Através do estudo de regressão, foi possível observar que a relação entre o teor de cinzas e a variável altura é melhor representada pelo modelo de regressão quadrática, sendo que a dose máxima de eficiência técnica (PMET) obtido foi de 61,67 T ha⁻¹. A TCA pode ser usada para ter ideia da velocidade média de crescimento ao longo do período de observação (Benincasa,1988). Portanto, pode-se estimar, que com a aplicação de 61,67 T ha⁻¹ de cinza no solo, as plantas apresentaram um crescimento diário de 0,54 cm. Em termos de comparação, a taxa de crescimento relativo da testemunha (mudas sem aplicação da cinza), utilizando a mesma equação, é de 0,46 (cm*cm dia⁻¹). Este aumento de 0,08 cm no incremento diário das mudas, em 238 dias pode resultar em uma diferença aproximada de 19,04 cm.

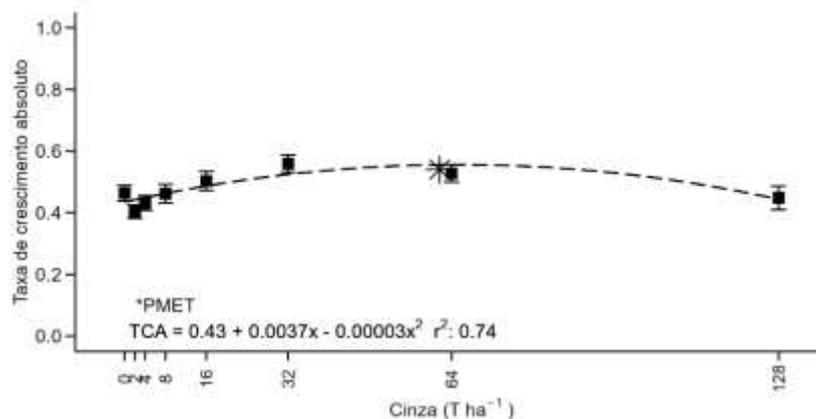


Figura 2. Taxa de crescimento absoluto de plantas de *E. urograndis* submetidas a diferentes teores de cinza e Ponto de Máxima Eficiência Técnica (PMET) 238 dias após o transplante.

Visando entender a relação entre a proporção de cinzas e os resultados das análises do tecido vegetal, procedeu-se a realização de um estudo de correlação de Pearson. Conforme pode ser observado (Tabela 5) houve alta correlação entre a proporção de cinzas nos tratamentos e a concentração de potássio analisado nas fases intermediária e ao final do experimento



($R=0,98$ e $R=0,97$, respectivamente). Isso significa que quanto maior a proporção de cinzas no solo, maior a concentração de potássio no tecido vegetal. Resultado similar foi encontrado por Silva et al. (2009), que verificaram que a adição de doses crescentes de cinza de biomassa aumentou os teores de potássio nos tecidos vegetais até a dose de 12 T ha^{-1} de cinza, porém, diferente do presente estudo, os autores observaram que nas doses maiores ocorreu diminuição desses teores.

A proporção de solo e cinzas nos tratamentos também apresentaram correlação significativa positiva com o teor de cálcio na planta na avaliação final, com $R=0,79$, ou seja, quanto maior a quantidade de cinzas, maior a concentração de cálcio na planta. Da mesma forma, quanto maior a proporção de cinzas, maior a concentração de magnésio na planta na avaliação final ($R=0,96$).

Esses resultados sugerem que o aumento na proporção de cinzas aumentou a disponibilidade de cálcio e magnésio disponíveis para as plantas, embora não tenham sido observadas correlações significativas entre a proporção de cinzas e o teor desses nutrientes no solo.

Na análise intermediária, quanto maior a proporção de cinzas, menor a concentração de cobre ($R=-0,62$) e de zinco ($R=-0,69$) na planta. Contudo, na avaliação final, a proporção de cinzas apresentou correlação positiva ($R=0,76$) com a concentração de zinco na planta.

Tabela 5. Correlação entre a proporção de cinzas e os nutrientes presentes no tecido vegetal nas fases intermediária e final do experimento

Nutriente	Intermediária	Final
Nitrogênio Total (g Kg^{-1})	0,27	0,38
P (g Kg^{-1})	-0,30	0,51
K (g Kg^{-1})	0,98*	0,97*
Ca (g Kg^{-1})	-0,33	0,79*
Mg (g Kg^{-1})	0,48	0,96*
Fe (mg Kg^{-1})	-0,25	-0,44
Mn (mg Kg^{-1})	0,03	0,07
Cu (mg Kg^{-1})	-0,62*	0,02
Zn (mg Kg^{-1})	-0,69*	0,76*
Boro (mg Kg^{-1})	-0,04	0,15
S (mg Kg^{-1})	-0,05	-0,34

*Valores apresentaram correlação significativa a 5% de probabilidade

Em relação a análise final do solo, para uma maior compreensão dos resultados, foram calculados os Coeficientes de Correlação de Pearson entre a proporção de cinzas no solo e as variáveis obtidas nas análises químicas do solo, os quais foram testados com p de 0,05 (Tabela 6).

Tabela 6. Coeficiente de correlação entre os diferentes teores de cinzas e os nutrientes do solo

Análise do solo	Inicial	Final
MO (dg dm^{-3})	0,54	-0,33
P (mg dm^{-3})	0,98*	0,94*
K (cmol dm^{-3})	0,99*	0,80*
Cu (mg dm^{-3})	-0,81*	-0,96*
Fe (mg dm^{-3})	-0,62*	-0,95*
Zn (mg dm^{-3})	-0,70*	-0,78*
Mn (mg dm^{-3})	-0,07	0,06
pH	0,83*	0,82*
Índice SMP	0,75*	0,72*
Al^3 (cmol dm^{-3})	-0,33	-0,32
H+Al (cmol dm^{-3})	-0,60	-0,61
Ca (cmol dm^{-3})	-0,03	0,53
Mg (cmol dm^{-3})	-0,39	0,89*
Sb (cmol dm^{-3})	0,54	0,65*
V (%)	0,59	0,57
Sat. Al (%)	-0,87	-

*Valores apresentaram correlação significativa a 5% de probabilidade

Observa-se uma forte correlação positiva entre o teor de cinzas e os teores de fósforo ($r=0,98$ e $0,94$) e potássio ($r=0,99$ e $0,80$) no solo no início e no final do experimento, portanto a adição de cinza contribuiu para melhoria da qualidade química do solo. De acordo com Perez-Cruzado et al. (2011), derivados de cinzas de caldeiras contém altas concentrações de nutrientes prontamente disponíveis, especialmente K e Ca, que influenciam diretamente as propriedades químicas do solo. No presente estudo não foi encontrada correlação significativa entre a concentração de cinza e o teor de cálcio, indicando que a adição de



cinzas não foi eficaz para a incorporação deste nutriente. Por outro lado, quanto maior a concentração de cinzas, menores foram os teores de cobre, ferro e zinco, representado pelos coeficientes de correlação negativos.

O pH e o Índice SMP indicam a acidez do solo, sendo menores quanto mais ácidos. Observa-se que os teores de cinzas apresentaram correlação positiva com essas variáveis tanto no início, quanto ao final do experimento, o que indica que quanto maior a concentração de cinzas, mais alcalino o solo. O Índice-SMP é um método de análise e correção de acidez do solo, que se baseia no poder tampão do solo. Solos com elevado poder tampão possuem boas condições para o desenvolvimento de raízes.

Ao final do experimento, a análise do solo mostrou correlação positiva entre o teor de cinzas aplicado e o teor de magnésio e a soma de bases (SB).

A partir da análise de correlação entre a proporção de cinza e a porcentagem dos nutrientes analisados em relação à CTC (Tabela 7), pôde-se observar que ao final do experimento, quanto maior a concentração de cinzas adicionada aos tratamentos, maior a CTC. Ainda, a porcentagem de potássio em relação à CTC foi maior quanto maior a concentração de cinzas. A relação entre o potássio e a CTC é uma característica importante no manejo da fertilidade do solo porque mede a capacidade do solo de reter o nutriente e disponibilizá-lo para a planta, assim, ajuda a determinar a quantidade adequada de potássio a ser aplicada no solo (BORTOLUZZI et al., 2005).

Tabela 7. Análise da correlação linear entre a proporção de cinza e a porcentagem dos nutrientes analisados em relação à CTC (capacidade de troca catiônica)

	Inicial	Final
Valor da CTC	0,58	0,65
K (%)	0,99	0,77
Mg (%)	-0,42	0,31
Ca (%)	-0,03	-0,04
H+ AL (%) L (%)	-0,59	-0,58

O pH do solo fornece uma medida de acidez e alcalinidade do solo. Um efeito imperativo sobre o estado nutricional do solo e a disponibilidade desses nutrientes pode ser observada em diferentes níveis de pH. Alguns fatores relevantes que impactam o pH do solo são os materiais de origem do solo, o teor de matéria orgânica e sua decomposição, fatores climáticos e práticas de uso da terra. Além disso, as trocas iônicas entre a solução do solo e as plantas desempenham um papel importante na liberação de cátions/ânions que desempenham papel fundamental na manutenção do pH do solo (JACKSON & MEETEI, 2018).

No presente estudo, quanto maior o pH, menores os teores de ferro e cobre no início do experimento, já ao final do experimento, além de Fe e Cu, observa-se correlação negativa entre o pH e a concentração de zinco no substrato (Tabela 8). De forma geral, o pH exerce forte influência na dinâmica dos íons metálicos catiônicos (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Cr^{2+} , Co^{2+} , Pb^{2+} e Cd^{2+}), sendo estes mais móveis em condições de pH baixo, principalmente em solos com elevado grau de intemperização, onde os grupos funcionais de superfície dos componentes coloidais são, na sua maioria, dependentes de pH, especialmente os oxi-hidróxidos de ferro e alumínio e formas mal cristalizadas de Fe e Al (RIEUWERTS et al., 2006).

Tabela 8. Correlação entre o pH do solo e os micronutrientes Cu, Fe e Zn

pH	Cu	Fe	Zn
Inicial	-0,9536	-0,87796	-0,27885
Final	-0,90914	-0,82182	-0,62867

Considerações Finais

A maior taxa de crescimento em altura de mudas de *Eucalyptus urograndis* foi obtida com a incorporação de 44,5 T ha⁻¹ ainda que o maior incremento final em altura tenha ocorrido com a proporção de 61,67 T ha⁻¹, de cinzas ao solo. Pode-se afirmar que a aplicação de 44,5 a 61,67 T ha⁻¹ de cinzas ao solo, proporcionou o maior crescimento em altura.

O aumento do pH do solo é um indicativo de que é adequado utilizar cinzas pois reduz a acidez do solo. Além disso, foi possível observar que a adição de cinzas aumentou a quantidade de nutrientes do solo e a disponibilidade destes para as plantas. Portanto, podemos estimar que com a aplicação de 61,67 T ha⁻¹ de cinza no solo, as plantas apresentaram um crescimento diário de 0,54 cm, com estimativa de 128,52 cm de altura ao final de 238 dias.

Ocorreu uma correlação positiva entre adição de cinzas e os nutrientes no tecido vegetal. Sendo possível concluir que houve correlação entre a proporção de cinzas nos tratamentos e a concentração de potássio analisado, tanto na fase intermediária, como ao final do experimento, isso significa que quanto maior a proporção de cinzas no solo, maior a concentração de potássio no tecido vegetal. Foi observado também que, quanto maior a quantidade de cinzas adicionada aos tratamentos, maior a concentração de cálcio, magnésio e zinco na planta ao final do experimento, indicando que as cinzas podem favorecer a absorção tanto de macronutrientes, como de micronutrientes.

A adição de cinzas afetou as características químicas do solo, aumentando os teores de fósforo e potássio, aumento no pH e índice SMP e diminuindo os teores de cobre, ferro e zinco no solo. O aumento na porcentagem de cinzas nos tratamentos, ocasionou o aumento nos teores de potássio em relação à CTC do solo, no início e ao final do experimento.

Considerando os resultados obtidos nesse estudo, a aplicação de cinzas no solo para o cultivo de eucalipto, pode ser



uma alternativa pois contribui principalmente com o crescimento da planta e ao mesmo tempo, é uma possibilidade de destino adequado para esse tipo de resíduo.

Agradecimentos

A Prefeitura de São Lourenço do Oeste - SC, junto a Secretaria da Agricultura, através do Sr. Edenilson R. Mendo e do Sr. Rogerio T. Caberlon que disponibilizaram o Viveiro Municipal, para condução do projeto de pesquisa e manutenção das mudas durante o experimento. A UTFPR e ao Laboratório de Análises de Solo da UTFPR/IAPAR por todo o apoio e realização das análises físico químicas do solo.

Referências Bibliográficas

- Arruda, J. A. et al.; 2016. Uso da cinza de biomassa na agricultura; efeitos sobre atributos do solo e resposta das culturas. Revista Principia, v. 1, n. 30, p. 18-30.
- Batista, M.A.; Inoue, T. T.; Esper Neto, M.; Muniz, A. S.; 2018. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, J.U.T., FREITAS, P.S.L., BERIAN, L.O.S., and GOTO, R., comps. Hortaliças-fruto [online]. Maringá: EDUEM, pp. 113-162.
- Bellote, A. F. J.; Silva, H. D.; Ferreira, C. A.; Andrade, G. C.; 1998. Resíduos da indústria de celulose em plantios florestais. Boletim de Pesquisa Florestal, Colombo, n. 37, p. 99-106.
- Benincasa, M. M. P.; 1988. Análise de crescimento de plantas Jaboticabal: 1ª ed FUNEP. p.41.
- Bortoluzzi, E. C.; Santos, D. R.; Kaminski, J.; Gatiboni, L. C.; Tessier, D.; 2005. Alterações na mineralogia de um argissolo do Rio Grande do Sul submetida à fertilização potássica. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.29, p.327-335.
- Bragança, P. L. R.; DIAS, J. G. S.; 2019. Cinzas de biomassa vegetal no crescimento inicial de híbrido de *Eucalyptus grandis* HILL EX MAIDEN x *Eucalyptus urophylla* ST BLAKE, na mesorregião Sudeste do Pará.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010. Presidência da República, Departamento da Casa Civil. Brasília, 2010. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 08 de maio de 2022.
- Cutter E.; Murphy, W.K.; 1978. Efeitos do potássio sobre crescimento e madeira anatomia do Populus híbrido. Ciência da Madeira e da Fibra, v. 9, n. 4, pág. 282-288.
- Dadalto, G. G.; Fullin, E. A.; 2001. Manual de Recomendação de Calagem e Adubação para o estado do Espírito Santo, 4ª aproximação. Vitória: SEEA/INCAPER, 266p
- Darolt, M. R.; Blanco Neto, V.; Zambon, F. R.A.; 1993. Cinza vegetal como fonte de nutrientes e corretivo de solo na cultura de alface. Hort. Bras., v. 11, n. 1, p. 38-40.
- Demeyer, A. et al.; 2001. Characteristics of Wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. Bioresource Technology, Amsterdam, v. 77, p. 287-295.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 1999. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília: EMBRAPA/Solos, 412p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 2009. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2. ed, Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, 627p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA; 2011. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro: EMBRAPA.
- Etegni, L.; Campbell, A. G., 1991. Physical and chemical characteristics of Wood ash. Bioresource Technology, Amsterdam. v. 37, n. 2, p. 173-178.
- Feitosa, D. G.; Malttoni, K. L.; Cassiolato, A. M. R.; Paiano, M. O.; 2011. Crescimento de mudas de gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium*) sob diferentes fontes e doses de nitrogênio. Revista Árvore, Viçosa, v.35, n.3, p.401-411.
- Ferreira, E. P. B.; Fageria, N. K.; Didonet, A. D.; 2012. Chemical properties of an Oxisol under organic management as



influenced by application of sugarcane bagasse ash. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 2, p. 228-236.

Ferreira, E.; Cavalcanti, P.; Nogueira, D.; 2014. ExpDes: An R Package for ANOVA and Experimental Designs. *Applied Mathematics*, v. 5, n. 19, p. 2952- 2958.

FIESP, 2015. 21º PRÊMIO FIESP DE MÉRITO AMBIENTAL – GANHADORAS MENÇÕES HONROSAS. Disponível em: <<https://www.fiesp.com.br/indices-pesquisas-e-publicacoes/21o-premio-fiesp-de-merito-ambiental-ganhadoras-mencoes-honrosas/>>.

Gimenes, J.; 2012. Estudo das Práticas de Responsabilidade Ambiental e o Conhecimento dessas pelos Trabalhadores da Área Produtiva: o Caso de uma Empresa. Artigo de Conclusão de Pós-Graduação – UNICENTRO.

Guariz, H. R.; Picoli, M. H. S.; Campanharo, W. A.; Rodrigues, B. P.; 2009. Uso de cinzas de fornos de cerâmica como fonte de nutrientes para aproveitamento na agricultura. In: Congresso Brasileiro de Resíduos Orgânicos. Anais. Vitória/ES.

Instituto Água E Terra – IAT. Portaria 212 – Critérios para Exigência e Emissão de Autorizações Ambientais para as Atividades de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Portaria IAT Nº 212, de 12 de setembro de 2019. Disponível em: <<https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=12305&ano=2010&ato=e3dgXUq1keVpWT0f1>>. Acesso em: 16/07/2022.

Instituto Ambiental Do Paraná – IAP. Estabelece procedimentos e critérios para exigência e emissão de Autorizações Ambientais para as Atividades de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. 2019. Disponível em <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=382463>>. Acesso em 17/07/2022

Jackson, K.; Meetei, T. T.; 2018. Influence of soil pH on nutrient availability: A Review. *J. Emerg. Technol. Innov. Res*, v. 5, p. 708-713.

Jordan, M.; Sánchez, M. A.; Padilla, L.; Céspedes, R.; Osses, M.; González, B.; 2002. Kraft mill residues effects on Monterey pine growth and soil microbial activity. *Journal of Environmental Quality*, v. 31, n. 3, p. 1004-1009.

Mandre, M.; Pärn, H.; Ots, K.; 2006. Short-term effects of wood ash on the soil and the lignin concentration and growth of *Pinus Sylvestris* L. *Forest Ecology and Management*, v. 223, n. 1-3, p. 349-357.

MAXPRESS. Ajinomoto inaugura segunda caldeira de biomassa no Brasil e visa reduzir em 68% emissão de CO2. 2015. Disponível em: https://www.maxpress.com.br/Conteudo/1,762785,Ajinomoto_inaugura_segunda_caldeira_debiomassa_no_Brasil_e_visa_reduzir_em_68_emissao_de_CO2,762785,5.htm. Acesso em: 14 de setembro de 2018.

Merino, A.; Omil, B.; Hidalgo, C.; Etchevers, J. D.; Balboa, M. A.; 2017. Characterization of the organic matter in wood ash from biomass power plants in relation to the potential use as amendments in agriculture. *Land Degradation & Development*, Chichester, v. 28, n. 7, p. 2166-2175.

Mesquita, F. O.; Cavalcante L. F.; Rebequi A. M.; Luna Souto A. G.; 2012. Crescimento absoluto e relativo de mudas de maracujazeiro sob biofertilizante e águas salinas. *Revista de Ciências Agrárias*, 35(1): 222-39.

Moro, L. & Gonçalves, J.L. DE M.; 1995. Uso da Cinza de biomassa florestal como fonte de nutrientes em povoamentos puros de *Eucalyptus grandis* e avaliação financeira. IPF, Piracicaba, n. 48/49, p. 18 – 27.

Nkana, J. C. V.; Demeyer, A.; Verloo, M. G.; 2002. Effect of wood ash application on soil solution chemistry of tropical acid soils: incubation study. *Bioresource Technology*, Essex, v.85, p.323-325.

Oliveira, V. V. De; Araújo, F. M. De; Farias, A. F. F.; et al.; 2006. Avaliação agronômica de cinzas de fornos de cerâmica do semi-árido em termos de pH, alumínio trocável (Al⁺³) e matéria orgânica. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 58, 2006. Florianópolis. Anais... Florianópolis: SBPC/UFSC.

Olivoto, T., et al.; 2019. Mean Performance and Stability in Multi-Environment Trials I: Combining Features of AMMI and BLUP Techniques. *Agronomy Journal*, 111, 1-12.

Osaki, F.; Darolt, M. R.; 1991. Estudo da qualidade de cinzas vegetais para uso como adubos na região metropolitana de Curitiba. *Revista Setor Ciências Agrárias*, Curitiba, v. 11, n. 1-2, p. 197-205.



Pauletti, V.; 2010 Nutrição Mineral de Plantas. Revista Plantio-Direto, Setembro/Outubro, p. 15-21.

Pérez-Cruzado, C.; Merino, A.; Rodríguez-Soalleir, O., R.; 2011. A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens* grown as short rotation woody crops in north-west Spain. Biom. Energy v.35, 2839-2851.

Rieuwerts, J.; S.; Ashmore, M.; R.; Farago, M.; E.; Thornton, I.; 2006. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. Science of the total Environment, 366(2-3), 864-875.

Santos, J.A.G. et al.; 1995 Avaliação do potencial corretivo da cinza, oriunda de biomassa vegetal, comparada ao calcário. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 25. 1995, Viçosa. Resumos Expandidos... Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/UFV, p.1148-1150.

Severino, L. S.; Lima, R. L. S.; Beltrão, N. E. M.; 2006. Composição química de onze materiais orgânico usado em substratos para produção de mudas. Campina Grande: Embrapa Algodão. 5 pág. (Comunicado Técnico, n. 278)

Silva, F. R.; Albuquerque, J. A.; Gatiboni, L. C.; Marangoni, J. M.; 2009. Cinza de biomassa florestal: alterações nos atributos de solos ácidos do planalto catarinense e em plantas de eucalipto. Scientia Agraria, Curitiba, v. 10, n. 6, p. 475-482.

Shimizu G.; Marubayashi R.; Goncalves L.; 2023. AgroR: Experimental Statistics and Graphics for Agricultural Sciences. R package version 1.3.3.

Wickham H.; 2016. *ggplot2*: Elegant Graphics for Data Analysis. Springer-Verlag New York.



LEVANTAMENTO DE PONTOS DE ENTREGA VOLUNTÁRIA DE RESÍDUOS SÓLIDOS RECICLÁVEIS EM SANTARÉM - PA: ASPECTOS GERAIS E CADEIA PRODUTIVA

1Larissa Oliveira dos Santos, 2Amanda Estefânia de Melo Ferreira

1 Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: larissaoliver.ufopa@gmail.com; 2 Universidade Federal do Oeste do Pará, e-mail: amandaestefania@gmail.com

Palavras-chave: Resíduos Recicláveis; Coleta Seletiva; Pontos de Entregas Voluntárias; Reciclagem.

Resumo

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, estabeleceu diretrizes para o desenvolvimento de atividades em conjunto para melhorar a gestão de resíduos sólidos, todavia a ausência de iniciativas para gestão de resíduos, sobretudo da cadeia produtiva da reciclagem de resíduos é um dos grandes desafios para o avanço da questão em todo o País. Nesse sentido, este trabalho realizou levantamento e utilizou o Sistema de Informação Geográfica (SIG) para identificar os pontos de entrega voluntária de resíduos sólidos recicláveis em Santarém, uma município de médio porte no Oeste do Estado do Pará, além de compreender a cadeia de reciclagem, seus desafios e potencialidades. Adotamos a metodologia bola de neve para identificar todos os pontos de entrega voluntária, além de entrevistas com agentes locais. Assim, foram diagnosticados/mapeados os principais locais de compras/entregas voluntárias de materiais recicláveis e seus respectivos atores, totalizando 21 identificados, a maioria intermediários, que atuam na compra e venda de materiais recicláveis e 14 Pontos de Entregas Voluntárias (PEV's) de plásticos e metais, implementados pela Prefeitura Municipal de Santarém mediante convênio com a Fundação Nacional de Saúde (Funasa). A cadeia da reciclagem é constituída de consumidores, catadores, intermediários, cooperativas, atravessadores e indústrias de plásticos. Dentre os desafios listados pelos entrevistados destaca-se a ausência de coleta seletiva e, conseqüentemente, a baixa taxa de reciclagem e educação ambiental, além da desvalorização nos preços dos materiais recicláveis e trabalho realizado pelos catadores. Quanto às oportunidades, destaca-se a necessidade de investimentos nas indústrias de reciclagens no município de Santarém, para proporcionar geração de empregos, bem como estruturação adequada para as cooperativas exercerem seus trabalhos. Dessa forma, ressalta-se o quanto o município precisa avançar na gestão de resíduos sólidos para melhorar e desenvolver a cadeia de reciclagem, contribuindo com a sociedade, meio ambiente e cumprindo as obrigações estabelecidas pela Lei 12.305/2010 que rege sobre a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Introdução

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305/10, traz ferramentas fundamentais ao tratamento dos problemas socioeconômicos e ambientais referentes ao manejo dos resíduos sólidos no país. Indica medidas preventivas para a redução da geração, adoção do consumo sustentável, responsabiliza a cadeia de geradores, orienta sobre a coleta seletiva, com a inclusão de catadores de materiais recicláveis, para o manejo de resíduos (Brasil, 2010).

De acordo com o anuário da Abrelpe (2022), 75,1 % dos municípios brasileiros possuem iniciativas de coleta seletiva. Em se tratando da região Norte, essa informação cai para 33,8 %. Vale descartar que, as iniciativas mencionadas nesse anuário, não correspondem à implementação de programas de coleta seletiva em completude nos municípios, e sim, a qualquer iniciativa existente, incluindo iniciativas de cooperativas. Apesar das diversas ações e iniciativas implementadas para estimular o maior aproveitamento e recuperação dos materiais recicláveis, os índices de reciclagem dos principais materiais no Brasil permanecem em patamares baixos (MMA, 2022).

A realidade do município de Santarém, encontra-se distante dos padrões exigidos por esta política, pois é inexistente a coleta seletiva no município de Santarém (SNIS, 2019), evidenciando que não há investimento substancial para implementação dessa modalidade e, conseqüentemente, não há redução do volume de resíduos destinados ao lixão de Perema, ocorrendo assim, problemas socioambientais, tais como a poluição atmosférica, hídrica e degradação do solo; além da disseminação dos vetores de doenças em decorrência da disposição em lixões a céu aberto (Neto, 2007; Lima, 2004; Barros, 2012).

Cotidianamente, um dos principais problemas enfrentados pelos catadores do município de Santarém, durante a separação dos resíduos sólidos, é a presença de materiais perfurocortantes, sendo comum encontrar junto ao resíduo domiciliar, cacos de vidros, pregos, agulhas e facas armazenados em sacos plásticos (Marinho, 2020).

A potencialidade da cadeia de reciclagem de resíduos sólidos não é somente uma alternativa economicamente viável, mas uma atividade econômica que ao longo de sua cadeia de valor possui aspectos econômicos, sociais e institucionais capazes de promover o desenvolvimento econômico nas cidades, além de contribuir com meio o ambiente de forma significativa (Costa, 2021; Melo, 2018).

Os principais desafios no Estado do Pará, são a ausência de coleta seletiva, pois 66,2% dos municípios ainda não possuem nenhuma iniciativa de coleta seletiva (Abrelpe, 2022), mesmo após institucionalização da PNRS. Nesse contexto, o presente estudo tem como principal objetivo realizar o levantamento de pontos de entrega/compra de materiais recicláveis, conhecer o funcionamento da cadeia da reciclagem do município de Santarém, seus desafios e potencialidades.



Materiais e Métodos

O estudo foi realizado no município de Santarém, localizado no estado do Pará (Figura 1), conforme estimativa conta com uma população de 331.942 habitantes (IBGE, 2022), com uma área territorial de 17.898,389 km², o que corresponde a 1,44% da área total do território paraense. Pertence a região de integração do Baixo Amazonas e segundo a divisão geográfica regional, elaborada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o município está inserido na confluência dos rios Tapajós e Amazonas, com aproximadamente 807 km de distância da capital paraense Belém (FAPESPA, 2022).

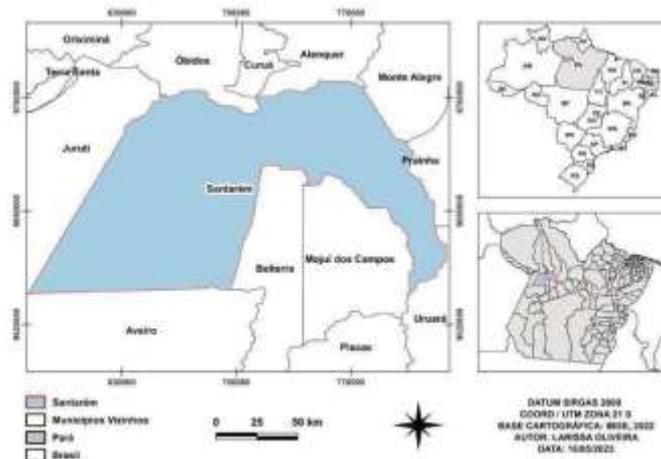


Figura 1: Localização da cidade de Santarém-PA.

O presente estudo se caracteriza como uma pesquisa exploratória. De acordo com Gil (2014), proporciona maior familiaridade com o problema, consequentemente, envolveu levantamento bibliográfico e pesquisa de campo. A metodologia adotada é conhecida como *snowball* ou “Bola de Neve” uma amostragem não probabilística, que prevê o passo subsequente às indicações dos primeiros participantes no estudo, solicitando a esses indicados informações acerca de outros membros de interesse para a pesquisa, e assim sair a campo para também recrutá-los, até que o objetivo seja alcançado e não haja mais novos participantes (Baldin, 2011). Ademais, para coleta de informações foi adotado um questionário semiestruturado, a fim de diagnosticar os pontos de entrega/venda de materiais recicláveis no município de Santarém. Foram estudados estabelecimentos que compram/vendem/recebem os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) com potencial de reciclabilidade, sendo eles: papel/papelão, plásticos, metais, vidros e óleo de cozinha.

O trabalho de campo foi realizado durante o período de 06 de fevereiro a 18 de outubro de 2023, composto por duas etapas: aplicação dos questionários por meio de entrevista nas empresas, órgão ambiental e coleta das coordenadas geográficas, sendo coletas através de aplicativo de celular denominado: As Minhas Coordenadas GPS (Sistema de Posicionamento Global). A latitude e longitude foram definidas no formato Grau, Minutos e Segundos (GMS), a precisão depende da qualidade do GPS do celular, bem como condições climáticas externas.

Para interpretação e análise das respostas dos questionários, foi utilizado o software Microsoft Excel 2016, que permitiu tabular os resultados para uma melhor visualização. Os dados de coordenadas geográficas também foram tabulados no software Microsoft word 2016 e agrupados em diferentes tabelas, sendo elas: PEV’s, empresas intermediadoras, ecopontos, indústrias de plásticos e cooperativas. Posteriormente, as coordenadas geográficas foram inseridas diretamente no software ArcGIS (versão universitária) e elaborou-se os mapas utilizando a base de dados do Google Maps.

Resultados e Discussões

Levantamento em Sistema de Informações Geográficas (SIG) e mapeando as empresas, associações e pontos de compra e entrega voluntária de resíduos sólidos na cidade de Santarém

Pontos de Entregas Voluntárias (PEV’s)

No presente estudo, foram identificados 14 PEV’s de plásticos e metais implementados pela Prefeitura em parceria com a Funasa, conforme apresentado na Figura 2. Constatando-se assim, como uma iniciativa do poder público para segregação e destinação ambientalmente adequada para o plástico e metal. Em 2016 foi realizado um levantamento das iniciativas de destinação final dos RSU existentes no município de Santarém, sendo identificados 15 PEV’s específicos para plástico (Oliveira, 2016).

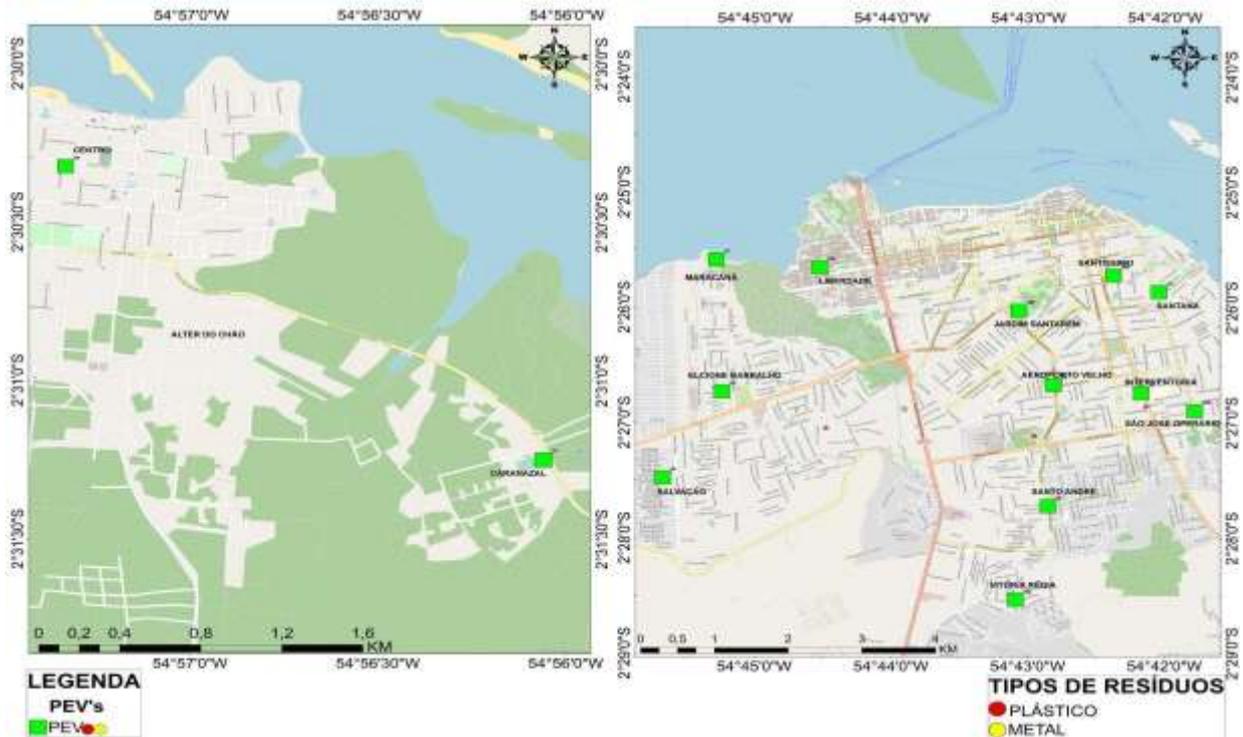


Figura 2: Localização dos PEV's na cidade de Santarém - PA.

Empresas intermediadoras

Atualmente, existem 9 empresas intermediadoras (Figura 3) atuando no município de estudo. Destaca-se a Rainha da Sucata com duas filiais no município, outrora inexistentes e sucatarias novas, como Sucataria Ribeiro, Sucataria Mineira (com uma filial). Na pesquisa de Oliveira (2016), foram identificadas 10 empresas intermediadoras na compra e venda de materiais recicláveis, sendo elas: Guimarães Metais, Mercantil Dourado, Instituto CR, CEBRAC, Claro, Vivo, Rainha da Sucata, Tatuzinho, Jutai Reciclagem e Amazônia Viva.



Figura 3: Localização das Empresas intermediadoras na cidade de Santarém – PA.



Ecopontos

Identificou-se 7 Ecopontos no município (Figura 4), destacando-se entre eles: projetos de empresas como a Boticário (shopping Paraíso), Vivo, Loja Melissa (shopping Tapajós e loja no centro), Ecopontos da Equatorial Energia e Ufopa. Sendo esses pontos inexistentes no estudo realizado por Oliveira (2016).

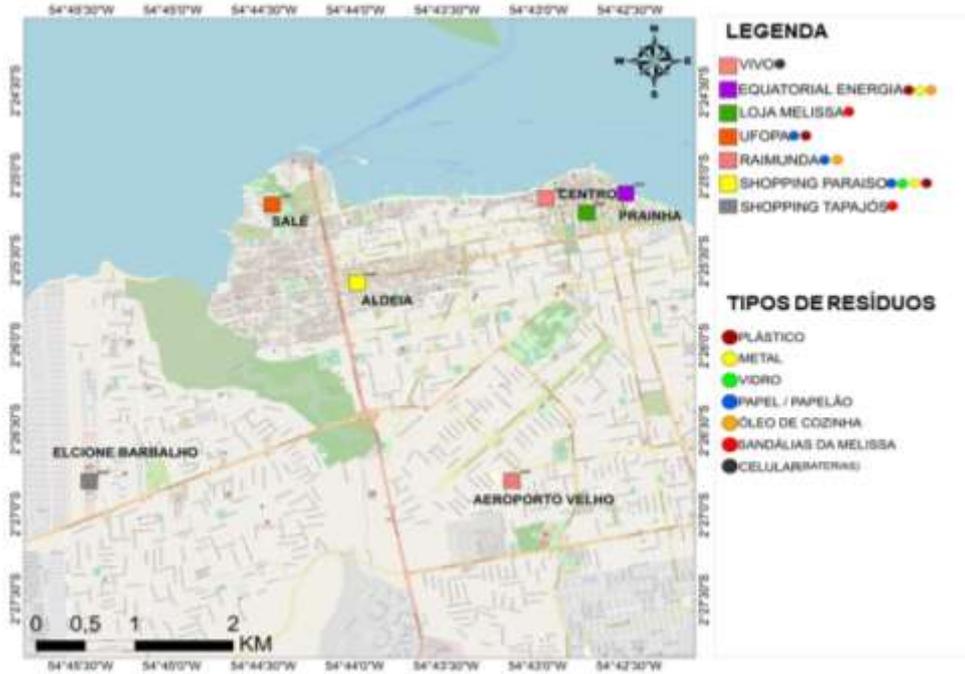


Figura 4: Localização dos Ecopontos na cidade de Santarém – PA.

Indústrias de plásticos

Conforme estudo atual, identificou-se 4 indústrias de plásticos, sendo elas: Siga Bem, Anaplast, Walplast e Amplas (Figura 5). A Amplas é a nova indústria constatada e também recebe plásticos (Polietileno de Alta Densidade (PEAD) e o Polietileno de Baixa Densidade (PEBD)) e fabrica sacolas de lixos e diversos plásticos, foi única indústria que não foi identificada no estudo de Oliveira (2016).

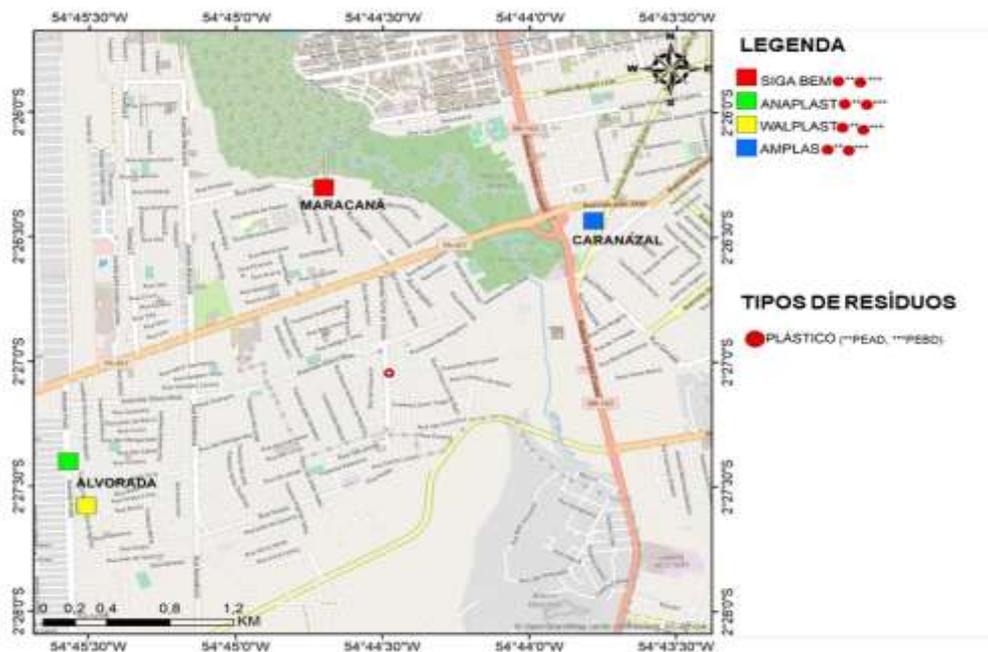


Figura 5: Localização das Indústrias de plásticos na cidade de Santarém – PA.



Cooperativa

Na cidade de Santarém existem apenas duas cooperativas, sendo elas a Coopresan, localizada na comunidade de Perema, cujo galpão de triagem fica nas dependências do lixão (Figura 6) e a Coopere, únicas cooperativas também identificadas no estudo de Oliveira (2016).

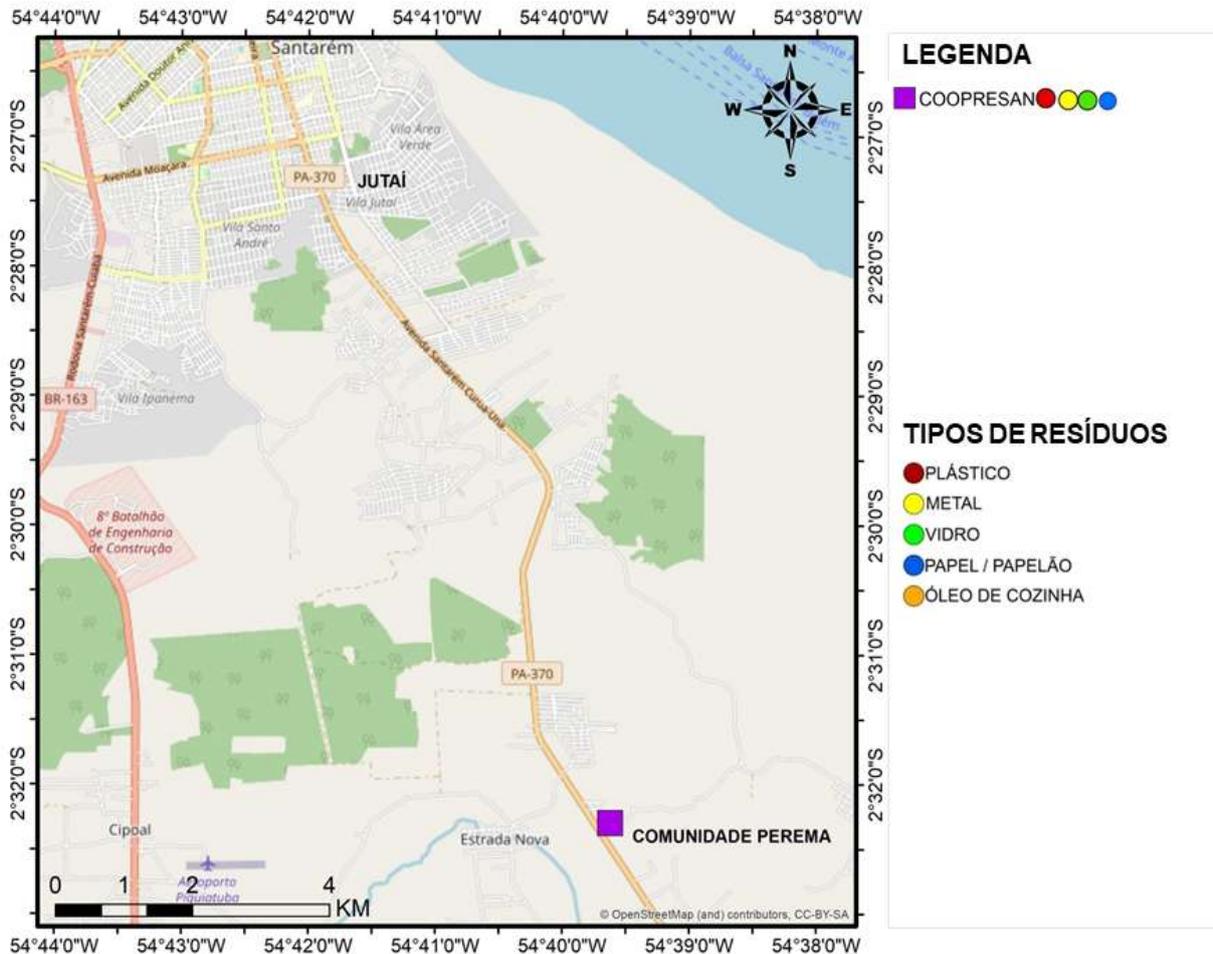


Figura 6: Localização da cooperativa na cidade de Santarém – PA.

Os principais autores envolvidos na cadeia da reciclagem de resíduos sólidos em Santarém

Em Santarém existe uma rede com diversos autores que atuam na cadeia de reciclagem, desde a geração (a população), coleta (população, catadores individuais ou cooperativas, intermediários) e destinação (atravessadores e indústrias de plástico). Em contexto geral, os principais autores da cadeia de reciclagem em Santarém se apresentam da seguinte forma:

- Os catadores individuais informais: são responsáveis pela coleta porta a porta, em locais de festa, em praias, comércios de pequeno e médio porte.
- As cooperativas: a Coopresan realiza compra de materiais recicláveis e coleta mediante contrato estabelecido com as empresas.
- Os intermediários: são formados por empresas que atuam no comércio atacadista de resíduos e sucatas metálicos.
- Atravessadores: são empresas que atuam negociando cargas fechadas (truck ou carretas) junto às cooperativas.
- Indústria recicladora de plástico: corresponde a organização que realiza a transformação de plástico e fabrica diversas sacolas, bobinas, dentre outros materiais.

Esse cenário não se difere da realidade da cadeia da reciclagem do Rio de Janeiro, cujo principais atores envolvidos são: fontes geradoras/consumidores (pessoas físicas, empresas e órgãos públicos e privados), o governo (Prefeitura Municipal), os catadores e suas organizações de apoio, o Mercado Atacadista de Recicláveis (também conhecidos como intermediários) e as indústrias recicladora e transformadora (Tanaka, 2021).

Funcionamento da cadeia de reciclagem na cidade de Santarém, principais desafios e oportunidades

O funcionamento da cadeia de reciclagem do município de Santarém, se estabelece por catadores, que coletam RSU e realizam a venda diretamente para intermediadores, indústrias de plásticos e cooperativas. As cooperativas também atuam comprando de catadores e realizando coleta mediante a contratos estabelecidos com shopping center, hospitais, empresas, para posterior triagem, recuperação dos resíduos recicláveis e venda para intermediários, indústrias de plásticos e atravessadores.



No município de Santarém existe 4 indústrias de plásticos atuantes, que realizam a destinação final adequada dos resíduos plásticos (Tabela 1). São representadas por: Anaplast, Walplast, Siga Bem e Amplas; dentre elas a Siga Bem é a que tem uma produção mensal mais representativa, tendo estimativa de 40 toneladas e é classificada como uma empresa de médio porte. As indústrias fabricam materiais como mangueiras, tubos, sacos de lixo, sacolas no geral, tubos e acessórios de material plástico para uso na construção.

Tabela 1: Indústrias de plásticos na cidade de Santarém - PA

Empresa	Bairro	Tipo de resíduos	Destino
Siga Bem	Maracanã	Plástico (PEAD e PEBD)	Santarém e vários municípios
Anaplast	Alvorada	Plástico (PEAD e PEBD)	Santarém e vários municípios
Walplast	Alvorada	Plástico (PEAD e PEBD)	Santarém e vários municípios
AMPLAS (Amazônia Plásticos)	Caranazal	Plástico (PEAD e PEBD)	Santarém e vários municípios

Segundo estudo realizado pela Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST), a porcentagem de plástico pós-consumo reciclado no Brasil vem aumentando, em 2021 foi registrado um crescimento de 14,7% na produção de plástico reciclado pós-consumo, que ultrapassou 1 milhão de toneladas anuais (ABIPLAST, 2021).

Contudo, um dos principais desafios relatados pelas indústrias que compram os resíduos plásticos dos catadores, consiste na desinformação sobre a contaminação com adesivos e sujeira orgânicas. Além disso, precisam comprar a matéria-prima em outro estado, como por exemplo no Amazonas, para assim, continuar a produção de materiais, visto que Santarém não fornece o suficiente. Já os resíduos sólidos como o papelão, vidro, metal, baterias, resíduos eletrônicos, são encaminhados, dependendo do material, para Manaus, Belém, Monte Alegre, Marabá, São Paulo, Goiás, Curitiba, Minas Gerais, Fábricas da região Sul (Tabela 2), pois em Santarém, conforme a pesquisa, não se identificou nenhuma indústria recicladora dos materiais supracitados.

Tabela 2: Comércio atacadistas de materiais recicláveis na cidade de Santarém – PA

Empresa	Bairro	Tipo de resíduos	Destino
Rainha da sucata	Caranazal	Metal e vidro	São Paulo, Minas Gerais e Manaus
Rainha da sucata	Av. Fernando Guilhon	Metal e vidro	Minas Gerais
Rainha da sucata	Av. Marechal Rondon	Papelão, vidro, plástico e bateria	Manaus, Minas Gerais e Santarém
Sucataria Ribeiro	Alvorada	Plástico, metal e bateria	Santarém, Marabá, Goiânia e São Paulo
Sucata Mineira	Av. Fernando Guilhon	Vidro, metal e bateria	São Paulo e Minas Gerais
Sucata Mineira	Aldeia	Metal e bateria de carro	Minas Gerais
AMZMETAIS (Amazônia Metais)	Diamantino	Vidro e metal	São Paulo e Manaus
Reciclagem Jutai	Jutai	Papel, vidro, plástico e metal	São Paulo, Goiás e Manaus
Amazônia Viva	Alvorada	(Papel, vidro) e entulho da Construção Civil	Manaus e Santarém



A maioria dos resíduos dos Ecopontos (Tabela 3) são encaminhados para outras regiões. As sandálias Melissa, pertencente à empresa brasileira Grendene, são enviadas para a fábrica do Sul e recicladas, pois as sandálias são fabricadas de um modo que tenham um aproveitamento total de seu material (Witte, 2011).

Tabela 3: Ecopontos na cidade de Santarém - PA

Empresa	Bairro	Tipo de resíduos	Destino
Vivo	Centro	Metal e resíduo eletrônico	Belém
Equatorial Energia	Prainha	Papel, plástico e óleo de cozinha	Santarém
Loja Melissa	Centro	Sandálias da Melissa e sapatos da Grendene	Fábrica do Sul
UFOPA	Salé	Papel e plástico	Santarém
Ponto de entrega	Aeroporto Velho	Papel e óleo de cozinha	Santarém
Shopping Paraíso (Boticário)	Aldeia	Papel, plástico, vidro e metal	Curitiba
Shopping Rio Tapajós (Melissa)	Elcione Barbalho	Sandálias da Melissa	Fábrica do Sul

Para que os materiais recicláveis cheguem até as regiões com indústrias recicladoras, alguns desafios são superados pelos intermediadores, estes buscam encontrar valores melhores para os materiais (cotação), já que a oscilação de preço é frequente e não existem valores fixos, conseqüentemente, a destinação final sempre se altera. Além disso, a falta de sensibilização da sociedade para o descarte ambientalmente correto, foi outro desafio mencionado nas entrevistas. Ainda sobre desafios, quando a presidente da cooperativa Coopresan (Tabela 4) foi questionada sobre as principais dificuldades enfrentadas pela cooperativa, ela destacou a separação dos materiais, ausência de coleta seletiva, educação ambiental, dentre outras. Nas palavras dela:

[...] não existe educação ambiental, as pessoas não se importam em separar seus lixos, não se responsabilizam pelos lixos que geram. Seria interessante se as pessoas separassem o material em casa, de modo que chegasse na cooperativa de uma maneira mais fácil de fazer a triagem, o desconhecimento da população, ausência de estrutura física para o trabalho, o baixo preço na venda de materiais, a ausência de investimentos da prefeitura e empresas são as principais dificuldades encontradas no nosso trabalho (Frazão, 2023).

Tabela 4: Ecopontos na cidade de Santarém - PA

Empresa	Bairro	Tipo de resíduos	Destino
COOPRESAN	Curuá - Una	Papel, plástico, metal, óleo de cozinha	Santarém
COOPERE	Curuá - Una	Indefinido*	Indefinido*

*Não participou da pesquisa

De modo geral, a sociedade ainda não se responsabiliza pelos resíduos sólidos que geram, a educação ambiental não é aplicada, ausência de investimentos privados e público é uma realidade, e cotidianamente, as dificuldades são enfrentadas pelos principais autores da cadeia de reciclagem no município de Santarém, todavia, diante de tanta luta, existe esperança e perspectivas positivas. Quando questionada sobre o cenário ideal para cooperativa de reciclagem em Santarém, a mesma responde:

[...] vários ecopontos espalhados pela cidade, educação ambiental fortalecida, mega usina de triagem para que possa ser aproveitados todos os tipos de materiais." (Frazão, 2023).

As dificuldades descritas na cadeia da reciclagem de Santarém, se assemelham às descritas por Santos (2018), na qual a Cooperativa Recicla Conquista, do município de Vitória da Conquista, no Estado da Bahia atua enfrentando os seguintes desafios: ausência de um programa oficial municipal de coleta seletiva no município, o que dificulta o trabalho da cooperativa com relação a qualidade e quantidade de resíduos coletados, o processo de triagem e a comercialização; instabilidade financeira, que se agrava em períodos de crise econômica; condições de trabalho precárias em alguns estabelecimentos da cooperativa (infraestrutura inadequada dos galpões e ecopontos quanto a risco de incêndios; ausência do uso de fardamento e EPIs pela



maioria dos cooperados; má postura durante o processo de triagem dos materiais em alguns ecopontos; risco de acidentes e contaminação; exposição às intempéries climáticas e apoio insuficiente por parte do governo Municipal e Federal.

As oportunidades encontradas são referentes ao fortalecimento da cadeia de reciclagem no município de Santarém, pois existe possibilidade de geração de empregos e surgimento de indústrias de tratamento de materiais recicláveis e fábricas de papel, metal e vidro. As cooperativas também têm possibilidades de se expandir, realizando investimentos em maquinários para prensagem, limpeza e trituração de resíduos, agregando valor aos materiais a cooperativa poderia capacitar os associados para realizar o tratamento do óleo e o transformar em sabão, posteriormente realizar comercialização desse material e buscar parcerias com setor empresarial, buscar parcerias para informatizar sua associação e assim ter melhor controle no gerenciamento dos materiais comercializados e montar estratégias para se desenvolver e expandir seu trabalho. Além disso, o investimento em maquinários para limpeza e trituração de plásticos aumentaria a valorização do material e conseqüentemente, alcançaria melhor preço no mercado. Muitos resíduos recicláveis se perdem, pela ausência de coleta seletiva e ausência de educação ambiental por parte da população que desconhece o mercado da reciclagem e o trabalho dos catadores.

Conclusão

O desenvolvimento do presente estudo utilizou o Sistema de Informação Geográfica (SIG) para identificar e mapear os pontos de entregas/compras de materiais recicláveis. Nesse sentido foram diagnosticados os principais locais e seus respectivos atores, totalizando 21 identificados, a maioria intermediários, que atuam na compra e venda de materiais recicláveis e 14 Pontos de Entregas Voluntárias de plástico e metal implementados pela Prefeitura Municipal de Santarém, mediante a parceria com a Funasa, cuja ausência de coleta seletiva continua sendo uma realidade, assim como o aterro sanitário.

Os atores da cadeia da reciclagem, no município de Santarém, são formados principalmente pela população, catadores, intermediários, cooperativas, atravessadores e indústrias de reciclagem de plásticos. De modo geral, as principais dificuldades encontradas estavam diretamente ligadas à inexistência de indústria de papelão, metal e vidro. Como não existem no município, os intermediários são obrigados a encaminhar seus materiais para outros estados. Estes, por sua vez, enfrentam desafios com o preço dos materiais recicláveis oscilante, constantemente precisam realizar cotação e encaminhar para o local que melhor paga naquele período.

Dentro das oportunidades se destaca o desenvolvimento e criação de novas indústrias, estruturação de cooperativas, com maquinários que possam agregar valor ao material recolhido e posteriormente, ser enviado direto para indústrias. A cooperativa Coopresan de Santarém, tem potencialidade de desenvolvimento, proporcionando melhores condições de trabalho para seus associados caso receba investimento e apoio de entidades, poder público e empresas privadas.

Portanto, para que a cadeia de reciclagem do município se cresça e fortaleça é importante que mais estudos sejam realizados, a fim de apontar quais os melhores caminhos que cada setor deve traçar e seguir. Além disso, é necessário que tanto a população quanto às cooperativas, empresas e indústrias busquem a utilização de aplicativo celular ou desenvolvam um programa para rastrear os materiais recicláveis a fim de dar uma destinação ambientalmente adequada, atingindo taxas mais elevadas de recuperação de materiais recicláveis. Contribuindo assim, não só com meio ambiente, mas com catadores, economia circular e cumprindo com as obrigações impostas pela Lei n 12.306/2010 da Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Referências

ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2022. Abrelpe, São Paulo/SP. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2022>>. Acesso em: 20 mai. 2023.

ABIPLAST - Associação Brasileira da Indústria do Plástico. 2021. Estudo aponta que 23,1% dos resíduos plásticos pós-consumo foram reciclados em 2020 no Brasil. Disponível em: <<https://www.abiplast.org.br/noticias/abiplast-publica-o-perfil-2021>>. Acesso em: 20 mai. 2023.

BRASIL. Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20072010/2h010/Lei/L12305.htm>. Acesso em 18 mai. 2023.

BALDIN, N. Snowball (Bola de Neve): Uma Técnica Metodológica para Pesquisa em Educação Ambiental Comunitária. X Congresso Nacional da Educação. 2011.

BARROS, R. T. de VASCONCELOS. Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Tessitura. Belo Horizonte, 2002.

COSTA, M.J.C.; SOUZA, A.L. Os dez anos da Política Nacional de Resíduos Sólidos e a Inclusão Socioprodutiva de Catadores. In: Ferreira, Amanda Estefânia de Melo; Less, Diani Fernanda da Silva; Pinheiro, Antônio (Org.). Interfaces socioambientais no antropoceno: “cenário atual e perspectivas futuras para a pesquisa e extensão em resíduos sólidos no Estado do Pará”. E-book. Santarém, Pará: 1º ed. UFOPA, 2021. p. 34-54.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2022. Santarém. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e>



estados/pa/santarem.html>. Acesso em: 20 nov. 2023.

FAPESPA-Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas. Estatísticas Municipais Paraenses: Santarém. Diretoria de Estatística e de Tecnologia Gestão da Informação. Semestral, n. 2, nov. Belém, 2022.

LIMA, Rosimeri Suzuki. Resíduos Sólidos Domiciliares: Um Programa de Coleta Seletiva com Inclusão Social. Ministério das Cidades. Governo Federal. Brasília – DF, 2007.

FRAZÃO, Mayara. Entrevista sobre a cadeia de reciclagem no município de Santarém-Prefeitura/Cooperativa. [Entrevista concedida a] Larissa Oliveira dos Santos, Santarém, 11 out. 2023. [As perguntas da entrevista encontram-se transcritas no Apêndice B desta monografia].

GIL, A.C. Métodos e Técnicas de Pesquisa Social. São Paulo: Atlas, 2008, v.6, 220p.

MARINHO, R. D. S. Condições de vida, trabalho e saúde: um estudo sobre catadores de materiais recicláveis no aterro do Perema, Santarém, Pará, Brasil. Dissertação. Universidade Federal do Oeste do Pará, 2020.

MELO, Jéssica Marizze Maria Dantas Oliveira; ALENCAR, Sidney Kal-Rais Pereira de - Quali-quantificação de resíduos sólidos em pontos transitórios, em Juazeiro do Norte – CE - Resíduos sólidos: Impactos Socioeconômicos e Ambientais - João Paulo de Oliveira Santos; Rodrigo Cândido Passos da Silva; Daniel Pernambucano de Mello; Soraya Giovanetti El-Deir. – 1. ed. - Recife: EDUFRPE, 2018.

NETO, João Tinoco Pereira. Manual de Compostagem: Processo de Baixo Custo. Viçosa – MG. UFV 2007.

SABEDOT, S.; PEREIRA NETO, T. J. Environmental performance of waste pickers in Esteio (RS) [Desempenho ambiental dos catadores de materiais recicláveis em Esteio (RS)]. Engenharia Sanitária e Ambiental. v. 22, n. 1, p. 103–109, 2017. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/esa/a/j4ZwxQpV6YmdCTcDbf85rjf/?lang=pt#>>. Acesso: 20 mai. 2023.

SANTOS, Adma Viana. A cadeia produtiva da reciclagem sob a ótica da governança territorial e das políticas públicas: estudo de caso nos municípios de Vitória da Conquista/BA, Piracicaba/SP e Anápolis/GO. Rio Claro, 2018 p. 323.

SANTANA, R. F.; ARAGÃO JÚNIOR, W. R.; EL-DEIR, S. G. (Org.). Gestão e Gerenciamento. Resíduos sólidos: Programas Municipais de Coleta Seletiva: Contexto Nacional 1ª ed. Recife: EDUFRPE, 2022. p. 46-55.

SILVA, R. C. P. da, SILVA, A. C. da, EL-DEIR, S. G., JUCÁ, J. F. T.. Modelos de coleta seletiva: princípios e especificidades. In: SILVA, K. A. da, ALMEIDA, I. M. S., EL-DEIR, S. G. (Org.). Resíduos Sólidos: Gestão e gerenciamento. 1ed. Recife, EDUFRPE e , Gampe/UFRPE Recife, 2022, v. 1, p. 56-71.

SOARES, Ricardo Paulo. Prefeitura instala 35 pontos de coletas seletivas em Santarém e Alter do Chão. Portal da Prefeitura Municipal de Santarém, 2022. Disponível em: <<https://santarem.pa.gov.br/noticias/meio-ambiente/prefeitura-conclui-instalacao-dos-pontos-de-coletas-seletivas-por-toda-cidade-mcr77n>>. Acesso em: 20 mai. 2023.

OLIVEIRA, Y. C. Levantamento das Iniciativas de destinação final dos resíduos sólidos urbanos existentes no município de Santarém-PA. Trabalho de Conclusão de Curso, Santarém, 2016.

WITTE, Caroline; KELLER, Jacqueline. Análise do composto de marketing das marcas topshop, melissa e havaianas. ModaPalavra e-periódico, n. 8.



QUANTIFICAÇÃO DE MICROORGANISMOS EM AMOSTRAS DE SOLO E AREIA DE DESCARTADA DE FUNDIÇÃO PARA COBERTURA DE RESÍDUOS ORGÂNICOS

1Luciene Gachet Ferrari Domingues, 2Gisleiva Cristina dos Santos Ferreira,
3Marta Siviero Guilherme Pires

1 Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, e-mail: lucieneferrari@gmail.com; 2 Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, e-mail: gisleiva@ft.unicamp.br; 3 Faculdade de Tecnologia da Universidade Estadual de Campinas, e-mail: marta@ft.unicamp.br

Palavras-chave: Aterros sanitários; microrganismos; passivo ambiental.

Resumo

As areias descartadas de fundição são resíduos gerados em larga escala pelo setor de fundição de peças metálicas, sendo consideradas um passivo ambiental devido ao seu descarte prioritariamente em aterros sanitários, caso não tenha condições de reuso dentro do processo produtivo. Desta forma, destaca-se o interesse do setor público e privado, juntamente com o interesse científico para alternativas de uso deste resíduo. Neste sentido, estudos demonstram a utilização de areia descartada de fundição (ADF) nos sistemas construtivos dos aterros sanitários e nas camadas de coberturas intermediárias de resíduos sólidos. Para isso, deve-se ter controle e monitoramento ambiental desta utilização frente às exigências dos órgãos ambientais. Nesta pesquisa, foram desenvolvidos protótipos de solo e de solo com ADF na cobertura de resíduos sólidos orgânicos. O objetivo deste estudo foi quantificar as colônias de microrganismos (bactérias heterotróficas e fungos) de testemunhos extraídos dos protótipos com e sem ADF. Os testemunhos foram extraídos após 24 meses de monitoramento dos protótipos, adotando método de retirada de amostras semi-indeformadas. Os resultados demonstraram que houve aumento da biomassa de ambos os microrganismos para nas camadas mais profundas dos protótipos. Esse comportamento pode ser justificado pela maior quantidade de material orgânico acumulado neste local, devido o carreamento das partículas durante a percolação da água adicionada às camadas dos protótipos. Entretanto, não houve crescimento significativo das colônias de microrganismos encontradas no protótipo de 30% solo+70% ADF, em relação ao protótipo referência (100% solo). Portanto, a utilização deste resíduo, mesmo em alto teor, não ocasionou impacto negativo quanto à avaliação ambiental, considerando este tipo de parâmetro biológico.

1. Introdução

As areias descartadas de fundição (ADF) são resíduos gerados no processo de desmoldagem de peças metálicas nas indústrias de fundição. Segundo os dados internacionais da Global Casting Magazine (2022) estima-se que são geradas, mundialmente, cerca de 109 milhões de toneladas anuais do resíduo, sendo que no Brasil há a geração de 3 milhões de toneladas de ADF por ano.

As ADF's geradas no processo de desmolde de peças metálicas são comumente destinadas à aterros sanitários particulares ou terceirizados (públicos), porém sem funcionalidade, apenas ocupando espaço físico e comprometendo a vida útil destes aterros, além de demandar custos para transporte. Neste sentido, uma excelente alternativa seria a utilização destas ADF's para compor as camadas de cobertura de resíduos sólidos dentro dos aterros sanitários, com interesse tanto dos setores públicos (gestores de aterros), privados (indústrias de fundição) e acadêmico-científico.

Entretanto, deve-se considerar que a esta utilização de ADF como material sustentável alternativo aos solos comumente utilizados para aterros sanitários, necessita corresponder às exigências dos órgãos ambientais. A estabilidade de um talude de um aterro sanitário é influenciada por diversos fatores durante os períodos de execução e operação, como a variação de pressões neutras e adensamento do maciço de resíduos sólidos devido à biodegradação e teor de umidade, estando relacionada diretamente parâmetros de: coeficiente de permeabilidade das camadas; percolação dos lixiviados gerados; biomassa dos resíduos orgânicos e disponibilidade de carbono aos microrganismos. Para isso, é necessário controle técnico das características ambientais e biológicas destes materiais (CHEN *et al.*, 2024; DOMINGUES *et al.*, 2022; SINGH *et al.*, 2020).

Desta forma, é muito importante realizar a quantificação de microrganismos do maciço de resíduos orgânicos de aterros sanitários, bem como das camadas de cobertura que compõem os aterros sanitários, para monitoramento das características biológicas e ambiental destes aterros, ainda mais quando se pensa em uma inovação tecnológica de utilização de um material alternativo para tal finalidade, como a proposta desta pesquisa, que visa a aplicação funcional das areias descartadas de fundição nas camadas estruturais dos aterros sanitários.

Neste sentido, esta pesquisa visou a quantificação de microrganismos (bactérias e fungos heterotróficos) obtidos de amostras semi-indeformadas extraídas de protótipos de solo argiloso (controle) e solo + 70% ADF (inovação).

2. Material e Métodos

2.1. Materiais utilizados para montagem dos protótipos

2.1.1. Solo

O solo utilizado nesta pesquisa é de classificação do tipo argiloso, apresentando textura de material fino, coletado no campus da Faculdade de Tecnologia, localizado no campus I da UNICAMP de Limeira, SP. Este tipo de solo foi definido por apresentar as mesmas características hidráulicas (coeficiente de permeabilidade) de materiais comumente utilizados nas coberturas de resíduos em aterros sanitários (DOMINGUES *et al*, 2022; LEME e MIGUEL, 2018).

2.1.2. Areia descartada de fundição (ADF)

A areia descartada de fundição (ADF) utilizada foi cedida por uma empresa do setor de fundição de ligas metálicas ferrosas, oriunda do processo moldagem identificado como “areia verde”. Este tipo de amostra foi escolhido em função de se tratar de um resíduo livre de ligantes orgânicos e resinas, o que lhe confere melhores resultados às análises ambientais.

2.1.3. Mistura solo + 70% ADF

Utilizou-se uma mistura de solo com 70% de substituição em massa por ADF (30% solo+70% ADF) como material para cobertura dos resíduos sólidos orgânicos. Deve-se ressaltar que a possibilidade de se utilizar 70% de ADF, em substituição ao solo, é um ponto favorável aos conceitos de sustentabilidade (economia circular e utilização de resíduos), pois há reaproveitamento de grande quantidade do resíduo ADF.

2.1.4. Resíduos sólidos orgânicos

Para a montagem dos protótipos foram utilizados resíduos sólidos orgânicos oriundos de cascas de frutas, coletados no refeitório universitário do campus I da UNICAMP em Limeira, SP. Conforme NBR 10.004 (2004), este resíduo pode ser classificado como II-A – resíduo não inerte, a qual é a classificação dos resíduos que são destinados à aterros sanitários.

Após as coletas, as cascas de frutas foram picadas de forma mais grosseira, ou seja, sem um padrão específico de tamanhos dos pedaços, considerando-se dimensões na faixa de até 3 cm lineares. Após este procedimento, iniciou-se a montagem das camadas que compõem os protótipos.

2.2. Metodologia

2.1. Metodologia de montagem dos protótipos

Foram montados dois protótipos, um com solo argiloso (controle) e outro com mistura de solo + 70% ADF para cobertura dos resíduos sólidos orgânicos (cascas de frutas). As dimensões adotadas para ambos foram de 0,4 m x 0,4 m e 1,60 m de altura, resultando em um volume total de 1,7 m³. Foi escolhida uma estrutura metálica com acrílico, para facilitar a visualização das camadas, processos de biodegradação e formação/percolação de lixiviados. As camadas foram confeccionadas conforme a seguir:

a) Camada de fundo (drenante) foram utilizadas britas lavadas e manta geotêxtil para compor a parte drenante. Para viabilizar a coleta do lixiviado, fez-se um furo circular (5 cm de diâmetro) na placa de fundo do protótipo (acrílico), onde foi acoplado um cano de PVC (Figura 1).



Figura 1. Brita e manta geotêxtil para montagem da camada de fundo.

b) Camadas intermediárias de resíduos orgânicos: estas camadas foram definidas em função da representatividade de um aterro sanitário, seguindo uma proporção de 1:2 (cobertura: resíduo orgânico). Foi necessário considerar a altura total do protótipo (1,60 m), para definir as alturas das camadas de resíduos orgânicos (cascas de frutas) e cobertura (solo ou solo + ADF), definidas em 0,20 m e 0,10 m de altura, respectivamente (figura 2). A compactação foi realizada conforme parâmetros definidos pelo método Proctor, na energia normal (NBR 7182, 2016), os quais foram umidade ótima de x% e massa específica aparente seca de x k/m³. Com isso, obteve-se um coeficiente de permeabilidade (K) de 10⁻⁶ cm/s, adequado às exigências das normas de execução de aterros sanitários (EPA 542-F-03-015, 2003 e NBR 13896, 1997). Devido formato quadrado da seção transversal dos protótipos (0,4 m x 0,4 m), foi necessário desenvolver um soquete compactador específico, com seção transversal de 0,2 m x 0,2 m. (Figura 3).



Figura 2. Cobertura dos resíduos orgânicos dos protótipos.



Figura 3. Compactador desenvolvido para as camadas intermediárias de resíduos e suas coberturas.

c) Camada de cobertura final (ou de encerramento): adotou-se 20 cm de altura, a fim de evitar o carreamento do material que compõem a mesma, devido ao fluxo laminar de água inserido no protótipo durante o período de monitoramento e geração de lixiviados. Durante os períodos sem monitoramento do recalque e de geração de lixiviados, utilizou-se de uma lona e tenda para proteção dos raios solares e águas de chuva não controladas, além do acesso de insetos (Figura 4).



Figura 4. Protótipos de solo e de solo + 70% ADF nas camadas de cobertura de resíduos sólidos orgânicos.



2.2. Desmontagem dos protótipos e obtenção das amostras semi-indeformadas

Após o período de 24 meses de monitoramento (coleta dos lixiviados e medições dos recalques superficiais), os protótipos foram desmontados e foram obtidas amostras semi-indeformadas para análises microbiológicas, físico-químicas e hidráulicas, e assim verificar possíveis alterações nas camadas de resíduos orgânicos e respectivas coberturas (solo ou solo + 70% ADF).

A extração das amostras semi-indeformadas foi realizada com auxílio de fôrmas de PVC com 5 cm de diâmetro interno e 10 cm de altura, cravadas de forma manual para obtenção dessas amostras dos protótipos (Figura 5).



Figura 5. Fôrma de PVC cravada no protótipo para obtenção de amostra semi-indeformada.

2.3. Quantificação de bactérias heterotróficas e fungos em amostras de solo e de solo + 70% ADF extraídas dos protótipos

As amostras semi-indeformadas foram obtidas em 3 diferentes alturas de cada protótipo, representando as camadas de cobertura, intermediárias e de fundo impermeabilizante, respectivamente, como à seguir: solo₁, solo₂ e solo₃; e solo + ADF₁; solo + ADF₂; solo + ADF₃. (Figura 6)

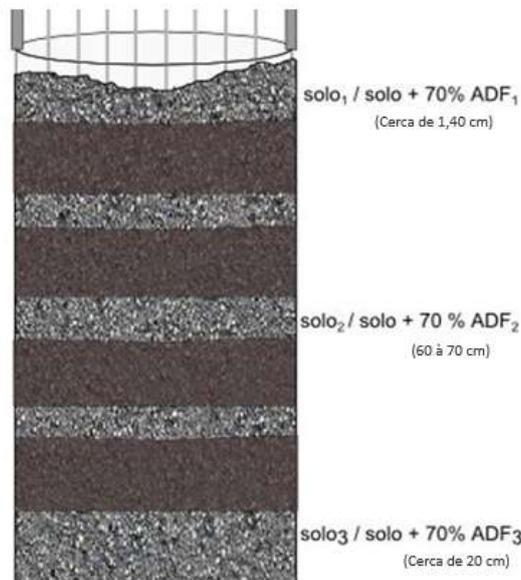


Figura 6. Alturas de extração das amostras semi-indeformadas, obtidas dos protótipos de solo e de solo + 70% ADF.

Fonte: Autora, 2020

O ensaio de quantificação de microrganismos (bactérias heterotróficas e fungos), seguiu à metodologia prescrita nas normas técnicas L5.201 (CETESB, 2006) e AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (2012). A técnica consiste na inoculação em profundidade de *Pour-Plate*, a qual garante maior disponibilidade dos meios de cultivo às bactérias e fungos, seguindo os métodos descritos para tal análise. Para garantia do teste foram montadas em placas de Petri esterilizadas, em duplicatas. Para o preparo das águas de diluição foi utilizado 1 g de peptona para cada litro de água destilada, colocados em agitador magnético por 15 minutos. Os frascos foram preparados com 90 ml dessa solução e autoclavados a 121°C por 15 minutos e depois armazenados em geladeira. Para cada 10 g das amostras de solo e da mistura de solo + 70% ADF foram utilizadas 90 ml de água de diluição. A Figura 7 ilustra a sequência adotada para as diluições e a técnica de *Pour-Plate* adotada de inoculação de micro-organismos (CETESB L5.201, 2006).

O esquema de diluições seguiu a seguinte proporção: 10 ml do frasco anterior, adicionados a 90 ml do frasco de diluição



seguinte. Esse procedimento foi realizado até completarem 8 diluições subsequentes, atingindo a concentração de 10^{-8} g. Foi inoculado 1 ml da água de diluição com amostra de solo e solo + 70% ADF nas diluições de 10^{-2} a 10^{-5} g de concentração para bactérias, e 10^{-4} a 10^{-8} g para fungos, respectivamente. Em seguida, tais diluições foram (meios de cultura), foram transferidas às placas de Petri.

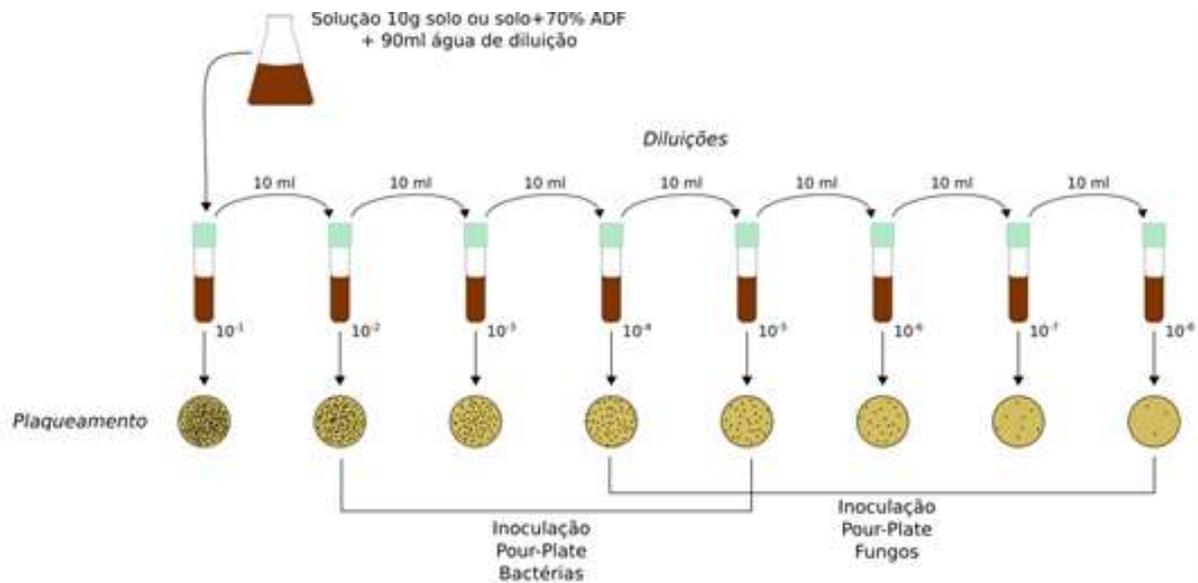


Figura 7. Esquema ilustrativo da técnica de *Pour-Plate* para inoculação de microrganismos.

Fonte: Autora, 2020

Para os preparos dos meios de cultura, foram adicionados, para cada litro de água destilada, 23,5 g de *Plate Count Agar* (PCA) e 65 g de *Sabouraud Dextrose Agar* (SDA), para cultivo de bactérias e fungos, respectivamente. Estas soluções foram conservadas na geladeira em frasco âmbar. As placas foram incubadas na estufa à $35,5^{\circ}\text{C}$ por 48 h e 28°C por 72 h para contagem de bactérias e fungos, respectivamente. Após este período de incubação, foram selecionadas as placas em duplicatas que apresentaram de 30 a 300 colônias. Calculou-se a média aritmética das contagens e multiplicou-se o valor pelo inverso da diluição utilizada, obtendo-se desta forma a densidade de bactérias heterotrófica e fungos em cada placa selecionada (equação 1). Os resultados foram expressos em UFC/g (unidades formadoras de colônias por grama) de acordo com L5.201 CETESB, 2006.

$$\frac{\text{Soma dos valores das duplicatas}}{2} \times \text{inverso da diluição} = \text{UFC/g} \quad (1)$$

Resultados e discussões

A Figura 8 mostra as placas de Petri que apresentaram maior número de colônias de bactérias e fungos para amostras extraídas dos protótipos de solo e solo + 70% ADF, respectivamente.

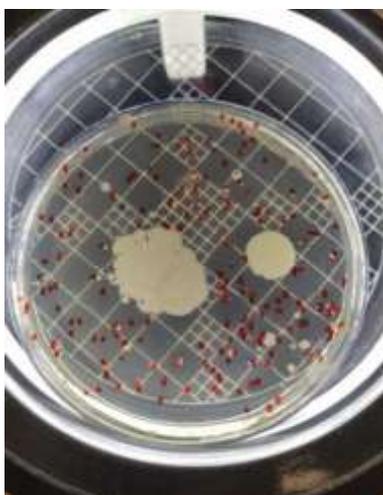


Fig.8a. Colônias de bactérias no solo

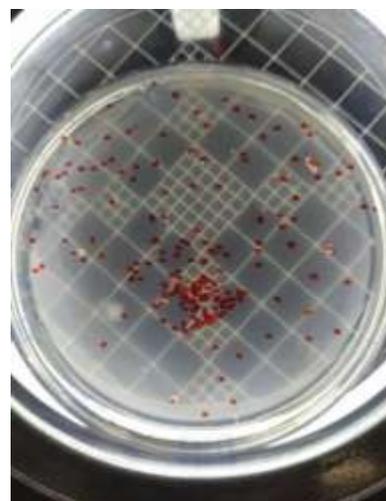


Fig.8b. Colônias de bactérias no solo+70%ADF

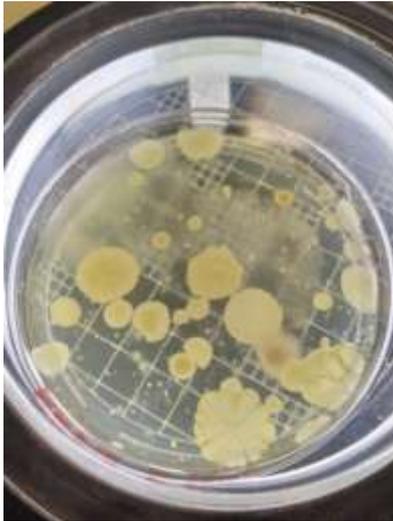


Fig.8c. Colônias de fungos no solo



Fig.8d. Colônias de fungos no solo+70% ADF

A Tabela 1 apresenta a quantidade de unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas e fungos (por grama de solo) obtidas em amostras extraídas em 3 diferentes alturas dos protótipos.

Tabela 1. Quantificação de unidades formadoras de colônias de bactérias heterotróficas e fungos (por grama de solo)

Alturas	Bactérias(UFC/g)	Fungos(UFC/g)
Solo ₁	$1,0 \times 10^5$	$8,0 \times 10^3$
Solo ₂	$4,8 \times 10^5$	$1,1 \times 10^4$
Solo ₃	$6,5 \times 10^5$	$1,5 \times 10^4$
Solo + ADF ₁	$3,0 \times 10^4$	$9,0 \times 10^3$
Solo + ADF ₂	$1,8 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$
Solo + ADF ₃	$1,4 \times 10^7$	$4,2 \times 10^4$

*UFC/g: Unidades formadoras de colônia por grama

As Figura 9 e 10 apresentam, respectivamente, a dispersão quantitativa de unidades formadoras de colônias (UFC/g) de bactérias heterotróficas e fungos por alturas das amostras semi-indeformadas extraídas dos protótipos de solo e se solo + 70% ADF.

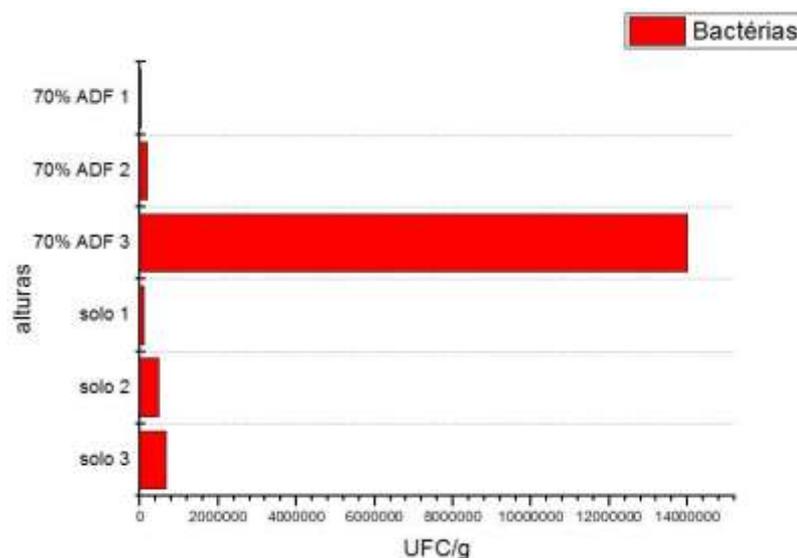


Figura 9. Dispersão quantitativa de bactérias heterotróficas (UFC/g) por alturas das amostras semi-indeformadas extraídas dos protótipos de solo e de solo + 70% ADF.

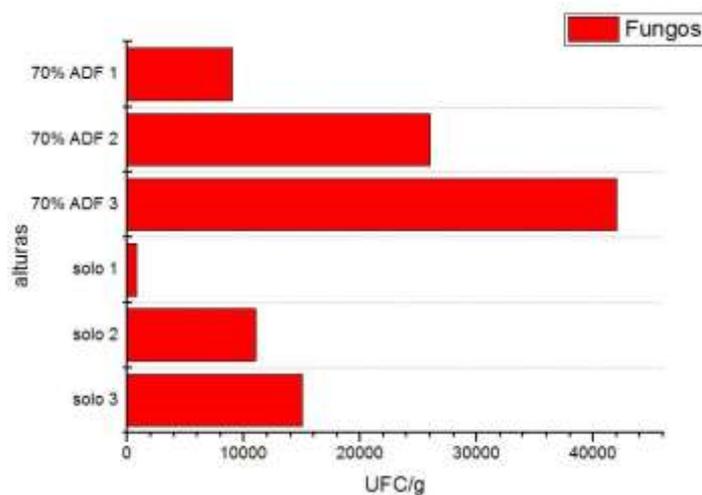


Figura 10. Dispersão quantitativa de fungos (UFC/g) por alturas das amostras semi-indeformadas extraídas dos protótipos de solo e de solo + 70% ADF.

Em relação a biomassa quantitativa de microrganismos, foi observado um número maior de bactérias heterotróficas nas amostras advindas do protótipo de solo em relação às de solo + 70% ADF. A única exceção foi observada na última camada do protótipo de solo + 70% ADF. O comportamento das amostras em relação às bactérias pode ser justificado pela presença da ADF, que além da areia (sílica), é composta por pó de carvão e bentonita, compostos os quais podem ter contribuído com o acréscimo destes microrganismos. Bara e Tiwary (2023) indicam a estabilização granulométrica de solos com areias verdes de fundição para manutenção da resistência dos solos e qualidade ecológica, melhorando suas propriedades geotécnicas.

Já para quantificação dos fungos observa-se uma maior quantidade destes microrganismos nas amostras de solo + 70% ADF, e, para ambos os protótipos, houve acréscimo substancial desses organismos com o aumento da profundidade das amostras extraídas. Isto já era esperado, devido a camada mais profunda apresentar maior teor de umidade e de matéria orgânica advindos dos processos de biodegradação e de material lixiviado que percolaram das camadas adjacentes superiores.

Embora a concentração de fungos deva ser maior na superfície dos solos, onde há maior disponibilidade de oxigênio, na literatura relata-se maior crescimento de fungos do tipo mesófilos (espécies *Aspergillus* spp. E *Penicillium* spp.), em solos mais profundos, com temperaturas intermediárias entre 30 e 40°C (DRESCH, LANA e MACIEL, 2019), o que corrobora com o encontrado nessa pesquisa. Com aumento da profundidade dos solos, a biomassa microbiana se distribui de maneira mais heterogênea. Rodrigues *et al.* (2011) encontraram maior quantidade de fungos em amostras obtidas em perfis mais profundos de solo, devido à maior concentração de celulose, a qual favorece o crescimento de fungos. Os autores também encontraram maior presença de bactérias anaeróbias, justificado pelo maior teor de umidade e ausência de oxigênio nas maiores profundidades de solos.

Na literatura científica os estudos relacionam a biomassa de microrganismos com a quantidade de matéria orgânica e, consequentemente, ao carbono disponível para o consumo destes (ZHANG *et al.*, 2024; CHEN *et al.*, 2024). Chen *et al.* (2024) realizaram uma revisão sistemática, analisando 188 pares de dados de 57 artigos sobre os efeitos de materiais orgânicos na composição e diversidade microbiana em diferentes solos agrícolas. Estes autores concluíram que a adição de materiais orgânicos melhora a composição do carbono orgânico no solo, resultando em maior diversidade na biomassa bacteriana e fúngica.

Destaca-se ainda, que ADF's oriundas dos processos de areia verde de fundição, são livres de aditivos químicos e resinas orgânicas. Desta forma, embora exista uma lacuna na literatura e os estudos ainda são muito incipientes, este resíduo pode ser considerado como um material apropriado para misturas com solo com características ambientais semelhantes ao próprio solo puro utilizado para cobertura de resíduos orgânicos, quanto aos parâmetros de biomassa e disposição de microrganismos, (ambos com a mesma classificação ambiental – Classe IIA), à capacidade orgânica e percolação dos lixiviados, não alterando a qualidade dos mesmos.

Conclusões

Considerando os objetivos propostos e metodologia adotada para alcança-los, é possível concluir que há o acréscimo de biomassa de ambos os microrganismos estudados (bactérias heterotróficas e fungos) com aumento da profundidade de extração das amostras semi-indeformadas dos protótipos, o que ocorreu em função do maior acúmulo de material orgânico no fundo, levado juntamente com o lixiviado. Além disso, o maior teor de umidade em maior profundidade, também contribui para esse comportamento. Entretanto, não houve diferença significativa na quantificação de microrganismos quando compara-se os protótipos de solo e de solo + 70% ADF.

Desta forma, a incorporação de um alto teor de resíduo (ADF) em uma mistura de solo para utilização nas camadas de cobertura de resíduos orgânicos não apresentou interferência significativa quanto ao parâmetro biológico avaliado. Ainda, ressalta-se que a ADF já é comumente enviada ao descarte de aterros sanitários. Isto reforça, que não há impacto negativo quanto



ao uso da ADF para compor as camadas de cobertura de resíduos orgânicos, dando funcionalidade à este material, e reduzindo o passivo ambiental, de um resíduo que já tem essa destinação final.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES (código 001), ao Programa de pós-graduação em Tecnologia – FT/UNICAMP e aos técnicos de laboratórios de Pesquisa Solos e Transportes e de Microbiologia Ambiental.

Referências Bibliográficas

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examinations of water and wastewater*. 19 ed., Washington DC, American Water Works Association (AWWA), 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7182: Solo – Ensaio de Compactação*. Rio de Janeiro, Brasil, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004: Classificação de resíduos sólidos*. Rio de Janeiro, Brasil, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 14545: Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável*. Rio de Janeiro, Brasil, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação*. Rio de Janeiro, Brasil, 1997.

BARA, S.M.; TIWARY, A.K. (2023). Effect of waste foundry sand and terrazyme on geotechnical characteristics of clay soil. *Materials today proceedings*, 28 march, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2023.03.380>.

CHEN, L.; ZHOU, S.; ZHANG, Q.; ZHOU, M.; YIN, Q.; QIU, Y.; QUIN, W. (2024). Effect of organic material addition on active soil organic carbon and microbial diversity: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, v. 241, September 2024, 106128. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106128>.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Norma Técnica L5.201 – Contagem de bactérias heterotróficas: método de ensaio*. São Paulo, 2006.

DRESCH, F.; LANA, D.F.D.; MACIEL, M.J. (2019). Avaliação das comunidades fúngicas encontradas em amostras de solo: uma revisão sistemática da literatura. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v.10, n.6, 2019. DOI: 10.6008/CBPC2179-6858.2019.006.0007.

DOMINGUES, L. G. F.; FERREIRA, G. C. S.; PIRES, M. S. G. (2022). Physicochemical and microbiological characteristics of waste foundry sand used in landfills. *Environmental Monitoring Assessment*, v 194:725, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10355-7>.

GLOBAL CASTING MAGAZINE. Disponível em: www.globalcastingmagazine.com, 2022.

LEME, M.A.G.; MIGUEL, M. G. (2018). Permeability and Retention to Water and Leachate of a Compacted Soil Used as Liner. *Water Air Soil Pollut*, nov. 2018, pp. 229 – 374. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-018-4001-0>.

RODRIGUES, H.J.B.; SÁ, L.D.A.; RUIVO, M.L.P.; COSTA, A.C.L.; SILVA, R.B.; MOURA, Q.L.; MELLO, I.F. (2011). Variabilidade quantitativa de população microbiana associadas às condições microclimáticas observadas em solo de floresta tropical úmida. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.26, n.4, pp. 629 - 638, 2011.

SINGH, V.K; KUMAR, D.; KASYAP, P.S.; SINGH, P. K.; KUMAR, A.; SINGH, S. (2020). Modelling of soil permeability using different data driven algorithms basedon physical properties of soil. *Journal of Hydrology*, v. 580, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124223>.

ZHANG, P.; SADRAS, V.; ZHANG, R.; LIU, L.; YANG, X.; SUN, B.; HU, C.; XU, H.; ZHANG, S. (2024). Responses of winter wheat yield and soil organic carbon to long-term (1990–2021) fertilization regimes under inter-annual weather variation in the Loess Plateau. *European Journal of Agronomy*, v. 157, July 2024, 127189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127189>.



CHEMICAL CHARACTERIZATION OF LANDFILL-MINED-SOIL-LIKE-FRACTIONS (LFMSF) FOR APPLICATION AS FERTILIZER OR SOIL CONDITIONER

1Lucas Antonio de Oliveira, 2Jerusa Schneider, 3Diego Costa Romeiro, 4Miriam Gonçalves Miguel

1 Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, e-mail:

l213420@dac.unicamp.br; 2 Universidade Estadual de Santa Cruz, Departamento de Ciências Agrárias e Ambientais, e-mail:

jschneider@uesc.br; 3 Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo,

e-mail: diegocostaromeiro@hotmail.com; 4 Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil,

Arquitetura e Urbanismo, e-mail: mgmiguel@fec.unicamp.br

Key-words: Landfill mining; Municipal Solid Waste; Agriculture Reuse.

Abstract

Brazil is currently in the process of raising awareness about the importance of adequately treating municipal solid waste (MSW) and exploring its potential for added value. Despite the economic viability of landfills for the disposal of MSW, it is essential to consider the environmental impact resulting from the generation of contaminants by these projects. Given this context, the practice of landfill mining appears as a possible solution. This activity consists of excavating MSW deposited in landfills and dumps, both active and inactive, to reintegrate them into the production chain as sources of energy or secondary raw materials. In the context of landfill mining, waste is classified into several categories and, for each of them, a viable route of reuse is sought, aiming to reduce waste and promote environmental sustainability. Landfill-mined-soil-like-fractions (LFMSF) stand out as the predominant category, varying in composition depending on the age of the landfill. These fractions are composed of organic materials and small fragments of other materials (metals, plastics, glass, etc.) broken during collection, transport or during the disposal operation itself. Proper disposal of LFMSF represents a significant challenge to the economic viability of landfill mining projects, especially due to its organic origin. This work focuses on the chemical evaluation of LFMSF from the Delta A landfill, located in Campinas city, Southeastern Brazil, with 8 years of landfilling (LFMSF-8), to investigate its possible use in the agricultural environment. Verification is carried out by comparing concentrations of potentially toxic elements (PTE), macronutrient and micronutrient contents, with legislation for organic fertilizers, conditioners, and soil remineralizers. The analyses carried out provided a detailed understanding of the chemical composition of LFMSF-8, highlighting significant concentrations of elements essential for plant development. Notably, it observed concentration within the limits established for Fe in concerning to remineralizers. When compared with minimum levels established for solid or fluid organomineral fertilizers for soil application or fertigation, as well as for simple, mixed, compound, and solid or fluid organomineral organic fertilizers for foliar application and hydroponics, it was found that LFMSF-8 presents higher levels of Ca, Fe, Mn, B and cation exchange capacity (CEC). Furthermore, PTE concentrations below the maximum limits allowed for organic fertilizers, substrates, and soil conditioners in Brazil were observed in the analysis of LFMSF-8 solubilized, reinforcing the viability of them as a fertilizer alternative. This fraction, therefore, emerges as a valuable source of secondary macronutrients and micronutrients, demonstrating the potential to contribute significantly to agricultural production. The results of this research suggest that the responsible use of LFMSF does not compromise the quality of water, soil, or human health, pointing to the possibility of transforming urban waste into valuable resources to promote agricultural and environmental sustainability. It is crucial to highlight that the safe use of LFMSF as a fertilizer, following appropriate practices related to MSW, can represent a sustainable strategy for the supply of essential nutrients in agricultural production.

Introduction

The increase in consumption has led to a significant growth in the annual production of municipal solid waste (MSW). Between 2010 and 2019, MSW generation in Brazil increased from 67 million to 79 million tons annually. Simultaneously, per capita production grew from 348 kg to 379 kg per year, resulting in a 19% increase in MSW generation in the country (ABRELPE, 2020). In 2022 an average per capita generation of 1.043 kg per day is estimated (ABRELPE, 2022). One option adopted to dispose of this waste is disposal in landfills, due to its relatively low operational costs (RONG et al., 2017). Under the Brazilian National Solid Waste Policy (PNRS, in the Portuguese acronym), such disposal is considered an environmentally appropriate alternative. Sanitary landfills operate following specific rules and regulations. This prevents damage to public health, guarantees safety and minimizes adverse environmental impacts (BRASIL, 2010).

However, landfills can result in significant negative impacts, such as uncontrolled release of gases, accidental fires, and slope failures. Gases generated in landfills are one of the main sources of greenhouse gas emissions, especially methane gas, which is often not collected or adequately treated (CHANDANA et al., 2021 and POULSEN et al., 2014). Furthermore, the generation of large volumes of leachate is another negative characteristic of this destination (SOUSA et al., 2023 and WIJEKON et al., 2022). Leachate management represents a major challenge in the field of environmental engineering, due to the diversity of materials present in MSW and the potential pollutant load of these wastes (PRECHTHAI et al., 2008 and LÓPEZ et al., 2018).



Sanitary landfills represent a socioeconomic burden for municipalities. This is due to the intensive use of soil for daily coverage and the need for appropriate areas for waste disposal. Furthermore, it is necessary to create adequate living conditions for the local community (ABDEL-SHAFY and MANSOUR, 2018). Despite all the environmental liabilities mentioned, most nations send MSW to landfills and dumps. Parallel to this problem with existing landfills, there is also the aggravating fact that many landfills are reaching their maximum capacity and the search for new sites for landfills has become a major challenge due to the scarcity of suitable areas and increased government regulations. Given the above, the practice of landfill mining emerges as a viable alternative for mitigating soil, air, and water pollution, due to the possibility of exploiting secondary raw materials (KROOK et al., 2012).

Landfill mining is aligned with PNRS guidelines, which advocate integrated and effective management of solid waste, prioritizing non-generation, reduction, reuse, recycling and environmentally appropriate final disposal (BRASIL, 2010; BRASIL, 2022a). Simply put, landfill mining consists of the excavation, processing, treatment or recycling of landfilled materials removed from an active or closed landfill or dump (KROOK et al., 2012). In the context of landfill mining, waste is classified into several categories, allowing for specific reuse strategies. In Brazil, the proposal for classifying landfilled waste by Leme et al. (2021) identified 25 categories, highlighting the LFMSF ($d < 19$ mm) as the most representative category, which can make up 40% to 80% of the wet mass of the total excavated waste (PARRODI, 2018).

In the technical scientific literature, there are different denominations to refer to LFMSF, some of the denominations used are: fine fraction, inert fraction, soil-like fraction, inorganic soils, unidentified materials, and others (BURLAKOV et al., 2016; CHANDANA et al., 2021; HOGLAND et al., 2004). To standardize a denomination for these fractions, Chandana et al. (2021) carried out a systematic review on the subject and suggested the designation Landfill-Mined-Soil-like-Fractions (LFMSF). This terminology has been adopted in subsequent works (GOLI and SINGH 2023; GOLI et al., 2022a; GOLI et al., 2022b).

LFMSF constitute a composition of organics, soil, debris and small fragments of metals, plastics and glass segregated during landfill mining (CHANDANA et al., 2021). These fractions have notable structural similarities with soils, suggesting the possibility of containing higher levels of nutrients and total organic carbon (TOC) compared to agricultural soils (MÖNKÄRE et al., 2016; SINGH et al., 2020). These similarities are especially evident due to the presence of particles similar in size to those in soil, such as silt and clay, which make up the LFMSF (MARTINEZ et al., 2022). The fine grain size of its particles provides them with a remarkable capacity to retain water and nutrients due to their high specific surface area, which can significantly contribute to plant cultivation (RONQUIM, 2020).

Due to the growing demand for food, feed and biofuels that drive the need for products that improve soil fertility, the use of LFMSF as a fertilizer is relevant. Brazil represents 8% of global fertilizer consumption, ranking fourth in the world, behind only China, India, and the United States. However, more than 80% of the fertilizers used in the country are imported, which highlights a high external dependence in a market dominated by few suppliers. This situation leaves the Brazilian economy heavily supported by agribusiness, vulnerable to fluctuations in the international fertilizer market, directly affecting rural producers. Excessive dependence on imported inputs can represent a significant challenge to food security and the sustainability of agricultural production in Brazil. Investments in research, development and national production of fertilizers are essential to reduce this vulnerability and strengthen the country's economic base (BRASIL, 2022b).

Agriculture is one of the sectors that consumes the most natural resources, resulting in the depletion of nutrients from the soil caused by the removal (harvesting) of crops, which can only be corrected by replacing nutrients via mineral or organic fertilization. Additionally, Brazil has large tracts of land with low natural fertility related to high acidity and aluminum (Al) toxicity, as well as low phosphorus (P) fixation capacity, associated with its location in the tropical region (NOVAIS et al., 2007). Therefore, the use of LFMSF from landfilled MSW emerges as an environmentally appropriate alternative to reduce the impacts resulting from the extraction of natural resources, in addition to promoting the maintenance of organic matter in the soil. This is especially important in highly weathered soils such as those found in Brazil.

Evaluate the levels of elements considered essential from the point of view of soil fertility and plant nutrition, which are divided into primary macronutrients (nitrogen (N), phosphorus (P), potassium (K)), secondary (calcium (Ca), magnesium (Mg) and sulfur (S)) and micronutrients (iron (Fe), boron (B), chlorine (Cl) copper (Cu), manganese (Mn), molybdenum (Mo) and zinc (Zn)), is crucial to verify whether the LFMSF adequately meets the majority of agricultural nutrient needs. Nutrients are fundamental for agricultural production, however, when transferred to other ecosystems, they can become pollutants (GUELFÍ et al., 2021). Therefore, both elements considered essential and those that have not proven their essentiality can cause adverse effects on both plants and animals when in excess (Silva et al., 2021). These are the cases of P and N which, when used inappropriately, can harm the quality of drinking water and cause eutrophication in aquatic systems, with consequences for sustainability in agricultural and urban regions (GUELFÍ et al., 2021). Furthermore, it is common to attribute productivity gains solely to the application of fertilizers containing primary macronutrients (N, P and K). Although these nutrients are widely used and promote production increases, it is crucial to consider the supply of other nutrients. On the other hand, due to the origin of LFMSF, in addition to the elements considered essential, they may contain elements categorized as toxic, that is, their participation in biological processes is not proven and they are classified as priority pollutants, being called potentially toxic elements (PTE), such as arsenic (As), lead (Pb), cadmium (Cd), mercury (Hg), chromium (Cr), antimony (Sb) and tin (Sn). These PTE present high toxicity even at low concentrations, being of great environmental interest (ATSDR, 2022).

Given of the above, this research aimed to characterize the LFMSF mined from an MSW cell with 8 years of landfilling in the Delta sanitary landfill at Campinas city, southeastern Brazil, symbolized by LFMSF-8, and analyse the results of this

characterization with the values established in current legislation for organic fertilizers, soil conditioners and remineralizers and in resolutions that provide for criteria and guiding values for soil quality regarding the presence of chemical substances. Based on this analysis, the aim was to indicate the most appropriate application of LFMSF-8 in the agricultural sector, to guide future research.

Materials and Methods

The MSW object of this study was collected from Delta A Landfill, located in the Campinas city, Southeastern Brazil, following the Brazilian standard NBR 10007 (ABNT, 2004c). The representative sample of MSW was removed from the landfill in December 2019, coming from a cell that had been landfilled for 8 years, totaling around 300 kg in wet mass. This landfill accommodates disposed waste, which was categorized as Class II-A (non-hazardous and non-inert) and Class II-B (inert) in accordance with NBR 10004 standard (ABNT, 2004a).

The MSW sample was sent to the laboratory and subjected to moisture content tests, according to the Brazilian standard NBR 6457 (ABNT, 2024) and the gravimetric characterization, considering 25 categories, one of which is LFMSF-8, considered to have particles smaller than 19mm. The LFMSF-8 represented 35.56% and 35.65% in relation to the total mass of the sample on a dry and wet basis and moisture content of 49.02% and 32.90%, on a dry and wet basis, respectively. Details of sampling procedures, determination of moisture content and gravimetric composition can be seen in Leme et al. (2021). After these procedures, the LFMSF-8 category was placed in a freezer at a temperature between -12°C and -18°C , aiming to stop its degradation process, still in December 2019.

Months later, a portion of the sample was removed from the freezer for thawing (Figure 1a). It was then dried in an oven at 60°C until the mass remained constant. The mass was measured using a precision analytical balance of two decimal places with a capacity of 4200 g. Subsequently, the solid sample was crushed in a high-speed granular mill, leaving the material with a diameter of less than 3 mm (Figure 1b). With 250 g of the crushed sample, the solubilized extract was prepared, in accordance with Brazilian standard NBR 10006 (ABNT, 2004b).

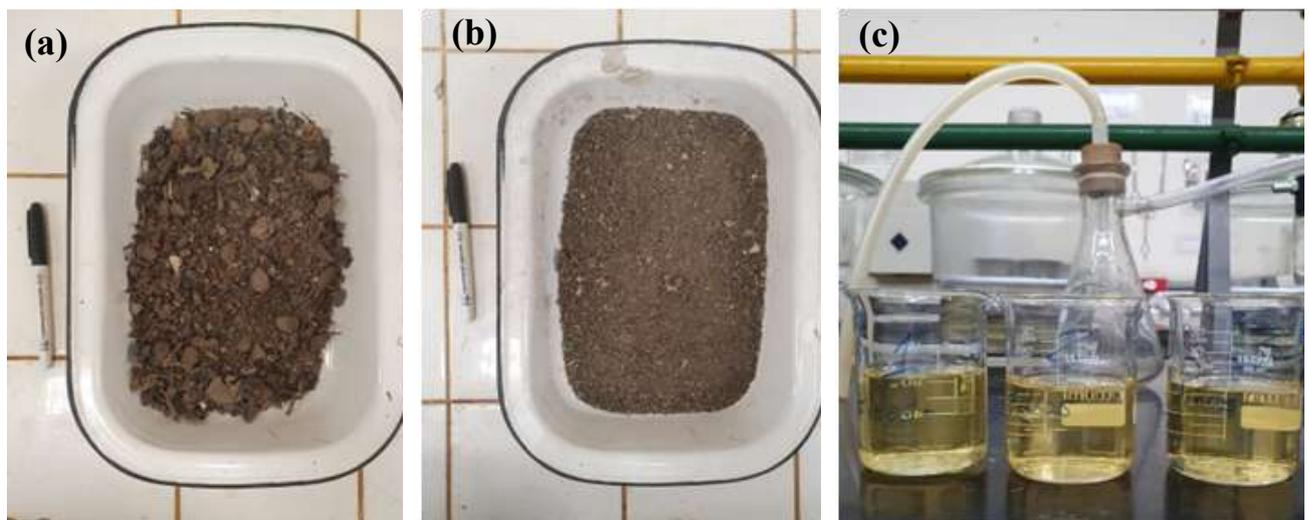


Figure 1 - a) Sample of LFMSF, with 8 years of landfilling, before crushing; b) Sample of LFMSF-8 after crushing, with a diameter of less than 3 mm and c) Solubilized extract of LFMSF-8 after filtration.

The solubilized extract was obtained by placing 250 g of LFMSF-8 in contact with 1 L of ultrapure water for 1 week, using a volumetric flask. After this period, the solubilized extract went through three filtration steps. The first aimed to remove settleable solids using an aquarium net for fish with a pore size of 1 mm. The second and third filtrations were carried out with the aid of a vacuum pump system with compressor. In the second, a fiberglass pre-filter was used (2 μm pore and diameter of 47 mm), while in the third filtration, a cellulose acetate membrane was used (0.45 μm pore and diameter of 47 mm) as a filter (Figure 1c).

A liquid sample of approximately 600 mL of the solubilized extract was subjected to chemical characterization tests to determine the concentration of potentially toxic elements (PTE). The concentrations of nickel (Ni), zinc (Zn), chromium (Cr) and lead (Pb) were analysed by an optical emission spectrometer with coupled inductive plasma, using the equipment (ICP-OES), Perkin Elmer – Optima 8300. The concentrations of arsenic (As), cadmium (Cd) and mercury (Hg) were obtained by atomic absorption spectrometry with a graphite furnace, using the GF-AAS equipment, Perkin Elmer – AA 600.

To characterize the agronomic potential of solid samples, 200 g of raw LFMSF-8 (without crushing) were used to determine the primary macronutrients: N, P, K; secondary macronutrients: Ca, Mg, S; micronutrients: B, Cu, Fe, Mn, Zn, potential hydrogen (pH), total organic carbon (TOC), cation exchange capacity (CEC), organic matter, ash, and C/N ratio. Such analyses, considering the waste as organic fertilizer, followed the Manual of Official Analytical Methods for Fertilizers and Correctives by the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply (MAPA, in the Portuguese acronym) (BRASIL, 2017).



The concentrations of PTE, macronutrients and micronutrients were evaluated in accordance with the values established by Brazilian legislation for organic fertilizers, conditioners, and soil remineralizers. MAPA Normative Instruction No. 61/2020 (Brasil, 2020) was used to evaluate the use of LFMSF as organic fertilizers and biofertilizers, and MAPA Normative Instruction No. 05/2016 (Brasil, 2016a), for remineralizers and plant substrates. Furthermore, it considered MAPA Normative Instruction No. 7/2016 (Brasil, 2016b), which defines maximum limits of contaminants admitted in substrates, organic fertilizers, and soil conditioners, and Brazilian CONAMA Resolution 420/2009 (Brasil, 2009) which establishes concentration limits of chemical substances and quality guiding values from soil.

Results and Discussion

Potential nutrient input for agricultural production purposes

The values of macro and micronutrients, TOC, Organic Matter, Ash, CEC, and pH of LFMSF-8 are presented in Table 1, as well as the values of the same parameters recommended by MAPA Normative Instructions. It was observed that the LFMSF-8 showed levels below the minimum required for P, Zn, Cu, Mn, and B compared to the standards for remineralizers (BRASIL, 2016a). However, the Fe contents of the LFMSF-8 are within the established limits. When contrasting the values of the LFMSF-8 with the prescribed minimums for solid or fluid organomineral fertilizers for soil application or fertigation, as well as for simple, mixed, compound, and solid or fluid organomineral fertilizers for foliar application and hydroponics (BRASIL, 2020), it was found that the LFMSF-8 exceed the minimum values for Ca, Fe, Mn, B, and CEC, but are below for N, P, K, Mg, S, Zn, Cu, and TOC. These analyses indicate that LFMSF-8 have the potential to supply both secondary macronutrients and micronutrients, in addition to presenting a high CEC value.

The C/N ratio of LFMSF-8 presented a value of 10, meeting the established (≤ 20) for solid or fluid organomineral fertilizers for soil application or fertigation (BRASIL, 2020). C/N ratios are crucial to explain the behavior of organic solid wastes in the soil and its degree of fertility. Generally, the C/N ratio of a matured compound is in the range of 12 to 20 (ABREU JR et al., 2005; BRUST, 2019). The use of not stabilised organic fertilizers in agricultural crops can result in nitrogen deficiency for plants. When the organic compound is rich in carbon and poor in nitrogen (not stabilized condition), soil decomposer bacteria use the nitrogen available in the soil to meet their needs during the decomposition process. This results in a lack of nitrogen available to plants, a situation like what happens when using a not stabilised substrate (MANU et al., 2021).

The moisture content, on a dry basis, of LFMSF-8 was above the maximum (20%) required for solid organomineral fertilizers for soil application or fertigation (BRASIL, 2020). The CEC value of 130 mmol kg^{-1} obtained by LFMSF-8 (Table 1) meets the established minimum value of 80 mmol kg^{-1} for solid or fluid organomineral fertilizers applied to the soil or by fertigation (Brasil, 2020). The high CEC is attributed to the nature of the material, highlighting the positive impact of organic matter in improving the soil's CEC. This conditions improvements in porosity, aeration, water retention capacity and microbiological activity when applied to the soil. The Total Organic Carbon (TOC) content of 5.64% obtained by LFMSF-8 (Table 1) meets the 3% requirement for fluid organomineral fertilizers applied to the soil or by fertigation. However, it does not meet the same specification (Brazil, 2020) when the fertilizer is in solid form.

The TOC content of LFMSF-8 is within the range observed by Kaartinen et al. (2013) and Mönkäre et al. (2016), who also studied LFMSF with particle sizes less than 20 mm. However, when examining the organic matter content, differences arise concerning these studies. It is important to highlight that the MSW collected by Kaartinen et al. (2013) and Mönkäre et al. (2016) was obtained through drilling, unlike the MSW collected in this research, through trench opening (LEME et al., 2021). The drilling technique used in sampling can result in different properties than samples obtained by excavation, as drilling tends to fragment coarser particles. It is important to highlight that each landfill has specific characteristics, hence, the results of chemical tests can vary considerably according to the disposal site. This variability highlights the need to conduct studies on an individual basis, considering the particularities of each landfill, to evaluate the environmental safety of applying LFMSF to the soil.

Considering that LFMSF-8 did not meet all the requirements stipulated by the Brazilian Normative Instructions consulted in terms of nutritional supply, it is possible that the direct use of these extracted materials is not appropriate, requiring prior treatment. In this study, the characteristics of a specific LFMSF were outlined. However, factors such as year of disposal, location, type of waste disposed of, volume, variations in urban solid waste management, changes in consumption patterns, lifestyle, income, climate, local culture, and the type of urban area (for example, whether it is a tourist city or not) can influence the characteristics of the LFMSF. Therefore, depending on the composition of the LFMSF, it may be necessary to supplement fertilization with other sources. The decision on whether mineral fertilization is necessary, in addition to the application of compost, will depend on the nutritional requirements and expected productivity of the crop, soil properties, and the type and quality of the material used, among other factors (CANTARELLA et al., 2022).

The productivity achieved using only LFMSF will hardly be comparable to that obtained in the conventional cultivation system, where fertilization and liming recommendations are based on soil analysis, due to the imbalance of nutrients in these wastes. To achieve productivity compatible with the conventional system, it is essential to manage macronutrients and micronutrients in the soil, determining the waste application rate based on the characteristics of the soil, the waste, and the plant's needs. A viable alternative to complement LFMSF nutrition is composting. Composting waste to use as organic fertilizers, soil conditioners and remineralizers is a common practice, whether with urban waste (SILVA et al., 2020) or agro-industrial waste (FERREIRA, 2022).



Table 1: Concentration of macronutrients and micronutrients and other levels of agricultural interest in LFMSF-8 compared to remineralizers, simple, mixed, compound and organomineral fertilizers

Parameter	LFMSF-8	MAPA NI n° 05/2016 ^a	MAPA NI n° 61/2020 ^b	MAPA NI n° 61/2020 ^c
Copper (%)	0.01	0.05	0.02	0.02
Boron (%)	0.01	0.03	0.01	0.01
Manganese (%)	0.02	0.1	0.02	0.02
Zinc (%)	0.02	0.1	0.1	0.1
Magnesium (%)	0.23	n.a.	1	0.5
Potassium (K ₂ O) (%)	0.25	n.a.	1	1
Sulfur (%)	0.47	n.a.	1	0.5
Total phosphorus (P ₂ O ₅) (%)	0.50	1	1	1
Nitrogen (%)	0.53	n.a.	1	1
Iron (%)	1.70	0.1	0.02	0.02
Calcium (%)	2.00	n.a.	1	0.5
TOC (%)	5.64	n.a.	≥ 8* and ≥3**	6
Organic matter (%)	17.6	n.a.	n.a.	n.a.
Ash (%)	82.4	n.a.	n.a.	n.a.
pH (%)	7.4	n.a.	n.a.	n.a.
C/N ratio	10	n.a.	≤ 20	n.a.
CEC (mmol kg ⁻¹)	130	n.a.	≥ 80	n.a.
CEC/TOC	23	n.a.	n.a.	n.a.

Note: n.a) Not analysed; ^{a)} Minimum levels of the macronutrient phosphorus and micronutrients that can be declared in remineralizers (BRASIL, 2016a); ^{b)} Solid or fluid organomineral fertilizers for application to the soil or fertigation (BRASIL, 2020); ^{c)} Simple, mixed, compound, and solid or fluid organomineral organic fertilizers for application via foliar and hydroponics (BRASIL, 2020), *) For solid product, and **) for fluid product.

Assessment of the concentration of potentially toxic elements (PTE)

After analysing the concentration of nutrients of interest in LFMSF-8 for agriculture, it is crucial to evaluate the concentration of PTE to ensure safety and effectiveness in its application. When comparing the PTE levels in the solubilized extract with the maximum limits recommended for substrates and soil conditioners in Brazil (BRASIL, 2016b), the results demonstrate that all concentrations are below the established reference values (Table 2). Therefore, these levels do not represent an impediment to the use of LFMSF-8 in agriculture, suggesting that its use is safe from the point of view of toxic elements.

Furthermore, when considering CONAMA Resolution 420/2009, which regulates soil quality in Brazil (BRASIL, 2009), especially in the context of investigating agricultural soils, it appears that LFMSF-8 exhibits low concentrations of PTE. This is particularly important for the application of these fertilizers in agricultural environments, where soil quality and safety are crucial to successful harvests and avoiding negative environmental impacts.

Table 2: Concentration of potentially toxic elements (PTE) in LFMSF-8 compared to established limits

PTE	Unit	LFMSF-8	MAPA NI n° 7 (2016) ^a	MAPA NI n° 7 (2016) ^b	CONAMA 420 (2009) ^c
Arsenic		<0.0360	20	20	35
Cadmium		<0.0180	8	3	3
Lead		0.0576 ± 0.0072	300	150	180
Chrome	mg kg ⁻¹	<0.0324	500	2	150
Mercury		0.0504 ± 0.0036	3	1	12
Nickel		0.1152 ± 0.0036	175	70	70
Selenium		0.2160 ± 0.0360	80	80	-

Note: ^{a)} Maximum limits of contaminants allowed in plant substrate (Brasil, 2016b); ^{b)} Maximum limits of contaminants allowed in organic fertilizers and soil conditioners (Brasil, 2016b); ^{c)} (Brasil, 2009).

Neutral pH (7.4) of LFMSF-8 (Table 1) plays a crucial role in analysing the bioavailability potential of cationic elements and oxyanions that are normally present in low concentrations in the environment, usually less than 1 g.kg⁻¹, as in the case of the PTE evaluated in this study (Table 2). This occurs because pH directly influences the solubility of elements in the liquid medium, thus affecting their bioavailability and mobility in the soil.

Studies indicate that there is a large movement of PTE in soils with natural conditions, even those with low permeability. Due to anaerobic conditions within landfills, there is the formation of organic acids and a consequent decrease in the pH value,



and, at lower pH, the mobility of PTE increases even further (POHLAND and HARPER, 1985). It is possible that, due to this high mobility and the age of the waste analysed (8 years), a large part of the PTE presented in Table 2, if previously present, has already been incorporated into the landfill leachate and is no longer present in significant quantities in LFMSF samples of this age.

Gurusamy and Thangam (2023) investigated at the Ariyamangalam dump, analysing LFMSF with a size of less than 18 mm and without a precise landfill age due to the sample extraction process. They reported that the average concentration of PTE in LFMSF was within the limits established by the World Health Organization (WHO, 2022). The results indicated that the LFMSF presented, in descending order, the following concentrations: Pb (67.1 mg kg^{-1}), Cr (44.7 mg kg^{-1}), Cd (1.41 mg kg^{-1}), Hg (0.14 mg kg^{-1}) and As (0.07 mg kg^{-1}). Despite presenting different ages of landfilling and coming from a “landfill”, it highlights that the Pb concentration of the LFMSF studied by Gurusamy and Thangam (2023) was greater than a thousand times the Pb concentration of the LFMSF-8, coming from the Delta A sanitary landfill of Campinas city.

Even though LFMSF have low levels of PTE, the presence of these elements can be attributed to several sources of contamination. Firstly, the contamination of LFMSF may be due to their own characteristics, as these materials are composed of a variety of categories, such as batteries, paper, paints, bottle caps, pharmaceutical products, cosmetic waste, insecticides, among others. (P et al., 2023). Additionally, contamination may result from contact with construction and demolition waste (CDW) deposited at the Delta A sanitary landfill. Mikami et al., (2020) documented the leaching of Cr and Cd from CDW, indicating a potential source of contamination for nearby materials, such as LFMSF-8.

At the same time, it is essential to conduct a detailed analysis of the LFMSF-8 application site. The assessment of soil fertility, covering both macro and micronutrients, is extremely important to ensure the appropriate use of this fraction. Furthermore, analysing soil texture is crucial, as soils with higher clay content tend to be more susceptible to salinization. On the other hand, sandy soils have greater leaching potential, leading to the rapid movement of liquids to lower layers. Additionally, the assessment of the electrical conductivity of the soil solution plays an important role, allowing agile monitoring of possible salinization effects that may arise. These combined analyses will provide a comprehensive overview of local conditions, informing accurate decisions regarding the application and management of LFMSF-8.

Final Considerations

Comparative analyzes of LFMSF-8 with standards established for different types of fertilizers reveal a higher Fe content in relation to remineralizers. On the other hand, compared to the requirements for solid or fluid organomineral fertilizers and organic fertilizers for foliar application, LFMSF-8 exhibited higher levels of Ca, Fe, Mn, B and CEC. Additionally, the analysis of the solubilized product from LFMSF-8 demonstrated PTE concentrations below the maximum limits permitted for organic fertilizers, substrates, and soil conditioners in Brazil.

Regardless of the individual nutrient analysis, when evaluating the nutrient supply potential of LFMSF-8, it is essential to consider the bioavailability of these nutrients to plants, as well as the stability of the organic matter present in this material. Factors such as the solubility of nutrients and the ability of LFMSF to release them gradually can influence the effectiveness of these materials as a source of nutrients for crops. In addition, phytotoxicity tests must be conducted with LFMSF-8 to confirm that the fraction would not harm plant development.

Acknowledgment

The authors express gratitude to Consórcio Renova and the City Hall of Campinas for supporting the research. Furthermore, special thanks are extended to FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) for the financial support granted during the development of this study (Process 2019/01559-8). It is also important to mention the support from CNPq (National Council for Scientific and Technological Development), which contributed through process 306892/2021-9. Finally, CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel, Brazil) played a fundamental role in providing master's scholarships (Financing Code 001), thus making this research possible.

References

- Abdel-shafy, H. I.; Mansour, M. S. M. 2018. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. Egyptian Journal of Petroleum, v. 27, n. 4, p. 1275–1290.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004a. NBR 10004: Resíduos Sólidos - Classificação. Rio de Janeiro, RJ.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004b. NBR 10006: Procedimento para Obtenção de Extrato Solubilizado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, RJ.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004c. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro, RJ.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2024. NBR 6457: Solos - Preparação de amostras para ensaios de compactação, caracterização e determinação do teor de umidade. Rio de Janeiro, RJ.
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2020. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020. São Paulo, SP, 51 p. Available at: < <https://abrelpe.org.br/panorama/> >. Accessed on: 12 jan. 2024.



ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. 2022. Panorama de Resíduos Sólidos Urbanos 2022. São Paulo, SP, 59 p. Available at: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Accessed on: 11 de jan. de 2024.

Abreu Jr., C. H.; Boaretto, A. E.; Muraoka, T.; Kiehl, J. C. 2005. Uso de resíduos orgânicos no pomar. In: MATTOS JUNIOR, D. et al. (Eds.). Citros. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas/Fundag, p. 871-96.

ATSDR - Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2022. Substance priority list ATSDR. Available at: <<https://www.atsdr.cdc.gov/spl/>>. Accessed on: 31 de mar. de 2024.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2009. Resolução CONAMA nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF. Available at: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-ac-s.pdf>. Accessed on: 13 mar. de 2024

BRASIL. Lei nº 12305. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei. Nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF. Available at: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/L12305.htm>. Accessed on: 13 mar. de 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2016a. Gabinete da Ministra. Instrução normativa nº 5, de 10 de março de 2016. Brasília, DF, 14 mar. 2016. Available at: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-5-de-10-3-16-emineralizadores-e-substratos-para-plantas.pdf/view>>. Accessed on: 02 mar. 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2016b. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa nº 7, de 12 de abril de 2016. Brasília, DF. Available at: <https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/21513067/do1-2016-05-02-instrucao-normativa-n-7-de-12-de-abril-de-2016--21512974>. Accessed on: 03 mar. de 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2017. Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos. Brasília: Biblioteca Nacional de Agricultura. 240 p. Available at: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/manual-de-metodos_2017_isbn-978-85-7991-109-5.pdf>. Accessed on: 14 jan. de 2024.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento 2020. Secretaria de Defesa Agropecuária. Instrução normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília, DF. Available at: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/legislacao/in-61-de-8-7-2020-organicos-e-biofertilizantes-dou-15-7-20.pdf>>. Accessed on: 02 fev. de 2024.

BRASIL. Decreto nº 10.936. 2022a. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, DF, seção 1, p. 20, 12 jan. 2022a.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2022b. Plano Nacional de Fertilizantes. Brasília, DF. Available at: <<https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/insumos-agropecuarios/insumos-agricolas/fertilizantes/plano-nacional-de-fertilizantes/o-plano-nacional-de-fertilizantes>>. Accessed on: 10 mar. de 2024.

BRUST, G. E. 2019. Management Strategies for Organic Vegetable Fertility. In: BISWAS, D.; MICALLEF, S. A. Safety and Practice for Organic Food. Massachusetts: Academic Press, p. 193-212.

Burlakovs, J.; Kaczala, F.; Vincevica-Gaile, Z.; Rudovica, V.; Orupöld, K.; Stapkevica, M.; Bhatnagar, A.; Kriipsalu, M.; Hogland, M.; Klavins, M.; Hogland, W. 2016. Mobility of metals and valorization of sorted fine fraction of waste after landfill excavation. Waste and Biomass Valorization, v. 7, n. 3, p. 593–602.

Cantarella, H.; Quaggio, J. A.; Mattos Jr., D.; Boaretto, R. M.; Raij, B. V. 2022. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo (Boletim Técnico, 100). Instituto Agronômico de Campinas - IAC. Campinas, SP, 1ed, p. 500.

Chandana, N.; Goli, V. S. N. S.; Mohammad, A.; Singh, D. N. 2021. Characterization and utilization of landfill-mined-soil-like-fractions (LFMSF) for sustainable development: a critical appraisal. Waste and Biomass Valorization, v. 12, n. 2, p.641–662.



- Ferreira, T. S.; Pêgo, R. G.; Antunes, L. F. S.; Correia, M. F.; Martins, R. C. F.; Carmo, M. G. F. 2022. Quality of seedlings of different pepper genotypes grown in millicompost: an organic substrate generated by millipedes' activity. *International Journal of Recycling Organic Waste in Agriculture*, v. 11, n. 3, p. 291-300.
- Gurusamy, S.; Thangam, R. S. P. 2023. Potential health risk assessment of contaminants in soil-like material recovered from landfill mining. *Environmental Monitoring and Assessment*, v.195, n.2, p.330.
- Goli, V. S. N. S.; Singh, D. N. 2023. Extraction and characterization of microplastics in Landfill-Mined-Soil-like-Fractions: A novel methodology. *Chemical Engineering Journal*, v. 452, n. 139217, part. 3.
- Goli, V. S. N. S.; Singh, P.; Singh, D. N.; Singh, D. N.; Tak, L. K. 2022a. Investigations on characteristics of landfill-mined-soil-like-fractions and their dependency on organic matter. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 162, p. 795–812.
- Goli, V. S. N. S.; Singh, P.; Singh, D. N. 2022b. A comprehensive methodology for determining buffering capacity of landfill-mined-soil-like-fractions. *Science of The Total Environment*, v. 833, p. 155188.
- Guelfi, D.; Silva, R. C.; Otto, R.; Cantarella, H. 2021. Avanços nas pesquisas e tecnologias para fertilizantes nitrogenados, fosfatados e potássicos. *Tópicos em Ciência do Solo*, v. 11, p. 100-159.
- Hogland, W.; Marques, M.; Nimmermark, S. 2004. Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 6, n. 2.
- Jani, Y.; Kaczala, F.; Marchand, C.; Hogland, M.; Kriipsalu, M.; Hogland, W.; Kihl, A. 2016. Characterisation of excavated fine fraction and waste composition from a Swedish landfill. *Waste Management & Research*, v. 34, n. 12, p. 1292-1299.
- Kaartinen, T.; Sormunen, K.; Rintala, J. 2013. Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, v. 55, p. 56–66.
- Krook, J.; Svensson, N.; Eklund, M. 2012. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, v. 32, n. 3, p. 513–520.
- Leme, M. A. G.; Takeda, C. M.; Silva, K. G.; Silva, J. C. V.; Miguel, M. G. 2021. Gravimetric characterization of Brazilian municipal solid waste mined from landfill for assessment of reuse potential. In: Sardinia 2021, 11-15 October 2021, Cagliari/Itália. 18th International Symposium on Waste Management and Sustainable Landfilling.
- López, C. G.; Küppers, B.; Clausen, A.; Pretz, T. 2018. Landfill mining: a case study regarding sampling, processing and characterization of excavated waste from an Austrian landfill. *Detritus*, v. 2, p. 29.
- Manu, M. K.; Li, D.; Liwen, L.; Jun, Z.; Varjani, S.; Wong, J. W. C. 2021. A review on nitrogen dynamics and mitigation strategies of food waste digestate composting. *Bioresource Technology*, v. 334, p. 125032.
- Martinez, S.; Gabriel, J. L.; Allende-Montalbán, R.; San-Juan-Heras, R.; Delgado, M.D.M. 2022. The application of a bio-stabilized municipal solid waste-based fertilizer for buckwheat production. *Agriculture*, v. 12, n. 6.
- Masi, S.; Caniani, D.; Grieco, E.; Mancini, I.M. 2014. Assessment of the possible reuse of MSW coming from landfill mining of old open dumpsites. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 702–710.
- Mikami, R.J.; Kummer, A.C.B.; Döll, M.M.R. 2020. Leaching of pervious concrete produced using mixed recycled aggregates. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 63, p. e20180408.
- Mönkäre, T. J.; Palmroth, M. R. T. Rintala, J. A. 2016. Characterization of fine fraction mined from two finnish landfills. *Waste Management*, Volume 47, Part A.
- Novais, R. F.; Alvarez, V. V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (Ed.). 2007. *Fertilidade do Solo*. Viçosa: SBCS, 1017 p.
- P, D; Rathod, D.; Muthukkumaran, K. 2023. Characterisation of soil-like material restored from landfill mining activities in Indian cities. *Australian Journal of Civil Engineering*, p. 1–18. <https://doi.org/10.1080/14488353.2023.2192022>.



- Parrodi, J. C. H.; Höllen, D.; Pomberger, R. 2018. Characterization of fine fractions from landfill mining: A review of previous investigations. *Detritus*, v. 2, n. 1, p. 46.
- Pohland, F. G.; Harper, S. R. 1985. Critical review and summary of leachate and gas productions from landfills. Available at: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20007KHC.PDF?Dockey=20007KHC.PDF>>. Accessed on: 17 fev. 2024.
- Poulsen, T. G. 2014. Landfilling, past, present and future. *Waste Management & Research*, v. 32, n. 3, p. 177–178.
- Prechthai, T.; Parkpian, P.; Visvanathan, C. 2008. Assessment of heavy metal contamination and its mobilization from municipal solid waste open dumping site. *Journal of Hazardous Materials*, v. 156, n. 1, p. 86–94.
- Rong, L.; Zhang, C.; Jin, D.; Dai, J. 2017. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, p. 413–419.
- Ronquim, C. C. 2020. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais - Embrapa Territorial, Campinas 2. ed. p. 36.
- Silva, M. T.; Martinazzo, R.; Silva, S. D. A.; Bamberg, A. L.; Stumpf, L.; Fermino, M. H.; Kohler, T. W.; Matoso, E. S.; Valgas, R. A. 2020. Innovative substrates for sugarcane seedling production: sewage sludges and rice husk ash in a waste-to-product strategy. *Industrial Crops and Products*, v. 157, p. 112812.
- Silva, R. C.; Otto, R.; Cantarella, H.; Guelfi, D. 2021. Fertilizantes contendo macronutrientes secundários, micronutrientes e elementos benedicos: Inovações e perspectivas. *Tópicos em Ciência do Solo*, v. 11, p. 160-193.
- Singh, A.; Chandel, M. K. 2020. Effect of ageing on waste characteristics excavated from an Indian dumpsite and its potential valorisation. *Process Safety and Environmental Protection*, v. 134, p. 24–35.
- Sousa, T. A. T. D.; Dantas, E. R. B.; Lopes, W. D. S.; Leite, V. D.; Souza, J. T. D.; Lopes, W. S. 2023. Toxicity assessment of sanitary landfill leachate before and after Fenton treatment process. *Science of The Total Environment*, v. 893, p. 164870.
- WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. 2022. Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda, 614 p. Available at: <<https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>>. Accessed on: 20 mar. de 2024.
- Wijekoon, P.; Koliyabandara, P. A.; Cooray, A. T.; Lam, S. S.; Athapattu, B. C. L.; Vithanage, M. 2022. Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, v. 421, p. 126627.



DIFICULDADES DE IMPLEMENTAÇÃO DA COLETA SELETIVA: DIAGNÓSTICO DAS POSSÍVEIS CAUSAS

1 Antonio Donizetti Giuliano, 2 Flávia Talarico Saia

1 Aluno de graduação do Instituto de Ciências Ambientais, Químicas e Farmacêuticas – UNIFESP, e-mail: antonio.giuliano@unifesp.br; 2 Professora Adjunta do IMar – UNIFESP, e-mail: ft.saia@unifesp.br

Palavras-chave: Avaliação da Implementação da Coleta Seletiva; Município de Santos (SP).

Resumo

Passados doze anos da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) – que tinha como um de seus princípios o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania –, somente 4% de todos os materiais passíveis de serem reciclados no Brasil de fato recebem esse destino. Por outro lado, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, no ano de 2022, atingiu o patamar de 81.811.506 toneladas – dos quais 33,6% são materiais secos recicláveis –, que posiciona o país na quarta colocação entre os maiores geradores de RSU do mundo. Já a Coleta Seletiva – um dos principais instrumentos da PNRS – atualmente cobre apenas 75% dos municípios brasileiros, sendo que, em grande parte desses, essa iniciativa é precária e não atende todos os cidadãos. De maneira análoga a Logística Reversa – outra importante ferramenta dessa política –, apesar da evolução observada nos últimos anos, ainda é muito insipiente recuperando um total de 305.922 toneladas de material, no ano de 2022, o que representa apenas 0,38% de todo resíduo sólido urbano gerado no país no mesmo ano. Na ausência de ferramentas mais apropriadas, a PNRS entende que a destinação ambientalmente adequada desses resíduos é a sua distribuição ordenada em aterros sanitários. Contudo, têm-se observado vários impactos tanto de ordem ambiental como de ordem econômica, social e visual que demonstram que apesar dessa ferramenta observar normas operacionais específicas a mesma não é a solução mais correta em termos de um desenvolvimento sustentável. Os resultados obtidos permitiram identificar quatro possíveis causas que dificultaram, a implementação da Coleta Seletiva, na região de estudo (município de Santos, estado de São Paulo): (i) a falta de conscientização da população; (ii) a falta de credibilidade do poder público; (iii) a falta de políticas públicas associadas à compra e venda dos RSU; e, (iv) a falta de mecanismos que fomentem a prática da reciclagem. Nesse contexto, recomenda-se diagnosticar se as conclusões obtidas nesse trabalho estão alinhadas com as possíveis causas para que a Coleta Seletiva ainda não tenha atingido as metas desejadas.

Resume

Twelve years after the enactment of the National Solid Waste Policy - one of the principles of which was to recognize reusable and recyclable solid waste as an economic asset with social value, a generator of work and income and a promoter of citizenship - only 4% of all the materials that can be recycled in Brazil are actually recycled. On the other hand, the generation of urban solid waste in Brazil in 2022 reached 81,811,506 tons - of which 33.6% is dry recyclable material - which places the country fourth among the world's largest MSW generators. Selective Collection - one of the main instruments of the National Solid Waste Policy - currently covers only 75% of Brazilian municipalities, and in most of these, this initiative is precarious and does not serve all citizens. Similarly, Reverse Logistics - another important tool of this policy - despite the progress seen in recent years, is still in its infancy, recovering a total of 305,922 tons of material in 2022, which represents only 0.38% of all urban solid waste generated in the country in the same year. In the absence of more appropriate tools, the National Solid Waste Policy considers that the environmentally appropriate destination for this waste is its orderly distribution in landfills. However, a number of environmental, economic, social and visual impacts have been observed, demonstrating that although this tool complies with specific operational standards, it is not the right solution in terms of sustainable development. The results obtained made it possible to identify four possible causes that have hindered the implementation of Selective Collection in the study region (municipality of Santos, state of São Paulo): (i) lack of awareness among the population; (ii) lack of credibility on the part of public authorities; (iii) lack of public policies associated with the purchase and sale of solid waste; and (iv) lack of mechanisms to encourage the practice of recycling. In this context, we recommend diagnosing whether the conclusions reached in this study are aligned with the possible causes for selective solid waste collection not yet having achieved the desired goals.

Introdução

A geração de resíduos sólidos urbanos é uma das características que norteiam o ser humano desde o momento em que o mesmo decidiu abandonar a vida nômade e começou a construir cidades, ou seja, desde que se estabeleceu em comunidades fixas. Com o passar dos séculos, o desenvolvimento dessas comunidades, sem a devida preocupação com o saneamento ambiental, começou a provocar danos à saúde e ao bem estar dessas sociedades, associados entre outros fatores, à geração de resíduos sólidos urbanos (DEUS et al., 2015).

Em termos das sociedades ocidentais, durante a Idade Média, a grande maioria dos resíduos resultantes das atividades humanas em sociedade estavam diretamente relacionados a duas fontes básicas: (i) aqueles produzidos pelo próprio corpo, ou



seja, fezes, urina, secreções em geral além do próprio corpo humano quando entrava em processo de putrefação; e (ii) aqueles relacionados aos restos provenientes da alimentação, ou seja, restos de animais, cascas de frutas, hortaliças, entre outros (VELLOSO, 2008).

Nesse período, a falta de entendimento dos riscos à saúde pública e ao bem estar da população, associados à geração desses resíduos e, o descaso com a destinação ambientalmente adequada dos mesmos, promoveu, entre outros fatores, a proliferação de epidemias como a Peste Negra que assolou o continente europeu durante o século XIV, matando, segundo as melhores estimativas, entre 30% a 60% de sua população (ALCHON, 2003; VELLOSO, 2008)

Contudo, é somente em meados do século XIX, com comprovação por parte do médico inglês John Snow que o cólera – que assolava a cidade de Londres naquela época – era causado pelo consumo de água contaminada com matérias fecais (que continham algumas estirpes da bactéria *Vibrio cholerae*) que a preocupação com a destinação adequada dos rejeitos humanos e, por consequência, dos resíduos sólidos urbanos, começa a ganhar alguma importância na Europa (JOHNSON, 2008).

Apesar desses pressupostos, a atual preocupação com a preservação dos recursos naturais e com a questão da saúde pública associada aos resíduos sólidos só começou a ganhar importância (em particular nos países da Europa ocidental, da América do Norte e Japão) no início da década de 1970 com a primeira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada na cidade de Estocolmo na Suécia.

No Brasil, essa ideia só começa a ganhar corpo, após a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança Climática (United Nations Framework Convention on Climate Change – UNFCCC) que aconteceu na cidade do Rio de Janeiro em junho de 1992.

Dentro desse contexto, é promulgada em de 2 de agosto de 2010, a Lei Federal 12.305, instituindo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que reúne os princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações que deveriam ser adotados pela União, Estados e Municípios visando a gestão integrada e o gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Um dos princípios dessa legislação (inciso VIII do artigo 6) era o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania (BRASIL, 2010) que, deveria ser tratado não mais como “lixo”, ou seja, um material com características inservíveis, mas sim matéria-prima para um novo produto ou processo.

Contudo, apesar de já se terem passados mais de doze anos da promulgação dessa lei, somente 4% (aproximadamente 3,3 milhões de toneladas anuais) de todos os materiais passíveis de serem reciclados de alguma forma, no Brasil no ano de 2022 (aproximadamente 27,7 milhões de toneladas anuais) receberam, de fato, essa destinação (GANDRA, 2022).

Se associarmos a esses números, o fato de ser o Brasil o quarto maior produtor mundial de Resíduos Sólidos Urbanos (81.811.506 toneladas no ano de 2022) e que apenas, 75% dos municípios brasileiros, tem algum tipo de iniciativa de Coleta Seletiva (ABRELPE, 2022) – sendo que, em grande parte desses, essa iniciativa é precária e não atende todos os cidadãos – fica claro que se faz necessária uma reavaliação dos mecanismos utilizados para a implementação dessa ferramenta, uma vez que os procedimentos adotados, até o presente momento, não conseguiram atingir as metas estabelecidas na legislação (BRASIL, 2010), ou seja, de que todos os municípios brasileiros tivessem implementado Sistemas de Coleta Seletiva até agosto de 2014.

Em particular, o município de Santos, no estado de São Paulo, promulgou em 30 de dezembro de 2016, a Lei Complementar 952 (SANTOS, 2016), com o objetivo (artigo 1º) de disciplinar o gerenciamento dos resíduos sólidos não perigosos, classificados como Classe II pela NBR 10.004 (ABNT NBR, 2004), ou seja, aqueles de origem domiciliar e de estabelecimentos comerciais, prestadores de serviços e industriais, tais como restos de alimentos, madeiras, têxteis, vidros, plásticos, entulhos de construção civil, sucatas de ferro e aço, gesso entre outros.

Essa lei complementar, regulamentada pelo Decreto 7.800, de 04 de julho de 2017 (Santos, 2017b) prevê que os geradores domésticos de RSU, de pequeno e grande porte deverão, separar esse material em quatro categorias (SANTOS, 2023a):

(i) resíduos secos recicláveis: tais como, aparas de papel, jornais, revistas, latas de alumínio (de bebidas), latas de aço (de óleo, sardinha, molho de tomate), potes plásticos de alimentos, embalagens plásticas de refrigerante e de água mineral, garrafas e potes de vidro bebidas, entre outros, que devem ser encaminhados, preferencialmente, para as Associações e Cooperativas de Catadores;

(ii) resíduos úmidos recicláveis: basicamente os resíduos alimentares de origem orgânica, como verduras, frutas, cascas de frutas, cascas de ovos, sobras de alimentos cozidos ou assados, entre outros, que devem ser encaminhados, preferencialmente, para processos de compostagem;

(iii) resíduos não recicláveis: adesivos, etiquetas, fita crepe, papel carbono, fotografias, papel toalha, papel higiênico, papéis e guardanapos engordurados, cliques, grampos, esponjas de aço, latas de tintas, cabos de panela, tomadas, embalagens metalizadas (de alguns salgadinhos), espuma, espelhos, cristais, ampolas de medicamentos, cerâmicas e louças e vidros temperados planos, entre outros, que, não tendo um ator capaz de reutilizá-los ou recicla-los, devem ser encaminhados para à disposição final ambientalmente correta em Aterros Sanitários, conforme Decreto 10.936/2022 (BRASIL, 2022); e,

(iv) rejeitos: fio dental e cotonete usado, papéis com óleos ou molhos, chicletes, algodão contaminado, fraudas e absorventes, bitucas de cigarro – ou seja, todos os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra



possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada, conforme o artigo 3º da PNRS (BRASIL, 2010) – que devem ser encaminhados para à disposição final ambientalmente correta em Aterros Sanitários, conforme Decreto 10.936/2022 (BRASIL, 2022).

Segundo ainda a Lei Complementar 952 (SANTOS, 2016), a não segregação dos resíduos sólidos conforme disposto no artigo 5º ou descumprimento das obrigações previstas nos sistemas de logística reversa e/ou coleta seletiva instituída pelo Município, sujeitará o infrator a multa que poderá atingir o valor de R\$ 50.000,00 (cinquenta mil reais).

Dentro desse contexto, caso não seja possível reduzir, reutilizar, reciclar ou ainda tratar (nessa ordem) esse material – conforme apregoa o artigo 9º da Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) e o artigo 30º do Decreto 10.936, de 12 de janeiro de 2022 (BRASIL, 2022) que traz uma nova regulamentação para a PNRS – o mesmo deverá ser encaminhado para ser distribuído de maneira ordenada em um aterro sanitário, solução considerada ambientalmente adequada para esses rejeitos, conforme ambas as legislações supracitadas.

Finalmente, apesar dos aterros sanitários observarem normas operacionais específicas e serem construídos de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos, têm-se observado vários impactos tanto de ordem ambiental (como a contaminação do ar – metano (CH₄) – e do solo e águas subterrâneas devido ao lixiviado – Chorume) como de ordem econômica (desvalorização das áreas e dos imóveis localizados nas proximidades devido a geração de ruídos, material particulado e odores ofensivos), social (por meio da proliferação de doenças e da queda da qualidade de vida da população do entorno, entre outros fatores) e visual (alteração na paisagem natural e acúmulo de resíduos) que demonstram que, essa obra de engenharia não é a solução mais correta em termos de um desenvolvimento sustentável (MARTILDE, et al., 2020; CARVALHO, et al., 2021; MARQUES, et al., 2021).

Nesse contexto, nesse trabalho pretende-se avaliar as possíveis causas que dificultaram, até a presente data, a implementação da Coleta Seletiva nos municípios brasileiros (em particular na região metropolitana de Santos, estado de São Paulo) e, dessa forma, propor soluções para que essa ferramenta atinja os objetivos delineados na legislação.

Materiais e Métodos

A metodologia escolhida para o desenvolvimento desse trabalho foi a pesquisa bibliográfica. Segundo DE SOUZA, et al. (2021) a pesquisa científica apresenta várias modalidades, sendo uma delas a pesquisa bibliográfica que está inserida, em particular, no meio acadêmico e que tem como finalidade o aprimoramento e a atualização do conhecimento, por meio de uma investigação científica de obras já publicadas.

Por outro lado, FONSECA (2002) afirma que o desenvolvimento de uma pesquisa bibliográfica busca, a partir do levantamento de referências teóricas publicadas por meios escritos e eletrônicos, como livros, artigos científicos, páginas de web sites, entre outros, recolher informações ou conhecimentos prévios sobre o problema em questão, a respeito do qual se procura a resposta.

Nesse sentido, para o desenvolvimento desse trabalho, foram utilizados, além dos artigos científicos e livros – publicados fisicamente e digitalmente – que tratam sobre a questão da Coleta Seletiva (e os assuntos aderentes) e seu desenvolvimento nos últimos, em particular no Brasil, outros referenciais, como:

(i) as páginas dos web sites da Prefeitura Municipal de Santos (PMS), da Agência Metropolitana da Baixada Santista (AGEM), da Conselho de Desenvolvimento da Região Metropolitana da Baixada Santista (CONDESB), da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) entre outros; (ii) as legislações pertinentes ao tema tratado nesse trabalho, como leis – ordinárias e complementares – decretos legislativos, resoluções, entre outros; e (iii) os web sites de jornais, revistas, e outros meios de comunicação disponíveis como as mídias sociais (como Google, Instagram, Facebook entre outros).

Contudo, é importante salientar que, apesar da destacada relevância associada ao assunto Coleta Seletiva, expressa, em particular, pelos órgãos municipais, estaduais e federais em seus web sites e outras ferramentas de comunicação, a disponibilização das informações sobre o tema ainda é muito precária.

Muitas das referências utilizadas nesse trabalho e, necessárias para o bom desenvolvimento do mesmo, só foram encontradas após muitas horas de pesquisa fastidiosa. Essa constatação, já observada por outros pesquisadores (RODRIGUES & SOUZA, 2013 e VORMITTAG et al., 2014) deixa claro que ainda há um grande abismo entre o reconhecimento da importância da Coleta Seletiva no país e uma estruturação de fato da mesma.

Resultados e Discussão

O município de Santos (SP), onde esse trabalho foi desenvolvido (Figura 1), é dividido em duas áreas geográficas distintas (em termos demográficos, econômicos e geográficos): a chamada Área Continental e aquela Insular. A Área Continental (Figura 1) que estende-se por 231,6 km² (SANTOS, 2023a) representa a maior parte do território do município. Contudo, quase 162,1 km², ou seja, algo em torno de 70% dessa área é classificada como Área de Proteção Ambiental (em verde na Figura 1) uma vez que essa região encontra-se dentro do Parque Estadual da Serra do Mar.

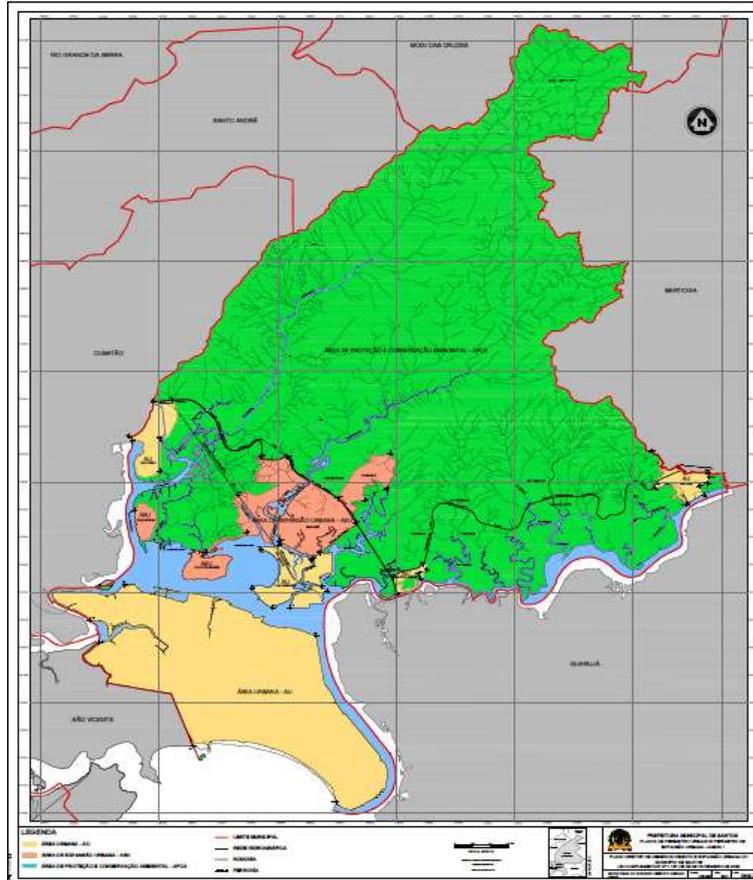


Figura 1: Área Continental e Insular do Município de Santos.
Fonte da imagem: PMSA, 2023a

Já a Área Insular, com uma área de 39,4 km² (SANTOS, 2023a) está localizada, em quase sua totalidade, na Ilha de São Vicente (região colorida na cor amarela na Figura 1), cujo território é dividido com o município vizinho de mesmo nome. Essa área é densamente urbanizada, abrigando quase a totalidade dos 418.608 habitantes do município (IBGE, 2022). Devido a essas características, essa região (demarcada em amarelo na Figura 2), é definida como Perímetro Urbano do Município de Santos (SANTOS, 2023a) sendo dividida em 5 (cinco) Macrozonas, a saber, Noroeste (vermelho claro), Morros (verde), Centro (amarelo) e Leste (azul) que, por sua vez, são subdivididas em 58 (cinquenta e oito) bairros (Figura 2).

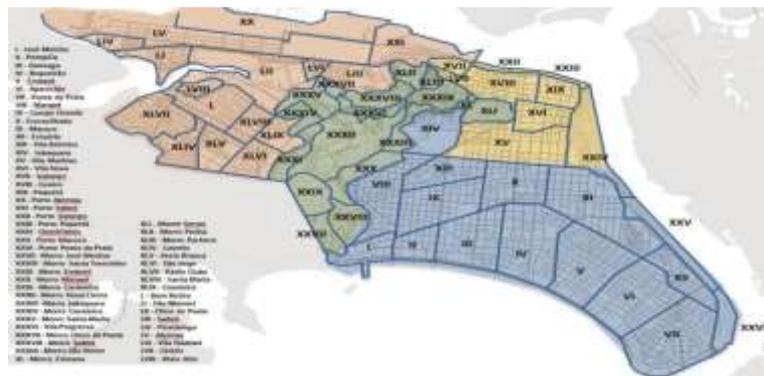


Figura 2: Bairros do Município de Santos.
Fonte: SANTOS (2022)

O Município de Santos pertence à Região Metropolitana da Baixada Santista (RMBS), que engloba também os municípios de Bertioga, Guarujá, Cubatão, Peruíbe, Itanhaém, Mongaguá, Praia Grande e São Vicente.

Devido à sua importância como polo econômico na região (é o município que apresenta a maior densidade de empregos), diariamente observa-se um intenso movimento de vaivém, entre Santos e os municípios da RMBS, o que deteriora ainda mais, as já comprometidas, condições de mobilidade da região além de criar uma série de gargalos infraestruturas, entre os quais, aqueles associados aos resíduos sólidos urbanos (SANTOS, 2013).



Coleta e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Santos

Conforme o artigo 1º, da Lei 1.442 de 01 de dezembro de 1995, o Município de Santos, autoriza o Poder Executivo a outorgar, mediante licitação, concessão para exploração do serviço de transbordo, transporte e tratamento do lixo produzido no município, precedido das obras de construção do Aterro Sanitário na Área Continental e da Estação de Transbordo junto ao atual Aterro Sanitário da Alemoa (SANTOS, 1995), incumbindo ao concessionário:

(i) realizar o transporte do lixo da Estação de Transbordo até o aterro sanitário a ser construído na Área Continental do Município; (ii) operar o processo de tratamento do lixo recolhido na área da Alemoa; (iii) monitorar, conservar e manter os equipamentos e instalações do aterro sanitário a ser construído; (iv) assumir a responsabilidade pelos possíveis danos causados à comunidade, ao meio ambiente e pela poluição gerada, de acordo com a legislação vigente; e, (v) operar o aterro sanitário construído que receberá lixo produzido no município de Santos e de municípios vizinhos, nestes com pedido de autorização a ser dada pela Prefeitura Municipal de Santos;

Dentro desse contexto, a coleta dos resíduos sólidos urbanos do município de Santos está a cargo da Terracom, empresa que era a concessionária dos serviços de limpeza urbana do município, por meio de um contrato emergencial no valor de R\$94.479.284,43, com validade de 180 (cento e oitenta) dias, a partir de 04 de junho de 2023, uma vez que a concessão da empresa venceu dia 03 de junho de 2023 (G1, 2023).

A coleta é realizada em dois turnos (diurno e noturno) utilizando-se de 22 (vinte e duas) viaturas (caminhões compactadores) no período diurno e de 15 (quinze) viaturas (caminhões compactadores) no período noturno (D'ALMEIDA, 2021), de um total de 25 caminhões compactadores disponíveis (AGEM, 2018).

Após a coleta nos domicílios, os veículos são direcionados para a Estação de Transbordo (D'ALMEIDA, 2021) – localizada na Rua E, Bairro da Alemoa, Vila dos Criadores, distante 32 km do marco zero do município (AGEM, 2018) – onde os resíduos são transladados dos caminhões compactadores para outro veículo com capacidade de carga maior, tipo carretas e caminhão roll on roll off.

Realizado o transbordo dos resíduos para os veículos de maior capacidade de carga, os mesmos são então levados para serem dispostos de maneira ambientalmente correta, conforme a preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010) no Aterro Sanitário do Sítio das Neves – administrado pelo Centro de Gerenciamento de Resíduos Terrestre Ambiental Ltda – localizado no km 254+900m da Rodovia Cônego Domenico Rangoni (SP-055), em Morro das Neves, na Área Continental de Santos, distante 33 km da Estação de Transbordo (AGEM, 2018) – que tem autorização da Cetesb para receber RSU até o final de 2023 (PRAIA GRANDE, 2021).

O Aterro Sanitário do Sítio das Neves, que apresenta vida útil “praticamente esgotada”, conta com impermeabilização de base, cobertura diária de resíduos, drenagem de gases, drenagem de águas pluviais, drenagem de lixiviado (chorume), tratamento interno de lixiviado (chorume), vigilância, monitoramento ambiental, tratores e esteiras, retroescavadeira, pá-carregadeira, caminhões basculantes, caminhão pipa e trator com rolo compactador, além de possuir todas as licenças ambientais exigidas pelos órgãos ambientais e segue um rigoroso sistema de monitoramento ambiental com boas avaliações mensuradas pela Cetesb para o IQR – Índice de Qualidade de Resíduos (AGEM, 2018).

De acordo com SANTOS (2021) foram gerados no município de Santos, no ano de 2020 (dados disponíveis de janeiro à dezembro), um total de 195.035 toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU), sendo 160.407 toneladas procedentes da coleta e transporte de resíduos sólidos domiciliares, de feiras livres e de todos aqueles resultantes dos serviços de limpeza de vias e logradouros públicos e da limpeza da faixa de areia das praias e 34.628 toneladas provenientes da remoção de resíduos sólidos inertes volumosos.

Segundo ainda SANTOS (2021) esse montante determina uma média diária de 514,13 toneladas de resíduos sólidos urbanos gerados no município de Santos, o que determina uma média per capita 1,14 kg de RSU por habitante/dia no município.

Por outro lado, para o ano de 2021 (contendo somente os dados de janeiro à março – última atualização disponível do documento em novembro de 2023) foram gerados até o mês de março um montante total de 47.117 toneladas de RSU, sendo desse total, 39.140,14 toneladas relacionadas à coleta e transporte de resíduos sólidos domiciliares, de feiras livres e de todos aqueles resultantes dos serviços de limpeza de vias e logradouros públicos e da limpeza da faixa de areia das praias e 7.976,86 toneladas provenientes da remoção de resíduos sólidos inertes volumosos (SANTOS, 2021).

Os dados disponibilizados, para o ano de 2021, apresentam uma média diária de 501,80 toneladas de resíduos sólidos urbanos gerados no município de Santos, gerando por sua vez, uma média per capita 1,12 kg de RSU por habitante/dia no município, valores médios muito semelhantes àqueles do ano de 2020 (SANTOS, 2021).

Também é importante destacar que o Município de Santos disponibiliza um total de 3053 (três mil e cinquenta e três) unidades para descarte de resíduos domiciliares (restos de alimentos e embalagens sujas e úmidas) denominadas contentores (SANTOS, 2021), distribuídos por todas as regiões do município – Orla, Zona Noroeste, Morros, Área Continental, Central e Intermediária – que tem como objetivo facilitar a devolução dos resíduos domiciliares pela população e a manutenção da limpeza das vias urbanas (SANTOS, 2023b).

Dentro do mesmo contexto, a Prefeitura do Município de Santos disponibiliza uma agenda para a coleta de resíduos sólidos urbanos para todas as regiões do município, exemplificando o dia da semana e os horários de início e fim do procedimento (SANTOS, 2023b).

Outra informação relevante, que é apresentada nesse documento, é a operação e manutenção da disposição final de resíduos sólidos urbanos. Segundo os dados disponíveis, em 2020, a Prefeitura Municipal de Santos disponibilizou, no Aterro Sanitário do Sítio das Neves, um montante total de 195.190,26 toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que produz uma média



mensal de 16.259,11 toneladas de RSU. Já em 2021, os dados de janeiro à março, mostram que foram dispostos no mesmo aterro 46.502,40 toneladas de resíduos que representa uma média mensal de 15.500,80 toneladas, valores estes, mais uma vez, muito semelhantes aos do ano anterior (SANTOS, 2021).

Segundo ainda SANTOS (2021) foram transferidos, em todo o ano de 2020, na Estação de Transbordo – localizada no Bairro da Alemoa – 202.129,48 toneladas de resíduos sólidos urbanos, o que gerou uma média mensal e diária, respectivamente, de 16.844,12 e 647,85 toneladas. Já para os três primeiros meses de 2021 (última atualização disponível) foram transferidas 48.954,60 toneladas de RSU o que representa uma média mensal de 16.318,20 toneladas e uma média diária de 627,62 toneladas, mais uma vez, muito semelhantes àqueles obtidos em 2020. Ainda com relação ao Aterro Sanitário do Sítio das Neves, segundo a o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos do Estado de São Paulo (CESTESB, 2023), para o ano de 2022 – quanto às condições ambientais dos aterros de destino dos resíduos urbanos – o mesmo obteve um Índice de Qualidade de Resíduos (IQR) igual a 9,5, que significa que esse aterro tem as condições adequadas para o seu pleno funcionamento.

Contudo, segundo o mesmo inventário, para o Índice de Qualidade de Transbordo de Resíduos no Estado de São Paulo (IQT) – que indica a avaliação das condições das unidades de transbordo de resíduos sólidos urbanos, oriundos da coleta pública – o município de Santos obteve nota igual a 3,2 – para o ano de 2022 – número que demonstra que o equipamento em questão está trabalhando em condições fora dos padrões estabelecidos pelo órgão ambiental.

Coleta Seletiva no Município de Santos

Em termos de Coleta Seletiva, segundo AGEM (2018), a Baixada Santista possui 11 Cooperativas de triagem de materiais recicláveis, sendo 3 (três) unidades no município de Santos – a saber, a Cooperativa de Materiais Recicláveis Santista (COMARES), a Cooperativa Sem Fronteira e a ONG Sem Fronteiras – 2 (duas) unidades no município de Guarujá e 1 (uma) em cada um dos demais municípios.

Dentre as três cooperativas mencionadas no parágrafo anterior, somente a ONG Sem Fronteiras está devidamente cadastrada para realizar a coleta de resíduos úmidos recicláveis (orgânicos) em regime privado nos grandes geradores, conforme o artigo 5º do Decreto 7800/2017 (SANTOS, 2017b) que regulamenta a Lei Complementar 952/2016 (SANTOS, 2017a).

A coleta oficial de resíduos recicláveis realizada pelo Município de Santos é, por sua vez, direcionada para a Cooperativa de Materiais Recicláveis Santista – COMARES (AGEM, 2018). Contudo, ambas as cooperativas e a ONG Sem Fronteiras recebem resíduos recicláveis de catadores carroceiros. Tanto a Cooperativa de Materiais Recicláveis Santista (COMARES) como a ONG Sem Fronteiras, recebem e comercializam materiais plásticos (como o PET, PEAD, PVC, PEBD, PP entre outros), papelão, papel, metais ferrosos e não ferrosos (alumínio, cobre; estanho, zinco, entre outros), vidro colorido e incolor (AGEM, 2018).

Em termos de acondicionamento dos materiais recicláveis tanto a ONG Sem Fronteiras como a Cooperativa de Materiais Recicláveis Santista (COMARES), dispõe de galpão (sendo da cooperativa construído pela prefeitura municipal de Santos) onde os materiais são armazenados, em fardos compactados ou em bags (AGEM, 2018).

Da mesma maneira que ocorre para a coleta de resíduos domiciliares úmidos a Prefeitura do Município de Santos disponibiliza uma agenda para a coleta de resíduos recicláveis para todas a maioria das regiões do município, exemplificando o dia da semana e os horários em que a mesma ocorre (SANTOS, 2023a).

Os materiais recolhidos pela coleta seletiva do Município de Santos estão divididos em 4 (quatro) grupos principais (SANTOS, 2023a): (i) Papel – Aparas de papel, jornais, revistas, caixas, papelão, papel de fax, formulários de computador, folhas de caderno, cartolinas, cartões, rascunhos escritos, envelopes, fotocópias, folhetos e impressos em geral; (ii) Metal – Latas de alumínio (de bebidas), latas de aço (de óleo, sardinha, molho de tomate), tampas, ferragens, canos, esquadrias e molduras de quadros; (iii) Plástico – Tampas, potes de alimentos, frascos, utilidades domésticas, embalagens de refrigerante, garrafas de água mineral, recipientes para produtos de higiene e limpeza, PVC, tubos e conexões, sacos plásticos em geral, peças de brinquedos, engradados de bebidas e baldes; e, (iv) Vidro – Garrafas de bebidas, potes, frascos, copos e embalagens. Em relação à separação de vidros quebrados (provenientes de garrafas de refrigerante, garrafas de bebidas alcoólicas, potes de produtos alimentícios) deve-se embalar, adequadamente, o material em papel jornal para evitar qualquer dano à integridade física dos coletores.

É importante esclarecer que todos esses materiais, que podem ser encaminhados para a coleta seletiva, devem estar devidamente separados, higienizados e secos de forma a não gerarem perdas durante o processo de coleta e transporte.

Segundo o ainda SANTOS (2023a), os materiais que não devem ser encaminhados para a coleta seletiva – também divididos nos mesmos 4 (quatro) grupo – são: (v) Papel – Adesivos, etiquetas, fita crepe, papel carbono, fotografias, papel toalha, papel higiênico, papéis e guardanapos engordurados, papéis metalizados, parafinados e plastificados; (vi) Metal – Clipes, grampos, esponjas de aço, latas de tintas e pilhas; (vii) Plástico – Cabos de panela, tomadas, embalagens metalizadas (de alguns salgadinhos), isopor, adesivos e espuma; e, (viii) Vidro – Espelhos, cristal, ampolas de medicamentos, cerâmicas e louças e vidros temperados planos.

Dentro do contexto dos materiais que não podem ser enviados para a coleta seletiva ou ainda não podem ser dispostos em aterro sanitário, conforme a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS (BRASIL, 2010), o Município de Santos, disponibiliza o chamado Serviço de Ecopontos (SANTOS, 2023c) ou seja, postos de entrega voluntária, em locais específicos do município, para o devida entrega desses objetos. Os materiais que fazem parte desse processo de descarte adequado são:

(i) Lâmpadas fluorescentes – 8 (oito) pontos de coleta espalhados pelo município. De acordo com a Lei Complementar Municipal 779/2012 (revogada pela Lei Complementar 1092/2020), os munícipes deveriam descartar baterias, pilhas, lâmpadas e similares nas lojas que revendem o material sendo imputada multa, tanto para o cidadão que descartasse esses materiais de forma



incorreta como para o lojista que se recusar a receber o material. Com a promulgação da PNRS (BRASIL 2010), que instituiu o Sistema de Logística Reversa, a instalação desses ecopontos passou a ser obrigação dos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes; (ii) Cápsulas de café – devem ser entregues, especificamente, na Agência Santos dos Correios localizada na Rua Cidade de Toledo, 41 – Centro; (iii) Remédios pós-vencimento e suas embalagens – Conforme o Decreto 10.388, de 5 de junho de 2020 (BRASIL, 2020), que instituiu o Sistema de Logística Reversa de Medicamentos Domiciliares Vencidos ou em Desuso, de Uso Humano, Industrializados e Manipulados, e de suas Embalagens após o Descarte pelos Consumidores, os mesmos devem ser encaminhados para as farmácias, postos de saúde e hospitais; (iv) Parafina – devem ser entregues, especificamente, na Administração Parque Municipal Roberto Mário Santini (SEMES); (v) Filmes radiográficos – devem ser entregues em um dos seguintes locais: Clínica Radiológica de Santos ou Clínica Mega Imagem; (vi) Pneus – devem ser entregues, especificamente, na Pneus Portuária; (vii) Pilhas e baterias de eletroeletrônicos – 29 (vinte e nove) pontos de coleta espalhados pelo município (SANTOS, 2023c); (viii) Resíduos eletrônicos – 9 (nove) pontos de coleta espalhados pelo município (SANTOS, 2023c); (ix) Óleo de cozinha usado – 7 (sete) pontos de coleta espalhados pelo município além das Unidades Municipais de Ensino (SANTOS, 2023c); (x) Vidro – 38 (trinta e oito) pontos de coleta espalhados pelo município (SANTOS, 2023c); e, (xi) Bicicletas – 5 (cinco) pontos de coleta espalhados pelo município, sendo necessário realizar agendamento prévio. (SANTOS, 2023c);

Conforme já discutido nesse trabalho, apesar de já se terem passados mais de doze anos da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010), somente 4% (aproximadamente 3,3 milhões de toneladas anuais) de todos os materiais passíveis de serem reciclados de alguma forma, no Brasil no ano de 2022 (aproximadamente 27,7 milhões de toneladas anuais) receberam, de fato, essa destinação (GANDRA, 2022).

Essa mesma constatação pode ser observada para o Município de Santos. Segundo o Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Baixada Santista (AGEM, 2018) o município de Santos coletou, em 2017, 184.119 toneladas de RSU coletadas no município, das quais, somente 3.765,1 toneladas (o que representa somente 2% do total) foram encaminhadas para reciclagem. Todos os outros 98%, ou seja, 180.353,9 toneladas foram dispostos no Aterro Sanitário do Sítio das Neves.

Segundo ainda AGEM (2018), de todo o material passível de ser reciclado (ou seja, das 3.765,1 toneladas encaminhadas para as cooperativas em 2017) – seja, coletado porta a porta pela concessionária do Município de Santos e ainda pelos catadores carroceiros – 40% (aproximadamente, 1.506 toneladas, em 2017) foram classificados como rejeito e, dessa forma, encaminhados para o Aterro Sanitário do Sítio das Neves.

A classificação como rejeito está relacionada a 2 (dois) fatores principais (AGEM, 2018): (i) Os materiais chegam às cooperativas ou à ONG Sem Fronteiras não devidamente separados e higienizados ou ainda úmidos e misturados com matéria orgânica; e, (ii) O fato de parte dos materiais recebidos não encontrarem compradores na região (Baixada Santista) ou ainda devido à perda no valor comercial durante o processo.

Além dos motivos apresentados no parágrafo anterior, analisando-se a composição física e gravimétrica dos resíduos provenientes da coleta seletiva do Município de Santos em 2017 – ou seja, levando-se em consideração somente as 3.765,1 toneladas de material que foram encaminhadas para algum processo de reciclagem – observa-se que a maior parte desse material (82,48%) é constituída por papéis (40,83%), plásticos (26,24%) e vidro (15,41%), insumos esses que tem pequeno valor comercial (MACHADO, 2023).

Segundo MACHADO (2023) os papéis – que representam 40,83% de todo o montante de resíduos que foram encaminhados para reciclagem, no Município de Santos em 2017 – tem um valor médio de venda entre R\$0,05 (papel misto) a R\$0,30 (papel branco) o quilograma. Já os materiais plásticos – que representam 26,24% do total – tem um valor médio de comercialização entre R\$0,20 (PVC) a R\$1,50 (PET e PP) o quilograma. Finalmente, o vidro – que representa 15,41% desse total – tem uma cotação média entre R\$0,05 (transparente) a R\$0,15 (temperado).

Considerações Finais

Conforme detalhado em Resultados e Discussão, além de a quase totalidade dos habitantes do município de Santos estar concentrada na Área Insular do município (SANTOS, 2023a) – devido a importância econômica do mesmo, para a Região Metropolitana da Baixada Santista – gera-se um intenso movimento de vaivém (entre Santos e os municípios da RMBS) característica essa que fomenta, entre outros fatores, um aumento considerável da geração de resíduos sólidos urbanos.

Segundo o Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023 (SIGRH, 2020) a população flutuante do município de Santos pode atingir, anualmente, mais de um milhão de habitantes, ou seja, um aumento de 239%, quando comparado com o número de habitantes do município que era de 418.608 no ano de 2022 (IBGE, 2022).

Segundo ainda o mesmo documento, somente durante os finais de semana, a população flutuante pode atingir um patamar superior a 19.000 pessoas que, por sua vez geram, 3,69 kg de resíduos sólidos urbanos por dia (SIGRH, 2020). Se lembramos que a média de geração de RSU por habitante/dia no município de Santos é de 1,12 kg (SANTOS, 2021) constatamos que, nesses períodos, a estrutura de gerenciamento de resíduos sólidos do município é obrigada a administrar um aumento 329% na geração de RSU o que, obviamente, causará uma série de problemas associados à infraestrutura.

Além da necessidade de gerenciar esse aumento na geração de resíduos, a Figura 08 evidencia que o programa de Educação Ambiental, preconizado no Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Baixada Santista (AGEM, 2018), no que tange pelo menos à essa população flutuante, não está surtindo o efeito desejado.

Nesse sentido é de suma importância que o município de Santos busque desenvolver novas ferramentas capazes de mitigar, entre outros fatores, os efeitos associados à gestão dos RSU dessa população flutuante com o intuito de cumprir todas as prerrogativas determinadas junto ao Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Baixada Santista (AGEM, 2018).



Além das questões associadas à infraestrutura relacionada aos RSU do município de Santos – no que diz respeito, em particular, às variações populacionais que o mesmo precisa administrar – a análise dos resultados obtidos nessa pesquisa mostram divergências entre os valores apresentados pela administração (Tabela 01) no que tange à quantidade total de resíduos sólidos urbanos coletados e transportados, à quantidade destinada à Estação de Transbordo e, finalmente, à quantidade disposta no Aterro Sanitário do Sítio das Neves (SANTOS, 2021).

Tabela 1: Valores de RSU coletados, transportados, transbordados e dispostos em aterro no município de Santos

Item	Serviço	Total 2020 (ton)	Total 2021 (ton)
A	Coleta e Transporte	160.407,00	39.140,14
B	Remoção RS Volumosos	34.628,00	7.976,86
C	Total A + B	195.035,00	47.117,00
D	Estação de Transbordo	202.129,48	48.954,60
E	Disposição Final em Aterro	195.109,26	46.502,40

Adaptado de SANTOS (2021)

Analisando-se os dados para o ano de 2020 (Tabela 1), observa-se que foram encaminhados para a operação da Estação de Transbordo, localizada no Bairro da Alemoa, 7.094,48 toneladas de resíduos sólidos urbanos a mais do que o que fora – segundo os números oficiais (diferença entre os itens C e D no Tabela 1) – coletado e transportado de feiras livres e de todos aqueles resultantes dos serviços de limpeza de vias e logradouros públicos e da limpeza da faixa de areia das praias.

Apesar desse valor (7.094,48 toneladas) corresponder a, somente, 3,63% de todo o RSU operado na Estação de Transbordo, esse montante significa um aumento no aporte financeiro que é destinado à empresa concessionária.

Da mesma forma (diferença entre os itens C e D no Tabela 1), observa-se que para os três primeiros meses de 2021 (última atualização disponível) há uma diferença de 1.837,60 toneladas de RSU (ou seja, 3,90%) quando comparamos os valores coletados e transportados com aqueles operados na Estação de Transbordo. Analisando os percentuais para os anos de 2020 (3,63%) e 2021 (3,90%) observamos que os valores são muito semelhantes.

Devido à falta de informação oficial por parte do município de Santos, no que se refere a essas diferenças, não é possível afirmar qual é a procedência desse montante adicional. Contudo, analisando os dados do Índice de Qualidade de Transbordo de Resíduos no Estado de São Paulo (IQT) – o município de Santos obteve nota igual a 3,2 para o ano de 2022, número que demonstra que o equipamento em questão está trabalhando em condições fora dos padrões estabelecidos pelo órgão ambiental – podemos inferir que não haja uma correta medição dos valores que são encaminhados para a operação de transbordo.

Por outro lado, o fato de que alguns dos trajetos dos caminhões compactadores estão inseridos nas áreas limítrofes entre os municípios de São Vicente e Santos (como ocorre com a Av. Dr. Haroldo de Camargo – Figura 3) nos permite inferir que existe a possibilidade que parte dos resíduos sólidos urbanos que são coletados nessas regiões, na verdade, não pertenceria ao município de Santos. Contudo, isso são apenas pressupostos que precisam ser analisados de maneira científica para corroborar ou não nossas hipóteses.



Figura 3: Av. Dr. Haroldo de Camargo. Divisa entre Santos (SP) e São Vicente (SP).

Fonte da Imagem: <https://www.google.com.br/maps>

Analisando-se agora os itens C e E do Tabela 1, ou seja, a diferença entre todo o resíduo sólido urbano coletado e transportado de feiras livres e de todos aqueles resultantes dos serviços de limpeza de vias e logradouros públicos e da limpeza da faixa de areia das praias com aquele disposto no Aterro Sanitário do Sítio das Neves, observamos também que há, mas em menor escala, uma diferença entre os valores oficiais.



Segundo SANTOS (2021) foram dispostos em 2020, no Aterro Sanitário do Sítio das Neves 74,26 toneladas a mais de resíduos sólidos urbanos do que aquele que foi coletado e transportado. Ou seja, houve um ganho de material que, a princípio, poderia ser relacionado àquele que veio da operação de transbordo (apesar da enorme diferença entre os valores). Como não há informações oficiais sobre essas diferenças e, a princípio, a Estação de Transbordo não realiza nenhum tipo de separação de resíduos (por exemplo, para as cooperativas de reciclagem). Assim, não é possível determinar a destinação das 7.020,22 toneladas de RSU (referente à diferença entre os itens D e E do Tabela 1) que foram contabilizadas na operação da Estação de Transbordo, mas não deram entrada no Aterro Sanitário do Sítio das Neves.

Ao analisar-se o ano de 2021 (SANTOS, 2021), observa-se uma situação inversa àquela observada em 2020. Segundo a análise dos dados do Tabela I (referente a diferença entre os itens C e E) foram coletadas 615,00 toneladas de RSU a mais do que foi disposto no Aterro Sanitário do Sítio das Neves. Por outro lado, a diferença entre os resíduos que foram para a Estação de Transbordo e aqueles que foram dispostos (referente a diferença entre os itens D e E do Tabela 1) atinge o patamar de 2.452,20 toneladas que, conforme expresso nos parágrafos anteriores, não é possível determinar a destinação.

Dentro dessa mesma perspectiva, os dados relacionados à reciclagem mostram que, apesar de haver 3053 (três mil e cinquenta e três) unidades para descarte de resíduos domiciliares (restos de alimentos e embalagens sujas e úmidas) denominadas contentores (SANTOS, 2021) e disponibilização, por parte do município de Santos, de uma agenda de coleta de resíduos recicláveis para a maioria das regiões do município, a quantidade de material, realmente enviado às cooperativas de catadores, resume-se a 2% do total coletado (AGEM, 2018).

Esses números mostram que ainda não foi forjada, na população do município de Santos, uma consciência ambiental plena sobre a importância e a urgência da reciclagem dos resíduos sólidos urbanos. Essa constatação pode ser obtida, baseando-se nos resultados obtidos nesse estudo, uma vez que, a maioria dos materiais, que são passíveis de serem reciclados, chegam às cooperativas ou à ONG Sem Fronteiras não devidamente separados e higienizados ou ainda úmidos e misturados com matéria orgânica, o que não permite a sua plena utilização.

Por outro lado, as próprias cooperativas e a ONG Sem Fronteiras têm dificuldades para comercializar os materiais recicláveis, uma vez que aqueles que chegam às suas mãos tem valor agregado muito baixo o que inviabiliza todo o processo. Nesse sentido, seria salutar que o Município de Santos promovesse, junto à sua população, um projeto de conscientização (no que se refere à Coleta Seletiva) de forma a promover uma maior participação dos cidadãos.

Ficou claro também, ao analisar os resultados obtidos nesse trabalho, que há uma estrutura de Coleta Seletiva (desenvolvida por parte do município de Santos) preparada e organizada para receber e direcionar esse material para a quem de direito. Contudo, essa estrutura ainda está engessada.

Os resultados obtidos nessa pesquisa bibliográfica, utilizando o município de Santos, estado de São Paulo, como região de estudo, permitiram concluir que, entre as possíveis causas para que a Coleta Seletiva não tenha atingido, até a presente data, as metas delineadas pela Lei 12.305/2010 estão: (i) a falta de conscientização da população sobre a importância desse instrumento para um desenvolvimento sustentável; (ii) a falta de credibilidade do poder público – responsável pela implementação desse instrumento - junto aos municípios, principalmente, no que tange a gestão e destinação correta desses materiais; (iii) a falta de políticas públicas capazes de desenvolver um mercado confiável e sólido para a compra e venda dos resíduos sólidos urbanos recicláveis; e, (iv) a falta de mecanismos que fomentem na população o interesse em praticar a reciclagem.

Referências Bibliográficas

AGEM. (2018). Plano Regional de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Baixada Santista (PRGIRS/BS). Agência Metropolitana da Baixada Santista (AGEM). Conselho de Desenvolvimento da Região Metropolitana da Baixada Santista (CONDESB). Fevereiro de 2018. 424p. Disponível em: https://www.santos.sp.gov.br/static/files_www/Downloads/municipio_verde_azul/plano_regional_gestao.pdf

ABNT NBR 10004: Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.

ABRELPE. (2022). Panorama de resíduos sólidos no Brasil 2022. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em: 17 de fevereiro, 2023

ALCHON, Suzanne Austin (2003). A Pest in the Land: New World Epidemics in a Global Perspective. [S.l.]: University of New Mexico Press. 213 páginas. ISBN 978-0-8263-2871-7. Disponível em: <<https://muse.jhu.edu/article/169335>>

BRASIL. (2010). Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Política nacional de resíduos sólidos [recurso eletrônico]. – 2. ed. – Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012. 73 p. – (Série legislação; n. 81).

BRASIL. Decreto nº 10.388, de 5 de junho de 2020. Regulamenta o § 1º do caput do art. 33 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e institui o sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso, de uso humano, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores. Diário Oficial da República União. Brasília, DF, p. 01, seção 1, edição 107-A, 05 jun., 2020.



BRASIL. (2022). Decreto nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. [recurso eletrônico]. – 1. ed. – Brasília: Diário Oficial da União. 2022

CARVALHO, Maria Laudecy Ferreira de, et al. Os impactos e conflitos socioambientais decorrentes do processo de instalação e operacionalização do Aterro Sanitário ASMOC e da usina GNR Fortaleza Valorização de Biogás Ltda de Caucaia/Ceará/Brasil: uma análise pelo prisma da ecologia política. 2021.

CETESB. (2023). Inventário estadual de resíduos sólidos urbanos 2021 [recurso eletrônico]. Coord. Maria Heloisa de Pádua Lima. São Paulo: CETESB, 2023. 80 p. ISSN (0103-4103). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2023/10/Inventario-Estadual-de-Residuos-Solidos-Urbanos-no-Estado-de-Sao-Paulo-2022.pdf>

D'ALMEIDA, T. Da coleta ao aterro sanitário: o caminho do lixo de santos. <https://www.atribuna.com.br/>. Data da última atualização: 16 de dezembro de 2021 às 18h30min. Disponível em: <https://www.atribuna.com.br/projetos/atitudoverde/da-coleta-ao-aterro-sanitario-o-caminho-do-lixo-de-santos-video>

DE SOUSA, A. S.; DE OLIVEIRA, G. S.; ALVES, L. H. A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos. Cadernos da FUCAMP, v. 20, n. 43, 2021. Disponível em: <https://revistas.fucamp.edu.br/index.php/cadernos/article/view/2336>

DEUS, Rafael Mattos; BATTISTELLE, Rosane Aparecida Gomes; SILVA, Gustavo Henrique Ribeiro. (2015). Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendência. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 19, p. 685-698, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020040129347>>

FONSECA, J. J. S. Metodologia da pesquisa científica. Fortaleza: UEC, 2002. Apostila.

GANDRA, Alana. (2022). Índice de reciclagem no Brasil é de apenas 4%, diz Abrelpe. <https://agenciabrasil.ebc.com.br/>, 2022. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2022-06/indice-de-reciclagem-no-brasil-e-de-4-diz-abrelpe>>. Acesso em: 17 de fevereiro, 2023.

G1 (2023). Prefeitura de Santos firma contrato emergencial por seis meses para a manutenção da limpeza na cidade. <https://g1.globo.com/>, 2023. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/santos-regiao/noticia/2023/06/05/prefeitura-de-santos-firma-contrato-emergencial-por-seis-meses-para-a-manutencao-da-limpeza-na-cidade.ghtml>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Brasileiro de 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE).

JOHNSON, Steven. (2008). O Mapa Fantasma: como a luta de dois homens contra o cólera mudou o destino de nossas metrópoles. Tradução de Sérgio Lopes. Rio de Janeiro: Jorge Zahar Ed., 2008. 276 p.

MACHADO, G.B. (2023). Qual o preço da sucata? <https://portalresiduossolidos.com/>. Disponível em: <https://portalresiduossolidos.com/qual-o-preco-da-sucata/>

MARQUES, R. F. P. V., et al. Impactos da disposição de resíduos sólidos urbanos no solo em municípios de Minas Gerais–Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física, 2021, 14.03: 1382-1392.

MARTILDES, Jéssica Araújo Leite, et al. Identificação e avaliação de impactos ambientais na fase de operação do Aterro Sanitário de Campina Grande-PB. Brazilian Journal of Development, 2020, 6.3: 13395-13415.

PRAIA GRANDE (2021). SEMA realiza visita técnica no Aterro Sanitário Sítio das Neves. <https://www.praiagrande.sp.gov.br/>. Data da última atualização: 04 de março de 2021 às 17h14min. Disponível em: https://www.praiagrande.sp.gov.br/pgnoticias/noticias/noticia_01.asp?cod=52230

RODRIGUES, A. M. G.; SOUZA, E. P. Caracterização da coleta seletiva de resíduos sólidos no Brasil: Avanços e dificuldades. Revista Economia & Tecnologia (RET), v. 9, n. 4, p. 129-136, 2013. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/328076668.pdf>

SANTOS. (1995). Lei nº 1.442, de 01 de dezembro 1995. Autoriza o Poder Executivo a outorgar, mediante licitação, concessão para exploração do serviço público de transbordo, transporte e tratamento do lixo produzido no município.

SANTOS (a). Lei Complementar no 779, de 05 de setembro de 2012. Obriga os estabelecimentos que comercializam baterias, pilhas, lâmpadas e similares a disponibilizar receptáculo para a coleta desses materiais. 06 de setembro de 2012.



SANTOS (2013). Diagnóstico técnico de revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento e Expansão Urbana do Município de Santos. Secretaria de Desenvolvimento Urbano (SEDURB). Outubro de 2013. 35p. Disponível em: https://www.santos.sp.gov.br/static/files_www/files/portal_files/SEDURB/1-contexto_regional_e_dinamica_social_1.pdf

SANTOS (2021). Coleta domiciliar – Pesagens – 2020/2021. <https://www.santos.sp.gov.br/>. Data da última atualização: 08 de abril de 2021 às 17h14min. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=content/residuos-solidos-urbanos>. Acesso em: (13 de outubro de 2023).

SANTOS (a). Lei Complementar no 952, de 30 de dezembro de 2016. Disciplina o gerenciamento dos resíduos sólidos que especifica, e dá outras providências. Diário Oficial de Santos, Santos, SP. Ano XXVIII, número 6780, páginas 4 e 5, 02 de janeiro de 2017.

SANTOS (b). Decreto 7.800, de 04 de julho de 2017. Regulamenta a Lei Complementar no 952, que disciplina o gerenciamento dos resíduos sólidos que especifica, e dá outras providências. Diário Oficial de Santos, Santos, SP. Ano XXIX, número 6901, páginas 4, 5 e 6, 05 de julho de 2017.

SANTOS. Lei Complementar no 1.187, de 30 de dezembro de 2022. Disciplina o ordenamento do uso e da ocupação do solo na área insular do município de Santos. Diário Oficial de Santos, Santos, SP. 31 de janeiro de 2022.

SANTOS (2023a). Serviço de Coleta de Lixo Seletiva. <https://www.santos.sp.gov.br/>. Data da última atualização: 11 de outubro de 2023 às 16h38min. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=servico/coletadelixo>.

SANTOS (2023b). Contentores de Lixo: equipamentos e suas localizações. <https://www.santos.sp.gov.br/>. Data da última atualização: 25 de janeiro de 2023 às 16h16min. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=servico/contentores-de-lixo>

SANTOS (2023c). EcoPontos - Pontos de reciclagem. <https://www.santos.sp.gov.br/>. Data da última atualização: 11 de setembro de 2023 às 14h66min. Disponível em: <https://www.santos.sp.gov.br/?q=servico/ecopontos-pontos-de-reciclagem>

SIGRH. (2020) Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos. Plano Estadual de Recursos Hídricos 2020-2023. Fundo Estadual de Recursos Hídricos. Novembro de 2020. Disponível em: <https://sigrh.sp.gov.br/corhi/planoestadualderecursoshidricos>

VELLOSO, Marta Pimenta. (2008). Os restos na história: percepções sobre resíduos. Ciênc. Saúde Colet. (Impr.) ; 13(6): 1953-1964, nov.-dez., 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1413-81232008000600031>>

VORMITAG, E.M.P.A.A.; COSTA, R.R.; BRAGA, A.A; MIRANDA, M; NASCIMENTO, NC & SALDIVA, P.H.N. Monitoramento da qualidade do ar no Brasil. São Paulo, junho de 2014.



USO DO LODO DE ETA NO CULTIVO DE CULTURAS AGRÍCOLAS: UMA REVISÃO BIBLIOMÉTRICA E SISTEMÁTICA DA LITERATURA

1Roberta Bueno Martins, 2Raphaela Ferraz Freitas, 3Rosane Freire Boina

1 Faculdade de Ciências e Tecnologia (UNESP), e-mail: roberta.bueno@unesp.br; 2 Faculdade de Ciências e Tecnologia (UNESP), e-mail: raphaela.freitas@unesp.br; 3 Faculdade de Ciências e Tecnologia (UNESP), e-mail: rosane.freire@unesp.br

Palavras-chave: Saneamento; Resíduo sólido; Reuso.

Resumo

No Brasil, o rápido crescimento populacional e industrial aumentou a demanda de água potável. Nas Estações de Tratamento de Água (ETAs) em todo o país, o resíduo conhecido como lodo é gerado durante o processo de tratamento. Infelizmente, em grande parte dessas ETAs, esse lodo é regularmente descartado em corpos d'água sem receber tratamento prévio. Esse lançamento *in natura* resulta em uma série de impactos ambientais, principalmente comprometendo a qualidade dos mananciais. Entretanto, as formas de destinação do lodo de ETA devem seguir a premissa estabelecida nas diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, priorizando a redução, reuso e reciclagem do resíduo. Dentre as alternativas de aplicação do lodo, o uso na agricultura tem grande potencial por possuir em sua matriz macro e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento de plantas, além de fornecer melhorias estruturais ao solo. Por outro lado, o excesso de determinados elementos também pode trazer prejuízos a alguns tipos de plantio. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo apresentar um estudo de revisão bibliométrica e sistemática da literatura sobre a utilização do lodo de ETA para o cultivo de espécies de hortaliças. Para tal, adotou-se três bases de dados nacionais, sendo elas: Google Scholar, SciELO Brasil e Portal Periódicos CAPES, usando as palavras-chave: “Lodo de ETA”, “Cultivo”, “Culturas agrícolas”, “Plantio”, “Alface” e “Couve”. Foram considerados trabalhos publicados entre os anos de 2014 e 2024. Os resultados encontrados foram organizados em forma tabular, a fim de avaliar uma destinação passível de ser ambientalmente adequada, através do uso do LETA para o cultivo de espécies de hortaliças. A partir da literatura estudada, observou-se que a aplicação do resíduo para esse fim ainda demanda mais pesquisas científicas, e os poucos estudos publicados demonstram potencial de aplicação considerando as metodologias empregadas. Além disso, há um crescente incentivo por parte de instituições de financiamento para apoiar a produção de trabalhos nessa área.

Introdução

A Estação de Tratamento de Água (ETA) é parte indispensável do sistema de abastecimento de água para a população, serviço este de responsabilidade pública com objetivo de garantir condições adequadas de saneamento básico (Fiore *et al.*, 2020). No processo de tratamento da água bruta para água potável é gerado o lodo de ETA, ou LETA. Conforme a NBR 10.004/2004, o LETA se enquadra como um resíduo sólido (Classe IIA) e, por isso, seu gerenciamento deve seguir as premissas dadas pelas legislações ambientais brasileiras para resíduos sólidos. Assim, a quantificação de seu volume é fundamental para um efetivo gerenciamento e destinação ambientalmente adequada. Estima-se que mais de 100 mil toneladas de lodo são geradas diariamente em uma única ETA (Ahmad *et al.*, 2017; Turner *et al.*, 2019). Além disso, dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) atestam que, em 2015, foram gerados 78 milhões de lodo nos 1.094 municípios brasileiros participantes da pesquisa (Brasil, 2020). Vale ressaltar que, embora seja uma quantidade considerável, este montante não representa a totalidade da geração de resíduos no país, uma vez que nem todos os municípios fornecem esse tipo de informação ao SNIS por não haver dispositivos para medição instalados nas ETAs.

Logo, a destinação deste resíduo é considerada um desafio para o setor de saneamento. A maior parte das ETAs brasileiras foram instaladas antes das implementações das leis e regulamentações que exigem o licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras (Brasil, 1997a; Brasil, 1998; Brasil, 1997b) e, assim, raramente contam com sistema de destinação e disposição final para o resíduo (Achon *et al.*, 2015). A prática mais adotada pelas empresas de saneamento é a disposição em aterros sanitários ou o lançamento *in natura* em cursos d'água, ação que constitui crime ambiental conforme a Lei Federal nº 9.605/98, por causar a degradação de mananciais e comprometer a saúde humana e de animais (Da Cunha *et al.*, 2019; Arantes *et al.*, 2022; Teixeira *et al.*, 2011).

Face a essas problemáticas, diferentes estudos foram realizados utilizando o LETA para diversas finalidades, visando novas soluções para o manejo e a destinação deste resíduo, entre elas: como fertilizantes (Abraão, 2016); para recuperação de áreas degradadas (Andrade *et al.*, 2014); fabricação de produtos cerâmicos e cimentícios (Zancan *et al.*, 2015; Santos *et al.*, 2019; Teixeira *et al.*, 2011); reciclagem de coagulantes (Dandolini, 2014); desenvolvimento de adsorventes (Boina *et al.*, 2024; Martins *et al.*, 2022; Siswoyo *et al.*, 2019); cultivos agrícolas (Santos, 2021; Martins; Boina, 2023); cultivo com espécies nativas (Figueiredo-Neto, 2011; Martins *et al.*, 2023); e, no processo de compostagem (Takada *et al.*, 2013; Martins; Boina; Rodrigues, 2022).

Uma outra forma de destinação do LETA seria sua aplicação em solo para uso agrícola, pois, segundo Ferreira (2017), este pode promover melhoria na estrutura do solo, ajuste de pH, aumento da capacidade de retenção de água e das condições de aeração do solo, capaz de trazer benefícios para o desenvolvimento de plantas. Com o exposto, a fim de averiguar a viabilidade



da aplicação do LETA em solo no desenvolvimento de culturas agrícolas, o presente trabalho teve por objetivo a realização de uma análise bibliométrica pautando em estudos publicados em bases de dados consolidados que tratam da aplicação do resíduo sólido de ETA no desenvolvimento de culturas agrícolas.

Metodologia

Para o levantamento de trabalhos científicos na temática de trabalho realizou-se uma busca bibliográfica, em bases nacionais, de artigos que aplicavam o lodo de ETA para o desenvolvimento de culturas agrícolas. Para tal, usou-se três bases de dados, sendo elas: Google Scholar, SciELO Brasil e Portal Periódicos CAPES, adotando as seguintes palavras-chave: “Lodo de ETA”, “Cultivo”, “Culturas agrícolas”, “Plantio”, “Alface” e “Couve”. Foram buscados trabalhos científicos e/ou técnicos, como artigos, monografias, dissertações e teses, publicados entre os anos de 2014 e 2024. Além disso, foram desconsiderados os estudos que tratassem do Lodo de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) já que devido à proximidade lexical (ETA e ETE) não possui vinculação com o tema da análise. Os resultados retornados foram organizados em forma tabular, separando-os conforme sua temática, ano de publicação e autoria.

Além disso, após as buscas, os trabalhos encontrados foram analisados, a fim de selecionar aqueles em que o lodo de ETA era aplicado no solo para o cultivo de espécies de hortaliças. Assim, os critérios de análise dos resultados do cultivo dessas espécies agrícolas, usando o LETA, foram identificados e organizados. Por fim, as informações encontradas foram tabuladas, abordando os seguintes aspectos: quantidade de LETA usado; tipo de cultura agrícola; variáveis de medição; período de plantio; principais resultados; e, autoria e ano de publicação.

Resultados e Discussão

Análise da escala temporal

A busca na base de dados retornou com a apresentação de 21 trabalhos relacionados à utilização do lodo de ETA no cultivo de culturas. Diante disso, foi realizada uma interpretação cronológica e quantitativa dos trabalhos encontrados nas bases de dados. Durante o período considerado, foram encontrados estudos nos seguintes anos: 2017 (4), 2018 (2), 2019 (1), 2020 (4), 2021 (4), 2022 (5) e 2023 (1).

Os resultados indicam uma constância nos estudos desenvolvidos ano a ano e uma concentração de trabalhos no período de 2020 a 2023, com cerca de 67% dos trabalhos publicados sobre o tema no intervalo. A premissa estabelecida neste contexto é que, após a sanção do Novo Marco Legal do Saneamento Básico, pela Lei nº 14.026, de julho de 2020, que estabeleceu metas para atingir a universalização dos serviços de água potável (e tratamento) para 99% da população até 2033, as empresas de saneamento estejam buscando soluções ambientalmente adequadas para o gerenciamento do lodo de Estações de Tratamento de Água, com base em pesquisas já conduzidas.

Da mesma maneira, é frequente que as agências de fomento à pesquisa científica incentivem a realização de estudos sobre o uso do LETA por meio financiamentos, conforme observado nos estudos analisados. Portanto, prevê-se que nos próximos anos haja um aumento significativo no número de publicações sobre essa temática.

Análise dos trabalhos

O Quadro 1 exibe informações qualitativas dos trabalhos, incluindo a temática envolvida, autores e ano. Mediante a análise dos artigos, é possível observar que o uso do lodo é diverso e aplicável para o desenvolvimento de diferentes tipos de espécies vegetais. A partir dos resultados descritos pelos autores, é possível constatar que a aplicação do lodo de ETA em concentrações específicas demonstra resultados positivos para o desenvolvimento de espécies. Esses estudos destacam a importância da aplicação controlada do resíduo, principalmente quando incorporado no solo.

Quadro 1: Temas dos trabalhos publicados em base de dados sobre o uso do lodo de ETA para cultivo de espécies vegetais

Temática	Principais resultados	Referências
Espécies nativas e exóticas	Todos os tratamentos do estudo houve a germinação do ipê e eucalipto, sendo que os melhores resultados de germinação para o ipê ocorreram nos tratamentos de maiores concentrações do resíduo (substrato contendo 45% LETA). Por outro lado, as espécies de eucalipto apresentaram toxicidade quanto a aplicação do lodo. Os autores destacaram que as melhores porcentagens para o cultivo dessa espécie são de 15 e 30%.	Da Cunha <i>et al.</i> (2020)
Toxicidade com espécies de gramíneas	O composto de lodo de ETA produzido no processo de compostagem foi incorporado no solo para o cultivo do milho. Após 21 dias de experimento, os pesquisadores constataram que a dose de 100 g kg ⁻¹ apresentou reduções na altura da espécie e indicativos de deficiência nutricional devido ao excesso de alumínio, ferro e sódio. Foi recomendado 10 g kg ⁻¹ do composto.	Bitencourt <i>et al.</i> (2020)
Bioindicador de contaminação	A alface apresenta potencialidade de uso para estudos que pretendem avaliar níveis de tolerância associados aos possíveis efeitos de poluição ambiental. Nesse caso, a espécie apresenta características taxonômicas e ecológicas, distribuição geográfica, baixa mobilidade e tamanho que favorece a identificação de um bom indicador de contaminação por alumínio, por exemplo.	De Araújo <i>et al.</i> (2022)



Toxicidade com espécies de hortaliças	Foram testados bioensaios de fitotoxicidade para as sementes de cebola e alface a partir de lixiviados de lodo de ETA e ETE. Os ensaios indicaram que o lixiviado de LETA foi menos tóxico para as sementes do que o de ETE. Além disso, verificou-se que os resultados foram promissores para o lodo de ETA, indicando que o uso deste resíduo pode ser uma alternativa interessante para solos agrícolas.	Liebl, D.; Schoen, C. (2021)
Espécies ornamentais	No período de quatro meses de experimento, as espécies de crotalária apresentaram um bom crescimento em altura, massa seca e IQD em solo contendo doses do lodo de ETA. Também, o tratamento com 50% de LETA indicou o melhor desenvolvimento para essas espécies.	Sobral, B. S. (2020)
Espécies nativas	Os autores constataram que o uso do lodo de ETA para o cultivo de espécies de favelas (<i>Cnidocolus quercifolius</i>) é viável do ponto de vista técnico, econômico e ambiental. O resíduo pode ser associado ao solo e esterco comercial para a produção de mudas de favelas. Além disso, os tratamentos que mais se destacaram foram aqueles que continham na mistura 60 e 75% de LETA.	Brito, S. de A.; Da Silva, M. J.; Pereira, A. R. (2021)
Espécies de gramíneas	A aplicação do lodo de ETA incorporado no solo para o desenvolvimento do capim Tifton não apresentou potencial agrônômico. A adubação com o resíduo provocou uma baixa produtividade e sintomas de toxicidade por ferro, bem como excesso de manganês.	Ferreira <i>et al.</i> (2017)
Espécies ornamentais	O estudo preliminar indicou que as mudas de rosa do deserto se desenvolveram bem em todas as proporções de lodo de ETA, inclusive na dosagem de 100% do resíduo. Também, o maior crescimento das espécies foi constatado em tratamentos que consistiam na proporção lodo e terra, em comparação com o tratamento controle. Assim, os autores concluíram que o LETA em solos é uma possível solução com potencial sustentável.	De Souza <i>et al.</i> (2019)
Espécies ornamentais	O lodo de ETA misturado ao solo em várias concentrações testadas para o cultivo de duas espécies ornamentais não provocou alterações significativas no sistema radicular e na parte aérea das plantas (biomassa seca). Por outro lado, indicou que a espécies podem ser mais sensíveis à exposição do LETA.	Acquolini <i>et al.</i> (2017)
Espécies de gramíneas	Os resultados revelaram que as mudas de milho apresentaram sinais de subdesenvolvimento na parte aérea, clorose e senescência quando o lodo de ETA foi aplicado no solo. Além disso, o aumento da concentração do lodo teve um impacto positivo na preservação da capacidade tampão do solo e nos níveis de fertilidade do meio.	Arantes, R.; Fia, R. (2020)
Espécies nativas	A incorporação do lodo de ETA no solo para o desenvolvimento da aroeira pimenteira e aldrago, em concentrações de 100% ou proporções elevadas, não resultou em um bom desenvolvimento das mudas. Um desafio identificado pelos autores foi que a alta quantidade de LETA no substrato tornou-se um fator restritivo para o crescimento das mudas devido ao seu alto teor de umidade, o que dificultou a sua manipulação.	Da Cruz, C. L. B. M. (2018)
Espécies de gramíneas	O lodo de ETA misturado ao solo promoveu melhoria na germinação e crescimento do milho. Também, a biomassa verde das raízes aumentou em comparação ao tratamento controle (apenas solo). Os autores concluíram que os resultados mostraram que o resíduo possui potencial de uso como fertilizante.	Monteiro <i>et al.</i> (2017)
Fitotoxicidade com espécies de hortaliças	O estudo apontou que o LETA não resultou em fitotoxicidade nas sementes de alface, levando os autores a sugerirem a viabilidade de sua aplicação em cultivos de plantas. Os pesquisadores concluíram que o estímulo no crescimento radicular observado, pode estar associado a elevada carga de matéria orgânica presente nas amostras. Contudo, orientam que são necessários mais estudos para avaliar o efeito do alumínio.	Batista <i>et al.</i> (2018)
Espécies de hortaliças	A dose de SH 100 mg/L apresentou a melhor dose de resposta. Foi observado uma diminuição dos efeitos nas variáveis analisadas, à medida que se aumentava a concentração de SH. O autor conclui que o uso do LETA como insumo agrícola é uma alternativa viável.	Santos, J. da S. (2021)
Toxicidade com espécies de hortaliças	Os ensaios de toxicidade mostraram uma inibição na germinação e no crescimento radicular à medida que a concentração de LETA aumentava, devido à presença de alumínio. Os resultados apresentaram que as sementes da alface, pepino, milho e repolho foram mais resistentes aos índices de germinação quando comparadas com as de tomate e cebolinha. Os pesquisadores observaram que ao utilizar o resíduo em sua totalidade, mesmo em pequenas concentrações, ocorre a inibição das sementes mais sensíveis.	De Sousa <i>et al.</i> (2022)
Fitotoxicidade com espécies de hortaliças	O estudo apresentado em congresso de iniciação científica não continha resultados consolidados. Entretanto, o objetivo era realizar bioensaios de fitotoxicidade para avaliar o efeito tóxico do lodo de ETA através da germinação e comprimento radicular da alface e pepino. Os autores ressaltam que, caso os efeitos sejam comprovados será necessário buscar alternativas para melhorar a condição do resíduo, por exemplo, vermicompostagem.	Pinheiro <i>et al.</i> (2022)



Fitotoxicidade com espécies de hortaliças	Nas amostras que continham o lodo de ETA misturado com o bagaço de cana-de-açúcar, apontaram toxicidade moderada a alta e, ainda, houve a inibição de germinação e redução do sistema radicular da alface.	Dos Santos, J. E. (2023)
Toxicidade com espécies de hortaliças	As sementes de tomate, alface, cebolinha, repolho, pepino e rúcula expostas as diferentes concentrações do alumínio presente no LETA, apresentaram total inibição de germinação. A autora conclui que o resíduo é considerado tóxico para o meio terrestre.	De Sousa, S. S. O. (2022)
Espécies de hortaliças	A utilização do LETA foi positiva. Entretanto, o baixo desenvolvimento das culturas pode não estar diretamente relacionado ao alumínio, mas também o seu comportamento de retração, influenciando na aeração e retenção de água, não deixando disponível para as raízes das plantas.	Padilha, F. T; Modolo, R. C. E. (2017)
Espécies de hortaliças	A inclusão do lodo junto com substratos comerciais apresenta viabilidade técnica de uso, com potencial de redução de custos de produção. Destaca-se que as variáveis biométricas de medição foram influenciadas pelas doses de lodo quando incorporado no solo.	Da Silva, J. L. T. (2022)
Toxicidade com espécies de hortaliças	Os resultados do teste de toxicidade indicaram que o lodo de ETA é caracterizado como um resíduo atóxico. Segundo os autores, o lodo estimulou o crescimento e não inibiu a germinação das sementes da alface. Ainda, concluem que o resíduo pode ser recomendado para uso agrícola e ser disposto no meio ambiente.	Michelan <i>et al.</i> (2021)

Análise dos trabalhos sobre a temática cultivos agrícolas

O Quadro 2 fornece uma análise detalhada dos artigos que trataram da utilização do resíduo incorporado no solo para o desenvolvimento de espécies de hortaliças. Entre os 21 trabalhos identificados, somente três retornaram com estudos para essa finalidade.

Após análise, observa-se que os estudos aplicaram o lodo no solo no seu estado seco (*in natura*), com exceção do estudo de Santos (2021). Este autor investigou as substâncias húmicas presentes no LETA e avaliou se sua presença foi um fator benéfico para o desenvolvimento de culturas e, conseqüentemente, seu potencial para ser considerado um insumo agrícola.

Em relação a quantidade de lodo, os autores apresentaram divergências quanto à dosagem aplicada. Alguns trabalharam com porcentagens, enquanto outros utilizaram medidas de massa por volume. Isso indica a ausência de um padrão de unidade para a aplicação do LETA, possivelmente associada ao critério de avaliação que os autores adotaram para conduzir o estudo.

Destaca-se que, os três trabalhos elencados no Quadro 2 exploraram a cultura agrícola da alface (*Lactuca sativa*) e, ainda, Da Silva (2022) optou por utilizar cinco cultivares diferentes da alface para condução do experimento. Tal cultura recebe maior atenção nas pesquisas sobre o lodo. Essa motivação surge devido à tolerância moderada a sais dessa cultura, sendo também a hortaliça folhosa mais comercializada e consumida no Brasil (Santos *et al.*, 2017; Da Silva, 2022).

Quanto ao período de cultivo, observa-se que, para a mesma espécie de hortaliça, todos os estudos adotaram diferentes durações, variando de 30 a 54 dias. Os pesquisadores não forneceram informações sobre a seleção do período de experimentação, o que pode estar relacionado aos objetivos do estudo, bem como às condições ambientais. Por outro lado, no que diz respeito às variáveis de medição, há semelhanças entre os trabalhos, com a medição da altura das plantas sendo a variável mais comumente observada para avaliação dos resultados.

Quadro 2: Análise dos estudos que aplicaram o LETA no solo para o desenvolvimento de espécies de hortaliças.

Quantidade de lodo	Período de cultivo	Variável de medição	Principais resultados	Autor e ano
T1 (0% LETA + 100% Terra vegetal); T2 (50% LETA + 50% Terra vegetal); T3 (100% LETA + 0% Terra vegetal).	54 dias	Germinação; Altura da parte aérea; Coloração; Número de folhas; Comprimento das radículas.	A utilização do LETA foi positiva. Entretanto, o baixo desenvolvimento das culturas pode não estar diretamente relacionado ao alumínio, mas também o seu comportamento de retração, influenciando na aeração e retenção de água, não deixando disponível para as raízes das plantas.	Padilha, F. T; Modolo, R. C. E. (2017)
SH1 (0 mg/L); SH2 (50 mg/L); SH3 (100 mg/L); SH4 (200 mg/L); SH5 (400 mg/L).	30 dias	Altura da planta; Diâmetro da copa; Área foliar; Número de folhas; Tamanho da raiz; Massa fresca da parte aérea e raiz; Massa seca da parte aérea e raiz; Índice de clorofila; Produtividade.	A dose de SH 100 mg/L apresentou a melhor dose de resposta. Foi observado uma diminuição dos efeitos nas variáveis analisadas, à medida que se aumentava a concentração de SH. O autor conclui que o uso do LETA como insumo agrícola é uma alternativa viável.	Santos, J. da S. (2021)



T1 (0 %); T2 (20%); T3 (40%); T4 (60%).	25 dias	Altura da planta; Comprimento das folhas; Largura das folhas; Produtividade.	A inclusão do lodo junto com substratos comerciais apresenta viabilidade técnica de uso, com potencial de redução de custos de produção. Destaca-se que as variáveis biométricas de medição foram influenciadas pelas doses de lodo quando incorporado no solo.	Da Silva, J. L. T. (2022)
--	---------	---	---	---------------------------

Considerações Finais

A análise temporal dos estudos indicou que a aplicação do lodo de ETA no desenvolvimento de espécies vegetais é um tema recente, uma vez que o primeiro trabalho identificado com essa temática remonta a mais de cinco anos. Por outro lado, a produção de pesquisas sobre o assunto tem se intensificado a partir de 2020, ano marcado pela implementação do Marco Legal do Saneamento Básico.

Quanto à análise de trabalhos retornados pelas bases de dados, revela uma ampla variedade de estudos e aplicações possíveis do lodo, principalmente no desenvolvimento de espécies vegetais. Além disso, muitas pesquisas têm sido motivadas para verificar o efeito desse resíduo no solo, sugerindo resultados positivos em concentrações específicas. Isso destaca a importância do uso controlado do lodo. Da mesma forma, as pesquisas que aplicaram o LETA para o desenvolvimento de espécies de hortaliças revelaram uma inibição no desenvolvimento da alface, indicando um possível efeito tóxico causado pelas diferentes dosagens aplicadas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Pró-Reitora de Pesquisa e a Faculdade de Ciências e Tecnologia (FCT-UNESP) pelo apoio recebido. Equipe LAARR. Equipe LCGRS.

Referências Bibliográficas

- Abraão, R. 2016. Aplicação de lodo de estação de tratamento de água no crescimento de *Salvia officinalis*. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Achon, C. L.; Cordeiro, J. S. 2015. Destinação e disposição final de lodo gerado em ETA: Lei 12.305/2010. Exposição de experiências municipais em saneamento, 11, 2015, Poços de Caldas. Anais. Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento (ASSEMAE), 2015, p. 1 – 8.
- Ahmad, T.; Ahmad, K.; Alam, M. 2017. Sludge quantification at water treatment plant and its management scenario. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 189, n. 453.
- Andrade, C. F.; Silva, C. M.; Oliveira, F. C. 2014. Gestão Ambiental em Saneamento: Uma Revisão das Alternativas para Tratamento e Disposição do lodo de ETA e seus impactos na qualidade das águas. V CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 24. Belo Horizonte: IBEAS.
- Acquolini, G. T.; Camargo, F. A. de O.; Ojeda, T. F. M. 2017. Caracterização do lodo de estações de tratamento de água de Porto Alegre/RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – Lume Repositório Digital.
- Arantes, R. B. de S.; Fia, R. 2020. Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de ETA e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho. Universidade Federal de Lavras.
- Arantes, R. B. de S.; Fia, R.; Farias, M. de S.; Mafra, D. C. B. 2022. Sorção de fósforo de efluente doméstico tratado em lodo de estação de tratamento de água e aplicação do resíduo em solo cultivado com milho. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.27, n.1, p. 175 – 183.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- Batista, I. F.; Nilin, J.; Michelan, D. C. de G. S.; Batista, D. F. 2018. Análise da germinação e crescimento radicular de sementes de alface expostas ao lodo de eta (rio poxim, sergipe). *Anais XV ECOTOX*, p. 779-781.
- Bitencourt, G. de A., Apolari, J. P., Souza, G. de, Monteiro, R. T. R. 2021. Lodo gerado em Estação de Tratamento de Água: Avaliação preliminar da toxicidade em plantas de milho. *Scientia Plena*, 16(12).



Boina, R. F.; Estevam, B. R.; Freitas, R. F.; Rodrigues, J. M. M.; Boina, W. L. de O.; Sales, D. H.; De Souza, A. E.; Teixeira, S. R.; Pereira, N. C. 2024. Ceramic adsorbent material in removing reactive blue bf 5G dye from synthetic wastewater. *Separation and Purification Technology*, v. 331, p. 125555, mar. 2024.

Brasil. 1997a. Lei Federal nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília: Diário Oficial da União, 1997.

Brasil – Ministério do Meio Ambiente e Mudança de Clima – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1997b. Resolução CONAMA 237, de 19 de dezembro de 1997. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília: Diário Oficial da União, 1997.

Brasil. 1998. Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, 1998.

Brasil – Ministério do Meio Ambiente e Mudança de Clima – Secretaria de Qualidade Ambiental. 2020. Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares. Brasília, p. 209.

Brito, S. de A.; Da Silva, M. J.; Pereira, A. R. 2021. Utilização do lodo da ETA de Xique-Xique, BA: produção de mudas de *Cnidocolus quercifolius* originária da Caatinga. *Revista Sertão Sustentável*, v. 9, n. 1.

Da Cruz, C. L. B. M. 2018. Estudo sobre a viabilidade de incorporação do lodo de estação de tratamento de água no substrato para produção de espécies nativas da Mata Atlântica (Brasil). Universidade do Estado do Rio de Janeiro – Biblioteca Digital.

Da Cunha, G. D.; Lima, J. A. V.; Stachiw, R.; Tronco, K. M. de Q. 2016. Caracterização e destinação ambientalmente corretas do lodo gerado pelas estações de tratamento de água. *Nature And Conservation*, v. 12, n. 2, p. 19-30.

Da Cunha, G. D.; Stachiw, R.; Quadros, K. M. Lodo de estação de tratamento de água como componente para germinação de mudas florestais. 2020. *Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais*, v.11, n.1, p.40-53.

Dandolini, I. 2014. Reciclagem do lodo de estação de tratamento de água - produção de coagulante por lixiviação ácida. Programa de pós-graduação. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Da Silva, J. L. T. 2022. Viabilidade técnica do uso de lodo de Estação de Tratamento de Água na produção alface. Instituto Federal de Alagoas – Marechal Deodoro, AL.

De Araújo, M. P.; El-Deir, S. G.; Tavares, R. G. 2022. *Lactuca sativa* como bioindicador da contaminação por alumínio do lodo de Estação de Tratamento de Água. *Sistemas & Gestão*, 16(2).

De Sousa, S. S. O.; De Andrade, P. B.; De Araújo, M. P.; Pragana, R. B.; Tavares, R. G. 2022. Avaliação da toxicidade do lodo da estação de tratamento de gurjaú utilizando diferentes sementes como bioindicadores. *Revista Saúde e Meio Ambiente- UFMS*, v. 12, n 2.

De Sousa, S. S. O. 2022. Avaliação ecotoxicológica de lodo de estação de tratamento de água. Universidade Federal Rural de Pernambuco – Biblioteca Digital.

De Souza, V. M.; Da Silva, J. R. P.; Martins, R. de C.; Nunes, R. B. L.; Camara, I. A. 2019. Estudo do lodo de eta misturado com terra como substrato para a planta ornamental rosa do deserto. *Anais 30º ABES*.

Dos Santos, J. E. 2023. Aproveitamento do lodo de eta: biodegradabilidade e implicações ecotoxicológicas. Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências,-Rio Claro.

Ferreira, A. C. S.; Silva, J. B. G.; Pereira, R. O.; Oliveira, A. P. S. 2017. Avaliação do capim Tifton cultivado em latossolo adubado com lodo de ETA. *Revista Internacional de Ciências*, Rio de Janeiro, v. 07, n. 01, p. 64 – 83.

Figuereido-Neto, A. 2011. Utilização de lodo de Estação de Tratamento de Água na produção de mudas de árvores com ocorrência no cerrado. Dissertação (pós-graduação). Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

Fiore, F. A.; Rodgher, S.; Ito, C. Y. K.; Bardini, V. S. dos S. 2020. Quality of surface water and generation of sludge at water



treatment plants. *Revista Ambiente e Água*. Taubaté, v. 15, n. 5, e2565.

Liebl, D.; Schoen, C. 2021. Avaliação da toxicidade de lodos de estação de tratamento de água (ETA) e de estação de tratamento de esgoto (ETE) através de bioensaios com sementes de alface (*Lactuca sativa*) e cebola (*Allium cepa*). *Revista de Estudos Ambientais*, v. 23, n. 2, p. 64-74.

Martins, D. S.; Estevam, B. R.; Perez, I. D.; Américo-Pinheiro, J. H. P.; Isique, W. D.; Boina, R. F. 2022. Sludge from a Water Treatment Plant as an adsorbent of endocrine disruptors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 4, n. 4, ago. 2022.

Martins, R. B.; Boina, R. F.; Rodrigues, J. M. M. 2022. Análise da evolução da temperatura durante o processo de compostagem empregando o lodo de ETA. XXXIV Congresso de Iniciação Científica da Unesp – CIC 2022.

Martins, R. B.; Boina, R. F. 2023. Avaliação do crescimento da couve e da acelga em composto obtido a partir do lodo de ETA incorporado no solo. XXXV Congresso de Iniciação Científica da Unesp – CIC 2023.

Michelan, D. C. de G. S.; Santos, W. N. de A.; Rosa, T. S.; Santos, D. de G.; De Jesus, R. de C. S. 2021. Uso do coagulante/floculante emergente à base de moringa no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com Moringa e toxicidade do lodo. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 26, p. 955-963.

Monteiro, R. T.; Ribeiro, E. C.; Batista, G. T.; Da Silva, P. O. N.; Souto, C. C. 2017. Aplicação do lodo de ETA em cultivos agrícolas. *Anais 47º ASSMAE*, p. 43-51.

Padilha, F. T.; Modolo, R. C. E. 2017. Utilização de lodo de Estação de Tratamento de Água como substrato para produção de mudas. Universidade do Vale do Rio dos Sinos-UNISINOS, São Leopoldo-RS, 8º Forum Internacional de Resíduos Sólidos.

Pinheiro, C. M.; Morselli, L. B. G. A.; Dos Santos, J. T.; Da Silva, J. K. P.; Andrezza, R.; Quadro, M. S. 2022. Avaliação de fitotoxicidade de lodo gerado em estação de tratamento de água, Pelotas – RS. *Anais XXXI Congresso de Iniciação Científica*.

Santos, A. R.; Sales, M. L.; Campolino, M. L. 2017. “Se-mentes de *Lactuca sativa* (alface) como bioindicador da toxicidade da água dos córregos urbanos J.K e Interlagos, região sudeste de Sete Lagoas, Minas Gerais”. *Revista Brasileira de Ciências da Vida*, v. 5, n. 1.

Santos, A. S. P.; Cruz, C. L. B.; Ritter, E.; Silva, J. C. 2019. Aproveitamento de lodo de ETA para produção de muda florestal. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 30. ANAIS. Natal: ABES.

Santos, J. da S. 2021. Avaliação da produtividade da alface irrigada sob cultivo protegido em resposta a aplicação de lodo de estação de tratamento de água. Dissertação (mestrado). UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS - UFAL CAMPUS ARAPIRACA.

Siswoyo, E.; Mihara, Y.; Tanaka, S. 2019. Development of a floating adsorbent for cadmium derived from modified drinking Water Treatment Plant Sludge. *Environmental Technology & Innovation*, v.14, p. 100312, maio 2019.

Sobral, B. S. Avaliação de crescimento de *Crotalaria Juncea* em solo codispuesto com lodo de ETA e lodo de ETE. 2020. Instituto Federal do Espírito Santo – Repositório Institucional.

Takada, C. R. S.; Serra, J. C. V.; Mafra, W. A.; Borba, K. C. A. 2013. Aproveitamento e disposição final de lodos de estação de tratamento de água no município de Palmas - TO. *Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal*, v. 10, n. 2, p. 157-165.

Teixeira, S. R.; Santos, G. T. A.; Souza, A. E.; Alessio, P.; Souza, S. A.; Souza, N. R. 2011. The effect of incorporation of a brazilian water treatment plant sludge on the properties of ceramic materials. *Applied Clay Science*, v. 53, n. 4, p. 561 – 565.

Turner, T.; Wheeler, R.; Stone, A.; Oliver, I. 2019. Potential alternative reuse pathways for Water Treatment Residuals: Remaining Barriers and Questions – a Review. *Water Air Soil Pollut*, v. 230, n. 227.

Zancan, N. P.; Toniollo, M.; Miotto, N. 2015. Reaproveitamento de resíduos de ETAs, uma alternativa para o desenvolvimento sustentável. VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 23. Porto Alegre - RS: IBEAS.



MODELO INTEGRADO DE COMPOSTAGEM E HORTAS COMUNITÁRIAS

1Amanda Rodrigues Fernandes, 2Maria Cristina Rizk

1 Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNESP, e-mail: amanda.rodrigues-fernandes@unesp.br;

2 Faculdade de Ciências e Tecnologia - UNESP, e-mail: mc.rizk@unesp.br

Palavras-chave: Resíduo orgânico; Sustentabilidade; Educação Ambiental.

Resumo

A questão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) é um desafio a ser enfrentado em diversas localidades do mundo, principalmente no que diz respeito a fração orgânica, que é passível de tratamento, mas que convencionalmente é destinada a aterros sanitários sem aproveitamento. A matéria orgânica é a fração mais expressiva dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. As ações para melhoria da gestão dos RSU têm se concentrado em metas que visam a reciclagem dos RSU, para que se possa prolongar a vida útil dos aterros sanitários e para que se atenda aos preceitos da destinação final ambientalmente adequada destes resíduos. Assim, o tratamento biológico ganha espaço quando o assunto é destinação dos resíduos orgânicos, sendo um importante método para completar o ciclo da matéria orgânica no meio ambiente. A compostagem centralizada ganhou notoriedade nos municípios brasileiros, entretanto, não obteve o sucesso esperado devido à alta complexidade de gerenciar resíduos que na maioria dos casos não eram segregados na fonte geradora. Por outro lado, a compostagem descentralizada realizada no seio da comunidade pode ser considerada uma alternativa mais próspera, devido a participação da sociedade na gestão destes resíduos, proporcionando uma melhor separação dos mesmos, acarretando em um produto final estabilizado de maior qualidade. Deste modo, o composto resultante da técnica é de extrema relevância quando associado a sistemas agrícolas, pois permite a melhora das propriedades físicas, químicas e biológicas no solo, renunciando ou diminuindo o uso de fertilizantes químicos. Assim, a compostagem comunitária, uma das formas de execução da compostagem descentralizada, permite o envolvimento de diversos atores, proporcionando um espaço de convívio que gera bem-estar e educação ambiental. Além disso, pode ser facilmente associada a outros projetos de cunho social e comunitário, possibilitando o engajamento popular de maneira contínua. Neste âmbito, as hortas urbanas e comunitárias representam o uso de espaços desocupados para a produção de alimentos que garantem a segurança alimentar e nutricional e inclui a população local, transformando o espaço em uma área verde que contribui para a gestão dos recursos naturais. Assim sendo, o objetivo deste estudo foi propor um modelo de integração da compostagem comunitária e de hortas urbanas e comunitárias, considerando como destaque uma horta no município brasileiro de Presidente Prudente – SP. Para tanto, foram obtidas informações junto a Secretaria Municipal de Meio Ambiente sobre o Programa Semeando Prudente para compreender o contexto das hortas urbanas no município, bem como foram realizadas visitas nas hortas participantes do Programa, incluindo a horta objeto deste estudo e foram feitos levantamentos bibliográficos sobre o tema. Como resultados, foi proposta a compostagem comunitária pelo sistema natural, que consiste em amontoar sobre a superfície do solo camadas intercaladas de resíduo úmido e seco e periodicamente revolvê-los, sendo de fácil assimilação e manejo pelos moradores. Para tanto, os moradores precisariam segregar os resíduos orgânicos dos demais resíduos nas residências, levar os resíduos orgânicos para a área de compostagem, onde seriam acondicionados em bombonas, que seriam alimentados na composteira e ao final do processo seria gerado o composto que poderia ser empregado nos cultivos da horta em questão e distribuído para os moradores. Com a proposta, seria possível fortalecer o desenvolvimento sustentável local por meio de ações conjuntas da população em prol da destinação final ambientalmente adequada dos resíduos orgânicos, o compartilhamento na responsabilidade da gestão dos mesmos, a geração de alimentos de qualidade, a disseminação da educação ambiental, o convívio de diversos atores e culturas, a promoção de bem-estar no ambiente urbano e a reciclagem da biomassa.

Introdução

Segundo o Global Waste Management Outlook (GWMO), realizado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP), a população global produz um total de 2 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) por ano, correspondendo a 24% do total de resíduos gerados. As taxas de geração se relacionavam com os níveis de rendimento de cada país, sendo que em países de renda elevada, as taxas médias de geração de resíduos eram, aproximadamente, seis vezes maiores quando comparadas com as de países de baixo renda. Outrossim, no que diz respeito a composição dos resíduos, as frações orgânicas possuem números mais expressivos nos países de médio e baixo renda (UNEP, 2015).

Com relação ao Brasil, no ano de 2022, o país produziu cerca de 81,8 milhões de toneladas de RSU. A região Sudeste foi a maior contribuinte, com 49,7%. Ademais, 61% da parcela coletada dos RSU ainda são destinadas a aterros sanitários, enquanto que 39% são dispostos inadequadamente em lixões e aterros controlados (ABRELPE, 2022). A matéria orgânica abrange 45,3% da composição gravimétrica dos RSU, mas menos de 1% desse montante foi reciclada em unidades de compostagem (Brasil, 2022).

A Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos e dá outras providências, estabelece a necessidade da destinação final ambientalmente adequada dos resíduos, podendo ser feita por meio da compostagem, além de estabelecer a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, envolvendo desde o fabricante até o titular pelos serviços públicos de limpeza urbana (Brasil, 2010).



De acordo com Inácio e Miller (2009), a compostagem é “um processo de biodecomposição da matéria orgânica dependente de oxigênio e com geração de calor”. Esta técnica possui diversas formas de ser desenvolvida, podendo ser através da utilização de ferramentas tecnológicas de custo elevado, tal como por recursos operacionais mais simples e menos onerosos. Assim, um dos métodos que se enquadra nesta segunda categoria é o sistema natural de compostagem (Windrow), em que os resíduos orgânicos são amontoados sobre o solo em formatos diversos de leiras e necessitam de aeração periódica (Faria, 2018).

A compostagem descentralizada é citada por UNEP (2015) e Siqueira e Assad (2015) como um método que possui um funcionamento satisfatório e duradouro. Uma das formas de desenvolver a compostagem descentralizada é por meio da compostagem comunitária. Esta iniciativa é realizada em meio a comunidade, estando situada em locais públicos ou dentro de instituições, com o objetivo de tratar os resíduos orgânicos produzidos localmente e envolvem os moradores da região (Siqueira; Assad, 2015).

Neste contexto, a compostagem descentralizada pode auxiliar na promoção da educação ambiental, envolvendo a sociedade de forma individual e coletiva, visando prevenir, identificar e solucionar problemas ambientais como disposto na Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências (Brasil, 1999).

Outrossim, os métodos de compostagem também podem integrar os sistemas agrícolas urbanos, com o intuito de reciclar a matéria orgânica e proporcionar desenvolvimento sustentável (Siqueira; Assad, 2015).

Portanto, o presente trabalho teve como objetivo propor um modelo de integração da compostagem comunitária, utilizando o método windrow, e hortas comunitárias no município de Presidente Prudente, São Paulo – Brasil, apresentando sua importância para a gestão de resíduos orgânicos domiciliares, bem como para a disseminação da educação ambiental para os envolvidos.

Materiais e Métodos

A pesquisa foi realizada por meio de três frentes de trabalho, sendo elas: compreensão do contexto das hortas urbanas e comunitárias no município de Presidente Prudente, visitas aos espaços de horticultura, com destaque para a horta objeto deste estudo e levantamento bibliográfico sobre o tema compostagem comunitária, hortas urbanas e comunitárias e educação ambiental para que fosse possível realizar a proposição do modelo apresentado neste estudo.

A compreensão do panorama das hortas urbanas e comunitárias em Presidente Prudente se deu junto a Secretaria Municipal de Meio Ambiente, responsável pelo Programa Semeando Prudente. O órgão público forneceu informações sobre o princípio funcional do projeto, bem como documentos que constituíram a base de dados para o mapeamento das hortas, para a quantificação de hortas, áreas e responsáveis e para o conhecimento das atribuições dos envolvidos.

Algumas hortas urbanas e comunitárias participantes do Programa foram visitadas durante o estudo, para averiguar como ocorria a participação dos moradores, além de ser possível listar os principais produtos obtidos nos plantios e a sua destinação.

A horta objeto de estudo detalhado dessa pesquisa foi a horta “Semeando Prudente Vale Verde”. A visita ao espaço ocorreu em outubro de 2022, no qual foram feitos registros fotográficos das espécies cultivadas e da disposição das mesmas na área de cultivo, além de conversas informais com os moradores responsáveis pela horta sobre o funcionamento da mesma.

Resultados e Discussão

A matéria orgânica presente na natureza sofre o processo de reciclagem independentemente de ser compostada. Entretanto, a compostagem é um método aplicado com o intuito de regular e otimizar os aspectos físicos, químicos e biológicos presentes no meio para que seja possível acelerar a decomposição e gerar um produto final estável e de qualidade (Chen et al., 2011).

A compostagem aeróbia é um processo de decomposição biológica da matéria orgânica em condições controladas e que requer a presença de oxigênio (Pace; Miller; Farrel-Poe, 1995). Em seu desenvolvimento, os microrganismos consomem o oxigênio disponível, obtendo energia da fração orgânica por meio da transformação do carbono, resultando em liberação de dióxido de carbono e água, além de gerar calor, conforme demonstra a Figura 1 (Inácio; Miller, 2009).



Figura 1: Simplificação do processo de compostagem aeróbia.
Fonte: Adaptado de Fernandes e Silva, 1999

A compostagem tem duas fases principais denominadas de ativa e de maturação. Na primeira, há presença de microrganismos termófilos que irão realizar a degradação de substâncias menos resistentes como polissacarídeos e proteínas, acarretando em um aumento de temperatura e diminuição significativa do volume da leira. Já na segunda etapa, acontece a formação do húmus e a decomposição de ácidos orgânicos e partículas de tamanho maior e mais resistentes (Brasil, 2017).

Segundo Bruni et al. (2020), na Itália existem 339 unidades operacionais de tratamento biológico de resíduos orgânicos, sendo que que 281 é realizada a compostagem aeróbia, reduzindo a quantidade de resíduos destinados a aterros sanitários. Além disso, 35 milhões de habitantes estão envolvidos no recolhimento da fração orgânica dos RSU, acarretando em 6,1 milhões de



toneladas de resíduos alimentares e verdes recolhidos já segregados nos municípios, explicitando a importância da separação na fonte geradora e da participação social em processos de tratamento biológico (Bruni et al., 2020).

Desta forma, o sistema windrow ou natural é uma das formas de desenvolver a compostagem aeróbia e se inicia com a montagem da leira em que a massa orgânica será decomposta. Para tanto, é relevante escolher um local que seja ligeiramente inclinado, para facilitar o escoamento da fração líquida, e próximo a uma fonte de água, tal como retirar sujidades grosseiras sobre o solo (Oliveira; Lima; Cajazeira, 2004). Ademais, a dimensão da leira de resíduos será definida conforme o espaço disponível, entretanto, é indicado que a mesma não ultrapasse 2 metros de largura e 1 metro de altura, para que não ocorra dificuldade no revolvimento manual e para possibilitar que haja uma aeração adequada (Brasil, 2017).

Ainda, de acordo com Brasil (2017), a construção da leira deve ser feita em camadas intercaladas por resíduos secos, como restos de poda, serragens e palha, que possuem degradação lenta e abundância em carbono, e por resíduos úmidos, como restos alimentares oriundos da cozinha, que são de rápida degradação e ricos em nitrogênio. Também é possível adicionar na pilha o inoculante, conforme proposto na Figura 2, que auxilia no metabolismo dos microrganismos iniciais do processo de compostagem, sendo exemplo deste o próprio composto resultando da técnica, bem como serrapilheira, estercos, entre outros (Inácio; Miller, 2009).



Figura 2: Etapas da montagem da leira de compostagem natural.
Fonte: Autores, 2024

É importante verificar alguns parâmetros físico-químicos principais que são significativos para o sucesso do método, como a temperatura, a proporção de resíduos, a umidade, a relação carbono-nitrogênio e a aeração. A temperatura é variável conforme a fase em que se encontra o processo, mas é considerada um fator determinante. Já a proporção de resíduos influencia diretamente no tempo de compostagem e nas substâncias a serem degradadas, portanto é apropriado que se tenha 2 unidades de volume de material úmido para uma de material seco. A umidade interfere na atividade microbiana, por isso são estabelecidos valores ideais entre 55% e 65%. A relação C/N também afeta os microrganismos presentes no meio, já que o carbono é usado como fonte de energia e o nitrogênio participa da síntese proteica, portanto, é estipulada uma relação adequada de 30 átomos de carbono para 1 de nitrogênio. Por fim, a aeração é indispensável, já que se trata de um processo aeróbio para decompor a matéria orgânica (Faria, 2018).

Siqueira e Assad (2015) apresentam a compostagem centralizada como uma unidade administrada por iniciativa pública e/ou privada, que recebe resíduos orgânicos de diferentes geradores, em que estes estão localizados distantes ou próximos do local de processamento. Entretanto, no estado de São Paulo, esta experiência tem sido pouco realizada devido ao grande número de desativações, já que os resíduos provenientes da coleta convencional não são adequadamente segregados, comprometendo a qualidade do processo, além de eximir a responsabilidade da sociedade na gestão dos resíduos (Siqueira; Assad, 2015).

Por outro lado, a compostagem descentralizada é costumeiramente desenvolvida em bairros, domicílios e instituições, visando a reciclagem da matéria orgânica em âmbito local, diminuindo os custos com transporte e manutenção para o processamento e tratamento dos resíduos. Ademais, o produto final estabilizado possui melhor qualidade devido a separação eficiente na fonte geradora (Bruni et al., 2020).

A compostagem descentralizada é proposta e estudada como alternativa ao sistema convencional de coleta, transporte e disposição em diversos países como Índia (Zurbrügg et al., 2002), Cuba (Körner; Sánchez; Corrales, 2008), Itália (Bruni et al., 2020), Filipinas, Vietnã e Grécia (Karagiannidis et al., 2010), Brasil (Pinhel et al., 2018), entre outros.

A compostagem comunitária é uma das formas de desenvolver a modalidade descentralizada, sendo realizada em bairros, vilas, condomínios ou comunidades. É necessário formar um grupo de pessoas capacitadas para que o projeto funcione de forma continuada, por meio de ações de sensibilização da população local, educação ambiental dos envolvidos e adequado manejo da composteira, incluindo a segregação, coleta, transporte e compostagem dos resíduos orgânicos (Brasil, 2017).

Conforme a Resolução CONAMA 481, de 03 de outubro de 2017, que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências, o composto é tido como “produto estabilizado, oriundo do processo de compostagem, podendo ser caracterizado como fertilizante orgânico, condicionador de solo e outros produtos de uso agrícola” (CONAMA, 2017).



O composto possui abundância de substâncias húmicas, tem coloração marrom escuro e abriga cerca de 50% a 70% da matéria orgânica do processo (Oliveira; Lima; Cajazeira, 2004). Desta forma, o mesmo consegue melhorar as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, possibilitando uma disponibilidade de nutrientes para as plantas, sem que haja lixiviação dos mesmos, além de obter maior retenção da água no solo e supressão de patógenos (Pace; Miller; Farrel-Poe, 1995). Logo, o composto orgânico é considerado um bom componente a ser aplicado como substrato na produção de espécies hortaliças, frutíferas, arbóreas e de flores (Inácio; Miller, 2009).

Nesse contexto, é uma importante estratégia utilizar o composto orgânico em sistemas agrícolas urbanos, como hortas urbanas e comunitárias, de forma a integrar a técnica de compostagem com a de horticultura, promovendo a reciclagem da biomassa (Siqueira; Assad, 2015).

A hortas urbanas e comunitárias são consideradas atividades que proporcionam a redescoberta e a apropriação de espaços abandonados ou subutilizados, em que a população se organiza em ações coletivas para produzir alimentos e realizar a gestão dos recursos naturais. Assim, o princípio do ato está relacionado com o favorecimento de espaços públicos e o desenvolvimento de comunidades (Biazoti; Sorrentino, 2022). Wakefield et al. (2007) demonstram em seu estudo sobre hortas comunitárias que está experiência possibilita maior segurança alimentar através do acesso a alimentos frescos e orgânicos, aumento da atividade física, melhoria na saúde mental, progresso social por meio da diversidade de laços criados entre as pessoas e sustentabilidade local.

Com base nesse cenário, o município brasileiro de Presidente Prudente, localizado no oeste paulista, possui o Programa Semeando Prudente, criado em 2018 pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMEA), com o objetivo de transformar espaços públicos ociosos em hortas amparadas pelos munícipes (SEMEA, 2022). O município possui um território de 560,637 km², sendo 60,83 km² de área urbanizada, além de abrigar uma população de 225.668 habitantes e estar inserido no bioma predominante da Mata Atlântica (IBGE, 2024).

Segundo o Plano Intermunicipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PIGIRS) realizado em 2020, Presidente Prudente gera em média 226,09 toneladas por dia de resíduos sólidos domiciliares coletados pelo sistema convencional, dos quais 116,21 toneladas por dia são constituídas por matéria orgânica (CIRSOP, 2020).

Em 2022, o Programa possuía 59 participantes distribuídos em 15 bairros, como demonstrado pela Figura 3, totalizando uma área de aproximadamente 91 mil m² destinados a essa finalidade. Ademais, o distrito de Floresta do Sul apresentou o maior número (15) de contribuintes do projeto, ocupando cerca de 22 mil m² do total, enquanto que as outras hortas estavam concentradas no perímetro urbano e na porção sudoeste da cidade, como pode ser observado pelo mapeamento (SEMEA, 2022).

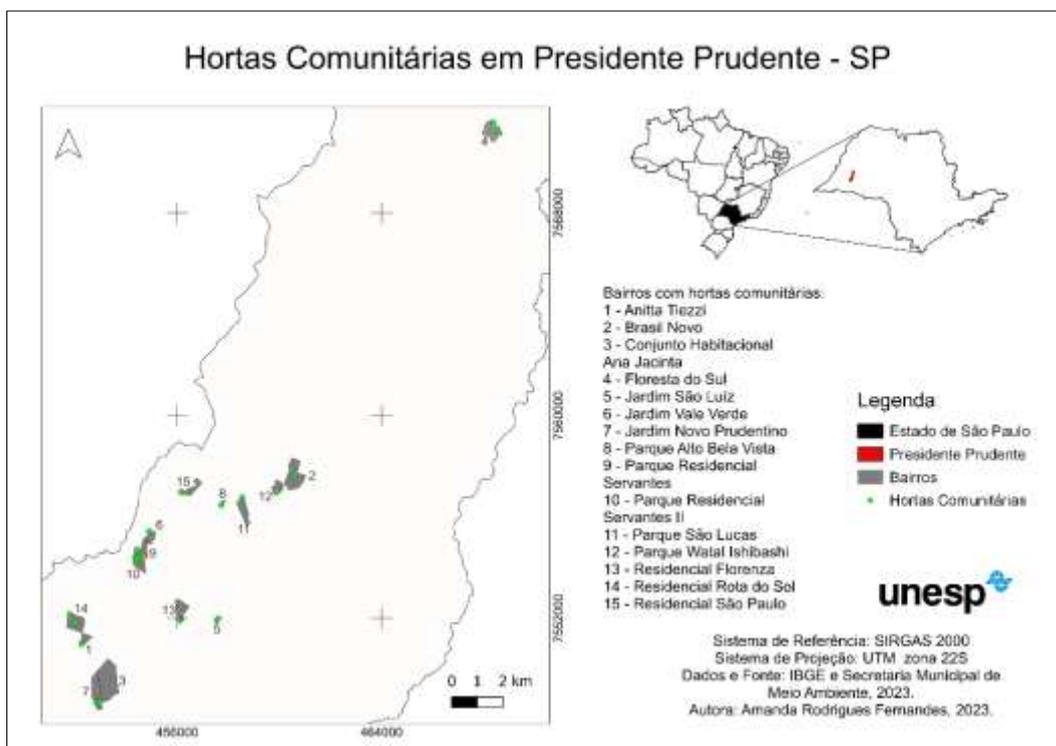


Figura 3: Mapeamento das hortas urbanas e comunitárias existentes em Presidente Prudente - SP em 2022.

Fonte: Autores, 2023

A horta urbana e comunitária “Semeando Prudente Vale Verde” fica localizada no bairro Jardim Vale Verde em Presidente Prudente. Para tanto, foi disponibilizado um espaço de 4.950 m² para o desenvolvimento da atividade de horticultura, que posteriormente foi dividido entre seis responsáveis domiciliados no bairro em questão. As principais espécies cultivadas são hortaliças, frutíferas e de flores, como demonstram as Figuras 4 e 5.



Figura 4: Hortaliças cultivadas na horta urbana “Semeando Prudente Vale Verde”.
Fonte: Autores, 2022



Figura 5: Flores cultivadas na horta urbana “Semeando Prudente Vale Verde”.
Fonte: Autores, 2024

Os insumos necessários para o cultivo das espécies são fornecidos pelos próprios moradores responsáveis pela iniciativa ou moradores da região, como comércios locais. Os alimentos cultivados são distribuídos para os moradores consumirem em suas refeições ou para produção de novos alimentos que serão comercializados.

Deste modo, o modelo de integração da compostagem comunitária integrada à horta urbana deve seguir o esquema proposto na Figura 6. Primeiramente, os resíduos orgânicos seriam segregados dos demais nas residências ou locais de geração, se atentando para que não haja contaminação e para que o mesmo seja armazenado em um recipiente que suporte o volume contido e, preferencialmente com tampa. Em seguida, o morador levaria os resíduos para o local da compostagem de 2 a 3 vezes na semana para que o mesmo seja acondicionado em bombonas. As bombonas devem possuir capacidade de 50 a 30 litros e contar com tampa vedante e alças, além de rótulos que identifiquem o resíduo contido como úmido ou seco.



Figura 6: Esquema da compostagem comunitária integrada a horta comunitária.

Fonte: Autores, 2024

Assim, as bombonas seriam vertidas e esvaziadas para alimentar a composteira de 1 a 2 vezes na semana. É relevante que tanto a bombona depois de esvaziada, quanto as ferramentas utilizadas no manejo seja, higienizadas para posterior manipulação. Os novos resíduos orgânicos poderiam ser adicionados à composteira, retirando a cobertura de material seco e o transformando em parede, depois basta revolvê-los com os resíduos que já estavam em decomposição e refazer a cobertura com novos resíduos verdes (Brasil, 2017).

Ao final do processo, o composto orgânico obtido poderia ser aplicado na horta em questão, além de poder ser distribuído para os moradores locais aplicarem em jardins domésticos e utilizado como inoculante na massa de compostagem. Nesse âmbito, seria possível completar o ciclo da matéria orgânica, retornando os nutrientes ao solo a partir do resíduo orgânico domiciliar compostado.

Considerações finais

Foi possível propor um modelo de compostagem comunitária integrado à hortas urbanas, sendo possível com a execução da proposta a destinação final ambientalmente adequada da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos passível de ser reciclada, aumentando a vida útil dos aterros sanitários.

A proposta de compostagem descentralizada envolveria a comunidade local, incorporando na sociedade a responsabilidade pela gestão dos resíduos sólidos domiciliares. Ademais, o método proposto é de fácil compreensão pelos moradores e possui um baixo custo, podendo ser construído e manejado sem grandes dificuldades pela comunidade, produzindo alimentos que promovem a segurança alimentar e nutricional, além da melhoria da saúde física e mental, o desenvolvimento sustentável local e a gestão dos recursos naturais.

Portanto, a integração dos sistemas de compostagem comunitária e hortas urbanas proporcionariam um conjunto de ações em favor do meio ambiente e da sociedade, promovendo a reciclagem da matéria orgânica no ambiente, mas também fortalecendo a disseminação da educação ambiental a todos aqueles que estão sendo afetados. Assim, é de extrema importância que os órgãos públicos deem suporte para que projetos deste cunho consigam ser realizados de forma continuada possibilitando o progresso sustentável na esfera social, econômica, cultural e ambiental.

Agradecimentos

Os Autores agradecem ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica da UNESP, que por meio do Edital PROPE UNESP nº 04/2022 pelo auxílio financeiro. Os autores agradecem à Prefeitura Municipal de Presidente Prudente e a Secretaria Municipal de Meio Ambiente pela colaboração dos dados fornecidos.

Referências Bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil. São Paulo, 2022.

BIAZOTI, A. R.; SORRENTINO, M. Engajamento político na agricultura urbana: potência de agir nas hortas comunitárias de São Paulo. Ambiente e sociedade. São Paulo. Vol. 25, 2022.

BRASIL. Constituição (1999). Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá



outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19795.htm. Acesso em: 17 de mar. de 2024.

BRASIL. Constituição (2010). Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm. Acesso em: 17 de mar. de 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos: manual de orientação. Brasília, 2017.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental. Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares. Brasília, DF, 2022. 209 p. Disponível em: <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf>. Acesso em: 17 de mar. De 2024.

BRUNI, C. et al. Decentralized Community Composting: Past, Present and Future Aspects of Italy. Sustainability, 2020, n. 12, p. 1-20. Disponível em: doi:10.3390/su12083319. Acesso em: 24 de mar. de 2024.

CHEN, L. et al. The composting process. University of Idaho, June, 2011. Disponível em: <https://objects.lib.uidaho.edu/uiext/uiext25841.pdf>. Acesso em: 20 de mar. de 2024.

CONSÓRCIO INTERMUNICIPAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS DO OESTE PAULISTA (CIRSOP). Plano Intermunicipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PIGIRS). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciência e Tecnologia Câmpus de Presidente Prudente. Presidente Prudente, 2020.

CONAMA – Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução n. 481, de 3 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências.

FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. da. Manual prático para a compostagem de biossólidos: lodo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 84 p

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Cidades e Estados. Presidente Prudente, São Paulo. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/sp/presidente-prudente.html>. Acesso em: 29 de mar. de 2024.

INÁCIO, C. T.; MILLER, P. R. M. Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Rio de Janeiro-RJ. Embrapa Solos, 2009. 155p.

KARAGIANNIDIS, A. et al. Decentralized aerobic composting of urban solid wastes: Some lessons learned from Asian-EU cooperative research. Global Nest Journal. December, 2010. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Apostolos-Malamakis/publication/230690327_Decentralized_aerobic_composting_of_urban_solid_wastes_Some_lessons_learned_from_ASIAN-EU_cooperative_research/links/00b49532aeb71573b3000000/Decentralized-aerobic-composting-of-urban-solid-wastes-Some-lessons-learned-from-ASIAN-EU-cooperative-research.pdf. Acesso em: 24 de mar. de 2024.

KÖNER, I.; SÁNZHES, I. S.; CORRALES, Y. A. Proposal for the integration of decentralised composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. Waste Management, n. 28, p. 64-72, 2008. Disponível em: www.elsevier.com/locate/wasman. Acesso em: 24 de mar. de 2024.

OLIVEIRA F. N. S.; FILHO, H. J. M.; CAJAZEIRA, J. P. Uso da compostagem em sistemas agrícolas orgânicos. Fortaleza-CE. Embrapa, 2004. 17p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/418734/1/Dc089.pdf>. Acesso em: 24 de mar. de 2024.

PACE, M. G.; MILLER, B. E.; FARRELL-POE, K. L. The composting process. Utah State University, october, 1995. Disponível em: https://digitalcommons.usu.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1047&context=extension_histall. Acesso em: 20 de mar. de 2024.

PINHEL, J. R. et al. “Ciclo limpo”: análise da viabilidade de um modelo de gerenciamento descentralizado de resíduos orgânicos. Revista brasileira Planejamento e Desenvolvimento, Curitiba, v. 7, n. 3, Edição Especial Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, p.390-404, ago. 2018. Disponível em: <https://periodicos.utfpr.edu.br/rbpd>. Acesso em: 24 de mar. de 2024.

SECRETARIA MUNICIPAL DO MEIO AMBIENTE (SEMEA). Relação dos participantes do Programa Semeando Prudente. Presidente Prudente, São Paulo. 2022.



SIQUEIRA, T. M. O.; ASSAD, M. L. R. C. L. Compostagem de Resíduos Sólidos Urbanos no Estado de São Paulo (Brasil). *Ambiente e Sociedade*, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 243-264, out./dez. 2015.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. *Global Waste Management Outlook*. Março, 2015. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/report/global-waste-management-outlook>. Acesso em: 17 de mar. De 2024.

WAKEFIELD, S. et al. Growing urban health: Community gardening in South-East Toronto. *Health Promotion International*, v. 22, n. 2, p. 92-101. February, 2007.

ZURBRÜGG, C. et al. Decentralised composting in Dhaka, Bangladesh production of compost and its marketing. *ISWA Annual Congress*, Istanbul. July, 2002. Disponível em: https://www.eawag.ch/fileadmin/Domain1/Abteilungen/sandec/publikationen/SWM/Decentralized_Composting/Zurbruegg_2002_Dhaka.pdf. Acesso em: 12 de mar. de 2024.



PRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DE PRECURSOR ADSORVENTE MISTO UTILIZANDO LODO DE ETA E CASCA DE LARANJA

1Camila da Silva Rodrigues, 2Rosane Freire Boina

1 Universidade Estadual Paulista - UNESP, e-mail: camila.s.rodrigues@unesp.br 2 Universidade Estadual Paulista - UNESP, e-mail: rosane.freire@unesp.br

Palavras-chave: adsorção; lodo de ETA; corantes têxteis.

Resumo

A indústria têxtil está entre as principais e mais importantes indústrias do setor produtivo em razão de seu grande potencial econômico. Por outro lado, as atividades de produção desta indústria são responsáveis pela geração de um expressivo volume de contaminantes, que são descarregados diretamente em corpos d'água e colocam em risco a segurança hídrica. Os corantes utilizados durante os processos de confecção e fabricação de tecidos são, em sua maioria, de origem sintética e apresentam uma estrutura química altamente complexa e de difícil degradação. Dessa forma, o tratamento de águas residuárias em um sistema convencional não é suficientemente eficaz na remoção desses poluentes, fazendo-se necessária uma busca por novas alternativas. Neste cenário, diversos estudos apontam a adsorção como uma solução ambientalmente amigável, de baixo custo e simplicidade operacional. Entre os materiais economicamente viáveis aplicados como adsorvente para remoção de corantes têxteis, estão os resíduos agrícolas, como cascas de frutas. Em particular, as cascas de laranja foram aplicadas em diferentes trabalhos e em diferentes formas: *in natura*, secas e quimicamente tratadas. O emprego da laranja como adsorvente tem alcançado resultados satisfatórios na remoção de corantes orgânicos e íons metálicos devido a sua composição química rica em pectina, lignina, celulose e hemicelulose, que proporcionam uma boa área superficial e grupos funcionais. Outro resíduo que recentemente tem sido estudado em testes de adsorção é lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA). Gerado em grandes quantidades no processo de potabilização da água bruta para abastecimento público, o lodo de ETA atualmente é um desafio para as empresas de saneamento e sua disposição final incorreta pode levar a impactos ambientais negativos. Esse trabalho desenvolveu um precursor adsorvente misto (PAM) a partir do lodo de Estação de Tratamento de Água como componente principal e resíduos da casca de laranja do tipo Pêra (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck), para promoção de porosidade e estabelecimento de grupos funcionais. Também realizou ensaios de caracterização para avaliar a viabilidade de aplicação do material em testes de adsorção para remoção de corantes têxteis. As pastilhas PAM foram tratadas seguindo dois patamares de temperatura: 450°C e 950°C, com rampa de aquecimento de 5°C/min e 2 horas de permanência em cada patamar. Os materiais foram caracterizados em ensaios FRX, DRX, FTIR, BET, pH-pCz e potencial zeta. Os resultados revelam que o PAM apresentou composição química e mineralógica promissora para adsorção, com predominância de sílica (>45%) e alumínio (>30%), com potencial zeta negativo e superfície mesoporosa. A composição final do PAM não apresentou valores significativos dos compostos orgânicos voláteis (COVs) e óxidos inorgânicos provenientes da casca de laranja devido à alta temperatura em que foi submetido, porém não foram identificados efeitos negativos relacionados à capacidade de adsorção do material e os resultados alcançados estão de acordo os valores encontrados na literatura.

Introdução

Com o avanço da industrialização houve um aumento de setores industriais como têxtil, plásticos, papel, couro e alimentos, que fazem uso de corantes no processo de fabricação e confecção de produtos (Hambisa et al., 2023). Dentre estes, o segmento de tingimento têxtil destaca-se pela geração de um abundante volume de águas residuárias e contaminadas por corantes orgânicos, os quais são descarregados, muitas vezes sem o tratamento adequado, nos corpos d'água e identificados como a principal ameaça à segurança hídrica (Elgarahy et al., 2023; Wong et al., 2020). Estima-se que, por ano, são consumidos cerca de 1,6 milhão de toneladas de corantes e pigmentos em todo o mundo, sendo 10 a 15% desse volume liberado em cursos d'água sem tratamento prévio (Elgarahy et al. 2023).

Os corantes podem ser de origem natural ou sintética. Corantes classificados como naturais são extraídos de organismos vivos como vegetais e animais, enquanto os sintéticos são obtidos por síntese orgânica e possuem maior representatividade dentro das indústrias (Santos, 2023). A classe de sintéticos divide-se em duas categorias: iônicos e não iônicos. Da categoria de iônicos, encontram-se os corantes catiônicos e aniônicos, que podem se dissolver em água e apresentam sérios riscos ambientais (Haag e Ibsch, 2022). Comercialmente, são subclassificados em corantes diretos, reativos, básicos e dispersos (Zanoni & Yamanaka, 2016; Tolkou et al., 2024), sendo os reativos constituintes de 30% dos corantes utilizados em indústrias (Freire-Boina et al., 2024).

De acordo com Elgarahy et al. (2024), os corantes reativos dispõem de uma estrutura química complexa, com presença de anéis aromáticos e dupla ligação N=N que caracterizam o grupo azo, altamente tóxicos e cancerígenos. Embora essas propriedades físico-químicas sejam desejáveis pelas indústrias por oferecerem uma larga faixa espectral de cores, o tratamento convencional de águas residuais não é suficiente para a completa remoção dos poluentes liberados (Zanoni & Yamanaka, 2016; Maeda et al., 2019).

Nesse contexto, a adsorção se destaca como uma solução eficiente, de simplicidade operacional e baixo custo (Zonato et al., 2022; Martins et al., 2022). Algumas alternativas de materiais adsorventes são descritas por diversos pesquisadores. Dentre elas, os resíduos agrícolas *in natura* ou quimicamente tratados têm demonstrado bons resultados na remoção de corantes e íons metálicos em solução aquosa (Castro et al., 2021; Ramos et al., 2022; Zonato et al., 2022; Nyika e Dinka, 2023; Khan et al., 2024). A casca de laranja está entre os resíduos agrícolas mais estudados e aplicados em testes de adsorção em razão de sua composição química rica em pectina, hemicelulose, celulose e lignina. Tais componentes apresentam diversos grupos funcionais polares, como os carboxílicos e fenólicos, que proporcionam uma estrutura porosa ao adsorvente (Feltrin & Cechinel, 2024; Souza et al., 2019; Sousa et al., 2021).

Outro resíduo com alto potencial adsorvente é o lodo de Estação de Tratamento de Água (ETA), classificado como resíduo sólido de Classe II A, não inerte e solúvel em água pela ABNT NBR 10004/2004. Gerado em grande volume durante as etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração do tratamento de água, a disposição final do lodo de ETA representa um desafio para as empresas de saneamento. Segundo Nayeri e Mousavi (2022), “estima-se que a produção média de lodo é de aproximadamente 3,8kg/habitante”, tendendo a aumentar conforme o crescimento populacional e a demanda por água potável.

O lodo de ETA possui uma composição química mineralógica com presença de metais como o ferro, silício e alumínio, que conferem maior área superficial e reatividade em adsorventes (Ritter e Hassemer, 2021). Além disso, o resíduo tem apresentado resultados satisfatórios em estudos recentes de adsorção de corantes (Dias et al., 2021; Martins et al., 2022; Shumiye et al., 2024; Freire-Boina et al., 2024).

Diante do exposto, o presente trabalho objetivou a produção de um precursor adsorvente misto a partir do lodo de ETA como componente principal e da casca de laranja como componente secundário para promoção de porosidade e elevação de grupos funcionais, e a caracterização do material para avaliar a viabilidade de sua aplicação em testes de adsorção para remoção de corantes têxteis. É esperado apresentar uma alternativa de destinação final ambientalmente adequada para o lodo de ETA, bem como uma solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado nas dependências da Faculdade de Ciências e Tecnologia – FCT UNESP, campus de Presidente Prudente, no Laboratório de Caracterização e Gerenciamento de Resíduos Sólidos (LCGRS) e no Laboratório de Águas, Águas Residuais e Reuso (LAARR).

As principais análises laboratoriais foram estruturadas seguindo três etapas de desenvolvimento: coleta e preparo das amostras; desenvolvimento do precursor adsorvente misto (PAM); e caracterização. Os equipamentos e instrumentos utilizados para os ensaios fazem parte da infraestrutura dos laboratórios principais e parceiros à proposta do trabalho.

Coleta e preparo da amostra

O resíduo de lodo é proveniente da Estação de Tratamento de Água municipal de Presidente Prudente e fornecido pela empresa de saneamento, que opera em ciclo convencional com aplicação de policloreto de alumínio (PAC) como coagulante e um polieletrólito não iônico como auxiliar de coagulação, dependendo da qualidade da água bruta. O resíduo passou por desaguamento em manta geotêxtil (105 g/m²), secagem em estufa (90°C ±5°C) até verificado a ausência de umidade, destorroamento manual, pulverização e peneiração (42 Tyler) (Figura 1), resultando em um pó fino (<0,355 mm).



Figura 1: Lodo desaguado e seco (LDS).

As laranjas selecionadas foram do tipo Pêra (*Citrus sinensis* (L.) Osbeck), adquiridas *in natura* em hipermercado localizado na região do Oeste Paulista. Para os ensaios de caracterização, as laranjas passaram pela primeira lavagem em água corrente antes da separação do epicarpo e endocarpo. Após a separação, as cascas foram higienizadas com água destilada e fragmentadas em porções menores (Figura 2). O material foi encaminhado para estufa de circulação forçada a 60°C (±5°C) por um período de 24 horas, obtendo-se a ausência total de umidade (Figura 3). Posteriormente, as cascas foram trituradas em moinho de facas e pulverizadas em um micronizador (Marconi, modelo MA 360). Por fim, o pó micronizado foi passado em peneira (<0,355mm), sendo denominado casca de laranja seca (CLS) (Figura 4).



Figura 2: Preparo da casca de laranja higienizada e fragmentada para secagem.



Figura 3: Casca de laranja após secagem em estufa a 60°C por 24 horas.



Figura 4: Casca de laranja seca e micronizada (CLS).

Produção do precursor adsorvente misto (PAM)

O precursor adsorvente misto (PAM) foi produzido a partir da mistura do lodo desaguado e seco (LDS) e da casca de laranja seca (CLS). A proporção aplicada para compor a mistura foi de 95% LDS e 5% CLS. O processo de mistura foi feito de forma manual, até observado a homogeneidade do material. Em sequência, a mistura foi separada em quantidades de 0,5g e moldada em matriz circular (13mm) com espessuras de 1 a 2mm, em prensa hidráulica (Shimadzu, SSP-10A) a uma pressão de 60kN por 3 minutos (Figura 5).

A pastilha obtida foi sinterizada em forno mufla (Fornitec, F2DM), partindo da temperatura ambiente a 450°C e de 450°C até 950°C, com rampa de aquecimento de 5°C/min e 2 horas de permanência em cada patamar. Em seguida, a matriz foi resfriada em temperatura ambiente e denominada Precursor Adsorvente Misto (PAM) (Figura 6).



Figura 5: Pastilhas adsorventes antes da sinterização.



Figura 6: Precursor Adsorvente Misto (PAM).

Ensaio de caracterização

Após a sinterização e resfriamento, as pastilhas, o LDS e a CLS foram submetidas às seguintes análises de caracterização: Espectroscopia no Infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) (Perkin Elmer, Frontier IR) e Fluorescência de Raio X (FRX) (Shimadzu, XRF-700). Os ensaios de Difração de Raio X (DRX) (Shimadzu, XRD – 600), Ponto de Carga Zero (pH-pCz) e potencial zeta foram aplicados para o PAM. A área de superfície específica (SBET), o volume (V_p) e o diâmetro (D_p) dos poros foram alcançados por ensaio de Brunauer-Emmett-Teller (BET) no precursor adsorvente misto (PAM). Todos os ensaios foram realizados em duplicata, sendo trabalhado o valor médio.

Para a identificação das fases cristalinas das amostras, foi feito o ensaio de DRX. As análises foram realizadas em difratômetro com radiação em Cobre Ka ($\lambda=1,5406 \text{ \AA}$) a uma voltagem de 40kV e corrente 30mA. A varredura angular de difração 2θ variou entre 1 e 9° no campo de amostragem de $0,02^\circ$. A análise foi feita para as matrizes antes e depois da sinterização, com finalidade de verificar a mudança na estrutura do material em relação à temperatura em que foi submetido. A identificação das principais ligações e grupos funcionais das amostras foram determinadas por FTIR, em que o número de onda percorre o intervalo de 4000 a 500 cm^{-1} , com resolução espectral de $0,5 \text{ cm}^{-1}$. A composição química elementar do LDS, da CLS e PAM foi determinada por FRX. Para o ensaio, as pastilhas foram pulverizadas manualmente em almofariz e acondicionadas em cápsula de material polimérico, retida por um *nyler* e espectrômetro de fluorescência com capacidade de leitura de sódio a urânio em temperatura ambiente ($25 \pm 2^\circ\text{C}$).

O ponto de carga zero, ou ponto de carga neutra, foi determinado a partir da metodologia denominada “experimento dos 11 pontos” (REGABUTO e ROBLES, 2004). Dessa forma, as amostras de PAM foram colocadas em contato com 50mL de solução aquosa, ajustadas a cada pH variando de 2 a 12. A leitura foi feita após 24 horas de contato e os resultados foram plotados em gráfico pH final *versus* pH inicial, considerando o ponto em que o pH se estabiliza, independente do pH adotado inicialmente. Os dados foram tratados no *software Origin 10.05*.

O ensaio de potencial zeta foi realizado em triplicata para a carga da superfície do precursor adsorvente misto em analisador Malvern Panalytical (DLS ZP, nano ZS90) e temperatura ambiente. Por fim, o diâmetro e a espessura das pastilhas foram medidos antes e depois da sinterização para fins de comparação e análise.

Resultados e Discussão

Caracterização do lodo de ETA, casca de laranja e PAM

A partir do ensaio de DRX, verificou-se a estrutura cristalina do adsorvente antes e após a sinterização. Como pode ser observado na Figura 7, foram identificados dois picos de maiores intensidades no PAM sinterizado, que representam as fases de quartzo. Além dessas, também são identificadas fases de hidróxido de alumínio e silicato de potássio, com maior presença de fases nas matrizes sinterizadas.

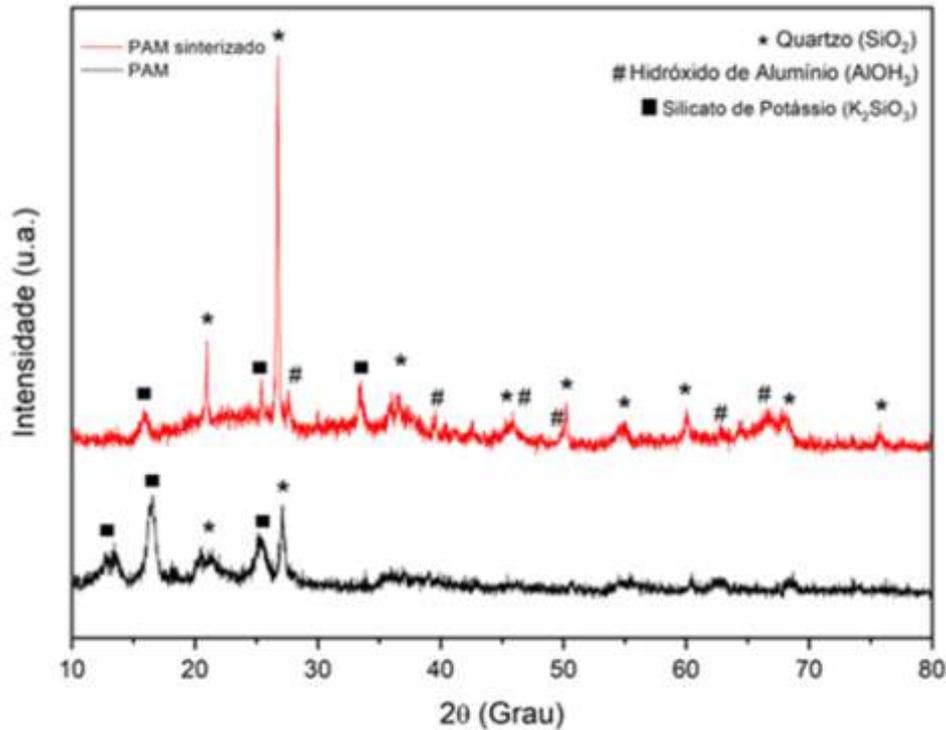


Figura 7: Difratoograma de Raio X do PAM antes e depois da sinterização à 950°C.

A Tabela 1 apresenta os resultados da composição química (%) das amostras de LDS, CLS e PAM obtidas por FRX. Os resultados demonstram um valor maior para sílica (>45%) e alumínio (>30%) nas amostras de LDS e PAM. Já na CLS, o potássio (>40%) e o cálcio (>30%) foram os elementos em maior quantidade, respectivamente.

Os dados indicam que a pastilha sinterizada (PAM) é composta predominantemente pelos elementos do LDS, uma vez que os compostos principais da CLS, como os óxidos inorgânicos e compostos orgânicos voláteis (COVs), não representaram valor significativo no material após a queima. Segundo García et al. (2023) e Cruz et al. (2023), os COVs são extraídos de materiais em altas temperaturas. Ainda, outro estudo observou a degradação de compostos como a hemicelulose, celulose e lignina em temperaturas de 400 a 700°C (Agostinho et al., 2021). Isso sugere que os elementos da CLS não suportaram a temperatura aplicada na síntese das pastilhas e foram perdidos durante o processo. No mais, não houve presença de elementos químicos nocivos ou que demonstrassem periculosidade.

Tabela 1: Composição química elementar do LDS, CLS e PAM sinterizado à 950°C

Elemento (%)	LDS	CLS	PAM
SiO ₂	50,09	8,20	50,44
Al ₂ O ₃	33,35	-	34,74
Fe ₂ O ₃	10,75	-	9,19
TiO ₂	2,09	-	-
K ₂ O	1,58	44,30	1,62
CaO	-	35,19	-
P ₂ O ₅	-	5,06	-
Outros	2,14	1,93	2,13

A identificação dos grupos funcionais presentes nas pastilhas adsorventes, LDS e CLS pode ser analisada através da Figura 8, que apresenta as bandas de transmitância por FTIR. O deslocamento da CLS foi maior em relação ao LDS e PAM, com intensidade dos picos entre o intervalo de 4000cm⁻¹ a 1200cm⁻¹. Segundo Oliveira (2021), os picos entre 3.337cm⁻¹ e 1.000cm⁻¹ apontam para estiramentos dos grupos OH, C=O, C-O e C=C, relacionados à presença de ânions carboxilatos, ácidos carboxílicos, grupos ésteres, fenólicos e aromáticos que estão presentes na pectina, celulose e lignina da casca de laranja (Gnanasambandam & Proctor, 2000; Filho et al., 2020) e podem contribuir para a estrutura porosa do adsorvente.

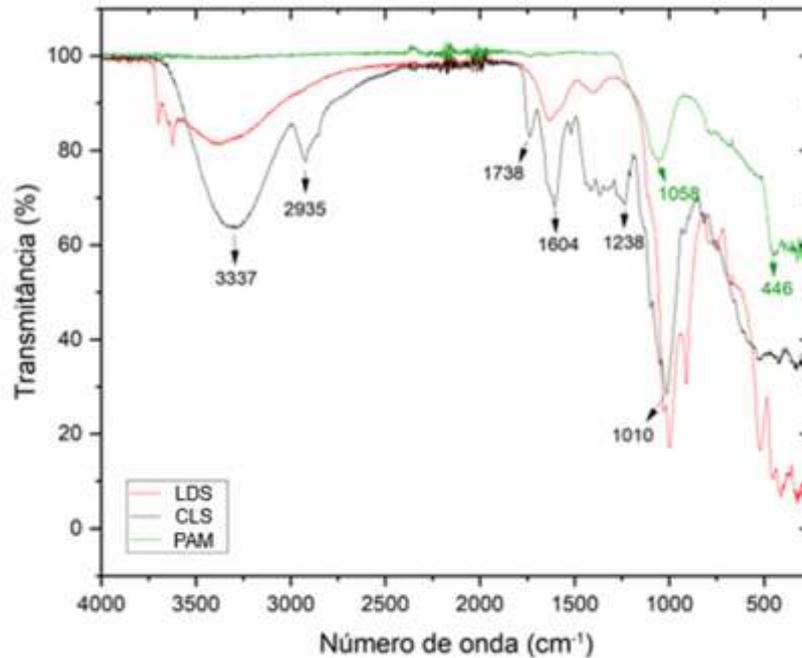


Figura 8: Espectro FTIR para o LDS, CLS e PAM.

Nas pastilhas desenvolvidas, foram identificados picos em 1.058cm^{-1} , que representa os grupos álcoois (C-O) e 446cm^{-1} , dos grupos Si-O-Si e Si-O-Al. A presença desses grupos aponta para uma boa capacidade de adsorção de poluentes, além de aumentarem a área superficial do material (Siswoyo et al., 2019; Arenhart, 2019). Também é possível observar que, assim como nos resultados do FRX, o PAM sinterizado não apresentou quantidade significativa de elementos da CLS. Nesse caso, a temperatura de síntese, de fato, trouxe um efeito negativo quanto a permanência dos grupos funcionais desejáveis. Por outro lado, a volatilização da matriz orgânica trouxe benefícios em termos de área superficial e porosidade. A Tabela 2 apresenta os resultados para a área superficial, o volume dos poros, diâmetro dos poros, pH-pCz e potencial zeta do PAM depois do processo de sinterização.

Tabela 2: Propriedades de superfície do Precursor Adsorvente Misto (PAM) sinterizado à 950°C

SBET (m^2/g)	Vp (cm^3/g)	Dp (nm)	pH-pCz	PZ
17,55	0,074	16,83	5,69	-42,000

Os dados obtidos com o ensaio do BET para a área superficial, volume e diâmetro dos poros mostraram-se coerentes com os valores encontrados na literatura (Abo-El-Enein et al., 2017), indicando boas características adsorventes. O volume e diâmetro dos poros configuram uma estrutura de material mesoporoso, que atribui capacidade adsorptiva para moléculas maiores (Minho, 2023), viabilizando a aplicação do PAM para tratamento de efluentes recalcitrantes.

O ponto de carga zero (pH-pCz) alcançou uma carga superficial neutra em pH5,7, medida que favorece a adsorção de ânions em $\text{pH} < \text{pH-pCz}$ e cátions em $\text{pH} > \text{pH-pCz}$, apontando potencial para ser empregado na remoção de corantes têxteis e metais pesados, dependendo das condições do efluente em tratamento (Ritter e Hassemmer, 2021).

O potencial zeta obteve um valor negativo em pH7 demonstrando que durante a etapa de remoção de poluentes, possivelmente ocorrerá ação de forças de atração de Van der Waals, como descreve Batalla et al. (2014). Nessas condições, o processo adsorptivo poderá apresentar maior eficiência em tratamentos de efluentes com a presença de poluentes catiônicos.

Por fim, as pastilhas tiveram uma redução de 9,8% no diâmetro depois do processo de queima em mufla. Na literatura, Mouratib et al. (2020) tiveram uma retração de 7,25% do material até a temperatura de 950°C , não havendo grande diferença em comparação com a redução do PAM, que teve adição de 5% de CLS que foi perdida durante o processo.

Conclusão

O PAM apresentou alto teor de sílica e alumínio provenientes do LDS, além de outros elementos como ferro e potássio, em menores quantidades, caracterizando um material com alta estabilidade química, térmica e de superfície porosa. A composição de óxidos inorgânicos da casca de laranja obtida por ensaio FRX não permaneceu no produto depois de sinterizado devido à alta temperatura em que foi submetido.

Os resultados para área superficial, volume e diâmetro dos poros configuram uma estrutura mesoporosa ao adsorvente, que atribui boa capacidade adsorptiva para corantes têxteis e íons metálicos. De acordo com os valores de pH-pCz e potencial zeta alcançados, a adsorção será favorecida em meio aquoso com presença de poluentes catiônicos.



Apesar da perda dos elementos químicos presentes na CLS, a pastilha não apresentou redução de diâmetro significativa, assim como não teve grandes impactos negativos em sua área superficial e porosidade. Os resultados atingidos estão dentro do esperado e de acordo com a literatura, indicando a viabilidade de aplicação do adsorvente para remoção de poluentes emergentes.

Agradecimentos

À Pró-Reitoria de Pesquisa da Universidade Estadual Paulista – UNESP pelo apoio à pesquisa. À Equipe LAAR e Equipe LCGRS.

Referências Bibliográficas

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004. NBR 10004: Resíduos Sólidos: Classificação. Brasília, p. 1-27.
- Hambisa, A. A.; Regasa, M. B.; Ejigu, H. G.; Senbeto, C. B.; 2023. Adsorption studies of methyl orange dye removal from aqueous solution using Anchote peel-based agricultural waste adsorbent. *Applied Water Science*, v. 13, p. 13-24.
- Elgarahy, A. M.; Maged, A.; Elwakeel, K. Z.; El-Gohary, F.; El-Qelish, M.; 2023. Tuning cationic/anionic dyes sorption from aqueous solution onto green algal biomass for biohydrogen production. *Environmental Research*, v. 216, p. 1.
- Wong, S.; Abd Ghafar, N.; Ngadi, N.; Razmi, F. A.; Inuwa, I. M.; Matos, R.; Amin, N. A. S.; 2020. Effective removal of anionic textile dyes using adsorbent synthesized from coffee waste. *Scientific Reports*, v. 10: 2928, p. 1-10.
- Tolkou, A. K.; Tsoutsas, E. K.; Katsoyiannis, I. A.; Kyzas, G. Z.; 2024. Simultaneous removal of anionic and cationic dyes on quaternary mixtures by adsorption onto banana, orange and pomegranate peels. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 685, p. 133176.
- Freire-Boina, R.; Ramos-Estevam, B.; Freitas, R. F.; Rodrigues, J. M. M.; Boina, W. L. O.; Sales, D. H.; Souza, A. E.; Teixeira, S. R.; Pereira, N. C.; 2024. Ceramic adsorbent material in removing reactive blue bf 5G dye from synthetic wastewater. *Separation and Purification Technology*, v. 331, p. 125555.
- Maeda, C. H.; Arábia, C. A.; Moretti, A. L.; Barros, M. A. S. D.; Arroyo, A.; 2019. Adsorption and desorption cycles of reactive blue BF-5G dye in a bone char fixed-bed column. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, p. 28500–28509.
- Zonato, R. O.; Ramos-Estevam, B.; Perez, I. D.; Ribeiro, V. A. S.; Freire-Boina, R.; 2022. Eggshell as an adsorbent for removing dyes and metallic ions in aqueous solutions. *Cleaner Chemical Engineering*, v. 2, p. 100023.
- Martins, D. S.; Ramos-Estevam, B.; Perez, I. D.; Americo-Pinheiro, J. H. P.; Iisque, W. D.; Freire-Boina, R.; 2022. Sludge from a water treatment plant as an adsorbent of endocrine disruptors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 10, p. 108090.
- Castro, M. C.; Alves, E. S.; Saquei, B. H. F.; Montanher, S. F.; 2021. Use of passion fruit waste as an alternative adsorbent for dye adsorption. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 14, p. e266101422059.
- Ramos, B. de P.; Perez, I. D.; Freire-Boina, R.; 2022. Cu²⁺, Cr³⁺, and Ni²⁺ in mono- and multicomponent aqueous solution adsorbed in passion fruit peels in natura and physicochemically modified: a comparative approach. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, p. 79841–79854.
- Nyika, J.; Dinka, M. O.; 2023. The potential of reusing fruit bio-adsorbents for water purification: A minireview. *Materials Today: Proceedings*, v. XXX, p. XXX.
- Khan, M. K. A.; Abudulhameed, A. S.; Alshahrani, H.; Algburi, S.; 2024. Development of chitosan biopolymer by chemically modified orange peel for safranin O dye removal: A sustainable adsorbent and adsorption modeling using RSM-BBD. *International Journal of Biological Macromolecules*, v. 261, part 2, p. 129964.
- Feltrin, N.; Cechinel, M. A.; 2024. Remoção de ferro de soluções aquosas utilizando casca de laranja liofilizada. *Observatório de la Economía Latinoamericana*, v. 22, p. e4211.
- Sousa, G.; Gabriel, E.; Alves, A.; Scalize, P.; 2021. Aplicação de análise termogravimétrica (TGA) e termogravimétrica derivada (DTG) em materiais orgânicos usados como adsorventes. In: XIX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (SILUBESA), remoto (online). XIX SILUBESA. Brasil/Portugal: ABES/APRH/APESB, p. 1-7.
- Souza, A.; Cechinel, P. A. M.; Peterson, M.; 2019. Avaliação do potencial sortivo da casca de laranja quimicamente e termicamente modificada na remoção de metais em solução aquosa. *Brazil Journal of Development*, v. 5, p. 7107–7128.
- Nayeri, D.; Mousavi, S. A.; 2022. A comprehensive review on the coagulant recovery and reuse from drinking water treatment sludge. *Journal of Environmental Management*, v. 319, p. 115649.



- Ritter, M. T.; Nagel Hassemer, M. E.; 2021. Estudo do lodo de ETA contendo alumínio para a adsorção de fósforo de esgotos sanitários previamente tratados em wetlands construídos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, Desarrollo y Práctica*, v. 14, n. 2, p. 860–881.
- Dias, R.; Sousa, D.; Bernardo, M.; Matos, I.; Fonseca, I.; Cardoso, W.; Carneiro, R. N.; Silva, S.; Fontes, P.; Daam, M. A.; Maurício, R.; 2021. Study of the potential of water treatment sludge in the removal of emerging pollutants. *Molecules*, v. 26, p. 1010.
- Shumiye, E.; Nadew, T. T.; Tedla, T. S.; Getiye, B.; Mengle, D. A.; Ayalew, A. G.; 2024. Preparations of an activated adsorbent from water treatment plant sludge for phosphate removal from wastewater: Optimization, characterization, isotherm, and kinetics studies. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 14, p. 122-143.
- García, Y. M.; Lemos, E. E. P.; Ramos, A. L. C. C.; Reina, L. D. C. B.; Oliveira, A. F.; Paula, A. C. C. F. F.; Melo, A. C.; Augusti, R.; Araújo, R. L. B.; Melo, J. O. F.; 2023. Extraction of Volatile Compounds-VCs from mixed fruit and vegetables refreshment by HS-SPME/GC-MS: Extração de Compostos Voláteis - CVs de refresco misto de frutas e vegetais por HS-SPME/GC-MS. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, v. 6(2), p. 1573–1584.
- Cruz, L. V.; Santos, M. H. F.; Gama, B. T. A. F.; Araújo, L. G.; Terezan, A. P.; Neto, J. R. O.; Cunha, L. C.; Oliveira, A. E.; Silva, M. M.; Coelho, C. T. P.; Severino, V. G. P.; 2023. Profile of volatile compounds released by *Waitea circinata* against *Megnaporthe oryzae* under different periods and temperatures. *Special Supplement: Bioinputs in Agriculture*, v. 53, p. e75038.
- Agostinho, M. B.; Herdy, V. S.; Kiss, K. E. C.; Quinágua, G. A.; 2021. Adsorção de agrotóxico organofosforado por meio de farinha de casca de banana prata (*Musa AAB*): uma revisão bibliográfica. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, v. 9, n. 3, p. 137-145.
- Gnanasambandam, R.; Proctor, A.; 2000. Determination of pectin degree of esterification by diffuse reflectance Fourier transform infrared spectroscopy. *Food Chemistry*, v. 68, p. 327-332.
- Filho, A. N. D.; Aroucha, D. M. M.; Leite, R. H. L.; Santos, F. K. G.; 2020. Evaluation of adsorptive potential of coconut mesocarp in the removal of red dye 195 in aqueous effluents. *Revista Matéria*, v. 25, p. e12852.
- Siswoyo, E.; Qoniah, I.; Lestari, P.; Fajri, J. A.; Sani, R. A.; Sari, D. G.; Boving, T.; 2019. Development of a floating adsorbent for cadmium derived from modified drinking water treatment plant sludge. *Environmental Technology & Innovation*, v. 14, p. 100312.
- Arenhart, B.; 2019. Avaliação do potencial de remoção do fósforo de efluentes a partir da utilização do lodo de ETA rico em alumínio como adsorvente. Repositório da Universidade Federal de Santa Catarina, monografia, p. 15-59.
- Minho, G. U.; 2023. Estudo da modelagem da adsorção em batelada do fármaco nimesulida em solução aquosa utilizando carvão ativado como adsorvente. Repositório da Universidade Federal do Pampa, monografia, p. 13-41.
- Abo-El-Enein, S. A.; Shebl, A.; Abo El-Dahab, S. A.; 2017. Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Applied Clay Science*, v. 146, p. 343-349.
- Batalla, M. J.; Cuadros, M. A.; San Martín-Martínez, E.; 2014. Potencial Zeta em la determinación de carga superficial de lipossomas. *Latin-American Journal of Physics Education*, v. 8, n. 4, p. 19.
- Mourabit, R.; Achiou, B.; Krati El. M.; Younssi, S. A.; Tahiri, S.; 2020. Low-cost ceramic membrane made from alumina and silica-rich water treatment sludge and its application to wastewater filtration. *Journal of the European Ceramic Society*, v. 40, p. 5942-5950.
- Oliveira, F. S.; 2021. Comportamento e destino ambiental do C-Saflufenacil em solos alterados ou não por matérias-primas brutas e biochars. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, p. 21-96.
- Zanoni, M. V. B.; Yamanaka, H.; 2016. Corantes: caracterização química, toxicológica, métodos de detecção e tratamento. *Cultura Acadêmica*, v. 1, p. 16-19.
- Santos, F. P.; 2023. Indicadores de desenvolvimento sustentável pela caracterização química e tecnológica de corantes, efluentes e lodos provenientes do polo têxtil de Pernambuco. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, p.16-73.
- Haag, A. B.; Ibsch, R. B.; 2022. Produção de corantes naturais para a indústria têxtil. *Revista da UNIFEDE, Edição Tecnologias: Engenharia, Produção e Construção*, v. 1, n. 27, p. 80-98.



AVALIAÇÃO DE MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS COM USO DE ESCÓRIA DE BATERIA DE CHUMBO-ÁCIDO

1Nayara Juliana Jargemboski Piazero Benkendorff, 2Breno Salgado Barra, 3Natan Assis Monteiro, 4Rafael Cristyan Fronza

1 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), e-mail: nayara.jargemboski@gmail.com; 2 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), breno.barra@ufsc.br; 3 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), natan.mon2@gmail.com; 4 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), rafael.c.fronza@gmail.com

Palavras-chave: Escória de chumbo-ácido; metodologia francesa; misturas asfálticas densas.

Resumo

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar a influência da utilização de resíduos de escória de chumbo-ácido em misturas asfálticas. A escória bruta foi obtida a partir de passivo estocado e oriundo da reciclagem de bateria veicular. A incorporação da escória de bateria de chumbo-ácido nas misturas asfálticas compreendeu a substituição de frações passantes no intervalo de peneiras 0,30 mm a 0,075 mm, relacionadas à curva granulométrica de projeto, tendo sido testadas duas variações percentuais (7,0 % e 15,0 %), as quais foram comparadas às formulações de referência, previamente estudadas e compostas integralmente por granulares britados de maciço rochoso gnáissico. O ligante betuminoso foi classificado na faixa de penetração 30/45, em sua forma pura. As avaliações das formulações consideraram o escopo da metodologia francesa, em razão de dispor de estreita e comprovada relação campo/laboratório, conferindo credibilidade aos resultados obtidos. Os resultados obtidos indicam, com base no contexto da campanha experimental realizada, que a incorporação da escória de chumbo-ácido estudada demonstrou ter pouca viabilidade técnica quando comparada às formulações de referência, em razão do maior grau de insalubridade e menor trabalhabilidade nos procedimentos de manipulação e usinagem, respectivamente, bem como menor habilidade de compactação, ocorrência de carbonatação, forte risco de contaminação do meio ambiente por lixiviação de metais pesados, e maior dispêndio econômico de produção devido ao consumo de ligante betuminoso mais elevado demandado nas dosagens. Em contrapartida, aspectos como a boa resistência à ação deletéria da água e, resultados de resistência à deformação permanente compatíveis com as classes normativas das formulações do tipo BBSG, apontam para a possibilidade de se utilizar a escória de chumbo-ácido nas misturas asfálticas, desde que se desenvolvam técnicas capazes de encapsular adequadamente o material, em consonância à utilização de ligantes betuminosos mais consistentes e modificados.

Key Words: Lead-acid slag; French methodology; dense asphalt mixtures.

Abstract

The main objective of this research is to evaluate the influence of using lead-acid slag waste in asphalt mixtures. The raw slag was obtained from stored passive and derived from vehicle battery recycling. The incorporation of lead-acid battery slag into asphalt mixtures included the replacement of passing fractions in the sieve range 0.30 mm to 0.075 mm, related to design granulometric curve, with two percentage variations (7.0% and 15.0%) being tested, which were compared to the reference formulations, previously studied and composed entirely of crushed granular gneiss rock mass. The bituminous binder was classified in the 30/45 penetration range, in its pure form. The evaluations of the formulations considered the scope of the French methodology, due to its close and proven field/laboratory relationship, giving credibility to the results obtained. The results obtained indicate, based on the context of the experimental campaign carried out, that the incorporation of the studied lead-acid slag demonstrated little technical feasibility when compared to reference formulations, due to the greater degree of unsanitary conditions and lower workability in the handling procedures. and machining, respectively, as well as lower compaction ability, occurrence of carbonation, strong risk of environmental contamination due to leaching of heavy metals, and greater economic production expenditure due to the higher consumption of bituminous binder required in the dosages. On the other hand, aspects such as good resistance to the harmful action of water and results of resistance to permanent deformation compatible with the normative classes of BBSG type formulations, point to the possibility of using lead-acid slag in asphalt mixtures, since that techniques be developed capable of adequately encapsulating the material, in line with the use of more consistent and modified bituminous binders.

Introdução

As baterias de chumbo-ácido são amplamente utilizadas em todo o mundo devido às suas propriedades únicas, como baixo custo, alta densidade de energia e confiabilidade. No entanto, têm uma vida útil relativamente curta e devem ser substituídos frequentemente, contribuindo assim para um fluxo constante de resíduos. Desta forma um método ambientalmente correto, e econômico é a reciclagem (Ghasemkhani et al., 2023).

À medida que a produção mundial de minério de chumbo primário continua a diminuir, a reciclagem de Chumbo (Pb) de baterias chumbo-ácido exaustas torna-se uma medida muito importante para lidar com a escassez de recursos de chumbo, garantindo assim a circulação estável da indústria de baterias chumbo-ácido (Tian et al., 2017).



Neste contexto, a produção pirometalúrgica é uma das grandes indústrias consumidoras de energia, constituindo-se também em uma das mais poluidoras, sendo a escória um resíduo sobrando desse processo de produção (Loureiro, 2023).

Anualmente, a produção brasileira de escória de siderurgia supera os 3 milhões de toneladas, além do estoque que vem sendo acumulado ao longo do tempo (Prado et al., 2001), sendo a produção de escória de alto forno entre 260 kg e 300 kg para cada tonelada de chumbo reciclado (Crossim, 2015).

Recentemente, pesquisadores têm buscado soluções criativas para lidar com esse desafio (Ding et al., 2021; Garcia et al., 2021; Torres e Agrego, 2019). Uma abordagem promissora envolve a reciclagem e também o reaproveitamento das escórias como matéria-prima na construção civil, produção de cimento, pavimentação de estradas. Isso não apenas reduz o desperdício, mas também conserva recursos naturais e reduz as emissões de carbono associadas à produção de materiais tradicionais.

O uso de frações granulares siderúrgicas traz uma série de vantagens em relação às obtidas de fontes primárias. Pode-se citar a redução do consumo de recursos naturais não renováveis, substituindo materiais oriundos de imploração de jazidas e da mineração de rochas e, ainda possibilita a reciclagem de um resíduo industrial, que dará origem a um coproduto para utilização em obras de infraestrutura, minorando a necessidade de aterros de resíduos industriais (IABR, 2010).

Dado o exposto, a motivação desta pesquisa consiste em formular, avaliar o comportamento e, a viabilidade técnica do resíduo oriundo de escória de bateria de chumbo-ácido, quando utilizado composição de misturas asfálticas densas do tipo *Béton Bitumineux Semi-Grenus* (BBSG), em substituição parcial às frações granulares britadas de rocha gnáissica, visando reduzir os impactos ambientais atrelados ao processo de estocagem em aterros sanitários, contribuindo para a mitigar danos sobre a saúde do ser humano e do meio ambiente.

Considerações gerais sobre escória de bateria de chumbo-ácido

Na indústria de reciclagem de baterias chumbo-ácido a escória é o resíduo de maior geração em torno de 15 % a 30 % em massa do material que entra o forno de redução (para cada tonelada de bateria reciclada, é produzido uma média de 671,0 kg de escórias), isso simboliza um alto custo econômico, desta maneira isso representa um grande passivo ambiental relacionado à sua geração e disposição final, e por apresentar toxicidade aos seres humanos, além de contaminar o solo e prejudicar o meio ambiente (Gomes, 2006).

O processo de produção de chumbo secundário, obtido a partir da reciclagem de baterias de chumbo-ácido gera uma grande quantidade de resíduo sólido durante a etapa de fundição, que é quando o chumbo é recuperado na sua forma metálica. Este resíduo é chamado de escória, a qual é proveniente de forno de fundição de chumbo, sendo constituídas basicamente de ferro e com concentrações menores de enxofre, sódio e chumbo (Silva e Teixeira, 2020).

O panorama da situação dos resíduos no Brasil indica que o setor de baterias de chumbo-ácido gera anualmente cerca de 300 mil toneladas de itens que ficam sem uso. A identificação dos constituintes a serem avaliados na caracterização do resíduo deve ser criteriosa e estabelecida de acordo com as matérias-primas, os insumos e o processo que lhe deu origem. Devido à dificuldade em conferir uma destinação a este resíduo, tem-se como destino final a disposição da escória em aterros para resíduos industriais perigosos. Atualmente, reguladas por uma legislação ambiental mais rigorosa, as indústrias se veem obrigadas a modernizarem suas metodologias ou a oferecer uma destinação definitiva ao resíduo que são gerados por seu processo (ABRABAT, 2020).

Em 2020, o consumo de chumbo no Brasil foi de aproximadamente 116.510 toneladas, dos quais cerca de 40 % foram utilizados na produção de baterias automotivas. Sendo que em 2019 a importação de produtos manufaturados contendo chumbo foi de aproximadamente 59.672 toneladas (DNPM, 2020). Portanto, é possível observar que a produção primária de chumbo no Brasil é bastante limitada, conforme apresentado na Figura 1, e a maior parte do consumo é suprida através de reciclagem de chumbo, principalmente através de baterias automotivas e percebe-se a importância da produção de chumbo secundário no Brasil.

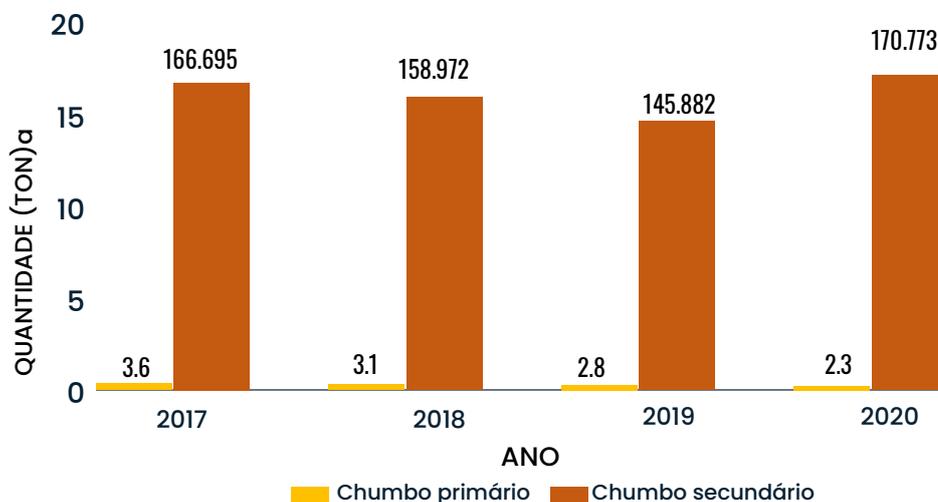


Figura 1: Comparativo da evolução produção de chumbo primário e secundário. Fonte: Adaptado de ANM (2020).



Buscando contribuir na discussão sobre o assunto visando um melhor aproveitamento da escória de chumbo-ácido provenientes da obtenção de chumbo por via secundária, com o objetivo de reduzir os problemas ambientais e promover a produção de materiais mais eficientes e sustentáveis, essa pesquisa destaca a escória de chumbo-ácido que atualmente carece de aplicações ou mercados conhecidos para seu uso em larga escala. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é promover a extensão das discussões científicas e perspectivas relacionadas à influência da utilização de resíduos gerados por recicladoras de baterias de chumbo-ácido em misturas asfálticas sustentáveis, com o intuito de contribuir de maneira viável para a redução dos impactos ambientais. Para alcançar esse objetivo, serão analisadas as características físico-químicas e mineralógicas da escória de chumbo-ácido, comparando-as com as partículas de rocha maciça gnáissica, visando avaliar a eficiência de uma dosagem bem formulada de mistura asfáltica para a obtenção de pavimento de maior qualidade

Materiais e Métodos

Materiais

O desenvolvimento desta pesquisa iniciou-se com a seleção das jazidas para a coleta das amostras dos materiais de estudo. Em seguida, foram executados os ensaios de caracterização desses materiais e definidas as respectivas classificações geológicas, mineralógicas, químicas e físicas das suas ocorrências. Os agregados pétreos necessários foram fornecidos pela empresa Rudnick Minérios S.A., localizada no distrito de Pirabeiraba, na cidade de Joinville, Santa Catarina. O critério para a seleção dos agregados pétreos para esta pesquisa foi em função da disponibilidade das ocorrências dos materiais e da parceria da referida empresa com o LDTPav (Laboratório de Desenvolvimento e Tecnologia em Pavimentação). A escória de chumbo-ácido foi obtida através da Baterias Pioneiro, localizada na cidade de Treze Tílias/SC.

O ligante betuminoso utilizado na formulação possui penetração de 30/45 (0,1 mm). As temperaturas adotadas para os procedimentos de mistura e compactação foram 155 °C e 145 °C, respectivamente, foram determinados com base na viscosidade Brookfield (ASTM D4402M-15, 2015)

Métodos

Os agregados pétreos encontram-se dentro dos limites impostos pelas normativas exceto o parâmetro de adesividade ao ligante betuminoso (DNER-ME 078/1994), o qual deve ser corrigido em situações práticas de obras com a inserção de aditivos melhoradores de adesividade na dosagem do ligante betuminoso ou pela substituição de adições granulares com natureza eletropositiva, que permitam a formação de um dipolo de atração química com a matriz eletronegativa dos materiais hidrocarbonetos. Entretanto, é importante destacar que nesta pesquisa não foram utilizados aditivos ou adições melhoradores de adesividade, a fim de que se pudesse verificar o real efeito da utilização da escória de chumbo-ácido oriunda da reciclagem e baterias de chumbo-ácido nas misturas asfálticas. A análise das características da escória de chumbo-ácido, foi realizada no Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC). Particularmente, a escória de chumbo-ácido provenientes da reciclagem de baterias de chumbo-ácido foram analisadas levando em consideração aspectos como: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), ensaios de Difração de Raios-X (DRX), Fluorescência de Raios-X (FRX), texturização, além de uma estimativa de seus componentes. A escolha da metodologia francesa para a formulação das misturas asfálticas estudadas foi motivada pelos critérios de avaliação rigorosos e pelas técnicas e tecnologias de ensaios disponíveis nessa abordagem. A metodologia francesa permite simular os esforços aplicados sobre os materiais de forma mais realista, aproximando-se das condições encontradas no campo. Essa abordagem visa assegurar a qualidade e o desempenho das misturas asfálticas, levando em consideração os requisitos específicos do ambiente de aplicação. A habilidade de compactação das misturas asfálticas foi avaliada pelo ensaio de PCG, a partir do uso da Prensa de Compactação por Cisalhamento Giratória (PCG) (AFNOR NF P 98-252, 1999), impondo uma compactação lenta e isotérmica sob compressão estática, executada por um movimento giratório (cisalhante) de uma face em torno do eixo de simetria aplicando um ângulo α .

A avaliação da ação deletéria da água nas misturas asfálticas foi realizada com a execução do ensaio de Duriez a 18 °C (AFNOR NF P 12697-12, 2018) é um ensaio de compressão simples que visa avaliar a ação deletéria da água nas misturas asfálticas. A toxicidade é definida através de ensaios em laboratório conforme a norma ABNT NBR 10005 (2004), de lixiviação de resíduos. A partir dos ensaios, são identificadas as concentrações máximas dos contaminantes no lixiviado. A resistência à formação de trilha de rodas foi avaliada pelo ensaio de deformação permanente normatizado pela (AFNOR NF P 12697-22, 2020), que tem como objetivo avaliar a resistência das misturas asfálticas ao afundamento de trilha de rodas.

Resultados e discussões

Para a formulação da curva granulométrica das misturas asfálticas BBSG, foi adotado o método racional com o uso das Equações 1 e 2 de Fuller-Talbot, a partir dos pontos de controle estabelecidos pela metodologia francesa (MANUEL LPC, 2007).

Foi definido o diâmetro máximo (D) em 12,7 mm e o %p₂₀₀ em 7,0 %, resultando em um expoente 'n' de 0,52, constituindo uma curva de graduação densa pelos critérios do DNIT (2006), devido encontrar-se no intervalo $0,35 < n < 0,55$.

Ainda, com o intuito de verificar quais frações da escória de chumbo-ácido possuíam maior representatividade percentual, foi realizada a análise granulométrica das amostras obtidas, em comparação com o pó de pedra e o resíduo de construção e demolição (RCD) utilizados por Persike (2023). Como resultado, verificou-se que o montante passante na abertura de peneira 0,3 mm compreendia quantidades propícias para substituições em larga escala de escória de chumbo-ácido na produção de misturas asfálticas (Figura 2).

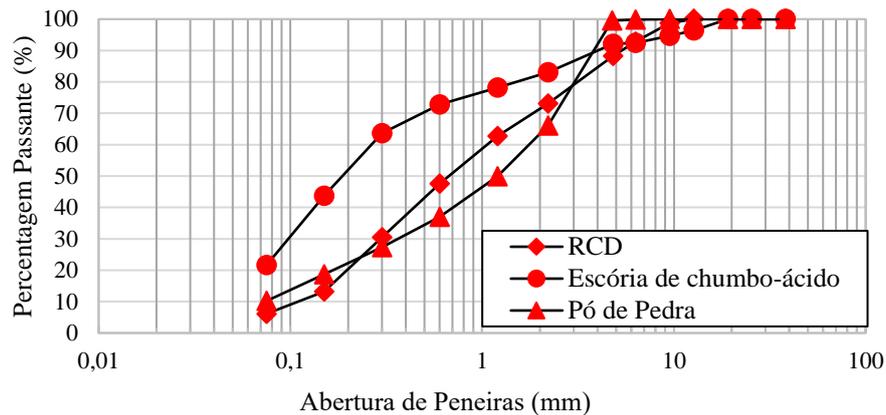


Figura 2. Distribuição granulométrica do pó de pedra, RCD e escória de chumbo-ácido.
Fonte: Adaptado de Persike (2023)

É notória a maior presença de frações finas na amostra de escória de chumbo-ácido, sobretudo na região de substituição proposta (< 0,3 mm), o que implica em maior superfície específica do arranjo granular, necessitando de maior quantidade de ligante betuminoso nas dosagens, ensejando maior propensão à ocorrência de afundamentos nas trilhas de roda nos ensaios de deformação permanente.

A forma e a textura das partículas dos fileres em estudo (escória de chumbo-ácido) foram verificadas por meio da análise das imagens produzidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV), conforme ilustrado na Figura 3.

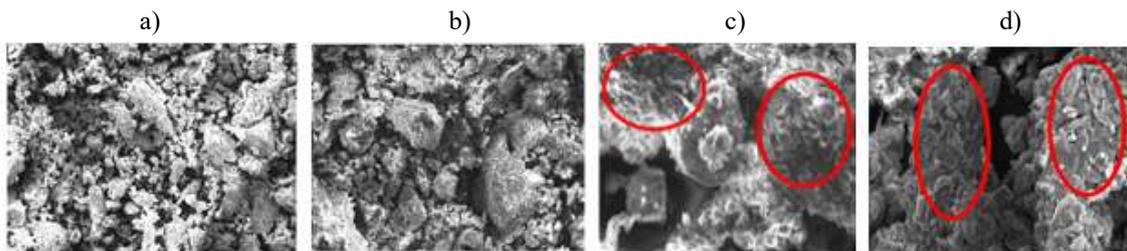


Figura 3. Análise das amostras de escória de chumbo-ácido com ampliação de: (a) 500x, (b) 1000x, (c) 3000x e (d) 3000x.

Quanto à escamosidade e porosidade mencionadas, tem-se que estão relacionadas diretamente ao processo de reciclagem da escória de chumbo-ácido, pois o procedimento pirometalúrgico realizado nas indústrias ao utilizar fornos tipos cuba, revérberos e rotativos, por exemplo, compreende temperaturas que atingem a escala de 800 °C a 1200 °C (Zhao et al., 2022; Andrade e Bernardes, 2011; Chacón-Sanhueza e Fontanetti, 2006). Assim, durante o período de resfriamento da escória, o aspecto escamoso das partículas é formado durante o escoamento das fases metálicas, em conjunto com os resíduos de Chumbo esponjoso (Pb) provenientes do eletrodo anódico das baterias de chumbo-ácido, enquanto a porosidade é oriunda de diversos fatores, podendo-se destacar a liberação dos gases nas reações exotérmicas e a acomodação aleatória dos particulados resultantes (Wan et al., 2021; Andrade et al., 2014).

A composição química por Espectrometria de Fluorescência de Raios-X (FRX), foi realizada após o teste de perda ao fogo (PF), seguindo a Norma ASTM D7348-07 (2007), a fim de se eliminar os materiais orgânicos e água de constituição presentes no material, conforme resultados apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Distribuição percentual dos óxidos componentes da escória de chumbo-ácido comparada à do pó de pedra

Fileres (%Massa)	Elementos														
	SiO ₂	Fe ₂ O ₃	Al ₂ O ₃	CaO	MgO	K ₂ O	PbO	SO ₃	MnO	ZrO ₂	V ₂ O ₅	SrO	ZnO	Cr ₂ O ₃	Na ₂ O
Escória de chumbo-ácido	3,149	40,424	-	9,224	-	0,398	3,088	34,511	0,380	0,028	-	0,033	1,057	0,179	-
Pó de pedra	53,602	14,505	10,928	8,080	3,26	2,576	0,013	0,435	0,033	0,111	0,103	-	0,062	0,049	0,639

Fonte: Clara (2020)

Analisando os resultados dos ensaios de Fluorescência de raios-X, conforme demonstrado na Tabela 1, verificou-se que o pó de brita apresentou 53,60% de SiO₂, o que justifica a má adesividade observada nos ensaios de caracterização dos agregados pétreos.

Os elementos que se apresentaram em abundância na escória de chumbo-ácido são óxido Férrico (Fe₂O₃) é predominante na composição, pois durante o processo pirometalúrgico utilizado na reciclagem da escória primária, sobretudo na recuperação do



Chumbo (Pb), para que ocorra a redução da sucata metálica a chumbo metálico, são adicionados Carbono (C) e Ferro (Fe) como agentes redutores do potencial oxidante dos elementos anódicos nas reações químicas, gerando a escória secundária (Chen et al., 2023; Machado, 2002). Os demais elementos identificados em menor escala na Tabela 1, são substâncias inorgânicas secundárias presentes na constituição das baterias de chumbo-ácido, basicamente vinculadas às reações produtoras de óxidos. Desta forma, depreende-se que a escória de chumbo-ácido estudada nesta pesquisa possui característica fortemente eletropositiva, pois somando os percentuais apenas dos elementos Fe_2O_3 , SO_3 , CaO e PbO , atinge-se 87,27 % da composição da amostra, e incorporando os percentuais correspondentes aos demais elementos catódicos secundários, supera-se a marca de 90,0 %.

Os ensaios de lixiviação e solubilização foram realizados conforme norma e a escória de chumbo-ácido é classificado como resíduo perigoso Classe I, conforme as normas ambientais brasileiras (ABNT NBR 10004, 2004). O ensaio de lixiviação simula a condição de um resíduo quando submetido à ação intempérica, determinando a capacidade de transferência para o solo de substâncias orgânicas e inorgânicas que o constitui.

Mesmo com todas as formulações tendo apresentado boa resistência à ação deletéria da água no ensaio de Duriez conforme será discutido mais para frente, uma situação que chamou atenção foi a formação de uma névoa branca sobre a superfície dos corpos de prova com incorporação da escória de chumbo-ácido (Figura 4).



Figura 4. Efeito carbonatador sobre as amostras condicionadas em água no ensaio de Duriez.

Mesmo com todas as formulações tendo apresentado boa resistência à ação deletéria da água no ensaio de Duriez, uma situação que chamou atenção foi a formação de uma névoa branca sobre a superfície dos corpos de prova com incorporação da escória de chumbo-ácido (Figura 4), notadamente das unidades submetidas à imersão na água.

A partir dos resultados obtidos, fica evidente que a condição observada na Figura 4 compreendeu a lixiviação de metais pesados contidos na escória de chumbo-ácido, principalmente o Chumbo (Pb), destacado em azul, além do fenômeno de carbonatação.

Ainda, a quantidade de Pb lixiviado de ambas as amostras é 200 vezes superior ao limite permitido pelo Anexo F da norma ABNT NBR 10004 (2004), demonstrando que o potencial lixiviador independeu da quantidade de escória incorporada nas formulações, fato que representa grave risco de impacto e dano ambiental, e ratifica a classificação deste resíduo como Classe I Perigoso.

No âmbito prático, verifica-se então que a precipitação de chuvas recorrentes no campo, principalmente as de maior duração e intensidade, contribuirá diretamente para a lixiviação de elementos tóxicos presentes na escória de chumbo-ácido, como Chumbo (Pb) e o Zinco (Zn), causando penetração no solo e resultando assim em contaminação do meio ambiente.

Quanto ao fenômeno da carbonatação dos corpos de prova que ficaram imersos em água no ensaio de Duriez, este se deu pelas presenças de óxido de Cálcio (CaO) nas amostras de escória de chumbo-ácido (Tabela 1), e de Carbono (C) que representa mais de 80,0 % da composição do ligante betuminoso. Estes elementos em reação conjunta com a Hidroxila (OH), presente no meio aquoso, formam o carbonato de Cálcio ($CaCO_3$), que se manifestou sobre as superfícies de contato na forma de eflorescência, caracterizada pelo depósito de partículas esbranquiçadas solidificadas.

Os resultados obtidos nos ensaios de habilidade de compactação com o uso da PCG são apresentados na Figura 5, indicando o cenário geral da evolução do volume de vazios (%V) no transcurso dos giros executados pela PCG, com aplicação de esforços de compressão axiais e cisalhantes sobre as amostras. Os limites normativos admissíveis quanto ao volume de vazios após 80 giros (4,0 % a 9,0 %), estão representados por uma seta vermelha em cada situação. Assim, a formulação que ultrapassar os limites da referida seta é considerada reprovada, não estando apta a seguir para o nível 2.

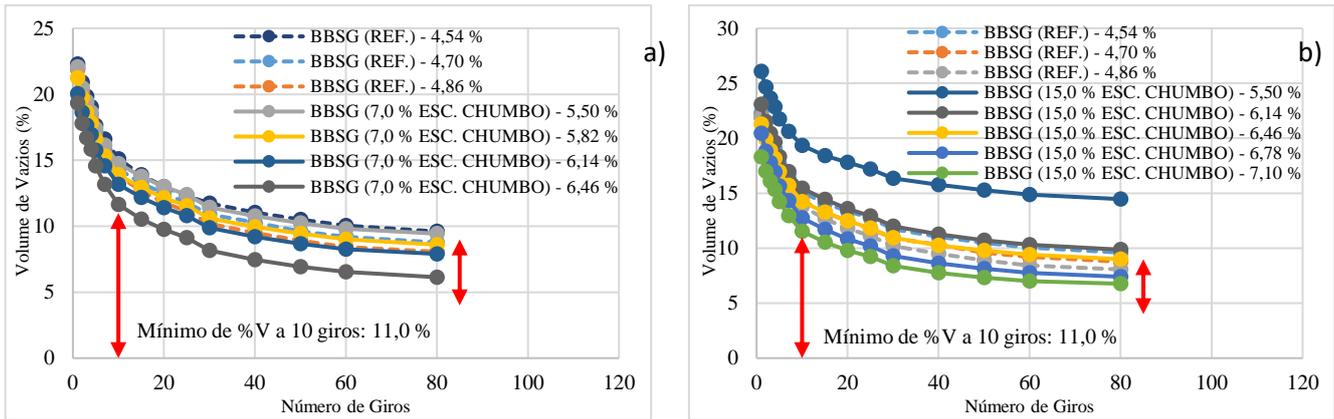


Figura 5. Habilidade de compactação das misturas: a) referência e com 7,0 % de escória de chumbo-ácido; b) referência e com 15,0 % de escória de chumbo-ácido.

É possível observar em todos os cenários comparativos com a mistura asfáltica de referência, que as incorporações de escória de chumbo-ácido necessitaram de maiores aportes de ligante betuminoso nas dosagens, implicando em menores volumes de vazios para os mesmos 80 giros estabelecidos normativamente.

Esta tendência confirma a condição mencionada quanto à análise da textura das partículas de escória de chumbo-ácido e pó de pedra, que por apresentar superfície específica e porosidade que pode chegar a nove e quase quatro vezes maiores que a do pó de pedra, respectivamente, acarreta maior aporte de ligante betuminoso nas dosagens,

É possível constatar que a morfologia e a textura dos granulares têm uma forte influência na habilidade de compactação das misturas asfálticas. Fica evidente que o aumento do teor de ligante ocasiona uma maior compacidade das misturas asfálticas. Isso se justifica pelo aumento da lubrificação gerada entre os granulares devido ao acréscimo de ligante, resultando em uma maior acomodação das partículas. Logo, isto acarreta em menor área ocupada por de unidade de peso a ser preenchida, dificultando o envolvimento pelo ligante betuminoso, devido ter maior potencial de absorção intragranular.

Após a conclusão dos ensaios de PCG, foi avaliada a resistência à sensibilidade à água das misturas asfálticas com a execução do ensaio de Duriez. Os resultados obtidos nesses ensaios são apresentados na Figura 6.

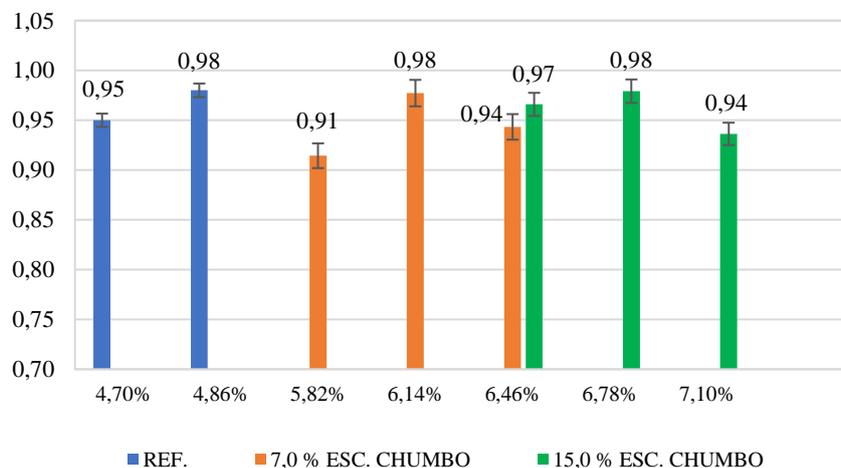


Figura 6. Relação r/R obtidas no ensaio de Duriez.

Analisando os resultados obtidos, verifica-se que todos os teores das misturas estudadas foram aprovados, apresentando uma média superior ao valor mínimo estabelecido pela norma. Conclui-se, portanto, que as misturas estudadas não apresentaram uma redução superior a 30% na resistência a compressão simples.

O bom desempenho do material se explica conforme discutido no tópico sobre a caracterização dos materiais com base nas análises de FRX, em que os percentuais de elementos eletropositivos da escória de chumbo-ácido superaram a marca de 90,0 %, enquanto o pó de pedra possui cerca de 50,0 % da composição característica eletronegativa. Logo, mesmo com maior porosidade que o pó de pedra, a escória permite a formação de um dipolo com os granulares gnáissicos e com o ligante betuminoso, viabilizando atração elétrica entre os compostos e, conseqüentemente, contribuindo para a obtenção de boa adesão do conjunto formulado.

O ensaio subsequente realizado foi o ensaio de deformação permanente, que consiste na avaliação da resistência das misturas asfálticas à formação de trilha de rodas.

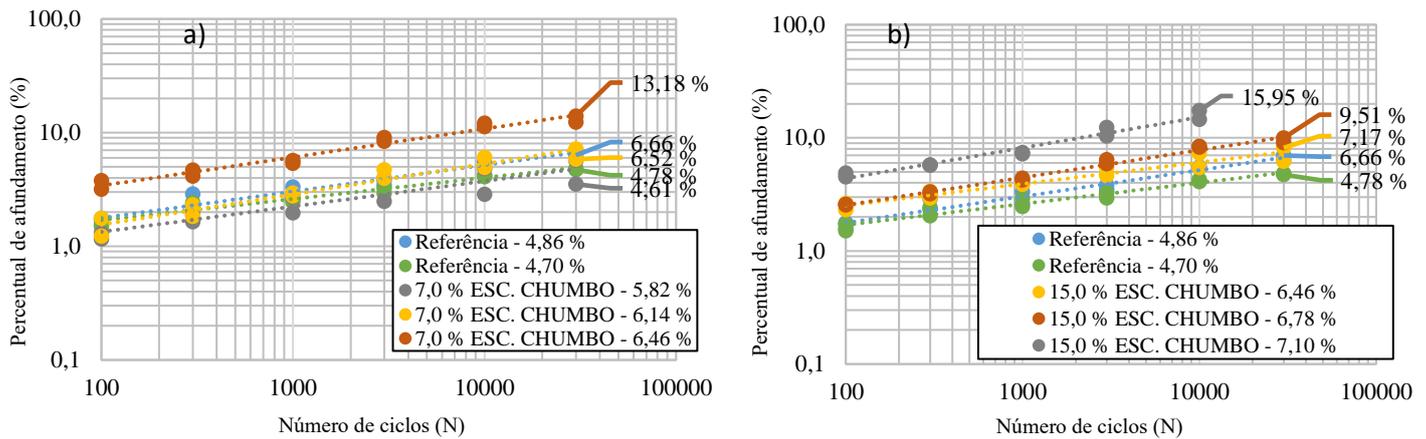


Figura 7. Evolução do afundamento na trilha de rodas das misturas: a) referência e com 7,0 % de escória de chumbo-ácido; b) referência e com 15,0 % de escória de chumbo-ácido.

Analisando os percentuais ilustrados na Figuras 7, tomando em conta as três possíveis classificações para misturas asfálticas do tipo BBSG, tem-se que apenas a mistura de referência com teor de ligante em 4,70 % enquadram-se na Classe 3, a mais nobre entre todas, com afundamento na trilha de roda abaixo do limite máximo de 5,0 %. A mistura asfáltica de referência com teor de 4,86 % e com 7,0 % de escória de chumbo-ácido com teor de ligante em 5,82 % enquadraram-se na Classe 2.

As formulações com 7,0 % e 15,0 % de escória de chumbo-ácido, com teores de ligante em 6,14 % e 6,46 %, respectivamente, apresentaram percentuais de afundamento na trilha de roda entre 6,52 % e 7,17 %, enquadrando-se na Classe 2.

As formulações com 7,0 % e 15,0 % de escória de chumbo-ácido, com teores de ligante em 5,82 % e 6,78 %, respectivamente, apresentaram percentuais de afundamento na trilha de roda entre 4,61 % e 9,51 %, enquadrando-se na Classe 1.

Para as misturas com 7,0 % e 15 % de escória de chumbo-ácido e teor de ligante em 6,46 % e 7,10 % respectivamente, foram verificados percentuais acima do limite máximo de 10,0 % para que pudessem ser enquadradas na Classe 1, tornando-as inaptas para aplicação em estruturas de pavimento reprovando as amostras.

Este cenário evidencia uma forte saturação de ligante betuminoso na dosagem utilizada, que acarreta o efeito lubrificante das partículas granulares, reduzindo a efetividade de intertravamento da composição, aplicados durante os ciclos dinâmicos impostos durante os testes, tal como ocorre nos ensaios de habilidade de compactação aumentando os níveis de deformação permanente.

Comentários finais

Com base nos resultados apresentados pela campanha experimental realizada verificou-se que as curvas granulométricas compostas integralmente por partículas gnáissicas britadas apresentaram resultados superiores em geral. Isso se deve ao fato de que essas partículas possuem uma textura superficial rugosa e uma macrotextura subangular, em caráter regular, sendo que as características físicas são determinantes na contribuição das matrizes supracitadas no comportamento mecânico das misturas asfálticas. Por outro lado com relação as características da escória de chumbo-ácido estudado, oriunda de reciclagem de baterias de chumbo-ácido, implicam de forma geral na obtenção de resultados menos qualificados quando comparados às formulações de referência, formada apenas por granulares britados de rocha gnáissica, destacando-se principalmente os aspectos de elevada superfície específica e porosidade que pode chegar a nove e quase quatro vezes maiores que a do pó de pedra, respectivamente, com uma variabilidade em suas composições, isso prejudica a formação de ângulos de atrito ao intertravamento global das partículas, o que dificulta a resistência efetiva aos esforços de cisalhamento causados pelas cargas aplicadas, pois as características morfológicas das partículas têm um impacto significativo no desempenho das misturas asfálticas conforme citado anteriormente. As variabilidades dos grãos de escória de chumbo-ácido acarretam maior aporte de ligante betuminoso nas dosagens, o que confere maior efeito lubrificador no contato intergranular, diminuindo a resistência aos esforços de compressão axial e de cisalhamento aplicados nos testes de habilidade de compactação, culminando com uma forte redução do teor de vazios, e maiores afundamentos na trilha de roda.

No que diz respeito à resistência à ação deletéria da água, é possível inferir que o elevado percentual de elementos eletropositivos constante na composição mineralógica da escória de chumbo-ácido, contribuiu para a formação de um dipolo propiciador de boa interação elétrica entre os compostos das misturas asfálticas, neste contexto influenciando na obtenção de boa resistência à ação deletéria da água, bem como aos esforços de compressão simples na determinação das relações r/R , tendo sido observado este mesmo efeito contributivo independente do percentual de incorporação nas formulações.

Em contrapartida, verificou-se uma elevada taxa de lixiviação dos metais pesados contidos na escória de chumbo-ácido, sobretudo o Chumbo (Pb) e o Zinco (Zn), em que o primeiro alcançou marca 200 vezes maior que o limite máximo permitido pelos parâmetros normativos estabelecidos pela ABNT NBR 10004.

Ainda, foi percebido que o contato da escória de chumbo-ácido com a água e o oxigênio ao ar livre, lixiviada ou não, desencadeou a ocorrência do fenômeno de carbonatação nas amostras testadas, sob a forma de uma névoa esbranquiçada. Logo,



são condições que contribuem de forma decisiva para a degradação estrutural das misturas asfálticas, principalmente no que diz respeito à resistência à sanidade dos granulares, devido trata-se de um fenômeno com característica expansiva e pela formação de sais corrosivos.

Dado o exposto, conclui-se que a utilização da escória de chumbo-ácido estudada apresentou maiores dificuldades operacionais nos aspectos de manipulação, insalubridade e conservação de equipamentos, quando comparada ao pó de pedra, devido à característica ácida e corrosiva de sua composição, exigindo dos envolvidos nos procedimentos muita atenção e cuidado, além de proteção reforçada durante o uso. Logo, em termos práticos, verifica-se que estes aspectos podem constituir em dificuldades para aceitação da indústria em utilizar o insumo em larga escala.

Quanto à concepção de misturas asfálticas densas do tipo BBSG, os resultados obtidos com a incorporação da escória de chumbo-ácido quando comparados aos resultados das formulações de referência, considerando o contexto da campanha experimental realizada, indicaram pouca viabilidade técnica em sua utilização, em razão da trabalhabilidade mais dificultosa nos procedimentos de usinagem, menor habilidade de compactação, ocorrência de carbonatação, forte risco de contaminação do meio ambiente por lixiviação de metais pesados, e maior dispêndio econômico de produção devido ao consumo de ligante betuminoso mais elevado demandado nas dosagens.

Todavia, aspectos como a boa resistência à ação deletéria da água e, a obtenção de resultados de resistência à deformação permanente enquadrados nas classes 1, 2 e 3 das misturas asfálticas do tipo BBSG, apontam para a possibilidade de se utilizar a incorporação escória de chumbo-ácido nas formulações, desde que sejam continuados os estudos na direção de investigar técnicas capazes de encapsular adequadamente o material, evitando a carbonatação e lixiviação, em consonância à utilização de ligantes betuminosos mais consistentes e modificados.

Referências Bibliográficas

ABNT NBR 10004 (2004) Resíduos sólidos – Classificação. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ.

ABNT NBR 10005 (2004) Procedimentos para a obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, RJ.

ABRABAT (2020), Associação Brasileira de Baterias Automotivas e Industriais. Você sabia que os componentes das baterias de chumbo-ácido são os materiais mais reciclados no mundo?. 2020. Disponível em: - <https://www.abrabat.com.br/voce-sabiao-que-os-componentes-das-baterias-de-chumbo-acido-sao-os-materiais-mais-reciclados-no-mundo/>. Acesso em 30 de maio de 2023.

AFNOR NF EN 12697-12 (2018), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 12: Détermination de la sensibilité à l'eau des éprouvettes bitumineuses. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-22 (2020), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 22: Essai d'orniérage. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

AFNOR NF EN 12697-31 (2019), Mélanges bitumineux - Méthodes d'essai - Partie 31: Confection d'éprouvettes à la presse à compactage giratoire. Norme Européene, Association Française de Normalisation. Paris, France.

Andrade L, L.R.P. De; Bernardez, L.A. (2011), Characterization of the Lead Smelter Slag in Santo Amaro, Bahia, Brazil. Journal of Hazardous Materials, Vol. 189, Issue 3, pp. 692-699, ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.02.091>.

Andrade, M. B.; Costa, W.; Andrade, A. V. C. (2014), Caracterização e Estudo da Lixiviação de Metais de Escórias Provenientes da Reciclagem de Baterias de Chumbo-Ácido. Holos, vol. 5, ISSN 1807-1600, pp. 361-371. DOI: 10.15628/holos.2014.2042.

ANM (2020), Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro 2020: Principais Substâncias Metálicas. Brasília.

Chacón-Sanhueza, A. E.; Fontanetti, A. R. (2006), Novos Processos de Reciclagem de Chumbo. Revista Matéria, vol. 11, nº 2, pp.146-154

Chen, D. T.; Roy, A.; Li, Y. Q.; Bogush, A.; Au, W. Y.; Stegemann, J. A. (2023), Speciation of toxic pollutants in Pb/Zn smelter slags by X-ray Absorption Spectroscopy in the context of the literature. Journal of Hazardous Materials, 132373, ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132373>.

Crossim, E. (2015). The greenhouse gas implications of using ground granulated blast furnace slag as a cement substitute. Journal of Cleaner Production. Volume 95, 15 May, Pages 101-108.

Ding, Y; Zhang, X; Wu, B; Liu, B; Zhang, S. (2021). Highly porous ceramics production using slags from smelting of spent automotive catalysts. Resources, Conservation and Recyclin. v.166. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105373>.

DNIT-ES 031/2006 (2026), Pavimentos flexíveis - Concreto asfáltico -Especificação de serviços. Departamento Nacional de Estradas de Ro. Rio de Janeiro (RJ).



- DNPM (2020), Departamento Nacional de Produção Mineral. Sumário Mineral 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/assuntos/publicacoes/sinopse/sinopse-2020-1/sinopse-mineral-2020>. Acesso em: 07 de maio 2023.
- Garcia, C. A; Abrarpour, G.B; Wertheim, G.A.S; Villa, J. T. (2021). Comportamento Mecânico de Concreto com a Adição de Escória de Chumbo para Uso como Concreto Pesado. Trabalho de Conclusão de Curso Engenharia Civil, Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo.
- Ghasemkhani, A. Pircheraghi, G. Shojaei, M. (2023). An innovative polymer composite prepared through the recycling of spent lead-acid battery separators. *Sustainable Materials and Technologies*, vol 38. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.susmat.2023.e00753>.
- Gomes, G. M. F. (2006). Redução do Impacto Ambiental da Escória de Obtenção de Chumbo por Via Secundária. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- IABR (2010). Instituto Aço Brasil. Panorama de Escória de Aciaria no Brasil. Seminário Internacional de Aplicação da Escória de Aciaria. Belo Horizonte/MG – Brasil.
- Loureiro, P.M.B. (2023). ANÁLISE DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA DE ESCÓRIA DE SIDERURGIA. Dissertação de Mestrado em Engenharia e Gestão de Energia na Indústria e Edifícios. Instituto Politécnico de Setubal.
- Machado, I. P. (2002), Avaliação Ambiental do Processo de Reciclagem de Chumbo. Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica da Universidade de Campinas (UNICAMP), 116 p.
- Silva, B. C. E.; Teixeira, J. A. de A. B. (2020). Chumbo. Disponível em: https://sistemas.anm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=3981, última consulta em fevereiro de 2023.
- Tian, X., Wu, Y., Hou, P., Liang, S., Qu, S., Xu, M., Zou, T. (2017). Environmental impact and economic assessment of secondary lead production: comparison of main spent lead-acid battery recycling processes in China. *J. Clean. Prod.* 144, 142–148. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.171>.
- Torres, J. S.C; J; Agregó, T. (2019) J. Uso de escória secundária de fundição de chumbo em tijolos cerâmicos”, *Ciencia e Ingenieria Neogranadina*, Vol. 29(1). pp. 7-18 <https://doi.org/10.18359/rcin.3495>.
- Wan, X.; Taskinen, P.; Shi, J.; Jokilaakso, A. (2021), A Potential Industrial Waste–Waste Co-Treatment Process of Utilizing Waste SO₂ Gas and Residue Heat to Recover Co, Ni, and Cu from Copper Smelting Slag. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 414, 125541, ISSN 0304-3894. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125541>.
- Zhao, Z.; Liu, W.; Jiang, Y.; wan, Y.; Du, R.; Li, H. (2022), Solidification of Heavy Metals in Lead Smelting Slag and Development of Cementitious Materials. *Journal of Cleaner Production*, Vol. 359, 132134, ISSN 0959-6526. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.132134>.



COMPORTAMENTO GEOTÉCNICO DE REJEITOS DE MINÉRIO DE FERRO FILTRADOS PARA EMPILHAMENTO A SECO

1Lucas Mazullo Mascarenhas Pereira, 2Maria Eugenia Gimenez Boscov

1 Universidade de São Paulo, lucasmazullo@usp.br; 2 Universidade de São Paulo, meboscov@usp.br

Palavras-chave: Rejeitos filtrados, dry stacking, caracterização geotécnica.

Resumo

A indústria de mineração vem enfrentando dificuldades para o licenciamento de áreas para disposição de rejeitos em barragens de contenção devido a ocorrência de grandes acidentes dessas estruturas que impactaram o meio ambiente, a economia e a opinião pública. O empilhamento a seco de pilhas de rejeitos (*dry stacking*) é uma alternativa interessante, facilitada pelo desenvolvimento de tecnologia para filtros a vácuo com alta capacidade de pressão, que possibilitou o armazenamento de material não saturado em vez de polpas ou rejeitos espessados. Estudos sobre o comportamento geotécnico de rejeitos filtrados são importantes para o projeto de disposição segura em pilhas, considerando que a composição e a textura dos rejeitos variam dependendo da heterogeneidade do minério e dos procedimentos operacionais, e que a compactação em campo deve considerar essas variações. Este artigo apresenta parâmetros geotécnicos de dois tipos de rejeitos de minério de ferro filtrados (A e B) produzidos por uma empresa de mineração brasileira para serem empilhados a seco. De acordo com a análise granulométrica e limites de consistência, as amostras representativas dos dois materiais foram classificadas como ML (silte elástico). Foram realizados ensaios de compactação, condutividade hidráulica por permeâmetro de parede flexível, adensamento e resistência a cisalhamento direto, além de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). Os dois materiais apresentaram permeabilidade da ordem de 10^{-6} m/s, variação do índice de vazios de 0,112 (rejeito A) e 0,125 (rejeito B) para variação de tensões efetivas entre 10 kPa e 2560 kPa, e ângulo de atrito de 35°. A coesão aparente foi de 29 kPa e 41 kPa para, respectivamente, os rejeitos A e B. Os parâmetros geotécnicos indicam comportamento de solos arenosos finos, apesar da granulometria de solo fino siltoso. Os resultados do MEV para ambos os rejeitos filtrados A e B indicaram os formato dos grãos angulares com a presença predominante de minerais de quartzo e ferro.

Introdução

Os rejeitos representam a maior parte dos materiais extraídos em operações de mineração, com estimativas de produção de 5-7 bilhões de toneladas por ano em todo o mundo (EDRAKI *et al.*, 2014; MUDD; BOGER, 2013). No caso do minério de ferro, para cada tonelada de ferro extraído é produzida em média 0,35 toneladas de rejeitos (LUZ; FRANÇA; BRAGA, 2018). Métodos de disposição dos rejeitos de mineração incluem barragens de contenção alteadas à medida que o volume de rejeito é acumulado, o empilhamento a seco de rejeitos espessados, o aterramento em minas a céu aberto abandonadas ou minas subterrâneas e também a disposição direta em rios, lagos e oceanos (EDRAKI *et al.*, 2014).

A indústria de mineração vem enfrentando dificuldades na disposição de rejeitos em barragens de contenção devido à necessidade de licenciamento de grandes áreas, aos impactos ambientais associados, à proximidade cada vez maior de áreas urbanas e à preocupação da opinião pública (GUIMARÃES; VALADÃO; PERES, 2012); além disso, principalmente, devido ao grande número de acidentes recentes ocorridos com essas estruturas. Entre as décadas de 1910 e 2010 ocorreram 315 rupturas de barragens de rejeito, 93% das quais desde o ano de 1960 (LYU *et al.*, 2019).

No Brasil, a técnica de alteamento pelo método de montante foi proibido em todo o território nacional pela Resolução nº13 (ANM, 2019) após a ruptura da barragem de Fundão em Mariana (2015), considerada a maior tragédia socioambiental do país, com 19 mortes; e a ruptura da barragem da mina Córrego do Feijão em Brumadinho (2019), o maior acidente de trabalho do Brasil, afetando cerca de 40 mil pessoas com 270 vítimas fatais, ambos os casos no estado de Minas Gerais (BOTELHO *et al.*, 2021; ANA, 2020).

Esse cenário desperta uma busca para diferentes formas de operação e disposição dos rejeitos da indústria de mineração segundo métodos mais seguros, economicamente viáveis e ambientalmente amigáveis. Cada vez mais a indústria de mineração vem desenvolvendo tecnologias para depositar seus rejeitos com teores de sólidos cada vez maiores, que dispensam a utilização de barragens, com o aumento da densidade e resistência das pilhas através do aumento do teor de sólidos pelos processos de desaguamento. O empilhamento a seco (*dry stacking*) de Pilhas de Rejeito (PDRs) apresenta-se como uma dessas alternativas. Essa tecnologia vem sendo utilizada na indústria de mineração em grande escala em todo o mundo, com um crescimento notável a partir dos anos 1990s (DAVIES, 2011). Há projetos bem-sucedidos na América do Sul, como de ouro, zinco, chumbo e cobre no Chile (áreas desérticas com falta de água) e Peru, assim como minas de minério de ferro no Brasil

Segundo Davies (2011), o desenvolvimento de tecnologias de filtros a vácuo de grande capacidade de pressão possibilitou a oportunidade de armazenar rejeitos em um estado não saturado, ao invés de lamas ou rejeitos de consistência pastosa com maior teor de sólidos, associados aos rejeitos espessados. AMOAH; DRESSEL; FOURIE (2018) indicam que os rejeitos filtrados apresentam vantagens como baixos graus de saturação, baixa compressibilidade, além de não necessitarem de contenções externas para sua deposição - pelo fato de apresentarem teores de umidade mais próximos da umidade ótima, é possível compactá-los em densidades mais altas, resultando em altas resistências ao cisalhamento, que superam em muitos casos as suas cargas de serviço (estática e sísmica), sendo, portanto, aterros auto suportáveis.



Estudos voltados ao comportamento geotécnico de rejeitos de minério filtrados para disposição em pilhas são, portanto, essenciais para propor medidas de empilhamento a seco mais eficazes. Este artigo mostra uma análise do comportamento geotécnico de amostras de dois tipos de rejeitos de minério de ferro filtrado a serem empilhados a seco advindas de uma mineradora brasileira. Através de ensaios de caracterização, permeabilidade, adensamento e resistência ao cisalhamento direto foram verificados os parâmetros geotécnicos desses materiais.

Material e Métodos

As amostras para o estudo são procedentes da usina de minério de ferro Mina do Pico de uma mineradora brasileira, localizada em Itabirito, Minas Gerais, como mostra a Figura 1.



Figura 1: Localização da Mina do Pico da empresa Vale S.A., em Itabirito-MG.

Foram coletadas amostras diárias por incrementos nos pontos de circuitos de saída da filtragem dos rejeitos, conforme esquema simplificado da operação apresentado no fluxograma da Figura 2. O *underflow* é o produto adensado localizado na porção inferior do espessador, que ainda é passível de bombeamento. Já o líquido sobrenadante clarificado, localizado na porção superior dos espessadores (*overflow*), é reutilizado nos processos da usina ou disposto em barragens. O *underflow* dos rejeitos de flotação ultrafinos e lamas que passam pelos espessadores são misturados no rejeitoduto e levados para a filtragem. A filtragem da mistura do *underflow* advindo do rejeito de flotação e do rejeito de ultrafinos e lamas é realizada através de filtros a disco, e os rejeitos filtrados são produzidos com proporções de fração arenosa e fração de finos (a depender da produção que acontece no dia) ou em rejeito total, e são dispostos posteriormente nas pilhas pulmão. As amostras da pesquisa foram tomadas na saída do Transportador de Correia de Longa Distância (TCLD) antes de serem dispostas na pilha pulmão.

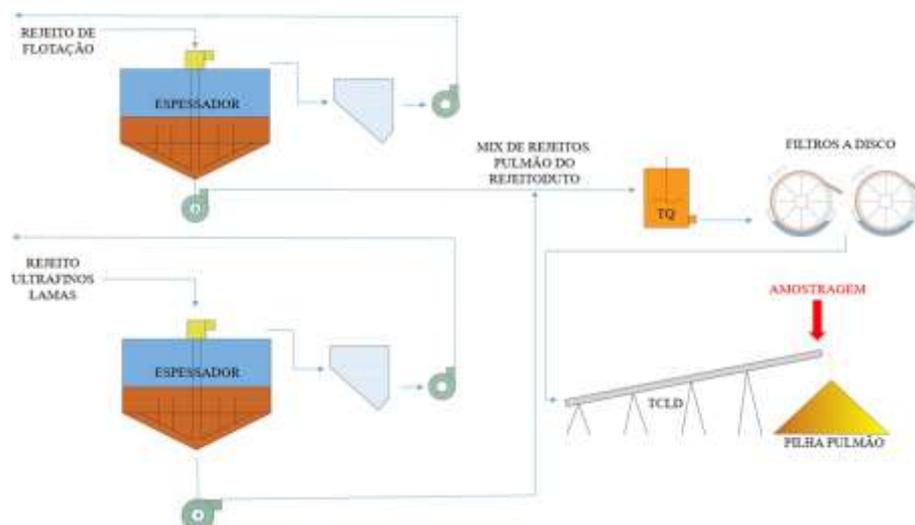


Figura 2: Fluxograma simplificado da operação de filtragem do rejeito e localização do ponto de tomada das amostras na Mina do Pico, Itabirito-MG.



O armazenamento das amostras foi feito em baldes plásticos com tampas rosqueáveis e vedadas para conservação da umidade do material. Foram identificados tanto o recipiente como sua tampa, através de etiquetas, com data, hora e local dos incrementos diários. Foram coletados e separados nos baldes dois tipos de rejeitos filtrados, caracterizados como rejeitos A e B neste artigo. Na amostragem foi realizada esta distinção entre os rejeitos filtrados (A e B), pois esses materiais foram coletados em dois pontos diferentes, sendo informado que o rejeito A teria uma característica mais arenosa, e o rejeito B apresentaria uma maior porcentagem de finos. Esta distinção, porém, não foi constatada logo no início dos ensaios de caracterização das amostras, que aparentaram apresentar características e comportamento geotécnico bastante similares, como será discutido nos resultados. Assim que os baldes chegaram ao laboratório, os materiais foram dispostos em bandejas e colocados para secar ao ar por duas semanas.

Com a amostra total de cada tipo de rejeito A e B foi realizada a análise granulométrica, com as etapas de peneiramento e sedimentação, e o ensaio do picnômetro para determinação da densidade dos grãos, de acordo com a NBR 7181 (ABNT, 2016). Através de análise tátil-visual, verificou-se que ambas as amostras não apresentavam plasticidade, porém, também foram realizados os ensaios de Limites de Atterberg segundo as NBRs 6459 e 7180 (ABNT, 2016) para confirmar essa percepção. Em seguida, foi realizado o ensaio de compactação na energia Proctor normal, segundo a NBR 7182 (ABNT, 2016), para determinação da densidade seca máxima e umidade ótima das duas amostras de rejeito de minério de ferro filtrado.

O ensaio de adensamento foi realizado segundo a NBR 16853 (ABNT, 2020). Inicialmente, o material foi compactado no ponto ótimo da energia normal e, posteriormente, talhou-se a amostra no anel de adensamento. A duração dos ensaios foi de 16 dias, com nove estágios de carregamento, atingindo até 2560 kPa, e posteriormente os mesmos estágios de descarregamento. Para o ensaio de permeabilidade com parede flexível, conduzido segundo a NBR 14545 (ABNT, 2021), foi utilizado o aparelho Tri-Flex. Foram efetuados ensaios com três tensões confinantes: 100 kPa, 200 kPa e 400 kPa. Foi utilizado o frasco de Mariotte para estabelecer o gradiente hidráulico com fluxo ascendente e, em seguida, mediu-se em intervalos de tempo a vazão de percolação no topo do corpo de prova.

Os ensaios de resistência ao cisalhamento direto foram realizados segundo a D3080/D3080M-11 (ASTM, 2020) até a deformação horizontal de 8 mm, com duração de 2 horas (correspondente a velocidade de 0,0667 mm/min – rotina utilizado no Laboratório de Mecânica dos Solos Milton Vargas da Escola Politécnica da USP para materiais granulares devido à permeabilidade do rejeito), e tensões verticais de 100, 200, 400 e 800 kPa. As amostras foram compactadas na densidade seca máxima e teor de umidade ótimo determinados no ensaio de compactação, e ensaiadas no próprio teor de umidade de compactação.

Foram realizados também ensaios de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) por Emissão de Campo e Espectroscopia de Raios X por Energia Dispersiva. O equipamento utilizado foi o microscópio de varredura eletrônica da marca Thermo Fisher Scientific, modelo Quanta FEG650, com detector EDS de tecnologia SDD (*silicon drift detector*), modelo XFlash 4030. O detector EDS tem resolução de 133eV (Mn K α) e janela de 30mm², da marca Bruker. O *software* utilizado foi o Spirit, versão 1.9.2.2558, da Bruker.

Resultados e Discussão

Através da análise granulométrica e limites de consistência, constatou-se que ambas as amostras de rejeito filtrado de minério de ferro classificam-se como silte de baixa compressibilidade ou silte elástico (ML). Os resultados indicam, pelas curvas granulométricas apresentadas na Figura 3, que a amostra do rejeito A possui as seguintes frações, de acordo com o padrão da ASTM: 23,32% de areia fina, 70,68% de silte e 6,00% de argila. Já para o rejeito B, as frações obtidas foram: 22,28% de areia fina, 72,72% de silte e 5,00% de argila. Percebe-se, portanto, que ambas as curvas granulométricas são similares. Porém, a massa específica dos grãos da amostra do rejeito filtrado B é maior do que a do rejeito filtrado A. A massa específica dos grãos do rejeito B foi de 3,35 g/cm³, enquanto a do rejeito A foi de 3,08 g/cm³.

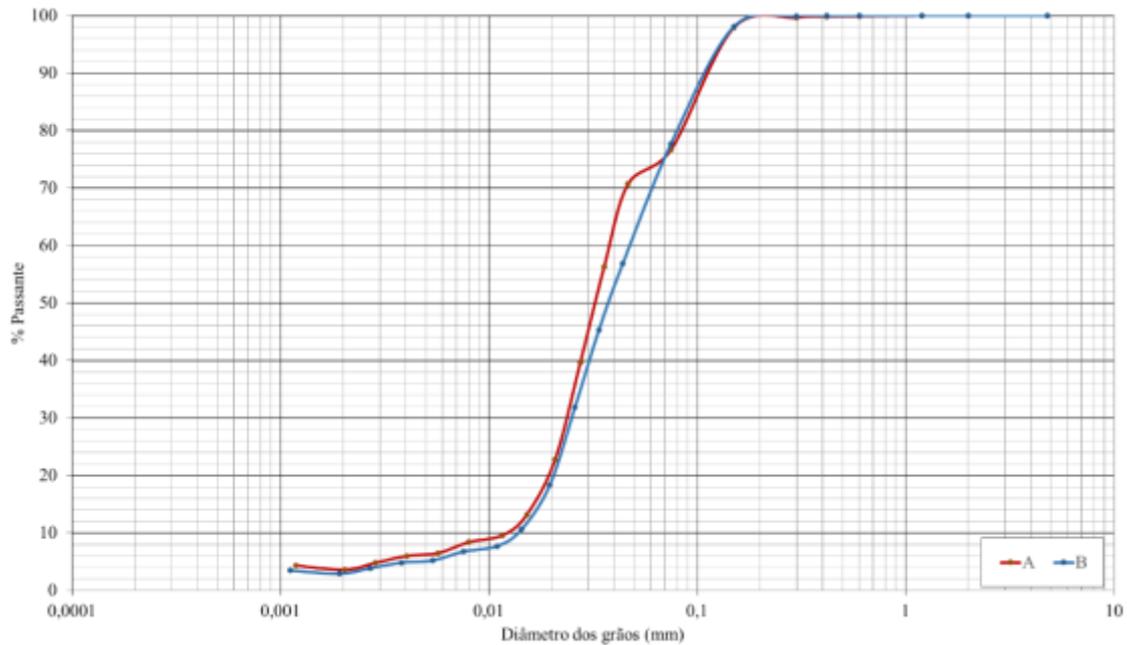


Figura 3: Curvas de distribuição granulométrica dos rejeitos filtrados A e B.

O ensaio de compactação resultou em umidades ótimas similares para os rejeitos A e B, porém, com densidades secas máximas diferentes. Como apresentado na Figura 4, o rejeito filtrado A tem umidade ótima de 11,0 % e densidade seca máxima de 1,87 g/cm³. Já o rejeito filtrado B apresentou uma umidade ótima de 10,6 % com densidade seca máxima de 1,95 g/cm³.

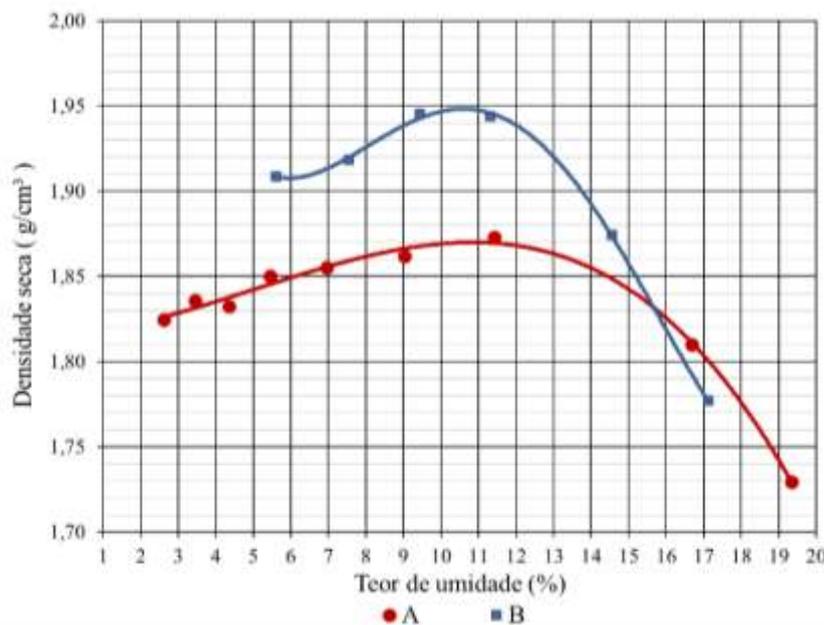


Figura 4: Curvas de compactação dos rejeitos filtrados A e B.

Os resultados dos ensaios de adensamento estão apresentados na Figura 5. Para o rejeito A, verificou-se, no final do ensaio, que a variação do índice de vazios foi de 0,055, com índice de vazios inicial no carregamento de 0,610 e índice de vazios final após o descarregamento de 0,555. Já para o rejeito B, observou-se uma variação de índice de vazios de 0,062, no início do carregamento apresentando um índice de vazios de 0,687 e, após o descarregamento, 0,625.

A variação do índice de vazios entre as tensões verticais de 10 kPa e 2560 kPa foi de 0,112 para o rejeito A e 0,125 para o rejeito B. Observa-se que os materiais se comportam de forma semelhante, apresentando poucas deformações em função do carregamento, e com as deformações totais ocorrendo rapidamente após a aplicação das cargas, comportamento característico de um solo arenoso, apesar da curva granulométrica indicar um solo fino. As curvas de recalque em função do tempo para cada estágio de carregamento nos ensaios de adensamento também denotam tal comportamento de areia, dada a rápida dissipação de pressão neutra.

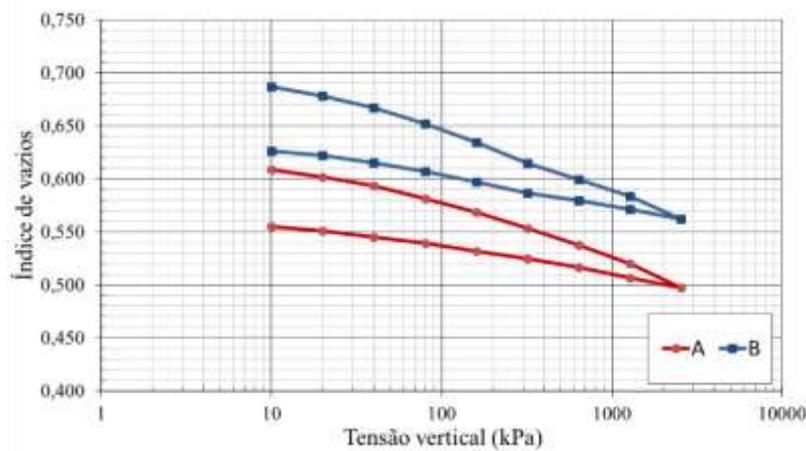


Figura 5: Variação do índice de vazios em função da tensão efetiva para os rejeitos filtrados A e B.

Tanto a amostra de rejeito filtrado A quanto a do B apresentaram uma permeabilidade na ordem de grandeza de 10^{-6} m/s. Mesmo com o aumento das pressões confinantes que variaram de 100, 200 e 400 kPa, o fluxo de saída era rapidamente estabilizado; durante todo o tempo de percolação, a permeabilidade manteve-se na ordem de grandeza de 10^{-6} m/s, apresentando pouca variação. A ordem de grandeza do coeficiente de permeabilidade de 10^{-6} m/s encontrada para ambos os materiais está entre os valores típicos de areias finas (10^{-5} m/s) e areias argilosas (10^{-7} m/s), assim como no extremo superior da faixa de permeabilidade de siltes (10^{-6} a 10^{-9} m/s) segundo Pinto (2006).

As envoltórias de resistência ao cisalhamento estão apresentadas na Figura 6. Para o rejeito filtrado A, verifica-se um ângulo de atrito de $35,2^\circ$ e uma coesão aparente de 29,3 kPa. Já para o rejeito filtrado B, verificou-se um ângulo de atrito de $35,4^\circ$ e uma coesão aparente de 40,6 kPa, ambos em condição não saturada. Observa-se, portanto, que os parâmetros de resistência de ambos os materiais se mostraram semelhantes, com uma maior diferença na coesão aparente desses materiais, pois o rejeito B apresentou 11,3 kPa a mais do que o A. Como os rejeitos são não plásticos, essa coesão aparente deve-se provavelmente à capilaridade.

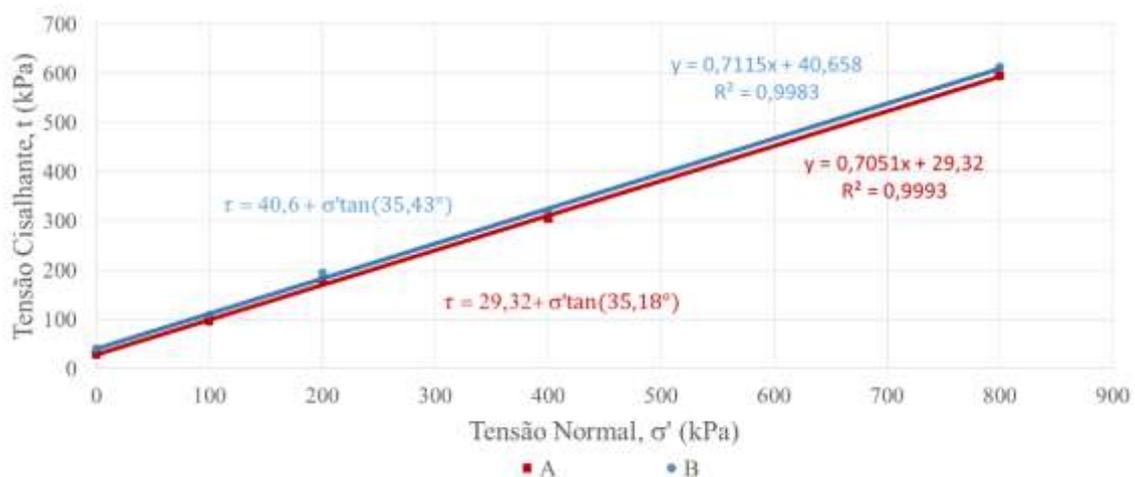


Figura 6: Envoltórias de resistência das amostras de rejeito filtrado A e B.

A microscopia eletrônica de varredura revelou que as partículas dos rejeitos são angulares. O coeficiente de não uniformidade (CNU) calculado para o rejeito A foi de 3,1, e para o rejeito B foi de 3,4. Os coeficientes de curvatura (CC) foi de 1,1 para o A e 0,9 para o B. Esses valores demonstram que ambos os rejeitos têm características de uma areia mal graduada. Portanto, os resultados obtidos nas envoltórias do ensaio de cisalhamento direto estão de acordo com os valores típicos de ângulos de atrito interno de areias mal graduadas de grãos angulares (35° a 43°), segundo Pinto (2006).

As imagens da Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) de ambas as amostras constataram os formatos dos grãos angulares com a presença predominantemente de minerais de Quartzo (SiO_2) e Óxido de Ferro (FeO), como exemplificam as Figuras 7 e 8. Ao lado das imagens de MEV estão apresentadas microanálises químicas por MEV-EDS de alguns dos pontos selecionados, um ponto de região branca e um ponto de região escura. As microanálises químicas mostram que as regiões com cores brancas claras têm presença predominante de ferro, enquanto as regiões de cor cinza escuro têm presença predominante de silício. O carbono detectado nas microanálises advém da preparação das amostras.

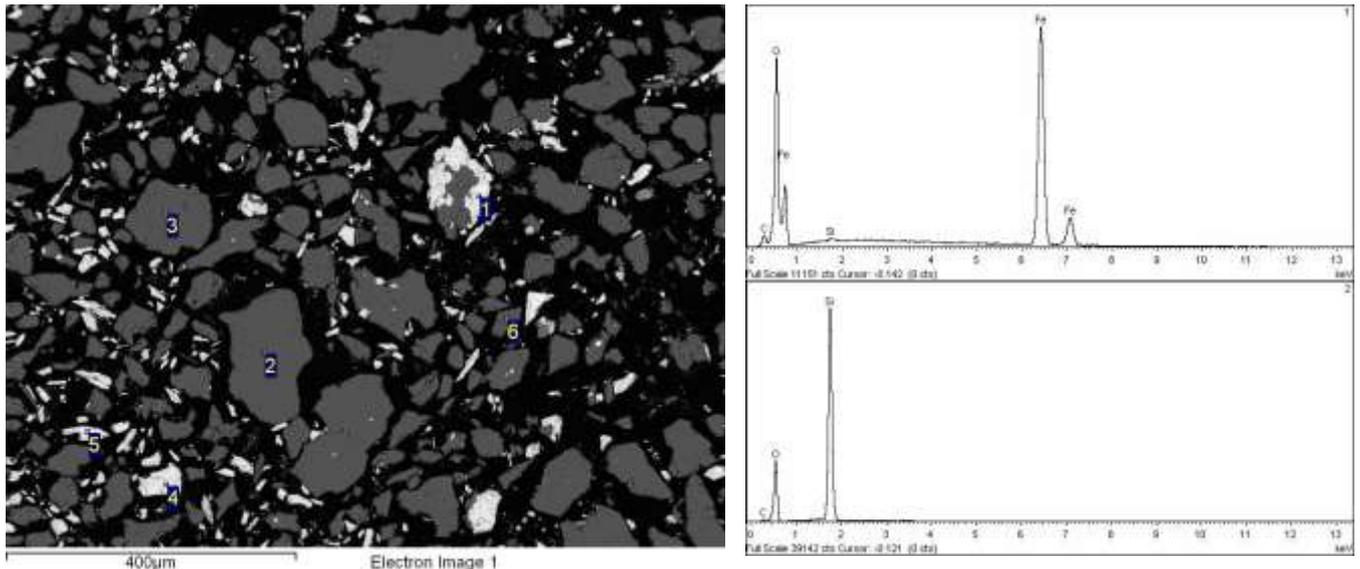


Figura 7: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da amostra de rejeito filtrado A.

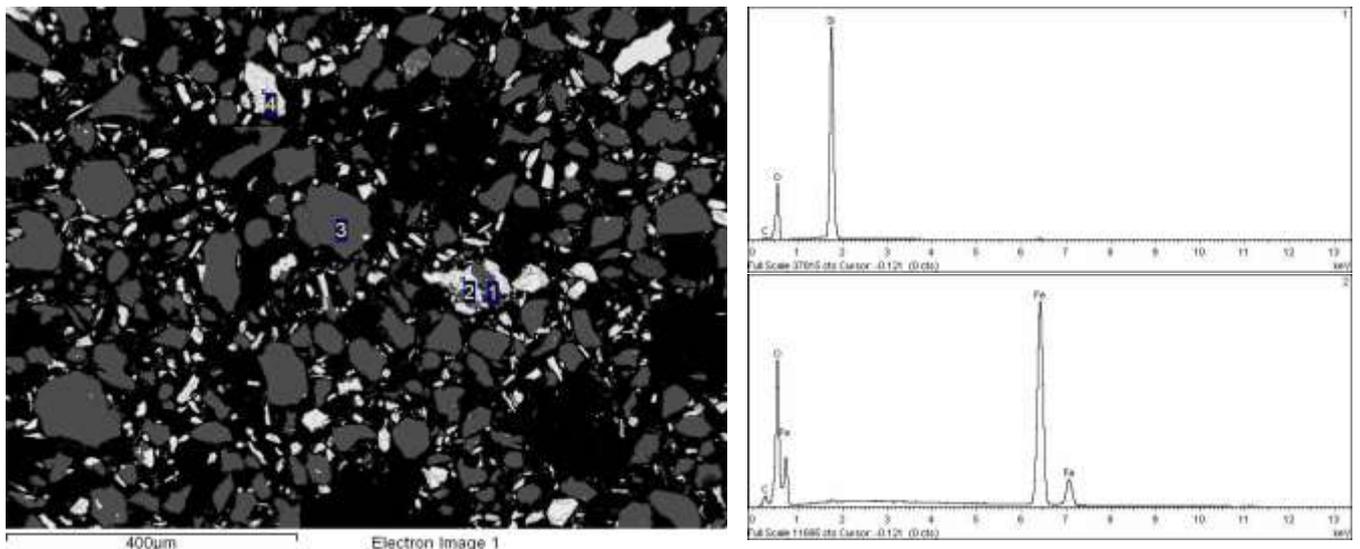


Figura 8: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) da amostra de rejeito filtrado B.

Considerações Finais

O empilhamento de rejeitos filtrados são uma alternativa aos impactos socioeconômicos e ambientais causados pela construção de barragens de rejeitos. Esta pesquisa teve como enfoque verificar parâmetros geotécnicos de dois tipos de rejeitos de minério de ferro filtrado para utilização em projetos que tenham como finalidade construção de PDRs. Foi possível verificar que ambos os rejeitos apresentaram características geotécnicas bastante similares entre si.

Pode ser constatado através dos ensaios de caracterização e comportamento geotécnico que as amostras de rejeito de minério de ferro filtrado A e B apresentaram resultados similares entre si, com poucas diferenças verificadas nos ensaios realizados, apesar de terem sido inicialmente tratados como materiais possivelmente distintos.

A maior fração granulométrica de ambos os materiais é de silte, na ordem de 70%, porém os materiais tem comportamento geomecânico de uma areia, como foi possível verificar nos ensaios de permeabilidade, adensamento e cisalhamento direto. O ensaio de condutividade hidráulica através do permeâmetro de parede flexível Tri-flex indicou para ambos os rejeitos uma permeabilidade de 10^{-6} m/s. Os ensaios de adensamento apresentaram deformações pequenas ao longo do tempo com variações de índice de vazios de 0,055 para o rejeito A e 0,062 para o B.

Já os parâmetros de resistência de ambos os rejeitos filtrados apresentaram valores típicos de ângulo interno de areias mal graduadas de grãos angulares, com $35,2^\circ$ para o rejeito A e $35,4^\circ$ para o B. A maior diferença entre eles foi observada na coesão aparente, de 29,3 kPa para o A e 40,6 kPa para o B, provavelmente devida à capilaridade.

Por fim, os resultados das análises mineralógicas pela Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) para ambos os rejeitos filtrados A e B indicaram o formato dos grãos angulares com a presença predominante de minerais de quartzo e ferro.



Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Laboratório de Mecânica dos Solos Milton Vargas da Escola Politécnica da USP pelo apoio recebido, onde foram realizados os ensaios geotécnicos da pesquisa; ao Laboratório de Caracterização Tecnológica da USP onde foram realizadas as análises de mineralogia; à Vale pela coleta e disponibilização dos rejeitos; e ao CNPq pela bolsa concedida no processo 316620/2021-1.

Referências Bibliográficas

- Amoah, N.; Dressel, W.; Fourie, A. B; 2018. Characterisation of unsaturated geotechnical properties of filtered magnetite tailings in a dry stack facility, 2018. 21st International Seminar on Paste and Thickened Tailings. Perth: Australian Centre for Geomechanics, p. 375-388.
- Botelho, M. R.; Faria, M. P. D.; Mayr, C. T. R.; Oliveira, L. M. G. D; 2021. Rompimento das barragens de Fundão e da Mina do Córrego do Feijão em Minas Gerais, Brasil: decisões organizacionais não tomadas e lições não aprendidas. Revista brasileira de saúde ocupacional, 46 p.
- Davies, M; 2011. Filtered dry stacked tailings – the fundamentals. In: Proceedings Tailings and Mine Waste. Vancouver, 9 p.
- Edraki, M.; Baumgartl, T.; Manlapig, E.; Bradshaw, D. et al; 2014. Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches. Journal of cleaner production, 84, p. 411-420.
- Guimarães, N. C; 2011. Filtragem de rejeitos de minério de ferro visando a sua disposição em pilhas. (Dissertação de mestrado). UFMG, Belo Horizonte, 114 p.
- Guimarães, N. C.; Valadão, G. E. S.; Peres, A. E. C; 2012. Filtragem de rejeitos de minério de ferro visando à sua disposição em pilhas. Rem: Revista Escola de Minas, 65, n. 4, p. 543- 548.
- Luz, A. B., França, S. C. A., Braga, P. F. A; 2018 Tratamento de minérios. 6. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCTIC, 984 p.
- Lyu, Z.; Chai, J.; Xu, Z.; Qin, Y.; Cao, J; 2019. A comprehensive review on reasons for tailings dam failures based on case history. Advances in civil engineering, p. 1-18.
- Mudd, G.; Boger, D. V; 2013. The ever-growing case for paste and thickened tailings - Towards more sustainable mine waste management. AusIMM Bulletin, p. 56-59.
- Pinto, C S; 2006. Curso básico de mecânica dos solos. São Paulo: Oficina de Textos, 368 p.



RECUPERAÇÃO DE RECURSOS EM ETES: POLUENTES EMERGENTES EM BIOSÓLIDO COMPOSTADO

1Suzete Maria Lenzi Caminada, 2Miriam Moreira Bocchiglieri, 3Edivaldo Domingues Velini,
4Wanderley da Silva Paganini

1 Faculdade de Saúde Pública/USP, slcaminada@usp.br; 2 Departamento de Engenharia Ambiental - SABESP, miriam.moreira@gmail.com; 3 Faculdade de Ciências Agronômicas/UNESP, velini@uol.com.br; 4 Faculdade de Saúde Pública/USP, paganini@usp.br

Palavras-chave: economia circular; biossólido; contaminantes emergentes.

Resumo

Dentre as tecnologias mais empregadas para a realização da estabilização do lodo proveniente de ETE a compostagem tem sido destacada devido a sua estabilidade, propriedades agrícolas, capacidade de remoção de patógenos, dentre outros. No que diz respeito aos lodos produzidos, um aspecto ainda pouco estudado refere-se à identificação de poluentes emergentes, substâncias presentes no ambiente e que usualmente não são monitoradas, especialmente pela ausência de regulamentação legal nos países, podendo apresentar risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente. Considerando a elevada demanda de conhecimento científico em relação ao assunto, o presente estudo tem por objetivo avaliar a dinâmica e metabolização de 3 grupos de contaminantes emergentes, em relação a movimentação ou degradação utilizando o processo de biorremediação por compostagem a partir de lodo proveniente de uma ETE, assim como a avaliação de eventuais efeitos ecotoxicológicos e efeitos na saúde humana decorrentes da presença desses contaminantes, sendo os grupos: Fármacos: Amoxicilina, Azitromicina; Micotoxinas: Deoxynivalenol (DON), Aflatoxina B1 e Aflatoxina B2; Inseticidas (Piretóides): Ácido 3-fenoxi-benzeno (3-PBA); Cafeína (marcador químico). Visando a obtenção de resultados representativos das investigações realizadas, a quantificação dos poluentes será realizada utilizando técnicas de cromatográficas (UFLCTM) e espectrometria de massa, e a avaliação dos analitos escolhidos para estudo, com base no modelo QSAR (ECOSAR-EPA), para identificação do potencial de bioacumulação e ecotoxicidade dessas substâncias em relação ao ambiente e à saúde pública.

Introdução

O meio ambiente é vital para a saúde e o desenvolvimento humano, e sua qualidade deve ser investigada de maneira abrangente, considerando aspectos físicos, químicos e biológicos, bem como as interações entre suas diferentes fases – água, sedimento, ar e solo. Esses processos influenciam e afetam a estrutura, distribuição, destino e reatividade dos contaminantes, formando misturas complexas que podem promover alterações a partir das biomoléculas até níveis ecossistêmicos.

Essas interações estão presentes nos sistemas de tratamento de esgoto, que têm se destacado no cenário atual do Brasil, pois os índices de tratamento de esgotos ainda são muito baixos. O Plano Nacional de Saneamento (PLANSAB) estabelece que a universalização do acesso aos serviços de saneamento deverá ocorrer em 2033. Da mesma forma, a Lei 14.026 sancionada em 15 de julho de 2020, que atualiza o marco legal do saneamento básico, estabeleceu metas de universalização, que garantam o atendimento até 31 de dezembro de 2033. Assim, prevê-se uma significativa ampliação do número de estações de tratamento de esgotos no país, bem como o aumento na produção de lodo (CAMINADA, 2021).

Em consequência, deve ser esperado um aumento da produção do lodo gerado no tratamento, o que está incentivando o desenvolvimento de tecnologias e soluções para possibilitar sua destinação adequada, atendendo aos requisitos ambientais, de segurança e de saúde pública. (CAMINADA *et al.*, 2023).

Do ponto de vista prático, o elevado potencial de aproveitamento do lodo e dos demais subprodutos do tratamento de esgoto é de amplo conhecimento, e alternativas para a recuperação de recursos no tratamento de esgoto começam a nortear o conjunto de premissas para a concepção desses sistemas, representando uma nova perspectiva para essas instalações, historicamente concebidas com foco limitado ao corpo receptor (dos SANTOS *et al.*, 2023).

Miki & Miki (2019) afirmam que esta abordagem evoluiu ao longo dos anos, especialmente em função da exaustão dos recursos naturais e da necessidade de redução de emissões de gases de efeito estufa, destacando o desenvolvimento do conceito de economia circular, que considera a transformação dos resíduos e sua inserção como matéria prima em um novo ciclo de fabricação.

Com base nos princípios da economia circular e do desenvolvimento sustentável, surgem as estações sustentáveis de tratamento de esgoto (ETEs Sustentáveis) alinhadas à tendência atual de recuperação de recursos por meio da utilização benéfica do lodo, efluente e biogás gerados no processo de tratamento de esgoto.

Voltando-se para a questão do lodo, uma ETE sustentável busca oportunidades para o seu aproveitamento, tais como para a recuperação de solos erodidos e empobrecidos, um tema amplamente estudado, assim como a disposição de lodos de esgoto em solos agrícolas, considerando a abordagem de avaliação de risco para garantir a segurança ambiental e a saúde pública.

A reciclagem agrícola transforma o lodo em um insumo para a agricultura, contribuindo para fechar o ciclo bioquímico dos nutrientes minerais, fornecendo matéria orgânica ao solo, estocando carbono na forma de compostos estáveis, e ainda, deixando de liberar CO₂ na atmosfera, que contribui para aumentar o efeito estufa. Esse último aspecto da reciclagem agrícola



do lodo apresenta uma crescente relevância, pois alternativas como a incineração, atuam no sentido de desequilibrar o meio natural (FERNANDES e SILVA, 1999).

Dentre as tecnologias mais empregadas para a realização da estabilização do lodo proveniente de ETE a compostagem tem sido destacada devido à estabilidade do processo, propriedades agrícolas do lodo gerado, capacidade de remoção de patógenos, dentre outros (TSUTIYA et al, 2002).

Biorremediação por compostagem

Considerando a utilização de biossólidos na agricultura, a compostagem é um dos procedimentos mais eficientes de estabilização de lodo de esgotos, visto que trata de um processo de bio-oxidação aeróbia, exotérmica, de um substrato orgânico heterogêneo no estado sólido, realizada por uma população complexa de microrganismos, caracterizada por ter como produto água e CO₂, com simultânea liberação de matéria orgânica que se estabiliza após a maturação. O composto maturado é um produto estável, rico em matéria orgânica formada por colóides húmicos que atuam sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. As temperaturas do processo eliminam os microrganismos patogênicos e permitem manuseio do composto sem risco para o ambiente. (CARVALHO, 2002).

Compostagem pelo processo de leiras revolvidas

CARVALHO (2002), descreve o processo no qual o lodo é misturado com um agente estruturante para a melhoria de suas propriedades físicas, aumentando a porosidade, sendo a mistura distribuída em leiras triangulares com dimensões variáveis. Estas leiras são revolvidas periodicamente por tratores apropriados ou pá carregadeiras. Nesse revolvimento, os gases produzidos na fermentação são eliminados e o ar é fornecido ao sistema. Por difusão e convecção, o material a ser compostado recebe o oxigênio necessário para as reações aeróbias da compostagem. Esse é o sistema mais simples, que, quando bem monitorado, produz um composto de boa qualidade.

Uso agrícola do lodo de esgotos

A utilização de lodo de esgotos como fertilizante poderia reduzir 60% do consumo de fertilizantes fosfatados. No entanto, para a aplicação de lodo em áreas cultiváveis é necessária adequação à legislação vigente, proporcionar facilidade de acesso durante a deposição do material e respeitar limitações como proximidade de áreas residenciais entre outros fatores (TSUTIYA et al, 2002; QUINTANA et al., 2011).

Embora a disposição do biossólido na agricultura seja uma das alternativas mais viáveis para a sua destinação final, (COSCIONE et al., 2010) destacam que a presença de elementos-traço, microrganismos patogênicos, poluentes orgânico persistentes e até mesmo os nutrientes encontrados no lodo, em determinadas condições podem se configurar como fatores limitantes para a destinação agrícola, principalmente no que se refere aos riscos de contaminação dos solos e transferência aos seres humanos por meio da cadeia alimentar, riscos de lixiviação dos nutrientes e riscos de infecção por patógenos

A utilização de lodo na agricultura na União Europeia (UE) é regulada apenas pelos limites dos metais pesados (Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, e Zn) listados na Diretiva Conselho Europeu 86/278/EEC (CEC 1986). Vários países europeus introduziram requisitos mais rigorosos do que a diretiva e adotaram limites para as concentrações de outros metais pesados, compostos orgânicos sintéticos, e contaminação microbiana. Atualmente discute-se a necessidade de atualizar estes regulamentos tendo em conta os atuais riscos associados à aplicação de lodo em terrenos agrícolas, com a possibilidade de utilizar testes ecotoxicológicos para avaliação de riscos.

SAITO (2007), destaca que os países dão ênfase aos microrganismos e substâncias inorgânicas, mas não estabelecem diretrizes para os poluentes orgânicos, no que se refere à destinação agrícola do lodo. A Tabela 1 destaca resumidamente alguns aspectos da legislação internacional.



Tabela 1 - Comparação do estado atual e perspectivas futuras na legislação de gestão de lodo de esgoto em diversos países

Países	Japão	EUA	Austrália	Nova Zelândia	UE27	Reino Unido	Alemanha	Grécia
Leis Fundamentais na Gestão de lodo de esgotos	Nova Lei de Esgoto (década de 1970) Lei de Fertilizantes (1950) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (1970) Lei de Contramedidas de Contaminação do Solo (2001) Lei de Gestão de Resíduos e Limpeza Pública (SS e cinzas)	Lei Federal de Controle da Poluição da Água (1972) Padrões para o Uso e Descarte de Lodo de Esgoto (regra 40 CFR Parte 503, 1993) Regra 40 CFR Partes 261 e 268 (para avaliando a toxicidade do resíduo de incineração de cinzas residuais) Regra do NHSM para incineração de SS (2011)	Lei Federal de Água Limpa (década de 1970) e as diferentes Diretrizes Estaduais para aplicação de Biossólidos em terra Lei Estadual de Fertilizantes Lei de Resíduos	Diretrizes da Nova Zelândia para aplicação de Biossólidos em terra (2003)	Diretiva de Lamas de Esgoto (1986) Diretiva de Tratamento de Águas Residuais Urbanas (UWWTD, 91/271/EEC) Aterro de Resíduos (Diretiva 99/31/EC) Diretiva de Incineração de Resíduos (Diretiva 2000/76/EC)	Regulamentos de Uso de Lodo na Agricultura (1989) Código de Boas Práticas Agrícolas (1993) Matriz Segurança de Lodo (SSM) (1998) Lei de Proteção Ambiental para incineração e aterro de SS (1990)	Portaria de Lodo de Esgoto (1992) Lei de Fertilizantes (1977) Lei Federal de Controle de Emissões (1990) Lei de Resíduos (1994) Instruções Técnicas sobre Resíduos para Descarte Térmico SS (1993) Substância Fechada e Gerenciamento de Resíduos (alterada em 2012)	Métodos, condições e restrições sobre o uso na agricultura de lodo derivado do tratamento de resíduos domésticos e águas residuais municipais (1991) Plano Nacional de Gestão Biológica de Lodos (2010, rascunho)
Expectativa de mudanças na legislação	Incluir o uso de fósforo recuperado e energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo. A energia renovável e os métodos térmicos serão promovidos.	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas – energia renovável	Minimização do descarte no oceano/aterros sanitários. Extensão de usos agrícolas – energia renovável	Regras mais rígidas para aplicação no solo e recuperação de fósforo. A energia renovável será promovida	A recuperação de fósforo das águas residuais pode ser um alvo futuro	Regras mais rígidas na agricultura. Regras para recuperação de fósforo de lodo de esgotos. Revisão da lei de fertilizantes. Regras de energia renovável	Minimização do descarte em aterros. Extensão dos usos agrícolas – energia renovável

Fonte: Adaptado de CHRISTODOULOU & STAMATELATO (2016)

Contaminantes emergentes

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente e ampla produção bibliográfica a respeito da presença poluentes emergentes e/ou seus metabólitos nas várias matrizes ambientais tendo sido apontados como causadores de inúmeras modificações tanto em nível fisiológico como genético, e com potencial de causar distúrbios ao homem. Segundo OGA (2014), xenobióticos é o termo usado para designar substâncias químicas estranhas ao organismo. Consistem-se em compostos químicos podendo ser plásticos, inseticidas, produtos de limpeza, pesticidas, fármacos, alimentos, poluentes ou compostos encontrados na própria natureza, como algumas categorias de vegetais e fungos.

Muitos produtos químicos têm um papel essencial na vida moderna, especialmente no campo da medicina, em contrapartida, podem causar poluição medicamentosa ou farmacêutica por excreção na urina e descarte inadequado (WHITMEE et al, 2015). Ainda que os estudos tenham sido iniciados na década de 70 nos Estados Unidos da América (EUA), foi apenas em meados dos anos 90 que alcançaram maior progresso com o desenvolvimento de técnicas analíticas com limites de detecção de µg/L a ng/L, tais como cromatografia e espectrometria de massa. Atualmente, é evidente a ampla disseminação de fármacos no ambiente, tendo sido detectados em águas residuais, de superfície (rios, lagos, ribeiras, estuários e mares), subterrâneas, solos e sedimentos (HARRISON, 2006; MARTIN, 2012). A grande preocupação ambiental não é necessariamente o volume de produção desses poluentes, mas sua persistência no ambiente e atividade biológica, toxicidade, bioacumulação, biodegradação, dentre outros.

ZAGATTO e BERTOLETTI (2006), descrevem que o desenvolvimento das atividades agrícolas e industriais tem conduzido à síntese de compostos, denominados xenobióticos, cujas configurações estruturais envolvem átomos ou grupos funcionais raramente ou nunca encontrados naturalmente, com o objetivo de obter propriedades únicas como a estabilidade térmica ou atividade biológica. Uma vez introduzidos no ambiente, esses compostos, podem se tornar poluentes caso determinem efeitos indesejáveis em consequência de sua toxicidade e concentração. Esta, por sua vez, depende de sua distribuição e transformação nos diferentes compartimentos ambientais.

A presença de medicamentos residuais no meio ambiente é uma questão global crescente, com muitos estudos buscando



quantificá-la. No entanto, o seu comportamento e efeitos, tanto no ambiente como nos seres humanos, ainda são em grande parte desconhecidos. A Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico (OCDE) publicou recentemente um relatório sobre a contaminação ambiental causada por resíduos farmacêuticos com o título “Resíduos Farmacêuticos em Perigos em Água Doce e Respostas Políticas”, que destaca a importância deste assunto.

Atividades de farmacodinâmica unindo a ecotoxicologia de fármacos e outras classes de contaminantes são ciências que podem apresentar resultados mais conclusivos em relação aos riscos que esses compostos possam causar em nível ambiental e humano. Em geral, os ecossistemas estão em maior risco do que os seres humanos devido a estarem expostos a concentrações mais elevadas, à constante reposição e baixa degradação, em alguns casos.

Em seus estudos, GUIMARÃES et al. (2018) destacam o grande interesse em publicações que abordem o tema “Poluentes Orgânicos Persistentes” sendo os compostos farmacêuticos um dos mais citados (10-15% dos artigos), destacando que 12% dos artigos apontam a preocupação sobre o uso do lodo de esgoto contaminado com esses compostos. Segundo SAITO (2007), apesar dos testes realizados com os produtos, não se tem informações sobre a ecotoxicologia destes poluentes, mas há uma grande preocupação com o uso prolongado e em grandes escalas.

Existem várias rotas pelas quais os fármacos podem atingir matrizes ambientais, sendo as mais usuais, a utilização comum em medicina e sua excreção, bem como o descarte inadequado de medicamentos vencidos e daqueles que restaram após os tratamentos, salientando-se que são raras as informações sobre a forma correta e segura de realizar o descarte desses medicamentos, que acabam atingindo os sistemas de tratamento de esgoto, ou na sua ausência, o corpo receptor. Estudos desenvolvidos por CAMINADA et al (2019) e CAMINADA et al (2020), discutem o uso racional dos medicamentos onde destaca a falta de informações a respeito da forma correta de dispor sobras ou medicamentos fora de validade e os riscos associados a presença desses compostos no ambiente.

Atualmente, os hormônios e os antibióticos, cujas pesquisas vêm despontando de modo mais abrangente dentro da literatura de contaminantes emergentes, já dispõem de dados mais conclusivos, no entanto existem muitos outros grupos de substâncias que necessitam de investigação (MARTIN, 2012).

Nesse contexto, RODRIGUES et al. (2018) realizaram uma análise cienciométrica constatando que os produtos farmacêuticos mais encontrados nas publicações entre os anos 1998 e 2016 foram: carbamazepina, acetaminofeno, diclofenaco, cafeína, ibuprofeno e triclosan. Dentre os hormônios destacam-se o nonifeno, 17-beta-estradiol, estrona, 17-alfa-etinilestradiol, estriol e Bisfenol A.

Dentre os contaminantes emergentes, existem alguns grupos específicos que merecem atenção por apresentarem potencial de interação com os organismos e que mesmo em baixíssimas concentrações podem provocar efeitos nos seres vivos. Figuram nestes segmentos, os fármacos, defensivos agrícolas, hormônios e produtos de higiene pessoal. Esses poluentes correspondem, na maioria dos casos, a contaminantes não regulamentados, e alguns casos, com pouca informação disponível sobre os seus potenciais efeitos deletérios à saúde humana e ao meio ambiente.

Os principais grupos de substâncias, apontadas em pesquisas recentes como agentes em potenciais de contaminação dos ecossistemas, são listados na Tabela 2

Tabela 2. Poluentes emergentes estudados em matrizes ambientais

GRUPO	MATRIZ AMBIENTAL
Pesticidas	Água superficial; Água de abastecimento;
	Água subterrânea; e solos
Fármacos	Água superficial; Água de abastecimento;
	Estação de tratamento de efluentes; bio sólidos; solos; e sedimentos
Produtos de higiene pessoal	Água superficial; Água de abastecimento; e efluentes
Hormônios	Água superficial; e
	Estação de tratamento de efluentes

Fonte: Adaptado de COSTA JUNIOR et al., 2014

BEEK et al. (2016), realizaram uma revisão abrangente da literatura de 1.016 publicações originais e 150 artigos de revisão, consolidando as medidas de concentrações ambientais (MECs) para substâncias farmacêuticas humanas e veterinárias relatadas em todo o mundo em águas superficiais, subterrâneas, torneiras / água potável, esterco, solo e outras matrizes ambientais em um banco de dados abrangente. O banco de dados revelou que produtos farmacêuticos ou seus produtos de transformação foram detectados no meio ambiente de 71 países em todos os continentes. Esses países foram então agrupados nas 5 regiões reconhecidas pela Organização das Nações Unidas (ONU). No total, foram encontrados 631 fármacos distintos acima do limite de detecção dos respectivos métodos analíticos empregados, revelando padrões regionais distintos. Dezesesseis substâncias foram detectadas em cada uma das 5 regiões da ONU. As águas residuais urbanas parecem ser a via de emissão dominante para produtos farmacêuticos em todo o mundo, embora as emissões da produção industrial, hospitais, agricultura e aquicultura sejam importantes localmente.

Além dos fármacos outras classes de poluentes devem ser rigorosamente investigadas e avaliadas. Um exemplo desses



compostos são as micotoxinas (mykes = fungo; toxicun = veneno) as quais são metabólitos secundários de alguns fungos, principalmente do gênero *Aspergillus*, *Penicillium* e *Furasim*, apresentam baixo peso molecular, em torno 700u, sendo potencialmente perigosos à saúde humana e animal. A contaminação se dá principalmente pela ingestão de alimentos contaminados, in natura, ou processados. Em estudo realizado por CAMINADA (2020a) foi avaliada a presença de antibióticos em leite, visando avaliar a segurança do produto para consumo humano.

De acordo com LANÇAS, 2023 as micotoxinas consideradas de maior risco à saúde humana e animal pela IARC (International Agency for Research on Cancer) são as Aflatoxinas, a Ocratoxina A, a Zearalenona, o Deoxinivalenol (DON), o Nivalenol, as Fumonisininas e Toxina T-2.

Outro grupo de poluentes que demanda por estudos são os derivados dos inseticidas, piretróides, em especial o Ácido 3-Fenoxibenzeno (3-PBA) sendo a presença desse poluente proveniente do metabolismo de vários outros compostos. Após a proibição dos inseticidas organofosforados, desde 1970, os piretróides (PYRs) começaram a ser aplicados em maiores quantidades, devido ao seu baixo nível de toxicidade para os humanos. No entanto, o ser humano está mais exposto aos pesticidas através da inalação, da ingestão e da exposição dérmica, isto devido ao seu vasto leque de aplicações, tais como o uso doméstico (tapetes, têxteis, plantas) e veterinário (ectoparasiticidas), constituindo um problema de saúde pública, e desta forma não são apenas agricultores e trabalhadores da indústria química que estão expostos a este tipo de pesticidas, mas também os consumidores.

Em estudo realizado por VELINI, et al (2015), os autores discutem a dinâmica de toxinas fúngicas nos sistemas de produção de cereais e a identificação de marcadores que indiquem a presença de fungos e toxinas.

O metabolismo dos PYRs, em seres humanos, ocorre rapidamente através das enzimas carboxilesterases (essencialmente a nível hepático) e seus metabólitos são eliminados na urina como forma de destoxificação do organismo. Os principais metabólitos encontrados são o ácido 3 fenoxibenzóico (3-PBA), o ácido 3 - (2,2-diclorovinil) -2,2 dimetilciclopropano-1- carboxílico (DCCA) e o ácido crisântemo dicarboxílico (CDCA).

O metabolito 3-PBA é um metabolito não específico, mas é o mais frequentemente encontrado em pesticidas piretróides. Este metabolito tem sido usado como o biomarcador mais sensível para determinar a exposição a este tipo de pesticidas.

A cafeína, tem sido utilizada em muitos trabalhos científicos e citada por muitos autores como marcador químico. Muitos estudos apontam que a presença desse marcador, nas várias matrizes ambientais, apresenta forte relação com a presença de amoxicilina, ácido salicílico, entre outros, visto que esse composto pode se apresentar isolado ou na formulação de vários medicamentos e diferentes formas farmacêuticas.

Transporte dos contaminantes

O transporte dos contaminantes nos diferentes compartimentos do meio ambiente está condicionado a processos físicos abióticos, como a movimentação das massas de ar e água ou difusão, e, a fatores bióticos sendo determinada por processos relacionados às propriedades físico-químicas das substâncias descrevem sua forma química e seu comportamento nos diferentes compartimentos do meio ambiente (OGA, 2014). Os principais processos de transporte e transformação ambiental são:

- Partição entre fases (adsorção ao sedimento ou dissolvido na água);
- Perdas para outros compartimentos ambientais por volatilização ou sedimentação;
- Fatores intrínsecos e extrínsecos: Reações químicas (hidrólise, oxidação, fotólise) ou degradação biótica (biodegradação); e
- Especificação (complexação, dissociação e polimerização), com formação de novas espécies químicas.

Uma vez lançado no ambiente, um composto apresenta distribuição de acordo com os processos de partição entre suas fases, os quais são dependentes das propriedades físico-química, concentração, característica físico-química do ecossistema, podendo resultar em efeitos adversos à biota, sendo: Fase aquosa e a biota (microalgas, plantas superiores, invertebrados e peixes); Fase aquosa e o sedimento; Sedimento e a biota residente.

O destino e o comportamento dos compostos no ambiente e nas ETEs são influenciados por suas propriedades físico-químicas, as quais regem a partição na água, solo ou biota. Compostos com baixa solubilidade e alto coeficiente de partição octanol/água (Kow), geralmente estão presentes em tecidos gordurosos da biota, o que pode promover a bioacumulação na cadeia alimentar. O Kow também pode determinar a sorção efetiva e a afinidade dessas substâncias pela matéria orgânica.

Em seus estudos ZAGATTO e BERTOLETTI (2006) descrevem que duas variáveis, Coeficiente de partição octanol-água (Kow) e Fator de bioconcentração (FBC) são fundamentais para a determinação do potencial de bioacumulação de uma molécula, onde assume-se que, compostos com valores de Kow < 3,0 (FBC < 100) não apresentam tendência substancial de bioconcentração, já os que possuem Kow entre 3 e 6 (FBC > 100) são classificados como altamente acumulativos.

A movimentação dos contaminantes na água, no solo e no ar, bem como na interface entre diferentes compartimentos, é determinada por processos relacionados às propriedades químicas das substâncias e dos compartimentos ambientais. CAMINADA (2021) aborda as propriedades físico-químicas e ecotoxicidade de alguns fármacos escolhidos para estudo, com base no modelo QSAR (ECOSAR-EPA), visando identificar o potencial de bioacumulação e ecotoxicidade dessas substâncias.

Os organismos contam com meios próprios para evitar o acúmulo desses agentes danosos, eliminando-os através do metabolismo. Porém, dada a crescente exposição a compostos químicos, principalmente de origem industrial, muitas vezes essa função biológica não é suficiente. Isso favorece danos às funções corporais e o conseqüente surgimento de patologias. Essa dificuldade se torna ainda mais grave quando os compostos são lipofílicos, ou seja, são mais solúveis em lipídios, já que a



bioacumulação se dá principalmente nos tecidos gordurosos, dificultando ainda mais sua excreção.

Os efeitos podem se manifestar desde organismos individuais até em níveis organizacionais mais elevados. Desta forma, algumas substâncias podem apresentar característica persistente tanto a degradação abiótica como biótica, podendo acumular atingindo níveis passíveis de causar efeitos deletérios. A não degradação de muitos xenobióticos acarreta seu acúmulo gradativo no ambiente com impacto a longo prazo, resultando na adaptação da biota com o estabelecimento de um novo equilíbrio no ambiente, principalmente em função dos grupos funcionais, a estrutura química mais do que a quantidade presente fator determinante para a degradação não biológica.

De acordo com KOLPIN et al. (2002), a descarga contínua dos fármacos e de produtos de higiene pessoal em corpos d'água acarreta uma exposição crônica aos organismos aquáticos a estas substâncias e seus metabólitos. Entretanto a magnitude, frequência e duração da exposição ainda não foram completamente exploradas. O mesmo estudo discute que os ensaios ecotoxicológicos, desenvolvidos com sistemas teste, estabelecidos com microrganismos tradicionais e objetivando a determinação da mortalidade, deveriam ser realizados objetivando o efeito do fármaco em organismos vertebrados e invertebrados baseados na hipótese de semelhança no modo de ação.

A expressão da toxicidade de uma substância química depende das características da exposição e de seu comportamento no meio e/ou no organismo, relacionados aos mecanismos de transporte e de interação com sítios ou organismo-alvo, desta forma, a presença de determinado toxicante no meio ambiente não é condição essencial para a promoção, e a observação de um efeito nocivo.

Os modelos matemáticos podem contribuir para prever o destino e a preferência ambiental de poluentes e podem sugerir quais poluentes, e em quais compartimentos, devem ser sistematicamente observados. O Programa Structure-Activity Relationship Model (ECOSAR-EPA) foi desenvolvido dentro das restrições regulatórias da Lei de Controle de Substâncias Tóxicas (TSCA-Toxic Substances Control Act), atualmente utilizado pelo Escritório de Prevenção da Poluição e Tóxicos (OPPT-Office of Pollution Prevention and Toxics), trata de uma versão computadorizada dos procedimentos de análise de ecotoxicidade.

Outro aspecto importante é o reconhecimento de testes ecotoxicológicos, sem o uso de animais para experimentação, sendo possível a avaliação utilizando modelos matemáticos, como por exemplo QSAR (ECOSAR-EPA). As relações quantitativas estrutura-atividade (QSAR's) são utilizadas pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA) desde 1981 para prever a toxicidade aquática de novos produtos químicos industriais na ausência de dados de teste. As relações quantitativas estrutura-atividade (QSAR's) apresentados neste programa foram desenvolvidas por classificação / subclassificação de produtos químicos com base na semelhança de estrutura e similaridade nos níveis de efeitos medidos dos dados de toxicidade aquática.

Quando disponíveis, os modos de ação foram integrados no esquema de classificação para fundamentar as tendências observadas nos dados disponíveis. Embora a toxicidade aguda e crônica de produtos químicos para peixes (água fresca e salgada), invertebrados aquáticos (*Daphnia* de água doce e mysids de água salgada) e algas (algas verdes de água doce e algas de água salgada) tenha sido o foco do desenvolvimento QSAR, modelos adicionais, para certas classes químicas, foram desenvolvidos para outros organismos (por exemplo, minhocas, ouriços marinhos e *Lemna gibba*).

Atualmente, foram desenvolvidos 709 QSARs para mais de 111 classes químicas orgânicas, juntamente com QSARs adicionais para surfactantes, polímeros e corantes. O programa ECOSAR é orientado por menus e contém várias funções de ajuda para auxiliar o usuário.

A toxicidade de agentes químicos no meio hídrico é avaliada por meio de ensaios ecotoxicológicos com organismos representativos da coluna d'água ou dos sedimentos de ambientes de água doce, estuária ou marinha. O conhecimento da toxicidade desses agentes a diferentes organismos aquáticos possibilita, além do estabelecimento de limites permissíveis de várias substâncias químicas para a proteção da vida aquática, avaliar o impacto momentâneo que esses poluentes podem causar à biota dos corpos hídricos.

No ambiente regulatório, a ANVISA reconheceu, em 2015, a validade jurídica da Resolução n.17/2014 que estabelece a substituição obrigatória de testes in vivo usados para a avaliação de parâmetros toxicológicos, para os quais existem métodos alternativos in vitro (BRASIL, 2014a; BRASIL, 2014b) e publicou a RDC (Resolução da Diretoria Colegiada) n.35/2015 (BRASIL, 2015). Desta forma, a ANVISA passa a aceitar métodos alternativos para substituir os testes com animais exigidos pelas legislações vigentes para fins regulatórios.

O recente avanço das metodologias e técnicas analíticas permitiu a detecção e quantificação desses compostos em matrizes ambientais, em concentrações da ordem de partes por bilhão (ppb) e partes por trilhão (ppt), ampliando as possibilidades de avaliação da presença dessas substâncias no ambiente, e os possíveis efeitos deletérios à biota e aos humanos.

Atualmente, a base das metodologias analíticas para determinar a presença de compostos farmacêuticos e outras classes de contaminantes, e seus respectivos metabólitos, em amostras ambientais tem sido desenvolvida para as águas superficiais, efluentes, sedimentos e lodos de estações de tratamento, dando ênfase aos processos de extração com maior adaptação às propriedades dos analitos e robustez operacional. (LAJEUNESSE et al, 2008; SCHULTZT; FURLONG, 2008).

Tendo em vista a necessidade de aprofundar as pesquisas no campo de micropoluentes da água, o Governo Federal publicou em 10/07/2012 – Diário Oficial da União, a moção 61 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, recomendando a promoção de ações de ciência e tecnologia para melhoria de técnicas de monitoramento e de tratamento de água de abastecimento e de efluentes, visando a remoção de micropoluentes emergentes e eliminação de micro-organismos patogênicos emergentes.



Materiais e Métodos

O desenvolvimento do projeto irá compreender 3 fases, sendo:

- Fase I – Avaliação das propriedades físico-químicas e ecotoxicológicas, utilizando o modelo matemático QSAR (ECOSAR-EPA).
- Fase II - Metodologias analíticas para identificar e quantificar os poluentes em matrizes ambientais.
- Fase III – Avaliação da dinâmica e metabolização dos poluentes em culturas de feijão e alface, utilizando bio-sólido proveniente processo de biorremediação por compostagem de lodo provenientes da Estação de tratamento de esgotos, utilizando parâmetros agrícolas e técnicas cromatográficas para identificação e quantificação de eventuais compostos presentes.

Resultados e Discussões

Este estudo, ainda em desenvolvimento, avalia a presença e mobilização 3 grupos de contaminantes emergentes provenientes de amostras de lodo de uma estação de tratamento de esgoto do sistema público. Com relação à identificação da metodologia analítica mais adequada para a extração dos compostos da matriz, optou-se pela lixiviação dos compostos em água e a quantificação analítica por sistema de cromatografia líquida de ultra eficiência, acoplado ao espectrômetro de massas. Os dados indicam a possível movimentação de alguns fármacos da fase aquosa para a fase sólida.

O processo de biorremediação por compostagem do lodo pode favorecer a biodegradação ou mobilização dos compostos. Os resultados só poderão ser discutidos após o término do processo de compostagem, com previsão para ser encerrado em setembro/2024.

Após a realização e avaliação dos dados gerados espera-se que eles possam ser empregados em processos de avaliação de risco e, subsidiar a tomada de decisões regulatórias sobre registro, classificação e rotulagem em eventual uso do bio-sólido para fins agrícolas, assim como o estabelecimento de limites aceitáveis de exposição quanto à utilização de bio-sólido compostado, proveniente de ETE.

Considerações Finais

A presença de contaminantes emergentes nas várias matrizes ambientais denota a importância das pesquisas nessa área. No que diz respeito aos lodos produzidos, um aspecto ainda pouco estudado refere-se à identificação e quantificação desses poluentes, que usualmente não são monitoradas, especialmente pela ausência de regulamentação legal nos países, podendo apresentar risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente.

Referências Bibliográficas

BEEK, Tim Aus Der; WEBER, Frank-Andreas; BERGMANN, Axel; HICKMANN, Silke; EBERT, Ina; HEIN, Arne; KÜSTER, Anette. Pharmaceuticals in the environment-Global occurrences and perspectives. *Environmental Toxicology and Chemistry*, [S.L.], v. 35, n. 4, p. 823-835, 25 fev. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/etc.3339>.

CAMINADA, S L; CAMINADA, M L; BOCCHIGLIERI, M M; PAGANINI, W da Silva. Drugs in the environment: do we know the risks?. *European Journal Of Public Health*, [S.L.], v. 30, n. 5, p. 577-577, 1 set. 2020. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/eurpub/ckaa166.128>.

CAMINADA, S M Lenzi; ZOCANTE, A C de Souza; SOUZA, S J de; RODRIGUES, V F de Souza; JOAQUIM, I O Palaria;

CAMINADA, M L. Evaluation of the presence of antibiotics in milk samples sold in the region of Campinas - SP. *European Journal Of Public Health*, [S.L.], v. 30, n. 5, p. 624-625, 1 set. 2020a. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/eurpub/ckaa166.257>.

CAMINADA, S.M.L. Avaliação da presença de fármacos em bio-sólido compostado proveniente de Estação de Tratamento de Esgotos. 2021. Tese (Doutorado em Ciências). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.

CAMINADA, S.M.L; PEDROZA, M. J. ; SILVA, N. K. ; MORAES, B. M. P. L. ; SIMIONI, L. . The rational use and disposal of domiciliary drugs and the environmental and public health risks. *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, São Paulo-SP, p. 194 - 194, 10 out. 2019.

CAMINADA, Suzete Maria Lenzi; BOCCHIGLIERI, Miriam Moreira; PAGANINI, Wanderley da Silva; VELINI, Edivaldo Domingues. Avaliação do processo de compostagem de lodo proveniente de estação de tratamento de esgoto: legislação, parâmetros biológicos, comportamento dos nutrientes, e condições físico-químicas. *Cadernos Técnicos Engenharia Sanitária e Ambiental*, [S.L.], v. 3, n. 2, p. 13-22, 2023. Trimestral. Zeppelini Editorial e Comunicação. <http://dx.doi.org/10.5327/276455760302002>.

CARVALHO, Paulo de Campos Torres de. Compostagem. In: TSUTIYA, Milton Tomoyuki. *BIOSSÓLIDOS NA AGRICULTURA*. São Paulo: Abes, 2002. p. 181-208.



- CHRISTODOULOU, A.; STAMATELATO, K. Overview of legislation on sewage sludge management in developed countries worldwide. *Water Science & Technology*, v. 73.3, p. 453-462, 2016.
- COSCIONE, A. R; NOGUEIRA, T. A. R; PIRES, A. M. M. Uso agrícola de lodo de esgoto: Avaliação após a Resolução nº 375 do CONAMA. Botucatu: FEPAF, 2010. 407p.
- COSTA JUNIOR, I. L.; * PLETSCH, A. L.; TORRES, Y. R. Ocorrência de Fármacos Antidepressivos no Meio Ambiente - Revisão, *Rev. Virtual Quim.*, 2014, 6 (5), 1408-1431. Data de publicação na Web: 15 de setembro de 2014.
- dos SANTOS, E.K. As Múltiplas Funções de uma Estação de Tratamento de Esgoto: da Conformidade à Sustentabilidade. Anais do 7º Simpósio Sobre Sistemas Sustentáveis (7SSS). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), 2023
- FERNANDES, S.A.P.; SILVA, S.M.C.P. da. Manual Prático para compostagem de biossólido. Londrina-PR: PROSAB, Finep, 1999. 84p.
- GUIMARÃES, J. C. S.; CORDEIRO, J.; VITORINO, D. C. F. R. Use of sewage sludge in agriculture: a scientometric analysis. *Research, Society and Development*, v. 7, n. 9, p. e479391, 2018.
- HARRISON, E. Z. et al. Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the total environment*, v. 367, n. 2, p. 481-497, 2006.
- KOLPIN, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B. and Buxton, H.T. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: a national reconnaissance. *Environmental Science Technology*, v. 36, p. 1202-1211. 2002.
- LAJEUNESSE, A.; GAGNON, C.; SAUVE, S. Determination of Basic Antidepressants and Their N-Desmethyl Metabolites in Raw Sewage and Wastewater Using Solid-Phase Extraction and Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Analytical Chemistry* 2008, 80, 5325. [CrossRef] [PubMed]
- LANÇAS, Fernando M. Análise de resíduos e contaminantes em alimentos de origem animal. Campinas: Editora Átomo, 2023. 393 p.
- MARTIN, J.; CAMACHO-MUNOZ, D.; SANTOS, J. L.; Aparicio, I.; Alonso, E. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of Hazardous Materials* 2012, 239, 40. [CrossRef] [PubMed]
- Miki, M. K.; Miki, R.E. Estação de tratamento de esgoto como instalação de recuperação de recursos. In: Anais do 30º Congresso Nacional de Saneamento e Meio Ambiente. São Paulo: Associação dos Engenheiros da Sabesp (AESABESP), 2019
- OGA, S.; SIQUEIRA, M.E.P.B. Introdução à Toxicologia. In: OGA, S. Fundamentos da Toxicologia. 4.ed. São Paulo. Atheneu Editora, 2014. Parte I, p.1-6.
- QUINTANA, N.R.G.; CARMO, M.S. do; MELO, W.J. de. Lodo de Esgotos como fertilizante: Produtividade Agrícola e rentabilidade econômica. *Nucleus*, v.8, n.1, p.183-192, 2011.
- RODRIGUES, J. S.; CORDEIRO, J.; CALAZANS, G. M.; CORDEIRO, J. L.; GUIMARÃES, SAITO, M. L. *O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007. 35p.
- SAITO, M. L. O uso do lodo de esgoto na agricultura: precauções com os contaminantes orgânicos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2007. 35p.
- TSUTIYA, M. T.; CAMPARINI, J. B.; ALEM SOBRINHO, P.; HESPANHOL, I.; CARVALHO, P. C. T.; MELFI, A. J.; MELO, W. J.; MARQUES, M. O.; Biossólidos na agricultura. 2. ed. São Paulo: ABES, 2002. 468 p.
- VELINI, E.D.; TROPALDI, L.; BRITO, I. P. F. S.; MARCHESI, B. B.; MORAES, C. P.; CARBONARI, C.A. Inovações no manejo de plantas daninhas na cultura da cana-de-açúcar In: *Proteção Vegetal*. 1 ed. Botucatu: FEPAF, 2015, p. 51-70.
- WHITMEE, S. et al. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report of The Rockefeller Foundation-Lancet Commission on planetary health. *The Lancet*, 2015, v. 386, p. 1973-2028. [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(15\)60901-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(15)60901-1)
- ZAGATTO, Pedro A.; BERTOLETTI, Eduardo. *Ecotoxicologia Aquática: princípios e aplicações*. São Carlos: Rima, 2006.



PROCESSO DE RECICLAGEM DE PAVIMENTOS SABESP ALAVANCADO PELA IMPLEMENTAÇÃO DE LOGÍSTICA OPERACIONAL INTEGRADA

1José do Carmo de Souza Junior, 2Cesar Flavio Dias de Sousa, 3Cesar Fornazari Ridolpho, 4Luís Carlos Pascoal dos Santos, 5Willians Fagner Roberto Candeias, 6Frederico Pereira de Lima

1 Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – SABESP, e-mail: jcjunior@sabesp.com.br, 2 SABESP, e-mail: csousa@sabesp.com.br, 3 SABESP, e-mail: cridolpho@sabesp.com.br, 4 SABESP, e-mail: luiz_pascoal@sabesp.com.br; 5 SABESP, e-mail: wfrcrezende@sabesp.com.br, 6 SABESP, e-mail: fredericolima@sabesp.com.br

Palavras-chave: Reciclagem de pavimentos; Pavimentação asfáltica; Sustentabilidade.

Resumo

O processo de reciclagem de pavimentos na Sabesp teve origem na implantação do Centro Ecológico de Reciclagem de Pavimentos Sabesp – CERP, localizado na Vila Leopoldina, em São Paulo. Após cerca de 1 ano de funcionamento e produção de cerca de 59.000 toneladas de material reciclado, observaram-se alguns pontos de melhoria, que foram considerados na proposição de um novo projeto experimental, contemplando escalabilidade para produções maiores e a logística operacional integrada, de forma a mitigar as principais dificuldades apontadas, como a falta de material para a produção do RAP (*Reclaimed Asphalt Pavement*) espumado e RCC (Resíduo de Construção Civil) espumado e, após produzido, a dificuldade de retirada do material reciclado pelas empresas contratadas da Sabesp.

O principal objetivo é realizar a reciclagem de pavimentos, de forma sustentável, a partir da reutilização dos materiais provenientes de remoção de pavimentação (base, sub-base e capa asfáltica), inclusive proporcionando a melhoria da qualidade do material utilizado no processo de pavimentação das obras de saneamento.

Através da tecnologia de aplicação da espuma de asfalto, os materiais de pavimentação removidos são reutilizados nas camadas de base e sub-base nos serviços de reposição de valas das obras de saneamento, gerando um pavimento com maior resiliência, minimização de custos e redução dos impactos ambientais.

De forma inovadora, foi implementada no projeto a logística operacional integrada no processo de reciclagem de pavimentos do CERP, de forma a atender os 24 canteiros de serviços vinculados às unidades da Sabesp na Região Metropolitana de São Paulo, com a retirada dos materiais brutos nos canteiros para reciclagem no CERP e o fornecimento aos canteiros do material reciclado usinado com a espuma de asfalto, RAP espumado e RCC espumado, para aplicação nas obras de saneamento.

Introdução

O aumento significativo do número de notificações e autos de infração por parte das prefeituras municipais, em especial no município de São Paulo, relativos aos serviços de reposição de pavimentos, demonstra a necessidade da busca de novas soluções que proporcionem a melhoria da qualidade dos serviços de pavimentação realizados nas obras de saneamento. Assim, foi criado um grupo de trabalho, buscando avaliar as lições aprendidas na evolução do processo de pavimentação na Sabesp e propor novas soluções técnicas e inovadoras para aprimorar a execução dos serviços de pavimentação.

Com base no objetivo estratégico Aumentar a Eficiência dos Processos e Fortalecer a Cadeia de Fornecedores, definido no Mapa Estratégico Sabesp, a Superintendência Norte (ON) definiu em seu Planejamento Operacional o objetivo operacional Aprimorar e Padronizar os Serviços de Pavimentação na ON, dessa forma, o trabalho em questão busca realizar ações integradas e inovadoras para a melhoria do processo de pavimentação na Sabesp. Os trabalhos também estão alinhados ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 11 - Cidades e Comunidades Sustentáveis.

Objetivo

O trabalho tem por objetivo demonstrar como a Sabesp realiza a reciclagem de pavimentos, de forma sustentável, a partir da reutilização dos materiais provenientes de remoção de pavimentação (base, sub-base e capa asfáltica), inclusive proporcionando a melhoria da qualidade do material utilizado no processo de pavimentação das obras de saneamento, e a partir do projeto piloto realizado no CERP Leopoldina, considerando as oportunidades de melhoria identificadas, implementar, de forma inovadora, a logística operacional integrada, permitindo que os materiais brutos provenientes da remoção de pavimentação sejam retirados nos canteiros de serviço das contratadas Sabesp e/ou de locais de obras realizadas, bem com o material reciclado com espuma de asfalto, RAP espumado ou RCC espumado, seja distribuído aos canteiros de serviços e/ou frentes de execução de obras, para aplicação nas reposições de valas das obras de saneamento.

Histórico

A Sabesp ao longo dos anos tem empreendido esforços significativos no sentido de buscar a melhoria da qualidade dos serviços de reposição de pavimentos das obras de saneamento. Podem ser citadas diversas ações nesse sentido, contemplando a utilização de materiais e metodologias de execução e fiscalização para aprimoramento dos serviços realizados, conforme apresentado no histórico abaixo:



- 2001
 - Unificação dos contratos de pavimentação e serviços hidráulicos (Contratos Global Sourcing);
 - Pavimentação com base de concreto.
- 2004
 - Corte e reposição do pavimento com serra copo (CISON);
 - Fiscalização especializada com Técnico de Operação e Manutenção Externo (TOMÉ).
- 2006
 - Pavimentação com base em viga pré-moldada de concreto (SOPAC).
- 2013
 - Ampliação da abrangência da fiscalização de valas com a utilização de motos (MOTOMÉ).
- 2016
 - Pavimentação com base em brita graduada simples (BGS).
- 2017
 - Indicador de conformidade na execução da reposição de pavimento (ICERP), subsidiando a remuneração dos contratos de serviços.
- 2018
 - Melhoria nos contratos de controle tecnológico com acompanhamento dos serviços e controle tecnológico das intervenções em campo por empresas especializadas, visando contribuir para o atendimento da IR-01/2018 Instrução de reparação de pavimentos flexíveis danificados por abertura de valas, Prefeitura de São Paulo.
- 2019
 - Elaboração de Norma Técnica Sabesp NTS 0327 - Controle de compactação em aterros com o uso do *Dynamic Cone Penetrometer* (DCP).
- 2021
 - Utilização de RAP Espumado em projeto piloto do CERP na unidade Leopoldina da Sabesp, com produção de cerca de 59.000 toneladas de material espumado.
- 2024
 - Elaboração de Norma Técnica Sabesp NTS 0372 - Reaterro de valas e recomposição de pavimento flexível, com parâmetros técnicos para aplicação do RAP espumado;
 - Implantação de projeto de logística integrada ao processo de reciclagem de pavimentos do CERP, com atendimento dos canteiros de serviços dos contratos Global Sourcing.

A figura 1 apresenta o RAP espumado e a sua aplicação em serviços de saneamento em algumas vias do município de São Paulo, durante o projeto piloto realizado na Sabesp Leopoldina entre os anos de 2021 e 2022.



Figura 1 - Material RAP espumado e aplicação em serviços de saneamento.

Fonte: Sabesp (2021)

Metodologia utilizada - Produção do material com espuma de asfalto (RAP espumado/RCC espumado)

A metodologia adotada consiste na produção do material reciclado com espuma de asfalto e na logística integrada para entrega do material produzido e retirada do material bruto nos canteiros das contratadas de serviços de manutenção de redes e ramais de água e esgoto da Sabesp.

Segundo Bonfim (2021), o RAP espumado, ou asfalto reciclado espumado, é uma mistura homogênea produzida em usina, a partir de agregados reciclados e espuma de asfalto, obtida através da injeção de ar e água no cimento asfáltico de petróleo (CAP) aquecido, conforme apresentado na figura 2.

Vasconcelos (2016), apresenta técnicas de reciclagem de pavimentos com o RAP espumado e a sua utilização em diversas rodovias, elencando aspectos vantajosos na utilização do produto, entre eles, aspectos ambientais devido a preservação de fontes naturais de materiais e destino adequado aos materiais fresados, além de aspectos econômicos com a redução de custos dos insumos, transporte e descarte de materiais fresados.



Figura 2 - Espuma de asfalto produzida com injeção de água e ar no CAP.
Fonte: Catálogo Wirtgen, 2022

A usina de reciclagem pode produzir o material espumado tanto a partir dos resíduos de fresagem de pavimentos (RAP), ou resíduos de construção civil (RCC), com a aplicação da espuma de asfalto em conjunto com esses materiais e a realização de correções granulométricas com a adição de pó de pedra e estabilização do material com cal hidratada durante o processo de usinagem.

A produção é realizada através de contratação específica, onde o objetivo principal desta contratação é a implantação e operação 01 planta para beneficiamento dos resíduos de construção civil, reutilizando os materiais provenientes dos serviços de manutenção da SABESP: asfalto, fresa/raspa de asfalto (RAP), guias, sarjetas, brita graduada simples (BGS), entre outros, gerados nas obras de saneamento. A usina possui capacidade para atendimento da demanda da Sabesp, com uma produção total de 24.300 toneladas/mês de RAP Espumado/RCC Espumado.

A usina de reciclagem do tipo KMA, apresentada na figura 3, produz o material espumado obedecendo as etapas:

- Britagem
- Análises laboratoriais;
- Dosagens de RCC/RAP durante a produção do material espumado;
- Dosagem de pó de pedra durante a produção do material espumado;
- Dosagem de cal hidratada durante a produção do material espumado;
- Dosagem de Cimento Asfáltico de Petróleo – CAP aquecido a 170° C durante a produção do material espumado.



Figura 3 - Usina móvel de reciclagem com espuma de asfalto tipo KMA.
Fonte: Catálogo Wirtgen, 2022

Metodologia utilizada - Logística operacional integrada

O controle é realizado através da pesagem dos materiais beneficiados/reciclados e também pesagem dos materiais brutos, em balança rodoviária com capacidade de até 50 toneladas, instalada no CERP. A remuneração ocorre em função desses quantitativos de pesagem, por tonelada, tanto para o material produzido, quanto para o transporte dos materiais até uma distância de 25 Km. Para distâncias superiores, o contrato prevê um adicional em tonelada x quilômetro (Ton x Km), o que possibilita a logística para qualquer local determinado pela fiscalização Sabesp.

O diferencial proposto e inovador no processo se refere à logística integrada, pois permite que o material reciclado com espuma de asfalto seja direcionado aos 24 canteiros de serviço da Sabesp, vinculados às unidades da Sabesp na Região Metropolitana de São Paulo - RMSP, conforme apresentado na figura 4. Nota-se que estrategicamente o local proposto para o CERP se encontra fora do centro expandido do município de São Paulo, que possui restrições de tráfego, facilitando assim a circulação dos caminhões para entrega e retirada dos materiais.

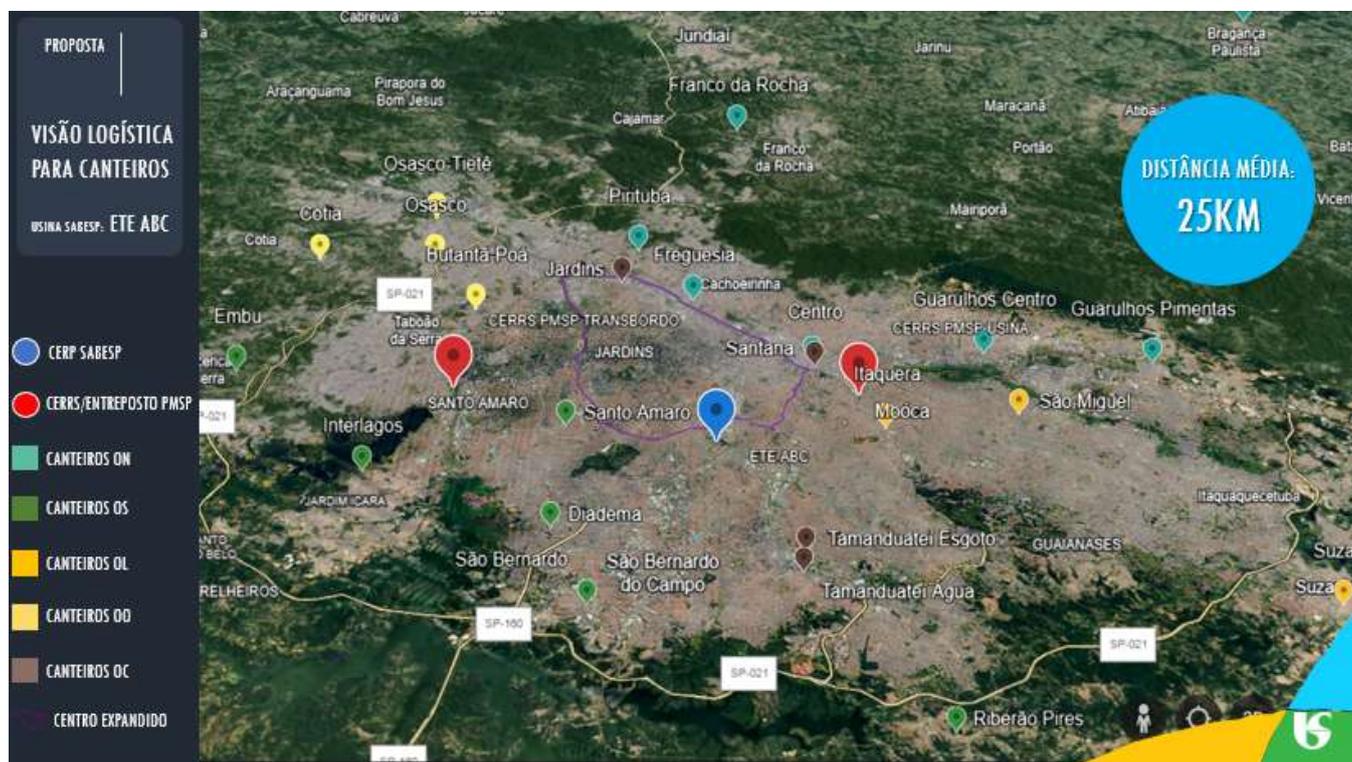


Figura 4 - Distribuição dos canteiros de serviços nas unidades vinculadas à RMSP.
Fonte: Sabesp, 2024

A logística integrada permite ainda a retirada dos materiais brutos nos canteiros, minimizando os descartes com bota-



fora em aterros sanitários, reduzindo custos e minimizando os impactos ambientais. Adicionalmente o preço para transporte a locais mais distantes pode ser remunerado em Ton x Km, possibilitando o atendimento em qualquer localidade de interesse da Companhia, seja para casos emergenciais, serviços de maior porte, testes do material espumado, bem como é possível ainda realizar a entrega especificamente em alguma obra pontual que utilize volumes significativos de RAP espumado, agilizando a realização dos serviços em campo.

Também foram mapeados os locais onde a Prefeitura do Município de São Paulo pretende implantar o seu centro de reciclagem de resíduos sólidos, possibilitando eventual parceria para permuta de materiais entre os dois centros de reciclagem, Sabesp e Prefeitura.

Resultados obtidos

Um dos principais resultados obtidos no processo de reciclagem de pavimentos, é um material com maior resiliência para aplicação nas reposições de pavimentos dos serviços de saneamento, conforme observa-se na figura 5. O comparativo entre o material espumado obtido após a reciclagem e o material utilizado atualmente, brita graduada simples (BGS), demonstra que é possível obter um ganho de qualidade significativo nas características de suporte do pavimento asfáltico.

Nota-se que o material espumado possui um módulo de resiliência de 15.000 Kgf/cm², ou 1.500 MPa, enquanto o BGS possui um módulo de resiliência de 2.500 Kgf/cm², ou 250 MPa, ou seja, o material espumado possui um resiliência 6 (seis) vezes maior que o material granular.

Cabe ressaltar ainda que o material espumado possui um coeficiente estrutural igual a 1,5 no dimensionamento do pavimento, enquanto o coeficiente estrutural do material granular é igual a 1,0, dessa forma são necessárias camadas com espessuras menores na utilização do RAP espumado em comparação ao BGS, o que também possibilita uma compactação mais ágil na realização dos serviços.

RAP ESPUMADO – DEMAIS APLICAÇÕES/CARACTERÍSTICAS

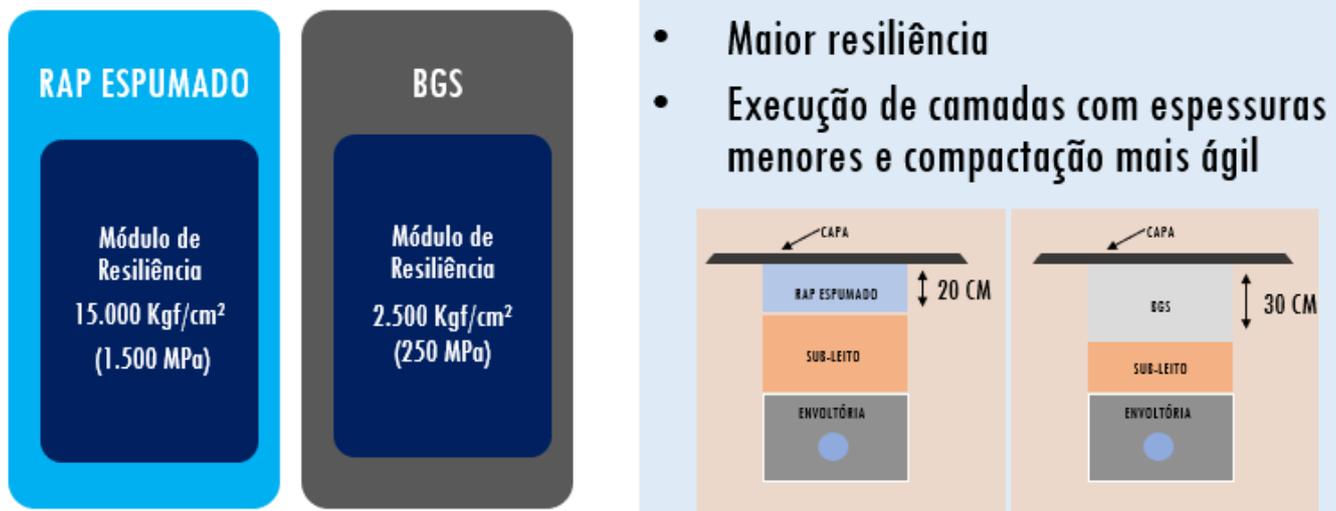


Figura 5 - Características do RAP Espumado x BGS.

Fonte: Adaptado de Bonfim, 2021

Outro resultado relevante com a implantação do CERP é a redução de custos, entres eles, custos com descarte dos materiais “bota-fora”, pois o material anteriormente descartado em aterros sanitários passa a ser um insumo utilizado na reciclagem de pavimentos, bem como há uma redução com a aquisição da brita graduada simples (BGS), considerando que será utilizado o RAP espumado para a base do pavimento, não necessitando portanto da utilização da BGS. Há ainda estudos no sentido de reduzir também a aplicação do reparador asfáltico, também chamado de concreto resinoso, utilizado para selagem das valas executadas com base em BGS, tendo em vista que o RAP espumado já possui material ligante em sua composição, o cimento asfáltico de petróleo (CAP).

A figura 6 apresenta a análise dos volumes de reciclagem para atendimento dos canteiros vinculados à RMSP, com os quantitativos de material granular utilizado como base e material asfáltico utilizado como revestimento do pavimento, bem como os valores do banco de preços Sabesp para descarte em botafora e aquisição de BGS, demonstrando que há uma redução expressiva de custos com a utilização do material espumado. Há ainda estudos para reduzir a utilização do reparador asfáltico, utilizado na selagem de base BGS, conforme demonstrado na figura 7.



REDUÇÃO DE CUSTOS

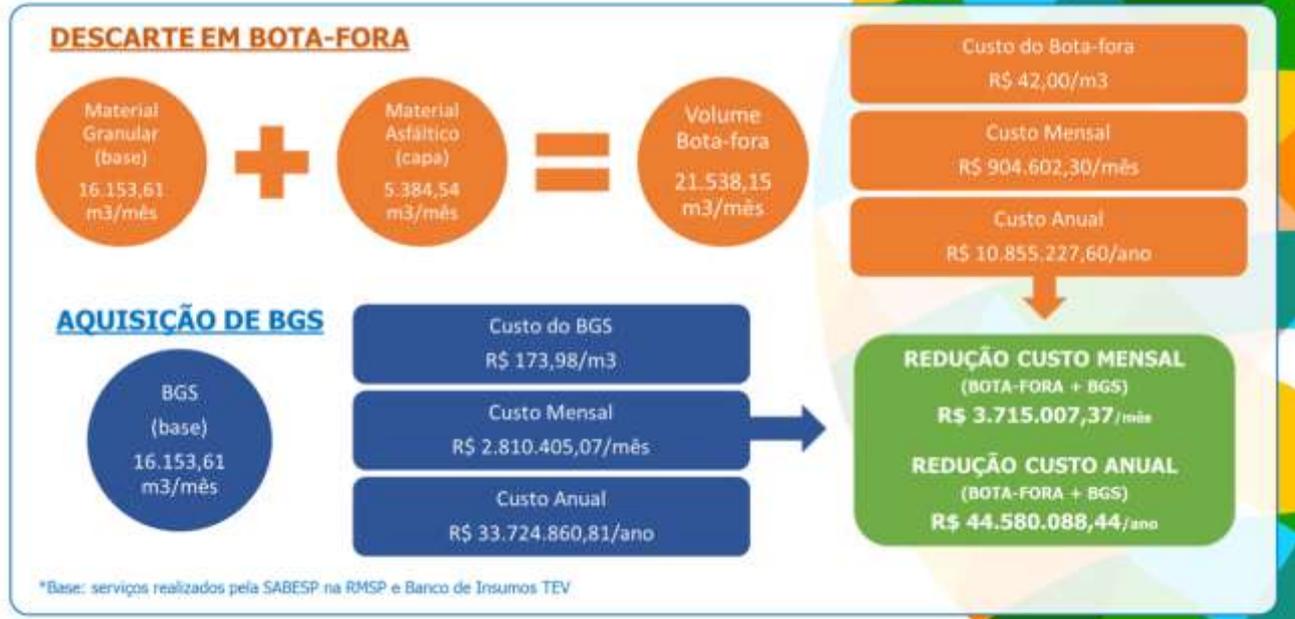


Figura 6 - Análise de redução de custos com bota-fora e aquisição de BGS.

Fonte: Sabesp (2024)

ANÁLISE DE REDUÇÃO DE CUSTOS COM "BOTA FORA" + BGS + REPARADOR ASFÁLTICO

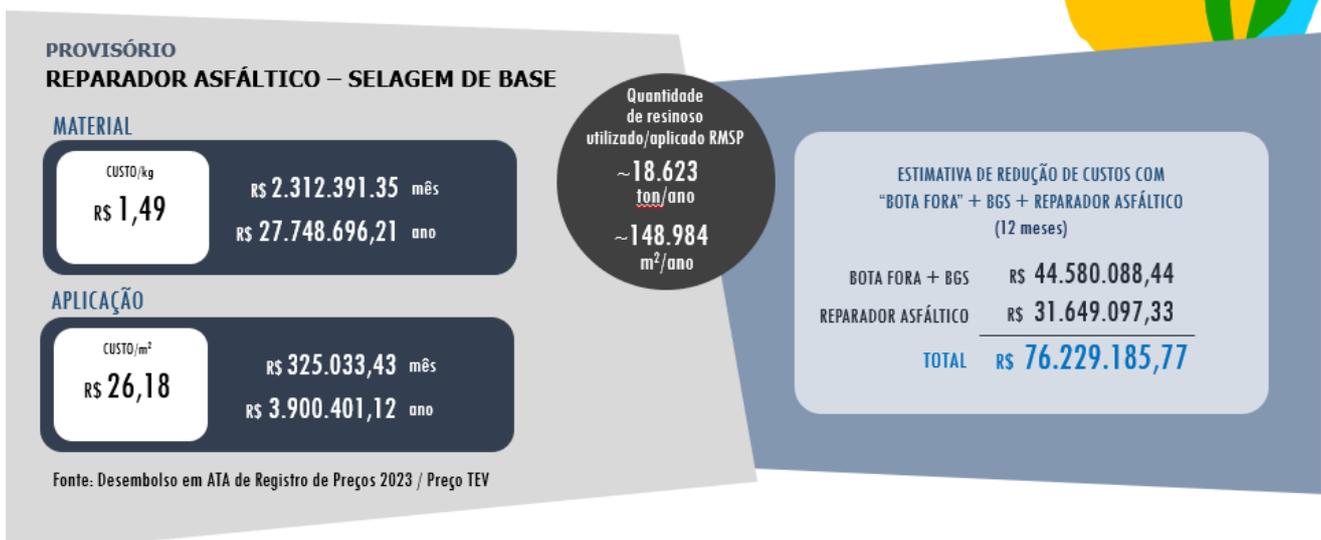


Figura 7 - Análise de redução de custos com bota-fora, aquisição de BGS e reparador asfáltico.

Fonte: Sabesp (2024)

Análise e discussão dos resultados

O principal aprendizado para a implantação da logística integrada ao CERP, foi a realização do projeto piloto do CERP



realizado pela Sabesp na Vila Leopoldina. Os principais problemas identificados foram a falta de material para produção do RAP espumado e após produzido a dificuldade de retirada do material pelas contratadas da Sabesp.

Com efeito, esses requisitos foram analisados e incorporados ao novo plano de logística do CERP, de forma a sanar os problemas com a entrega do material produzido e retirada do material bruto diretamente nos canteiros das contratadas. Outro aprendizado relevante foi obtido através de benchmarking realizado com a Prefeitura de São Paulo, que semelhantemente está implantando o seu Centro Ecológico de Reciclagem de Resíduos Sólidos (CERRS).

Cabe ressaltar as diversas vantagens com a implantação do processo de reciclagem de pavimentos, entre eles vantagens técnicas, econômicas e ambientais, além de vantagens com a melhoria da imagem da Companhia, conforme apresentado na figura 8.

Outras vantagens previstas na implantação da reciclagem dos materiais e logística operacional integrada são:

- Clientes e Sociedade: aumento da satisfação dos clientes e da sociedade devido a melhoria da qualidade da pavimentação e utilização de práticas sustentáveis;
- Contratadas: maior foco e agilidade na execução dos serviços, devido ao recebimento e retirada dos materiais nos canteiros, reduzindo esforços com questões de logística;
- Acionistas: empresa integrada à agenda ESG na estratégia de negócios, proporcionando redução de custos e ganhos de rentabilidade e imagem.

VANTAGENS COM A IMPLANTAÇÃO DO CERP SABESP



Figura 8 - Vantagens com a implantação do processo de reciclagem de pavimentos.

Fonte: Sabesp (2024)

Considerações finais

Considerando-se que o RAP Espumado é um material que possui um módulo de resiliência 6 vezes maior que o BGS, material utilizado atualmente, bem como são necessárias camadas menores para obter a mesma resistência, conclui-se que a adoção do material espumado pode proporcionar uma melhoria significativa na qualidade dos serviços de reposição de pavimentos nos serviços de saneamento.

Verifica-se ainda que a implementação de uma metodologia de reciclagem de pavimentos com uma logística integrada aos canteiros de serviços possibilita uma redução significativa de custos com a aquisição de materiais e bota-fora, mitigando os impactos ambientais devido ao menor descarte em aterros sanitários e redução na exploração de novas jazidas.

No momento o projeto se encontra em licitação, com volume estimado de produção de 291.600 toneladas por ano.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Superintendência de Operação Norte, Superintendência de Operação Oeste e Departamento



de Valoração de Preços Sabesp e a empresa Fremix Pavimentação, pelas valiosas contribuições para elaboração desse trabalho.

Referências bibliográficas

Bonfim, V.; 2021. Pavimento Sustentável. Ed. Exceção. São Paulo, Brasil.

Liei *et.al.*; 2010. Pavimentação Asfáltica: Formação Básica para Engenheiros. ABEDA. Rio de Janeiro, Brasil.

Sabesp; 2024. Norma Técnica Sabesp NTS0372 - Reaterro de valas e recomposição de pavimento flexível. São Paulo, Brasil.

Sabesp; 2021. Relatório Final, Guia para Reposição de Pavimentos em Valas: Avaliação da Metodologia, de Materiais, de Métodos Construtivos, Realização de Diagnósticos, Proposição de Soluções para as Metodologias Atualmente Aplicadas para as Reposições de Pavimento na Diretoria Metropolitana – SABESP, Contrato MO 04.648/19, São Paulo, Brasil.

Sabesp; 2024. Técnico, Implementação de Logística Integrada no processo do Centro Ecológico de Reciclagem de Pavimentos CERP ETE ABC, São Paulo, Brasil.

Vasconcelos, K.; 2016. Sustentabilidade e Reciclagem de Materiais em Pavimentação. Universidade de São Paulo, Departamento de Engenharia de Transportes. Apostila da disciplina PTR 2388 – Transporte e Meio Ambiente, São Paulo, Brasil.

Wirtgen Group Company; 2022. Central Móvel de Mistura de Reciclagem a Frio KMA 240. Catálogo Técnico. Windhagen, Alemanha.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA NA RECICLAGEM DE RESÍDUOS DE EQUIPAMENTOS ELETROELETRÔNICOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

1Agnes Mitzi Kich, 2Feliciane Andrade Brehm, 3Carlos Alberto Mendes Moraes

1 Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, e-mail: agnesmitzikich@gmail.com; 2 Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, e-mail: felicianeb@unisinobr.com.br; 3 Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS, e-mail: cmoraes@unisinobr.com.br

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida; Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos; Reciclagem.

Resumo

Os equipamentos eletroeletrônicos após seu fim de vida útil, tornam-se um resíduo sólido e muitas vezes são descartados de maneira inadequada, possuindo potencial em impactar de forma negativa o meio ambiente e a saúde humana, pois apresentam em sua composição materiais considerados tóxicos. Esses resíduos recebem a definição de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos, ou simplesmente a sigla REEE. A crescente geração de REEE devido ao rápido avanço tecnológico e a obsolescência programada, tem se tornado uma preocupação ambiental significativa, uma vez que esses dispositivos precisam de destinação adequada. Este trabalho apresenta uma revisão sistemática da literatura sobre a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos REEE, com o objetivo de compreender as metodologias aplicadas, identificar os impactos ambientais mais relevantes e destacar as melhores práticas para a gestão sustentável desses resíduos ao longo do seu ciclo de vida. A revisão sistemática foi conduzida utilizando como bases de dados científicos a plataforma *ScienceDirect*. Foram considerados artigos publicados nos últimos 10 anos, entre 2013 e 2023. A estratégia de busca incluiu palavras-chave como "Avaliação do Ciclo de Vida", "Resíduos Eletroeletrônicos", "Reciclagem" e "Elementos Terras Raras", uma vez que um dos objetivos dessa pesquisa era avaliar as metodologias de reciclagem voltadas para a recuperação desses materiais críticos. Os critérios de inclusão consideraram estudos que aplicaram a metodologia ACV para analisar os impactos ambientais de diferentes fluxos de resíduos eletroeletrônicos, incluindo dispositivos como computadores, telefones celulares, televisores e outros equipamentos eletrônicos. Foram excluídos estudos que não apresentaram dados completos ou que não seguiram a metodologia ACV e aqueles que não foram publicados como um artigo de pesquisa completo. Os resultados desta revisão, indicam que a maioria dos estudos foca nos impactos ambientais associados à fase de descarte dos REEE. Entre as categorias de impactos mais frequentemente identificadas estão a toxicidade humana, a depleção de recursos, a contaminação do solo e da água por metais pesados, geração de resíduos perigosos e o potencial de mudanças climáticas. A análise comparativa entre diferentes métodos de tratamento de REEE, como reciclagem, incineração e aterro, revelou que a reciclagem é a alternativa mais sustentável, reduzindo significativamente os impactos ambientais em comparação com as outras opções, mas a destinação mais usual dentro do período estudado, foi o envio para aterros. Concluiu-se com a revisão sistemática desenvolvida, que a aplicação da ACV aos resíduos eletroeletrônicos fornece uma visão abrangente e detalhada dos impactos ambientais associados a todo o ciclo de vida dos dispositivos, desde a extração de matérias-primas até o fim de sua vida útil. Para que os benefícios ambientais e econômicos ocorram, é fundamental promover políticas e práticas que incentivem a reciclagem eficiente e a gestão sustentável dos REEE. Este estudo contribui para a literatura existente ao sintetizar as principais descobertas e fornece recomendações práticas para melhorar a sustentabilidade na gestão de resíduos eletroeletrônicos. Em suma, o objetivo do presente trabalho foi realizar um mapeamento sistemático, apresentando um panorama atual baseado em uma Ferramenta Avançada de Gestão Ambiental voltada para a recuperação de materiais através da reciclagem de REEE. Utilizou-se um mapeamento sistemático com critérios previamente estabelecidos onde foi selecionada uma única base de dados científica. Encontrou-se inicialmente 1.475 estudos e através de processos de triagem, 20 estudos foram selecionados para desenvolvimento dessa revisão de literatura para que algumas questões de pesquisa fossem respondidas.

Introdução

O crescimento da população e o rápido avanço das inovações tecnológicas tem aumentado a geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) nas áreas urbanas, o que pode ser potencialmente prejudicial ao meio ambiente e à saúde humana. (GIESE *et al.*, 2021). A rápida evolução das tecnologias das últimas décadas tem acelerado o processo de obsolescência dos equipamentos eletroeletrônicos (EEE), diminuindo ainda mais o ciclo de vida desses produtos. A falta de políticas públicas voltadas para o correto gerenciamento desses resíduos, o que inclui o descarte inadequado desses bens pós-consumo, tornou-se uma preocupação mundial. (GIESE *et al.*, 2021). De encontro a essas questões, tem-se buscado o desenvolvimento de novas metodologias para promover a reciclagem dos REEE, de forma a evitar a extração dos recursos naturais não renováveis e impedir o descarte inadequado de resíduos sólidos no meio ambiente. (BALDÉ *et al.*, 2017; STALTER, 2022).

A reciclagem é uma das estratégias de gestão de resíduos sólidos que cria um ganho ambiental na recuperação de matéria-prima crítica e não crítica e de materiais com alto valor agregado, como é o caso dos REEE. (ISLAM; IYER-RANIGA, 2023). Os depósitos de REEE são conhecidos como minas urbanas, uma vez que estes resíduos sólidos apresentam uma quantidade expressiva de matérias-primas que podem ser reaproveitadas, esses materiais são conhecidos como Elementos Terras Raras (ETRs). (CARDOSO *et al.*, 2016; GIESE *et al.*, 2021). As fontes primárias (mineração convencional) e secundárias (material pós-consumo reciclado) são usadas para produzir matérias-primas que contêm ETRs. (SMITH *et al.*, 2022).



Os ETRs estão entre as matérias-primas mais críticas com alto risco de falta de abastecimento, não só relacionado a disponibilidade geológica, mas também a instabilidades geopolíticas dos países fornecedores e ao baixo potencial de reciclagem e substituição desses elementos. (ADIBI; LAFHAJ; PAYET, 2019).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica desenvolvida para mensurar os possíveis impactos ambientais associados a fabricação e utilização de determinado produto ou processo. (ISO 14040:2014).

Através da ACV, é possível desenvolver múltiplos cenários para identificar a melhor solução para a destinação de REEE, bem como, identificar qual a melhor tecnologia de reciclagem e avaliar os benefícios e encargos ambientais resultantes das etapas envolvidas nesse processo.

Apesar da importância e aplicação da ACV na gestão de resíduos sólidos, a literatura científica sobre os impactos ambientais da recuperação de recursos a partir de REEE ainda está em desenvolvimento. (PKHREL; LIN; TSAI, 2020).

Com o objetivo de resolver a crise das matérias-primas ditas como críticas, os pesquisadores estão se concentrando no desenvolvimento de alternativas para reciclagem dos ETR presentes na composição de REEE, por exemplo. Nesse contexto, a reciclagem de materiais a partir de fontes secundárias, seria uma oportunidade promissora que iria contribuir nessa problemática. (DUSHYANTHA *et. al.*, 2020).

O desenvolvimento desse estudo, foi baseado na ferramenta ACV e foi elaborado a partir de uma revisão da literatura, visando a recuperação de materiais através da reciclagem de REEE. A metodologia aplicada limita-se ao mapeamento sistemático voltado aos estudos que abordam a reciclagem de REEE. A fim de avaliar os impactos ambientais associados ao ciclo de vida dos equipamentos eletroeletrônicos, nos últimos dez anos, alguns estudos de ACV foram analisados.

O mapeamento sistemático apresentado, rendeu ao final, 20 estudos relacionados com o desenvolvimento do assunto de interesse. Além de chegar a uma conclusão final sobre o tema relacionado às metodologias envolvidas na ACV, foram obtidos dados adicionais sobre a frequência das publicações, origem geopolítica dos estudos, as diferentes técnicas utilizadas de reciclagem, principais dispositivos estudados, fluxos de materiais e destinação dos resíduos sólidos.

Materiais e Métodos

Segundo Kitchenham (2004), mapeamento sistemático é um meio de avaliar e interpretar todas as pesquisas disponíveis que são relevantes para uma questão de pesquisa. As revisões ou mapeamentos sistemáticos visam apresentar uma avaliação justa de um tópico de pesquisa usando uma metodologia confiável para se obter resultados mais expressivos e com menos divergências quando comparado a outros estudos de revisão. Um mapeamento sistemático segue três etapas: planejamento da revisão, condução da revisão e relato da revisão, nesse caso, apresentação de resultados. (KITCHENHAM, 2004).

Para desenvolvimento do mapeamento sistemático apresentado nesse estudo de pesquisa, as etapas gerais associadas à realização dessa revisão foram as seguintes: Identificação da pesquisa, ou seja, o tema do estudo a ser realizado; Seleção de estudos primários (estudos individuais que contribuem para uma revisão sistemática); Avaliação da qualidade dos estudos; Extração e monitoramento de dados vinculados as questões para direcionamento do mapeamento; Síntese dos dados; Compilação dos resultados.

O objetivo principal de um mapeamento sistemático é encontrar o maior número possível de estudos primários relacionados as questões de pesquisa de interesse. Para atingir esse objetivo de forma mais assertiva, é indicado dividir as questões de pesquisa em questões individuais, ou seja, relacionadas com a população, período, resultados, metodologias, etc. (KITCHENHAM, 2004). Sendo assim, nesse estudo, inicialmente foram definidas questões que nortearam o mapeamento. As questões de pesquisa foram definidas como questões gerais, questões específicas e questões estatísticas, conforme mostrado na Tabela 1.

Tabela 1: Questões de pesquisa

QUESTÕES		DETALHES
Geral	Reciclagem	Qual a tecnologia de reciclagem e/ou recuperação de REEE avaliada?
	Descarte	Qual a destinação para os equipamentos eletroeletrônicos ao final de sua vida útil?
Específica		Foi realizada ACV simplifica, completa ou ICV?
		Qual dispositivo/material (REEE) avaliado?
		Qual os fluxos de materiais avaliados?
		Quais são os principais contribuintes para as categorias de impacto analisadas?
Estatística		Quantos artigos foram publicados por ano?
		Em quais países foram publicados?

Fonte: Elaborado pela autora

As questões gerais visavam buscar se existem estudos desenvolvidos voltados para o desenvolvimento de tecnologias de reciclagem e/ou recuperação dos REEE, quais seriam essas técnicas e a destinação para os EEE após o fim de vida desses produtos. Foram utilizadas questões específicas para identificar quais os dispositivos vêm sendo estudados, quais os fluxos de materiais avaliados bem como as principais categorias de impactos ambientais. Já as questões estatísticas foram usadas para determinar a frequência de publicação nos últimos 10 anos e em quais países esses estudos foram desenvolvidos. De acordo com Kitchenham (2004), a atividade mais importante durante o mapeamento sistemático é formulação das questões de pesquisa.



O processo de busca foi dividido em 3 partes: primeiramente, as *strings* de busca foram definidas, selecionou-se o banco de dados mais adequado para a pesquisa dos estudos e, por fim, a aquisição de resultados correspondentes aos critérios iniciais de inclusão e exclusão determinados para o estudo.

Em seguida, foi elaborada uma lista de palavras com seus sinônimos, e *strings* de busca foram construídos usando os termos “AND” e “OR”. Para a primeira parte, foram identificados os termos de busca e seus sinônimos mais relevantes. A utilização de sinônimos garante que nos resultados sejam incluídos o maior número de estudos possível. Destaca-se que os termos foram utilizados em inglês. Na tabela 2 apresentada a seguir, é possível observar as *strings* de busca selecionados.

Tabela 2: Strings de busca e seus sinônimos, quando utilizados

ESTRATÉGIA DE BUSCA (PALAVRAS-CHAVE E CONECTORES)						
“Life Cycle Assessment” OR “LCA”	AND	“Recycling” OR “Recovery”	AND	“Waste from Electrical and Electronic Equipment” OR “Waste” OR “E-waste” OR “WEEE”	AND	“Rare Earth Elements” OR “Metals”

Fonte: Elaborado pela autora

Definida a *string* de busca, selecionou-se uma base de dados considerada relevante na busca de artigos de pesquisa de forma mundial, nesse caso, a *Science Direct*, utilizando o recurso “pesquisa avançada” e a *string* de busca apresentada acima, foi buscada em todo o corpo de texto de cada publicação.

A triagem através de critérios de inclusão e exclusão, foi aplicada para manter os resultados mais relevantes, eliminando estudos que não atendessem as questões iniciais de busca e restringindo o período de publicação desses estudos. Os critérios de seleção de estudos são destinados para identificação dos estudos primários que fornecem evidências diretas sobre as questões de pesquisa. A fim de reduzir a probabilidade de estudos não relacionados com o foco de pesquisa, os critérios de seleção devem ser decididos durante as etapas iniciais para classificação correta e confiável dos resultados. Os critérios de inclusão e exclusão devem ser baseados nas questões de pesquisa. (KITCHENHAM, 2004). Os critérios de inclusão usados nesse estudo, foram os seguintes: Inclusão 1: estudos/artigos de pesquisa publicados em periódicos; Inclusão 2: o estudo deve ser um artigo completo; Inclusão 3: o estudo deve estar relacionado as áreas de Ciência Ambiental, Energia, Ciência de Materiais e Engenharia; Inclusão 4: estudos publicados no período dos últimos 10 anos (2013-2023).

Já os estudos que não estavam em conformidade com os quatro critérios de inclusão, foram eliminados e o restante dos estudos submetidos aos seguintes critérios de exclusão: estudos publicados como tese/dissertação ou artigo de congresso/seminários e, estudo não estar relacionado com a recuperação a Avaliação de Ciclo de Vida de Resíduos de Equipamentos Eletroeletrônicos. Após a exclusão de estudos não pertinentes ao escopo deste trabalho, foi aplicado um filtro adicional referente ao título e palavras-chave. A leitura posterior do resumo e do texto de forma completa, removeu outros estudos considerados como não relevantes ou que não estivessem relacionados ao estudo, mesmo após o processo de triagem.

O mapeamento sistemático começou com 1.475 estudos que foram reduzidos a 20, número utilizado para desenvolvimento desse estudo. Uma primeira etapa foi aplicada a partir dos critérios de inclusão e exclusão, restando-se 593 artigos. Em seguida, em uma etapa de triagem, os títulos e resumos dos artigos foram lidos para selecionar somente artigos que realizaram a aplicação da ferramenta ACV em processos de reciclagem e recuperação dos REEE, restando assim 33 artigos para análise de conteúdo. Todo o processo é mostrado esquematicamente na Figura 1, desde o início da pesquisa geral até a exclusão de estudos em cada etapa.



Figura 1: Etapas de triagem do método de mapeamento sistemático.

Fonte: Elaborado pela autora

A codificação dos dados seguiu uma abordagem estruturada, onde extraiu-se os dados dos 20 artigos da amostra final: ano de publicação do artigo, país de origem, tipo de tratamento para a reciclagem, dispositivos alvo da reciclagem. Em relação a metodologia própria dos estudos de ACV os dados extraídos dos artigos são: metodologia de ACV aplicada (completa, simplificada ou somente inventário), limite do sistema, categorias de impacto, fluxos de materiais.

Os resultados são apresentados com base nos dados extraídos, fornecendo uma visão geral do estado da arte sobre o estudo dos processos de reciclagem de componentes de REEE foco deste estudo. Esses resultados estão apresentados de forma detalhada no item a seguir.



Resultados e Discussão

O objetivo desta etapa é projetar os resultados obtidos através da extração de dados para registrar com precisão as informações que foram obtidas nos estudos primários. Os 20 estudos obtidos por meio do mapeamento sistemático foram encontrados para responder às perguntas iniciais da pesquisa. No entanto, nem todos os estudos conseguiram responder a todas as perguntas da pesquisa de forma simultânea. Após seleção dos estudos, esses foram identificados conforme Tabela 3 a seguir.

Tabela 3: Identificação dos artigos selecionados para o mapeamento sistemático

Nº	TÍTULO	AUTORES
[1]	Life cycle assessment of e-waste management system in Australia: Case of waste printed circuit board (PCB)	Islam; Raniga
[2]	Life cycle assessment of a small WEEE reverse logistics system: Case study in the Campinas Area, Brazil	Rocha; Penteado
[3]	Can bioleaching of NIB magnets be an answer to the criticality of rare earths? An ex-ante Life Cycle Assessment and Material Flow Cost Accounting	Magrini; Jagodzinska
[4]	Comparative life cycle analysis for value recovery of precious metals and rare earth elements from electronic waste	Li <i>et al.</i>
[5]	Environmental and economic performance analysis of recycling waste printed circuit boards using life cycle assessment	Pokhrel; Lin; Tsai
[6]	Exploring “Internet+Recycling”: Mass balance and life cycle assessment of a waste management system associated with a mobile application	Gu <i>et al.</i>
[7]	Improving waste electric and electronic equipment management at full-scale by using material flow analysis and life cycle assessment	Fiore <i>et al.</i>
[8]	A thermodynamic-based life cycle assessment of precious metal recycling out of waste printed circuit board through secondary copper smelting	Ghodrat <i>et al.</i>
[9]	Hydrometallurgical recovery of neodymium from spent HARD DISK magnets: A life cycle perspective	Karal <i>et al.</i>
[10]	Development of a life cycle based process for cobalt recovering from cell batteries	Souza <i>et al.</i>
[11]	Environmental impacts of a hydrometallurgical process for electronic waste treatment: A life cycle assessment case study	Iannicelli-Zubiani <i>et al.</i>
[12]	Mass balance and life cycle assessment of the waste electrical and electronic equipment management system implemented in Lombardia Region (Italy).	Biganzoli <i>et al.</i>
[13]	Resource efficient recovery of critical and precious metals from waste silicon PV panel recycling	Ardente; Latunussa; Blengini
[14]	Life cycle assessment of electronic waste treatment	Hong <i>et al.</i>
[15]	Economic and environmental feasibility of hydrometallurgical process for recycling waste mobile phones	Liu <i>et al.</i>
[16]	Environmental impacts and resource losses of incinerating misplaced household special wastes (WEEE, batteries, ink cartridges and cables)	Bigum <i>et al.</i>
[17]	Resource savings by urban mining: The case of desktop and laptop computers in Belgium	Eygen <i>et al.</i>
[18]	Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies	Amato; Rocchetti; Beolchini
[19]	The environmental and economic impacts of photovoltaic waste management in Thailand	Faircloth <i>et al.</i>
[20]	Environmental Impacts at the end of life of computers and their management alternatives in México	Alcántara-Concepción <i>et al.</i>

Fonte: Elaborado pela autora

Para responder a questão geral relacionada com as técnicas de reciclagem de REEE avaliadas dentro dos estudos selecionados, focou-se nas metodologias utilizadas. Os métodos para reciclagem vêm sendo estudados com o objetivo de buscar alternativas eficientes na recuperação de ETR. Os métodos podem ser associados ou utilizados de forma isolada, dependendo do material que se busca obter ao final desses processos. (STALTER, 2022). Para atendimento dessa primeira questão, os estudos foram classificados em relação aos processos primários de reciclagem. Estudos com uma visão mais geral de recuperação, foram enquadrados na categoria (outros processos). Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 4.



Tabela 4: Métodos para reciclagem de REEE

TECNOLOGIA DE RECUPERAÇÃO/RECICLAGEM	NÚMERO DE REFERÊNCIA
Processo de Reciclagem Hidrometalúrgico	[1], [2], [3], [4], [5], [6], [9], [10], [11], [12], [15]
Recuperação Mecânica	[1], [2], [4], [5], [7], [12], [17], [19], [20]
Recuperação Energética (decomposição térmica: incineração ou pirólise)	[1], [6], [12], [13], [16], [17], [19]
Processo de Reciclagem Pirometalúrgico	[1], [3], [8], [12]
Outros processos de recuperação/reciclagem (Eletroquímico, Eletroextração, Eletrodíálise, Eletrolítico)	[3], [8], [14], [19]
Processo de Biolixiviação	[2]

Fonte: Elaborado pela autora

Nos estudos apresentados, o tratamento mais utilizado para a reciclagem de ETR, é o processo hidrometalúrgico, representando aproximadamente 78% dos estudos, seguido pelos métodos de recuperação mecânica e energética. A aplicação da ACV para avaliar tratamentos de biolixiviação, foi o método menos investigados na literatura. Com base nesse resultado apresentado para a primeira questão geral, foi possível identificar qual a tecnologia de reciclagem e/ou recuperação de REEE mais avaliada. Os estudos foram classificados em relação as metodologias utilizadas para reciclar de REEE. Na figura 2, está demonstrado uma figura esquemática dos processos estudados.

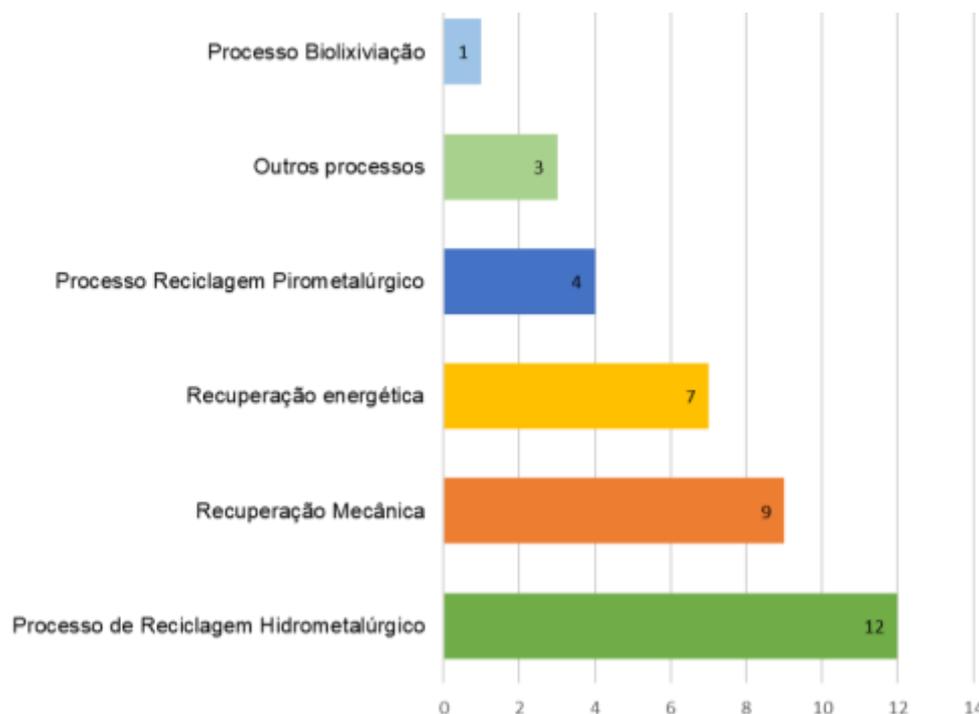


Figura 2: Tecnologia de reciclagem e/ou recuperação de REEE.

Fonte: Elaborado pela autora

De uma maneira geral, a maioria dos estudos utilizou como metodologia para extração dos ETR, métodos de lixiviação. A extração utilizando solventes é um processo em que os metais de interesse são transferidos de uma solução original para uma solução secundária para posterior remoção dos metais. (ZHANG; ZHAO; SCHREIRER, 2016). A lixiviação é amplamente utilizada como uma técnica que faz uso de produtos químicos para separação de metais em sais solúveis em um meio aquoso.

Nos processos hidrometalúrgicos ocorre a dissolução ou lixiviação dos elementos de interesse presentes nos REEE em ácidos ou bases e posterior recuperação por processos distintos. As ligas magnéticas podem ser dissolvidas em diferentes tipos de ácidos (tais como, ácido clorídrico, ácido sulfúrico e ácido nítrico) e os ETR são seletivamente precipitados como sulfatos, oxalatos ou fluoretos. (BINNEMANS *et al.*, 2013; MATOS, 2021; CONG *et al.*, 2023). De acordo com Cong *et al.* (2023), o ETR é então precipitado e transformado em sais, após processo de torrefação, obtém-se um único óxido de terra rara.

Nos estudos avaliados, o processo de Reciclagem Mecânica é feito após as etapas de desmontagem, segregação e trituração/moagem. Esses processos podem envolver alteração física e foram utilizados principalmente nos materiais



poliméricos, nos componentes em vidro e nos metais comuns.

O processo de Recuperação Energética envolve diferentes tecnologias, podendo ocorrer na forma de calor, eletricidade ou combustíveis alternativos. Esse tipo de reciclagem utiliza processos térmicos para recuperar a energia contida nos resíduos e o objetivo é a obtenção de produtos com alta densidade energética.

Nos estudos em que o fim de vida foi considerado na fronteira do estudo, algumas vezes o tratamento de resíduos eletroeletrônicos é avaliado em um cenário de reciclagem sem considerar alternativas, tais como reutilização, incineração ou destinação em aterro. Essa avaliação permitiu avaliar a questão geral sobre a destinação para os equipamentos eletroeletrônicos no final de sua vida útil. Na figura 3 estão apresentadas as destinações dos REEE nos estudos avaliados.



Figura 3: Destinação dos REEE.

Fonte: Elaborado pela autora

Como pode ser observado, dentre os estudos avaliados, a destinação para aterro, seja ele sanitário ou industrial, foi a que mais foi estudada. Alguns estudos fizeram essa avaliação em mais um tipo de destinação diferente.

Para mapeamento da questão específica relacionada com a metodologia de ACV utilizada, partiu-se da análise de estrutura metodológica da ACV, de acordo com as normas ISO 14040 e ISO 14044, onde essa metodologia possui quatro fases, sendo elas: fase de definição dos objetivos e escopo (determinação das fronteiras do estudo, regras de corte e as categorias de impacto a serem consideradas); ICV (coleta de dados e procedimentos para quantificar os fluxos de entrada e saídas envolvidos nas diversas etapas do ciclo de vida do produto); Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (os fluxos definidos no inventário são convertidos em categorias de impactos ambientais) e, interpretação (identificação das questões significativas do estudo, sensibilidade e a consistência dos resultados, definição das conclusões, as limitações e as recomendações do estudo). Todos os estudos analisados realizaram a ACV de forma completa, seguindo todas as etapas apresentadas anteriormente.

Outra questão específica avaliada foi a identificação de qual dispositivo/material (REEE) foi avaliado nos estudos selecionados. Na figura 4 apresentada a seguir, podem ser observados os dispositivos estudados nos artigos analisados.

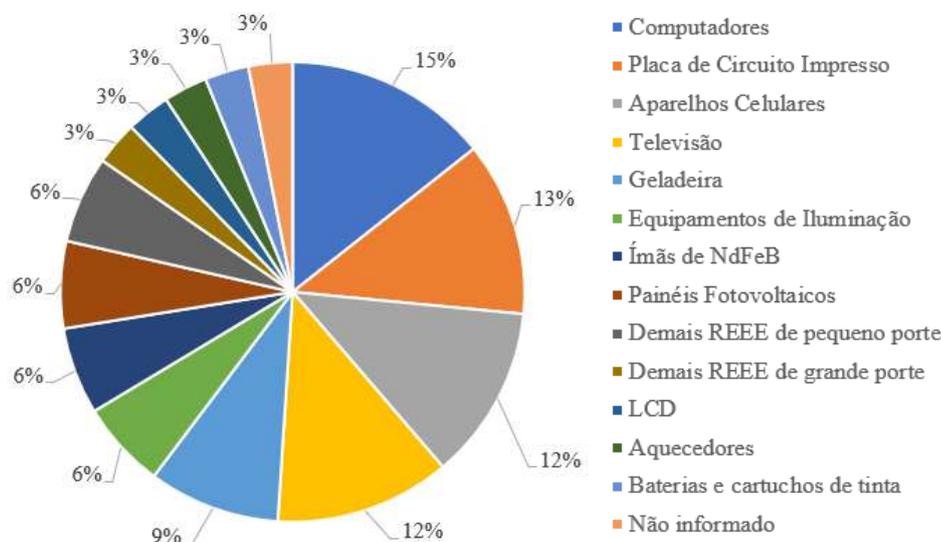


Figura 4: Percentual por dispositivos avaliados.

Fonte: Elaborado pela autora



Dados de 2019, de acordo com Forti *et al.* (2020): 17,4% dos REEE foram documentados como sendo coletados ou apropriados para reciclagem. Isso indica uma quantidade estimada de 4 Mt de matérias-primas que poderiam estar disponíveis para reciclagem. Nos estudos analisados, a ACV foi realizada em sua maioria em REEE de computadores, seguidos por placas de circuito impresso, aparelhos celulares, televisão e geladeira. Esses REEE são considerados de uso doméstico. Os equipamentos eletroeletrônicos de uso doméstico podem ser classificados no Brasil em quatro categorias (ABREE, 2022):

A geração de REEE é uma das que mais cresce em todo o mundo, compreendendo um fluxo importante em nível global devido a escassez e alto valor agregado dos materiais que os constituem. (SHITTU; WILLIAMS; SHAW, 2020). Sendo assim, percebe-se que a reciclagem dos produtos eletroeletrônicos de uso doméstico não acompanha o crescente fluxo da geração desse tipo de resíduo sólido. (FORTI *et al.*, 2020).

Os equipamentos eletroeletrônicos são constituídos por uma gama extensa de diversos materiais. Cerca de 69 elementos distintos podem ser encontrados nos REEE, muitos deles podem ser tecnicamente recuperados, destacando os metais comuns, metais preciosos e os ETR. (BALDÉ *et al.*, 2017). Através da análise da composição dos REEE estudados, foi possível verificar quais os fluxos de materiais que constituem os REEE.

Na figura 5, pode ser observado que na maioria dos estudos, o fluxo de material avaliado está focado principalmente nos metais comuns e nos metais preciosos, seguido pelos não metais, constituídos majoritariamente pelos polímeros.

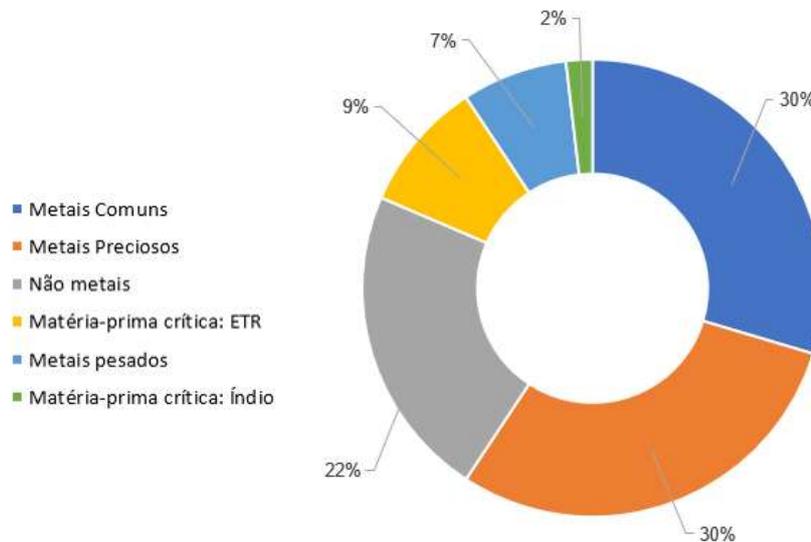


Figura 5: Elementos encontrados nos REEE.

Fonte: Elaborado pela autora

Foi feito um levantamento, onde os materiais que mais apareciam, de uma maneira geral, foram os seguintes: Ferro (Fe), Alumínio (Al), Prata (Ag), Ouro (Au), Platina (Pt), Neodímio (Nd), Disprósio (Dy) e Gálio (Ga).

Em 2020, a União Europeia (UE) criou uma lista definindo que existem 30 minerais críticos na lista de matérias-primas críticas para abastecimento a curto prazo, entre os quais se encontra o grupo de ETR, especificamente, aquelas necessárias para o desenvolvimento de tecnologias limpas, tais como, o Nd e o Dy. (TUNSU, 2018; FILA HUBICKI; KOLODYNSKA, 2022). Essa criticidade ocorre devido a alta demanda e baixo fornecimentos desses elementos e ao seu baixo potencial de reciclagem e de substituição, o que justifica o interesse de estudos voltados para a reciclagem desse tipo de material.

A geração crescente de REEE representa uma ameaça ao meio ambiente, mas, ao mesmo tempo, oferece uma oportunidade de negócio para a extração de matérias-primas comuns, preciosas e críticas oriundas de fonte secundárias, uma vez que esses materiais estão presentes na composição dos REEE. (BALDÉ *et al.*, 2022). A reciclagem desses materiais pode ser justificada pela redução de impactos ambientais negativos (contaminação do solo e dos recursos hídricos por metais pesados devido à disposição inadequada dos REEE), conservação de recursos naturais não renováveis.

A complexidade do gerenciamento dos REEE está na sua composição, pois os equipamentos eletroeletrônicos são constituídos por uma gama extensa de diversos materiais. A extração de materiais críticos requer maior esforço do que para outras matérias-primas, fazendo com que se tenha maior consumo de água e energia, bem como em outras questões socioeconômicas.

Uma das etapas mais importantes de estudos de ACV é a seleção das categorias de impactos que serão mensuradas como um indicador quantitativo dos estudos avaliados. Sendo assim, foi possível determinar quais são os principais contribuintes para essas categorias que foram analisadas nos artigos selecionados nesse estudo, como pode ser observado na figura 6.

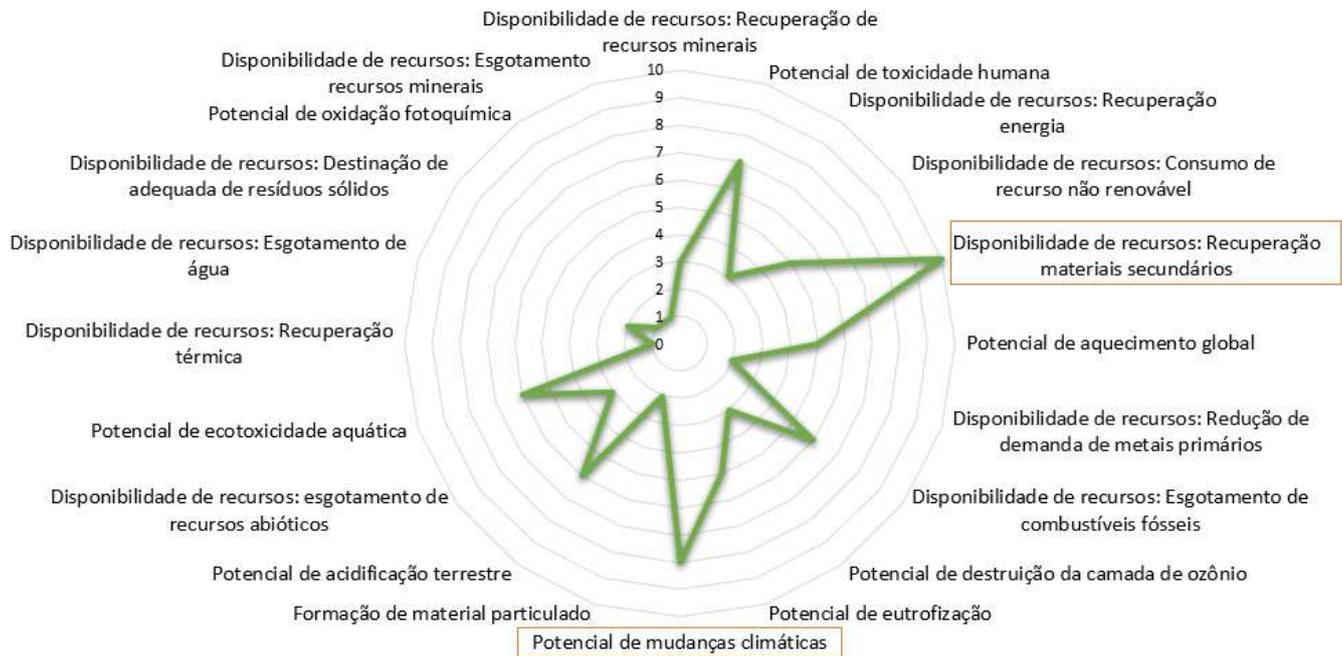


Figura 6: Principais categorias de impactos ambientais avaliadas.

Fonte: Elaborado pela autora

Essas questões incluem riscos à saúde dos seres humanos, principalmente dos trabalhadores envolvidos nos processos de extração e conflitos relacionados aos processos de mineração. (SPRECHER; KLEIJN; KRAMER, 2014).

A recuperação de recursos oriundo de processos secundários, nesse caso através da reciclagem, foi apresentada como sendo a categoria de impacto mais frequente nos estudos analisado, uma vez que tem impacto direto na depleção de recursos.

Dentro do paradigma de economia circular, as minas urbanas devem ser consideradas como uma importante fonte de matéria-prima secundária. É preciso que se aposte na extração de recursos secundários, diminuindo assim, a demanda por materiais virgens, em virtude dos desafios da mineração primária, oscilação de preços de mercado, carência de materiais, além das limitações no acesso e disponibilidade de recursos. (FORTI *et al.*, 2020).

Para detalhar o número de publicações por ano, a figura 7 apresentada a seguir, demonstra o número de estudos publicados por ano no período de 2019 a 2023. Percebe-se uma tendência crescente no número de publicações por ano.

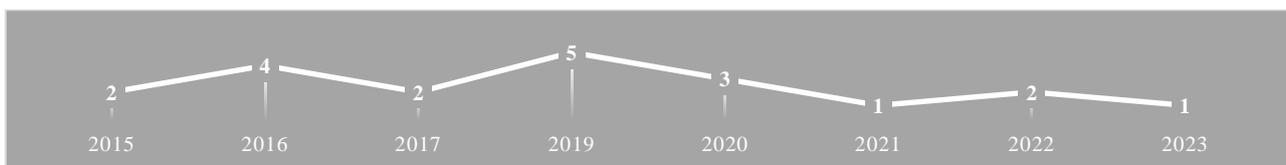


Figura 7: Publicações por ano.

Fonte: Elaborado pela autora

Observa-se que o interesse no tema, principalmente em 2019, foi crescente indicando que a ACV como ferramenta avaliativa de processos de reciclagem de metais de REEE estava em evidência.

Em relação aos países de origem, identificou-se 10 países diferentes nos estudos. Nota-se também que a maioria dos estudos são originados de países desenvolvidos. A Itália e a China lideram as publicações sobre o tema, com 6 e 3 artigos, respectivamente. As publicações originárias da Itália representaram cerca de 30% dos estudos selecionados, seguido pela China com 15% dos estudos. Como pode ser visto na figura 8 apresentada a seguir:



Figura 8: Distribuição dos artigos por país.

Fonte: Elaborado pela autora



A Itália faz parte da União Europeia, que possui uma diretiva que regulamenta a reciclagem e o tratamento dos resíduos de produtos eletroeletrônicos. Nos estudos avaliados, a Itália aparece como sendo o país que mais desenvolve estudos sobre a ACV voltados para a recuperação de materiais através da reciclagem de REEE. Já a China é o país líder mundial em reservas de elementos terras raras. Em 2022, as reservas de elementos terras raras do país totalizaram cerca de 44 milhões de toneladas métricas de óxido de terras raras. (GARSIDE, 2023).

Considerações Finais

A reciclagem de REEE é uma opção ambientalmente viável para recuperação de materiais ditos como comuns e matérias-primas críticas, uma vez que esses possuem alto valor agregado e deixariam de ser descartados, muitas vezes de maneira incorreta. O descarte incorreto pode provocar impactos negativos ao meio ambiente e a saúde dos seres vivos, uma vez que em na composição desses materiais existem elementos tóxicos, tais como, os metais pesados. Destaca-se algumas das principais vantagens relacionadas a reciclagem de REEE: redução da necessidade de material virgem dentro de um processo produtivo; redução do impacto ambiental para produzir novos materiais a partir de matéria-prima virgem diretamente extraída e a reciclagem de resíduos sólidos que poderiam ser descartados de maneira incorreta.

A metodologia utilizada nesse estudo, mostrou-se como uma boa opção para avaliar o estado da arte do tema aqui tratado e cumpriu com o objetivo proposto.

No que se refere aos processos de reciclagem ou recuperação, destaca-se o processo hidrometalúrgico para extração e separação dos metais como sendo o método mais estudado. A reciclagem mecânica, dentro dos estudos avaliados, também é um dos processos mais utilizados para a recuperação de não metais, tais como, polímeros e vidro. No processo hidrometalúrgico há o consumo de produtos químicos o que contribui para o esgotamento de recursos naturais não renováveis e geração de efluentes que requerem tecnologia para tratamento adequado. Já nos processos de recuperação térmica há o potencial de geração de material particulado e nos processos de reciclagem mecânica, o impacto ambiental mais significativo está relacionado com o esgotamento de recursos, nesse caso, o consumo de energia.

As partes que não podem ser recuperadas ou recicladas dos REEE são enviadas majoritariamente para os aterros, sejam eles industriais ou sanitários, seguindo a hierarquia de gerenciamento de resíduos sólidos. No Brasil, a ordem de propriedade para o gerenciamento de resíduos sólidos é a seguinte: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Muitos estudos consideraram a expansão dos limites do sistema para incluir a recuperação de materiais secundários e energia, ou seja, a partir do fim de vida dos produtos até a etapa de recuperação, demonstrando uma maior preocupação com a última etapa do ciclo de vida desse sistema. Outros estudos fizeram uma ACV comparativa entre a produção primária e secundária com a finalidade de identificar qual processo possui mais benefícios ambientais.

Em geral, os principais ganhos ambientais da reciclagem de REEE estão relacionados com a recuperação de ouro, paládio, alumínio, cobre e ferro, entre outros metais preciosos, metais comuns e não metais, tais como, os polímeros. O retorno desses materiais aos novos ciclos reduz a demanda por metais primários e minerais e, portanto, reduz a necessidade de extração de matéria-prima diretamente extraída da natureza e de resíduos sólidos a serem destinados. Evitar a produção primária também reduz efeitos adversos à saúde humana, diminui a acidificação terrestre e o potencial de aquecimento global. Todos esses impactos são consequências dos efeitos tóxicos de produtos químicos e dos metais quando entram em contato com um ecossistema.

Através desse mapeamento sistemático, foi possível perceber que os estudos voltados para metodologias de reciclagem de REEE, é uma área de pesquisa que está em desenvolvimento. Isto demonstra a necessidade de beneficiamento do material pós-consumo para seu retorno à cadeia produtiva no sentido de garantir sua reciclabilidade. Além disso, a revisão destacou a importância de uma gestão integrada dos REEE, que inclua políticas de responsabilidade estendida do produtor, incentivos para a reutilização e reciclagem, e o desenvolvimento de tecnologias mais eficientes para o tratamento e recuperação de material com valor agregado. A implementação de práticas de design para desmontagem e reciclagem desde a fase de desenvolvimento dos produtos, também é identificada como uma estratégia para minimização dos impactos ambientais relacionados com a gestão dos REEE.

Há uma tendência crescente de pesquisas, provável que novas metodologias devam surgir no futuro, aumentando o número de publicações nessa área. Para próximos estudos, sugere-se ainda a utilização de diferentes *strings* de busca para aumentar a possibilidade de acertos e reduzir a exclusão acidental de estudos relevantes relacionados com o assunto de interesse.

Agradecimentos

As autoras e autor agradecem a FINEP e CNPq pelo apoio financeiro aos projetos de pesquisa, e ao CNPq pelas bolsas de PQ2 e DT2 de autores.

Referências Bibliográficas

- [1] ISLAM; RANIGA. Life cycle assessment of e-waste management system in Australia: Case of waste printed circuit board (PCB). (2023)
- [2] MAGRINI; JAGODZINSKA. Life cycle assessment of a small WEEE reverse logistics system: Case study in the Campinas Area. Rocha; Pentead. (2021)



- [3] Can bioleaching of NIB magnets be an answer to the criticality of rare earths: An ex-ante Life Cycle Assessment and Material Flow Cost Accounting. (2022).
- [4] LI *et al.* Comparative life cycle analysis for value recovery of precious metals and rare earth elements from electronic waste. (2019)
- [5] POKHREL; LIN; TSAI. Environmental and economic performance analysis of recycling waste printed circuit boards using life cycle assessment. (2020)
- [6] GU *et al.* Exploring “Internet+Recycling”: Mass balance and life cycle assessment of a waste management system associated with a mobile application. (2019)
- [7] FIORE *et al.* Improving waste electric and electronic equipment management at full-scale by using material flow analysis and life cycle assessment. (2019)
- [8] GHODRAT *et al.* A thermodynamic-based life cycle assessment of precious metal recycling out of waste printed circuit board through secondary copper smelting. (2017)
- [9] KARAL *et al.* Hydrometallurgical recovery of neodymium from spent HARD DISK magnets: A life cycle perspective. (2020)
- [10] SOUZA *et al.* Development of a life cycle based process for cobalt recovering from cell batteries. (2022)
- [11] IANNICELLI-ZUBIANI *et al.* Environmental impacts of a hydrometallurgical process for electronicwaste treatment: A life cycle assessment case study. (2016)
- [12] BIGANZOLI *et al.* Mass balance and life cycle assessment of the waste electrical and electronic equipment management system implemented in Lombardia Region. (2015)
- [13] ARDENTE; LATUNUSSA; BLENGINI. Resource efficient recovery of critical and precious metals from waste silicon PV panel recycling. (2019)
- [14] HONG *et al.* Life cycle assessment of electronic waste treatment. (2015)
- [15] LIU *et al.* Economic and environmental feasibility of hydrometallurgical processfor recycling waste mobile phones. (2020)
- [16] BIGUM *et al.* Environmental impacts and resource losses of incinerating misplaced household special wastes (WEEE, batteries, ink cartridges and cables). (2017)
- [17] EYGEN *et al.* Resource savings by urban mining: The case of desktop and laptop computers in Belgium. (2016)
- [18] AMATO; ROCCHETTI; BEOLCHINI. Environmental impact assessment of different end-of-life LCD management strategies. (2016)
- [19] FAIRCLOTH *et al.* The environmental and economic impacts of photovoltaic wastemanagement in Thailand. (2019)
- [20] ALCÁNTARA-CONCEPCIÓN *et al.* (Environmental Impacts at the end of life of computers and their management alternatives in México. (2016)
- BALDÉ, C. P. *et al.* The global E-waste monitor – 2017. United Nations University (UNU), International Telecommunication (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), BonnGeneva/Vienna.
- CARDOSO, M. M. *et al.* Abordagem sobre Reciclagem de Elementos Terras Raras em Sucata Eletrônica. XIII Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. 2016.
- CONG, L. *et al.* Short-process recycling of NdFeB sintered magnet sludge wastes: Challenges and approaches. Journal of Rare Earths, v. 41, 2023.
- FILA, D., HUBICKI, Z., KOŁODYŃSKA, D. Applicability of new sustainable and efficient alginate-based composites for critical raw materials recovery: General composites fabrication optimization and adsorption performance evaluation. Chemical Engineering Journal, v. 446, 2022.



FORTI, V. *et al.* The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential. United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU); International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Rotterdam.

GARSDIE, M. Rare earth reserves worldwide 2022, by country. Statista - The Statistics Portal for Market Data, Market Research and Market Studies.

GIESE, E., C. *et al.* Mineração urbana e cooperativismo: uma abordagem sobre a reciclagem de resíduos de eletroeletrônicos. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2021.

KITCHENHAM, B. "Procedures for Performing Systematic Reviews", Joint Technical Report Software Engineering Group, Department of Computer Science Keele University, United King and Empirical Software Engineering, National ICT Australia Ltd, Austrália. 2004.

SMITH, B. *et al.* Rare Earth Permanent Magnets: Supply Chain Deep Dive Assessment. United States, 2022.

STALTER, C. F. Análise comparativa da utilização de ácido orgânico versus ácido inorgânico na recuperação de neodímio presente em hard disk drives (HDDs): uma abordagem técnica, ambiental e econômica. 2022. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS). São Leopoldo, 2022.

TUNSU, C. Hydrometallurgy in the recycling of spent NdFeB permanent magnets, In Woodhead Publishing Series in Electronic and Optical Materials, Waste Electrical and Electronic Equipment Recycling, Woodhead Publishing, Pages 175-211, 2018.



AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE OBTENÇÃO DA QUITINA EXTRAÍDA DO MEXILHÃO-DOURADO VISANDO SUA APLICAÇÃO NOS MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO CIVIL

1Alessandra dos Santos Alvarez, 2Feliciane Andrade Brehm
1 UNISINOS, e-mail: alesantos.a@hotmail.com; felicianeb@unisinobr

Palavras-chave: Quitina; Mexilhão-dourado; Resíduo sólido.

Resumo

Considerado uma espécie exótica invasora dos rios e lagos de água doce na América do Sul, pela sua capacidade de fixação e destruição do substrato de quase qualquer superfície e a inexistência de predadores naturais nas águas sul-americanas, o mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) não apresenta aplicabilidade conhecida e é usualmente eliminado e descartado como resíduo sólido. Este trabalho buscou estudar uma solução oportuna ao seu uso, ao extrair quimicamente quitina das conchas do molusco, visto que este polímero natural apresenta uma gama substancial de aplicações práticas a diversos materiais. A extração química foi realizada em duas etapas: a de desmineralização e a de desproteínização da amostra coletada *in natura*, visando a eliminação de minerais e proteínas presentes nas amostras preparadas, sendo posteriormente analisadas pelo método de forno mufla e Método de Kjeldahl para avaliação da eficácia dos processos químicos realizados. As amostras também foram analisadas por Difração de Raios-X (DRX) e Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR) para a caracterização do material. Através da análise das amostras obtidas ao final do processo químico adotado, pode-se concluir que o material extraído não continha o polímero quitina, mas sim uma composição de carbonato de cálcio (CaCO_3), na forma de aragonita e calcita. Com o resultado atingido nestas condições experimentais, após o processamento das conchas, evidenciou-se a impossibilidade de utilização do mexilhão-dourado como fonte de quitina para o uso desta em elementos da construção civil ou fabricação de materiais empregados no setor.

Introdução

A construção civil é um setor em constante demanda, que movimenta a economia mundial e necessita cada vez mais de novas tecnologias para se aperfeiçoar. Por ser uma área de grande envolvimento em todas as ramificações da sociedade, a geração de resíduos sólidos proveniente de suas atividades é superior ao aceitável no atual cenário ambiental e social. Novos materiais, consequentemente, devem ser testados e estudados, visando a substituição dos materiais não renováveis, poluidores e/ou tóxicos que hoje estão em uso, por outros que ofereçam o mesmo custo-benefício, mas que sejam ecologicamente mais corretos.

Tendo em vista esta progressiva necessidade de aprimorar técnicas e materiais, é notável o que vem sendo pensado e produzido com o intuito de fornecer uma matéria-prima de ótima qualidade e que agreguem as melhorias necessárias aos materiais construtivos, associado a uma maior sustentabilidade e menor impacto ambiental durante e após o seu uso. (EHRENBRING; TUTIKIAN, 2016). Uma matéria-prima que vem sendo produzida, comercializada e utilizada cada vez mais, porém ainda pouco explorado no setor da construção, é a quitina, material presente de maneira natural no exoesqueleto e parede celular de diversos organismos vivos, como artrópodes, fungos, moluscos e cefalópodes. (ANDRADE; LADCHUMANANANDASIVAM; NASCIMENTO, 2010).

Segundo polímero mais abundante do mundo após a celulose, a quitina é encontrada somente *in natura*, comumente obtida através de sua extração química em laboratório. (RINAUDO, 2006). Sua função primária é de proteção e sustentação da estrutura física à qual está inserida, sendo empregue principalmente na área médica, agrícola e cosmética (ELIEH-ALI-KOMI; HAMBLIN, 2016), por também apresentarem biodegradabilidade e ação antimicrobiana. (RASTI *et al*, 2016). Na construção civil, sua aplicação pode ser recente, mas já demonstra certa versatilidade.

Por ser um material caracterizado por apresentar grande resistência e alta biocompatibilidade, estas características podem beneficiar alguns elementos construtivos ao serem incorporados em forma de fibras, nanofibras, whiskers e até mesmo como quitosana (substância derivada da quitina). Ortega *et al* (2016) e Gharib *et al* (2019), em escala laboratorial, investigaram a aplicação do polímero incorporado ao cimento em formato de pó de quitina e em solos argilosos em formato de nanofibra de quitina, respectivamente. Ambos os estudos apresentaram resultados favoráveis à adição deste material aos elementos aos quais foram agregados.

Uma fonte potencial deste polímero a ser explorada pode ser o *Limnoperna fortunei*, usualmente conhecido como mexilhão-dourado. Este molusco foi trazido durante a década de 90 para a região sul do Brasil, pela água de lastro de embarcações vindas do continente asiático. (LIMA, QUEROL, OLIVEIRA, 2008). É um invasor exótico, sem predadores naturais, que se espalha rapidamente no ambiente ao qual se insere e destrói os substratos aos quais fixam suas colônias, que podem chegar a até 150 mil indivíduos por m^2 em períodos mais favoráveis à procriação. (BELZ, 2006). Sua utilização, como fonte de extração da quitina, auxiliaria no controle populacional do molusco e daria um destino a suas conchas, frequentemente descartadas na natureza sem um manuseio adequado.

O Lago Guaíba, em Porto Alegre, é um dos locais mais afetados pela invasão deste molusco. O Departamento Municipal de Águas e Esgoto (DMAE) realiza o tratamento para prevenção e eliminação do mexilhão-dourado, aplicando dióxido de cloro



(ClO₂) na tubulação de captura de água bruta. (PEREIRA *et al.*, 2020). Apesar de apresentar uma alta taxa de mortalidade para a população adulta e larval do mexilhão e agir rapidamente pós-aplicação, tanto o ClO₂ quanto os subprodutos materializados logo da interação do cloro com a água são tóxicos e prejudiciais ao organismo humano e outros animais presentes no ambiente contaminado (Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2020), além dos custos de realizar este tratamento mensal e monitoramento contínuo do seu efeito no meio onde foi adicionado.

Materiais e Métodos

Para a aplicação da metodologia laboratorial, fez-se necessária à coleta in natura do material, conchas de mexilhão-dourado, disponibilizado pelo DMAE na Estação de Bombeamento de Água Bruta (EBAB) Moinhos de Vento. O mexilhão-dourado entra pela tubulação de aproximadamente 4,2 km de extensão, que chega do Lago Guaíba e se estende até a estação, acumulando-se em grades que separam da água os sólidos residuais de maior dimensão. Segundo um responsável técnico que ajudou na coleta, o DMAE lança semanalmente pela tubulação uma quantia de dióxido de cloro (ClO₂) para a eliminação das larvas e/ou moluscos já aderidos ao substrato e contenção da proliferação destas colônias.

Devido a este tratamento frequente, o material coletado se mostrou em quantidades e dimensões inferiores às necessárias, sendo necessária a realização de duas coletas em datas e locais distintos na EBAB. Em uma primeira visita, em setembro de 2020, o material foi coletado diretamente da grade de uma estação elevatória, enquanto na segunda visita, em fevereiro de 2021, o material foi coletado de uma caçamba próxima ao local da coleta anterior.

Na primeira coleta, a maior parte das conchas apresentaram um comprimento médio de 2 cm, poucas conchas estavam acima desta dimensão, enquanto na segunda coleta as conchas apresentaram quase o dobro do tamanho. Em ambas as coletas as conchas continham material terroso residual e uma coloração marrom opaca. Por estarem em um ambiente úmido e sob ação de intempéries, as conchas de mexilhão não estavam em adequado estado de conservação.

Para a extração química da quitina, foi realizada uma adaptação do método aplicado por Pinto (2014) como o modelo a ser replicado em laboratório, demonstrado na Figura 1. A metodologia de Pinto (2014) abordou a realização de três etapas distintas: desmineralização, desproteínização e despigmentação. No trabalho realizado, foi desconsiderada a etapa de despigmentação, visto que não havia necessidade de se retirar odores e pigmentação do material. Houve a necessidade de se realizar o processo de extração em duas etapas, uma vez que o baixo rendimento apresentado em uma primeira extração impossibilitou a realização dos ensaios de caracterização do material por DRX e FTIR, importantes para a análise detalhada do resultado obtido ao final das etapas químicas.



Figura 1: Fluxograma de extração da quitina.

Antes do processo químico, no entanto, as conchas passaram por uma limpeza manual, para a retirada de possíveis impurezas ainda presentes no material. Após esta limpeza, as conchas foram trituradas em liquidificador doméstico até serem passantes em peneira granulométrica de abertura 0,250 mm (60 mesh).

1ª extração de quitina

Para a 1ª extração de quitina, foram preparadas 4 (quatro) amostras de 5 gramas cada, sendo estas divididas em “série A” e “série B”. Estas séries diferenciaram-se pelas variáveis *tempo* (horas) e *concentração molar* (M) de ácido clorídrico (HCl), enquanto os fatores *razão* (g/mL) e *temperatura* (°C) mantiveram-se os mesmos para as duas séries. O planejamento amostral para a etapa de desmineralização é apresentado na tabela 1:



Tabela 1: Planejamento amostral de desmineralização - 1ª extração

Ensaio	Razão (g/mL)	Concentração (M)	Quantidade (g)	Tempo (h)	Temperatura (°C)
A1; A2	0,08	2,40	5,00	3	40
B1; B2	0,08	3,20	5,00	2,5	40

A etapa de desmineralização do material, realizada após a redução granulométrica das conchas, é a primeira etapa química a ser realizada, com o intuito de retirar os minerais do material. Cada amostra foi colocada em um Erlenmeyer de 125 mL e acrescida de uma solução de HCl, preparada conforme as concentrações da tabela 1. As amostras com a solução foram aquecidas em banho-maria, a uma temperatura constante de 40 °C pelo tempo estipulado, sendo agitadas manualmente a cada 30 minutos.

Terminado o tempo de reação das amostras, elas foram filtradas com o auxílio de uma bomba a vácuo e, após, lavadas com água destilada até a neutralização do pH. O material foi então levado à estufa e seco a uma temperatura contínua de 40 °C, por 24 horas. Com a secagem total do material, as amostras foram pesadas e seu rendimento foi calculado em relação ao peso inicial do exoesqueleto. Duas amostras (A2 e B2) seguiram para a etapa seguinte, de desproteíntização, enquanto as outras duas amostras (A1 e B1) foram utilizadas para a análise do teor de cinzas, pelo método do forno mufla, em metodologia adaptada da ABNT NBR 13600.

Tabela 2: Planejamento amostral de desproteíntização - 1ª extração

Ensaio	Razão (g/mL)	Concentração (M)	Quantidade (g)	Tempo (h)	Temperatura (°C)
A2	0,8	0,48	0,3505	3	75
B2	0,8	0,60	0,3424	3	75

Em método similar à etapa anterior, de desmineralização, o processo de desproteíntização seguiu com as amostras restantes, A2 e B2, sendo estas adicionadas a um Erlenmeyer de 125 mL cada e acrescidas de uma solução de hidróxido de sódio (NaOH), na concentração indicada na tabela 2. As amostras foram aquecidas a uma temperatura constante de 75 °C por 3 horas, sendo agitadas manualmente a cada 30 minutos decorridos de ensaio. Novamente as amostras foram filtradas à vácuo e lavadas com água destilada até neutralização do pH, sendo posteriormente levadas à estufa até a secagem do material. O material seco foi pesado após a secagem e seu rendimento foi calculado, tendo-se a quantidade inicial e final do material com a finalização do processo químico. As duas amostras desta etapa tiveram seu teor de proteínas analisado, pelo Método de Kjeldahl, baseado na metodologia 955.04, proposta pela Association of Official Analytical Chemists (AOAC, 1997).

2ª extração de quitina

Com o baixo rendimento final apresentado pela 1ª extração de quitina, três amostras foram novamente preparadas, sendo nominadas de Amostra I, Amostra II e Amostra III. Nesta 2ª extração, cada amostra foi preparada com uma quantia inicial de 50 gramas e as etapas foram realizadas nas mesmas condições anteriores, como demonstrado nas tabelas a seguir:

Tabela 3: Planejamento amostral de desmineralização – 2ª extração

Ensaio	Razão (g/mL)	Concentração (M)	Quantidade (g)	Tempo (h)	Temperatura (°C)
I	0,08	2,40	50,00	3	40
II	0,08	2,40	50,00	3	40
III	0,08	2,40	50,00	3	40

Tabela 4: Planejamento amostral de desproteíntização – 2ª extração

Ensaio	Razão (g/mL)	Concentração (M)	Quantidade (g)	Tempo (h)	Temperatura (°C)
I	0,8	0,48	2,950	3	75
II	0,8	0,48	3,110	3	75
III	0,8	0,48	3,260	3	75

O material obtido em cada amostra desta 2ª extração foi submetido a dois ensaios. O primeiro ensaio proposto para identificação da matéria extraída foi o de Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR), realizado no Laboratório de Biologia Molecular, Microbiologia e Toxicologia da Unisinos, com o equipamento Cary 630, modo ATR, em faixa média que cobriu a região de intervalo 650 a 4000 cm⁻¹.

O segundo ensaio proposto para a caracterização do material obtido em laboratório foi o de Difração de Raios-X (DRX). Para o ensaio, utilizou-se um difratômetro Empyrean PaNalytical em faixa goniométrica de 5 a 40°, a passo de 0,0131°, com 100 segundos de intervalo e radiação Cu a 40 kV e 40 mA. Este ensaio foi executado no Instituto Tecnológico de Paleocanografia e Mudanças Climáticas (itt Oceaneon) da Unisinos.



Resultados e Discussão

Rendimento da metodologia adotada

Para a 1ª extração, onde as amostras pesavam inicialmente 5 g, foi registrado um peso final de 0,1763 g e 0,0543 g respectivamente. Com estes valores, pode-se determinar o rendimento do processo e o possível percentual de quitina presente no material, conforme a Tabela 5.

Tabela 5: Rendimento da extração de quitina – 1ª extração

Amostra	Etapa	Quantidade inicial (g)	Quantidade final (g)	Rendimento (%)
A2	Desmineralização	5,00	0,3505	7,01
	Desproteíntização	0,3505	0,1763	3,53
B2	Desmineralização	5,00	0,3424	6,85
	Desproteíntização	0,3424	0,0543	1,09

Pode-se observar que o rendimento final foi maior quando a amostra submetida às condições pré-estabelecidas para a série amostral A, visto que a amostra A2 alcançou um rendimento material final de 3,53%, enquanto a amostra B2 obteve um rendimento final de apenas 1,09%. Estes resultados demonstram que os parâmetros delimitados para a série amostral A foram mais adequados para o mexilhão dourado.

O rendimento apresentado pela 2ª extração, das amostras I, II e III, também foi avaliado. Estas amostras passaram pelos mesmos processo e condições de ensaio que a amostra A2. Com o peso inicial de 50 g para estas amostras, o percentual de material presente ao final da desproteíntização segue conforme a Tabela 6.

Tabela 6: Rendimento da extração de quitina – 2ª extração

Amostra	Etapa	Quantidade inicial (g)	Quantidade final (g)	Rendimento (%)
I	Desmineralização	50,00	2,950	5,90
	Desproteíntização	2,950	1,730	3,46
II	Desmineralização	50,00	3,110	6,22
	Desproteíntização	3,110	1,720	3,44
III	Desmineralização	50,00	3,260	6,52
	Desproteíntização	3,260	1,910	3,82

A partir dos resultados da 2ª extração química, torna-se evidente que os valores adotados de concentração, tempo de reação, temperatura e razão entre soluto e solução para a amostra A2, e replicados para as amostras I, II e III, forneceram ao material um maior rendimento. As amostras preparadas para a 2ª extração apresentaram rendimento final similar à amostra A2, com 3,46% (I), 3,44 % (II) e 3,82% (III). Outros autores obtiveram valores acima do encontrado para a massa corporal total em outras espécies, ou seja, a fração de quitina presente após extração, com 8% para o *Dilocarcinus pagei* (RIBEIRO *et al*, 2018) e 14,5% para o *Parapenaeus longirostris* (DAHMANE *et al*, 2014).

Moluscos bivalves, como o mexilhão-dourado, apresentam conchas compostas principalmente de material inorgânico, como o CaCO_3 , apresentando uma fração orgânica de menos de 5% do seu peso total, o que corrobora os resultados encontrados. (AGBAJE *et al*, 2018). Ainda segundo Agbaje *et al*, os materiais inorgânicos são envoltos por invólucro denominado periostracum, cuja principal função é a de proteger o exoesqueleto, dificultando assim a separação dos elementos compostos na concha e, por consequência, afetando o rendimento do processo de extração.

Além de ser pequena a porção naturalmente presente de material orgânico nas conchas, outro fator determinante para o baixo rendimento do processo de extração química deve-se ao estado de decomposição das conchas utilizadas em laboratório e a não-diferenciação entre as conchas coletadas na grade e as conchas coletadas na caçamba. O material coletado in natura havia sido exposto aos efeitos climatológicos locais e à agentes de decomposição, como bactérias e fungos, além de muitas das conchas coletadas ainda não terem atingido o seu estado final de maturação (fase adulta). Um espécime fisicamente intacto e retirado direto de seu habitat natural ofereceria melhores condições de análise quanto à presença e quantidade de quitina em sua composição.

Eficiência das etapas de desmineralização e desproteíntização – 1ª extração

Através do método de forno mufla, foi verificado o teor remanescente de cinzas (% CR) nas amostras A1 e B1. Para a amostra A1, encontrou-se um teor de cinzas de 0,74%, enquanto para a amostra B1 o teor de cinzas calculado foi de 2,05%, conforme Tabela 7. Os teores remanescentes obtidos pelo processo químico de extração são compatíveis ao atingido por Pinto (2014) e Moura *et al* (2005), na faixa entre 0% e 0,90% respectivamente, ao otimizarem a etapa de desmineralização em seus trabalhos.



Tabela 7: Percentual de cinzas remanescentes

Amostra	Peso amostra (g)	Peso cinza (g)	CR (%)
A1	0,3508	0,0026	0,74
B1	0,3563	0,0073	2,05

Para a verificação de eficiência da etapa de desproteínização, foi utilizado o Método de Kjeldahl para a análise do teor remanescente de matéria orgânica das amostras A2 e B2. Através deste método, foi calculado um percentual de proteína residual de 31,66% para a amostra A2 e 137,66% para a amostra B2, conforme demonstrado na Tabela 9. A quantidade de material da amostra B2 era insuficiente, o que provocou essa inconsistência nos resultados, portanto o resultado foi desconsiderado.

Tabela 8: Quantidade de proteínas residuais

Amostra	V (mL)	Fator	P (g)	K	Proteína (%)
A2	5,90	14,49	0,1763	0,0653	31,66
B2	7,90	14,49	0,0543	0,0653	137,66

O rendimento apresentado pela amostra A2, de 31,66% de proteínas remanescentes, se assemelha ao valor obtido por Pinto (2014), de 39%, porém demonstra estar acima dos valores encontrados por demais autores que aplicaram a mesma etapa e método de análise, onde Ribeiro *et al* (2018) e Moura *et al* (2006) obtiveram percentuais de 10,60% e 9,20% de proteína residual em suas amostras, respectivamente. Ribeiro *et al* realizou o processo em caranguejos *Dilocarcinus pagei* e Moura *et al* utilizou um espécime não identificado de siri. Moura *et al* (2005) obteve o resultado laboratorial mais eficiente, no entanto, ao reduzir o percentual de proteínas remanescentes a 0,30%, utilizando o caranguejo *Maia squinado* como matéria-prima.

Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fournier (FTIR)

Através da análise de valores das bandas características, são apresentados os gráficos gerados pelos espectros das amostras II (Gráfico 1) e III (Gráfico 2) para absorvância.



Gráfico 1: Espectro na região do infravermelho da amostra II.



Gráfico 2: Espectro na região do infravermelho da amostra III.

Cinco pontos de interesse foram destacados em cada gráfico, estando detalhados no Quadro 1. Estes pontos de interesse relacionam-se a grupos funcionais usualmente apontados como de interesse para a presença de quitina em um material.

Quadro 1: Bandas de interesse

Ponto	Comprimento de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional presente
A	3500 a 3300	Hidroxila
B	1656 e 1626; 3474 a 3434	Amida I e alongamento da ligação C=O, junto a um alongamento do grupo hidroxila
C	1560	Amina II
D	1540	Proteínas diversas
E	1420	Proteínas diversas



Para o intervalo de banda 3500 a 3300 cm^{-1} , representado nos gráficos pelo ponto A, há um aumento da absorbância do espectro, o que implica em uma queda na transmitância neste mesmo intervalo. Esta ocorrência no ponto A é condizente com o apresentado por Battisti e Campana-Filho (2008) para a quitina, indicando o estiramento axial da hidroxila.

Entre as faixas 1656 e 1626 cm^{-1} , representadas pelo ponto B nos gráficos, dois picos devem ser observados, pela vibração do grupo amida I e o alongamento da ligação C=O. Estes picos, segundo Mol (2014), deveriam aparecer em conjunto a um alongamento do grupo das hidroxilas entre as bandas 3474 e 3434 cm^{-1} , o que não ocorreu em nenhuma das duas amostras.

O grupamento amina II, identificada pela banda 1560 cm^{-1} e sinalizada como ponto C nos gráficos, está presente em ambas as amostras analisadas. No ponto D dos gráficos, uma banda de interesse pode ser observada em 1540 cm^{-1} , correspondente às proteínas presentes em materiais compostos com quitina, mas indicativo de ausência de quitina pura. No último ponto de interesse assinalado, ponto E, há uma queda de absorção na banda 1420 cm^{-1} , indicativo de remoção de proteínas em um material (MOL, 2014). Uma queda mais acentuada nesta banda demonstraria uma remoção mais eficiente das proteínas das amostras, ou até mesmo eliminação total.

Analisando a totalidade do espectro das amostras II e III, ainda não foi possível confirmar a presença de quitina no material obtido em laboratório. Como alguns picos ou bandas podem também ser características de outros elementos presentes, a realização de um ensaio complementar foi imprescindível para a confirmação do material resultante à extração química.

Difração de Raios-X (DRX)

O ensaio foi realizado nas amostras I, II e III, identificando os ângulos formados em suas estruturas pela reflexão de feixes incidentes no material. As amostras I (Gráfico 3) e II (Gráfico 4) apresentaram difratogramas de difração raios-x similares, enquanto a amostra III (Gráfico 5) apresentou um pico maior em aproximadamente 33°.

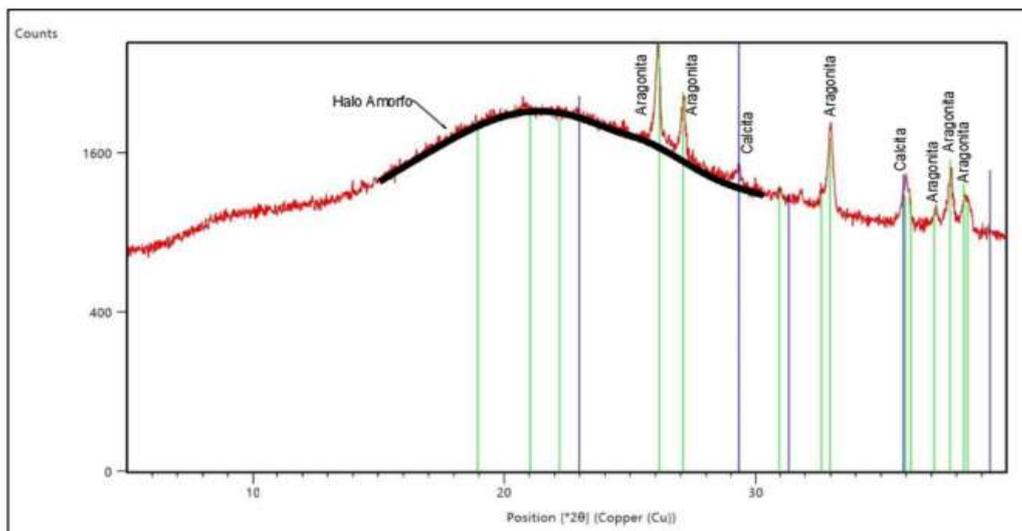


Gráfico 3: Difratograma de raios-x da amostra I.

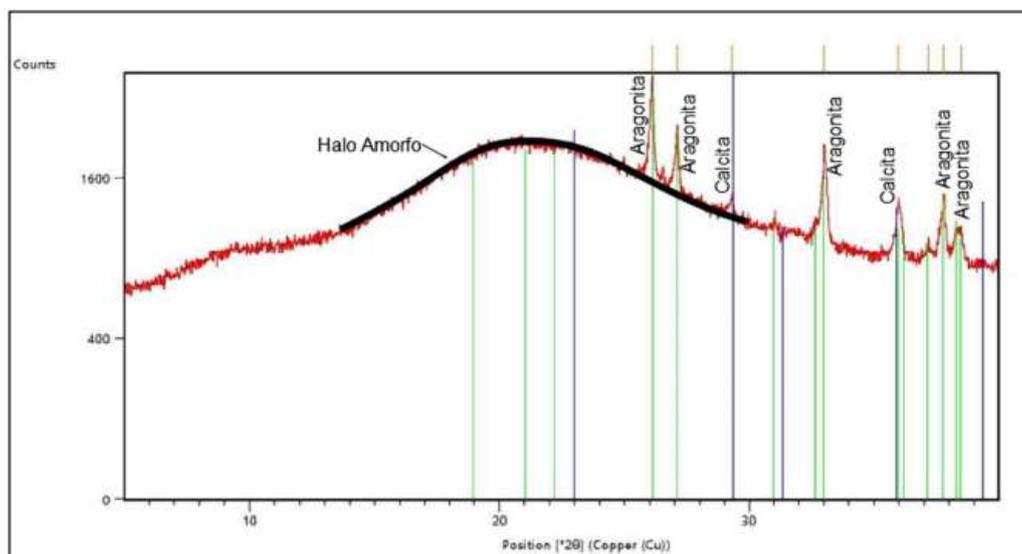


Gráfico 4: Difratograma de raios-x da amostra II.

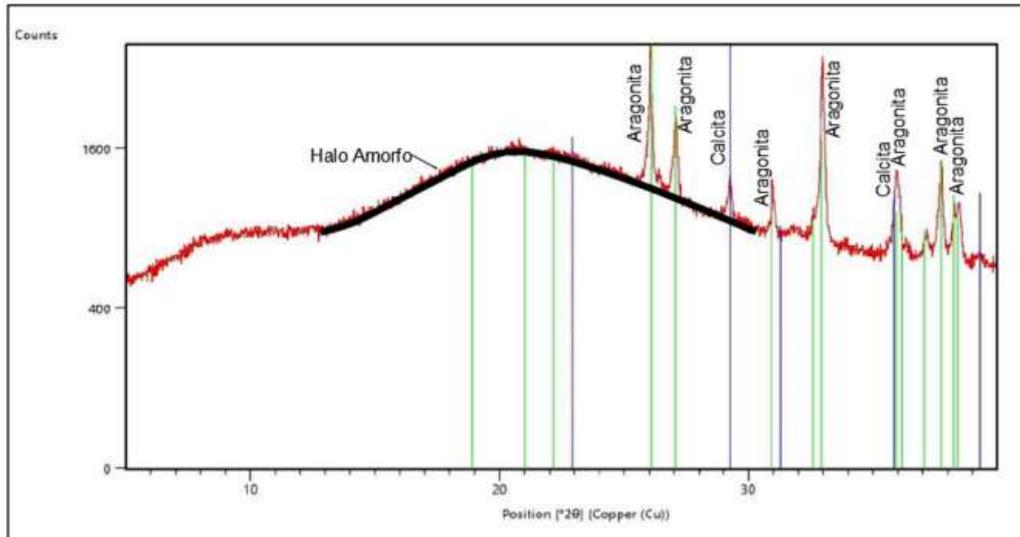


Gráfico 5: Difratoograma de raios-x da amostra III.

Quadro 2: Banco de dados do ensaio DRX

Fase Cristalina	Banco de Dados	Número da Ficha
Aragonita	ICDD	01-076-0606
Calcita	ICDD	01-086-2339

Com os resultados apresentados pelas amostras, o ensaio DRX confirmou a presença de aragonita e calcita no material. Formas cristalinas do carbonato de cálcio, a fase mineral aragonita é responsável pela maioria dos picos registrados no difratograma, enquanto a fase mineral calcita aparece de forma secundária. A presença de CaCO_3 é comum ao mexilhão-dourado, podendo ser encontrada em quantidades até 20 vezes maiores do que outras substâncias nas conchas de moluscos bivalves. (AGBAJE *et al*, 2018). A presença de um pico acentuado na região cristalina, em aproximadamente $2\theta = 9^\circ$ e $2\theta = 20^\circ$, são típicos de quitina em um material (ANTONINO, 2007), o que não ocorreu em nenhuma das três amostras ensaiadas. Um halo amorfo entre 15 e 30° pode representar a porção orgânica das amostras, o que segundo Battisti e Campana-Filho (2008) pode ocorrer na região $2\theta = 16^\circ$.

As informações analisadas neste ensaio corroboraram o resultado apresentado pelo ensaio de Espectroscopia por Transformada de Fourier (FTIR), especificamente na banda 1540 cm^{-1} do espectro, onde sua ausência. A inexistência de picos característicos de quitina leva a concluir, em sequência, que não há quitina no material preparado em laboratório, apenas o mineral carbonato de cálcio na forma de aragonita e calcita.

Considerações Finais

Frente ao trabalho laboratorial empreendido e as caracterizações técnicas realizadas no material obtido ao final do processo de extração proposta para o *Limnoperna fortunei*, foi possível confirmar a presença apenas de carbonato de cálcio no material resultante, este em forma de aragonita e de calcita. O polímero quitina, principal objetivo deste trabalho, não foi encontrado em nenhuma das amostras.

Uma vez que, para sua transformação e empregabilidade, grandes quantidades de quitina devem ser despendidas, outras fontes deste material apresentam quantia superior em sua estrutura, mais do que moluscos naturalmente possuem, e seriam mais bem aproveitados. Com um processo similar ao utilizado neste trabalho, demais autores extraíram percentuais consideráveis para quitina em diversos espécimes de camarões, siris e até mesmo insetos.

A metodologia adotada, por meio das etapas de desmineralização e desproteíntização, não foi eficaz na extração da quitina do mexilhão-dourado. Deste modo, a utilização do *Limnoperna fortunei* como fonte de quitina a ser extraída e agregada à elementos da construção civil não é viável. Como fonte de carbonato de cálcio, no entanto, o mexilhão-dourado demonstra ser uma possível aposta para a obtenção deste mineral.

Referências Bibliográficas

Agbaje, O. B. A.; Shir, I. B.; Zax, D. B.; Schmidt, A.; Jacob, D. E.; 2018. Biomacromolecules within bivalve shells: is chitin abundant?. Revista Acta Biomaterialia, pp.176-187.

Andrade, S. M. B.; Ladchumanandasivam, R.; Nascimento, R. M.; 2010. Extração e caracterização de quitina e quitosana e a sua utilização na fabricação de nanofibras. Anais do VI National Congress of Mechanical Engineering, [S.I.].



- Antonino, N. A.; 2007. Otimização do processo de obtenção de quitina e quitosana de exoesqueletos de camarões oriundos da indústria pesqueira paraibana. Dissertação (Mestrado em Química Orgânica) – UFPB, João Pessoa.
- Battisti, M. V.; Campana-Filho, S. P.; 2008. Obtenção e caracterização de α -quitina e quitosanas de cascas de *Macrobrachium rosebergii*. Revista Química Nova, pp.2014-2019.
- Belz, C. E.; 2006. Análise de risco de bioinvasão por *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): um modelo para a bacia do rio Iguaçu. Tese (Doutorado em Ciências) – UFPR, Curitiba.
- Dahmane, E. M.; Taourirte, M.; Eladlani, N.; Rhazi, M.; 2014. Extraction and characterization of chitin and chitosan from *Parapenaeus longirostris* from moroccan local sources. Revista International Journal of Polymer Analysis and Characterization, pp.342-351.
- Ehrenbring, H. Z.; Tutikian, B. F.; 2016. Concretos reforçados com fibras naturais e fibras recicladas. Anais do 7º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, [S.I.].
- Elieh-Ali-Komi, D.; Hamblin, M. R.; 2016. Chitin and chitosan: production and application of versatile biomedical nanomaterials. Revista International Journal of Advanced Research, pp.411-427.
- Gharib, M.; Arjomand, M. A.; Abdi, M. R.; Arefnia, A.; 2019. Influence of chitin nanofiber and rice husk ash on properties and bearing resistance of soft clay soils. Revista International Journal of Engineering, pp. 373-380.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA); 2020. Mexilhão-dourado *Limnoperna fortunei*: plano nacional de prevenção, controle e monitoramento no Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA, Brasil)
- Lima, L. L.; Querol, E.; Oliveira, E. V.; 2008. Ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca Mytilidae) no rio Quaraí, município de Barra do Quaraí, Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Biodiversidade Pampeana, pp.50-52.
- Mol, A. S.; 2014. Preparação e funcionalização de nano fibras (whiskers) de quitina e sua aplicação como agente de recuperação de propriedades em polímeros reciclados. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais) – UFMG, Belo Horizonte.
- Moura, C.; Muszinski, P.; Schmidt, C.; Almeida, J.; Pinto, L.; Quitina e quitosana produzidas a partir de resíduos de camarão e siri: avaliação do processo em escala piloto. Revista de Ciências Exatas e Engenharias – Vetor, pp. 37-45.
- Moura, J. M.; Ferreira, A. F.; Silva, F. M.; Rizzi, J.; Pinto, L. A. A.; 2005. Obtenção de quitina a partir de carapaças de siri (*Maia squinado*): uso de um planejamento experimental na etapa de desmineralização. Revista de Ciências Exatas e Engenharias – Vetor, pp. 7-17.
- Ortega, E. *et al*; 2016. Long-term influence of chitin concentration on the resistance of cement pastes determined by atomic force microscopy. Revista Physica Status Solidi, pp. 3110-3116.
- Pereira, D.; 2014. Bivalves límnicos na América do Sul: subsídios para conservação de espécies nativas e para o controle do bivalve invasor *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). Tese (Doutorado em Ciências e Ecologia) – UFRGS, Porto Alegre.
- Pinto, A. S.; 2014. Otimização de processos de obtenção de quitina e quitosana do exoesqueleto do camarão amazônico (*Macrobrachium amazonicum*, Heller, 1863). Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia de Alimentos) – UFPA, Belém.
- Rasti, H.; Parivar, K.; Baharara, J.; Iranshahi, M.; Namvar, F.; 2017. Chitin from the mollusc chiton: Extraction, characterization and chitosan preparation. Revista Iranian Journal of Pharmaceutical Research, pp.366-379.
- Ribeiro, A. G. O. *et al*; 2018. Extraction and characterization of biopolymers from exoskeleton residues of the amazon crab *Dilocarcinus pagei*. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, pp.97-111.
- Rinaudo, M.; 2006. Chitin and chitosan: properties and applications. Revista Progress in Polymers, pp.603-632.



ANÁLISE DO POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOMASSA ORIUNDA DA ATIVIDADE VINÍCOLA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

1Bianca Breda, 2Tiago Panizzon, 3Marcelo Godinho, 4Taciane Polesello Kesties, 5Eduardo Sebben, 6Vania Elisabete Schneider

1 Instituto de Saneamento Ambiental (ISAM) – Universidade de Caxias do Sul (UCS), e-mail: bbreda@ucs.br; 2 Instituto de Saneamento Ambiental (ISAM) – Universidade de Caxias do Sul (UCS), e-mail tpanizzo@ucs.br; 3 Laboratório de Energia e Bioprocessos (LEBIO) – Universidade de Caxias do Sul (UCS), e-mail: mgodinho@ucs.br; 4 Instituto de Saneamento Ambiental (ISAM) – Universidade de Caxias do Sul (UCS), e-mail tpkesties@ucs.br; 5 Biosys Gerenciamento de Resíduos, e-mail: eduardo@biosysambiental.com.br; 6 Instituto de Pesquisas sobre Desastres (IPD/UFS) / Universidade Católica de Trujillo (UCT-Peru), e-mail: veschnei@ucs.br

Palavras-chave: biomassa; vinicultura; resíduos sólidos, resíduos industriais.

Resumo

O setor vinícola é caracterizado por sua grande e diversificada cadeia produtiva, o qual gera diversos subprodutos que são inerentes ao processo de elaboração de sucos e vinhos, entre eles resíduos como bagaço de uva, sementes, engaços, borras e águas residuais. A gestão inadequada dos resíduos resultantes da atividade pode resultar em impactos ambientais, ao mesmo tempo que representa um desperdício devido à possibilidade de agregar valor aos mesmos através do reaproveitamento para outras finalidades, otimizando o ciclo de vida dos produtos. Um dos possíveis destinos a esses resíduos seria a recuperação energética, considerando-se serem esses constituídos majoritariamente por biomassa. O estado do Rio Grande do Sul é o maior produtor de uvas do país, tendo produzido 734.982 toneladas de uva em 2022, 52% da produção nacional, sendo a maior parte destinada à elaboração de sucos e vinhos. Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi analisar o potencial gerador de biomassa oriunda da atividade de vinicultura no Rio Grande do Sul com vistas a subsidiar a tomada de decisões quanto a recuperação e valorização da mesma, uma vez dada a representatividade do Estado no cenário de produção de uvas nacional. Para tanto, realizou-se o levantamento da quantidade de vinícolas situadas no Rio Grande do Sul e de dados de capacidade produtiva máxima anual, oriundos das Licenças de Operação (LO) expedidas pelo órgão ambiental, local (municípios onde estão instaladas as atividades) e estadual. A geração de resíduos foi estimada a partir da transformação da capacidade produtiva dos produtos finais (L) em resíduos (kg), com base em referenciais teóricos. Foram delimitados 30 municípios que juntos abrigam um total de 563 empreendimentos vinícolas. Destes, foi possível obter as LO de 252 indústrias vinícolas distribuídas em 24 municípios. A capacidade máxima produtiva e a consequente produção total de biomassa vinícola obtidas foram de 733.488.186,72 L/ano e 293.395.274,70 kg/ano, respectivamente. Destes, o bagaço consiste no resíduo de maior geração, com 214.178,55 t/ano (73%), seguido do engaço, com 55.544,64 t/ano (18,25%) e borra e 25.672,1 t/ano (8,75%). Considerando a redução do teor de umidade, estimou-se a geração de biomassa seca em 110.720,04 t/ano, com destaque para os municípios de Flores da Cunha, Bento Gonçalves, São Marcos e Monte Belo do Sul, que juntos representam cerca de 70% do total. Tendo em vista o elevado montante de resíduos, o reaproveitamento da biomassa vinícola pela recuperação energética demonstra ser um potencial destino, porém remete a necessidade de desenvolver estudos de viabilidade para definição de tecnologias aplicáveis, bem como, de alternativas locais para implementação destas, considerando os custos com logística, aquisição e operação dos equipamentos necessários.

Introdução

Com o intuito de reduzir significativamente os impactos ambientais negativos causados pela produção de bens e serviços, o setor industrial vem modificando seus processos produtivos. As instalações e operações das indústrias podem ocasionar a degradação solo, danos à qualidade da água, poluição atmosférica e sonora, reduzir a biodiversidade local e causar agravos à saúde da população (MATTOS, 2023). Dentre as atividades industriais de importância, particularmente no Rio Grande do Sul, está o ramo vinícola, caracterizado por sua grande e diversificada cadeia produtiva voltada preponderantemente a elaboração de vinhos e sucos. Como decorrência, a atividade gera diversos subprodutos inerentes ao seu processo produtivo, sendo os mais notáveis: o bagaço de uva, sementes, engaços, borras e águas residuais (JACKSON, R. S., 2017).

Segundo o Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul (2022), o Estado é o maior produtor uvas do país, sendo responsável por cerca de 52% da produção nacional, com cerca de 734.982 toneladas de uva em 2022, sendo a grande maioria destinada à elaboração de sucos e vinhos. Como consequência, o Rio Grande do Sul é o maior gerador de resíduos vinícolas do país, em especial nas regiões mais produtoras, como a Serra Gaúcha (RS), a Serra do Sudeste (RS) e a Campanha Gaúcha (EMBRAPA, 2021).

Segundo Dal Molin (2021) “as vinícolas estão entre as indústrias que mais sofrem com o acúmulo de resíduos orgânicos, bem como as que buscam por novas tecnologias para agregar valores aos resíduos”. Ainda, destaca-se que, apesar da biomassa residual ser biodegradável, podendo ser usada como composto orgânico, necessita de um tempo mínimo de maturação, apresentando como desvantagem a necessidade de grandes áreas para compostagem e para aplicação. Caso não haja esse



tratamento prévio, antes da disposição no solo, pode se constituir como uma fonte de poluentes (CATANEO et al., 2008; CUNHA, 2018). Considerando-se o porte do setor, a gestão inadequada desses resíduos pode acarretar impactos ambientais, representando ao mesmo tempo um desperdício devido às suas características susceptíveis de serem aproveitados para outras finalidades, como a recuperação energética (BURATTO et al., 2016).

A utilização de biomassa para geração de energia, seja térmica ou elétrica, apresenta diversos benefícios, entre eles: promover redução significativa do volume dos resíduos e do passivo ambiental e contribuir para a diversificação da matriz energética brasileira, bem como sua descarbonização (BRASIL, 2020). Nesse cenário, a valorização de resíduos, seja pela recuperação mássica ou energética, alinha-se com o desenvolvimento sustentável, porém exige adaptações que devem ocorrer de forma simultânea, visando um equilíbrio entre o meio ambiente, o bem-estar social e o crescimento econômico-tecnológico.

Com base no exposto, o objetivo desse estudo foi analisar o potencial gerador de biomassa oriundos da atividade de vinicultura no Rio Grande do Sul com vistas a subsidiar a tomada de decisões quanto ao manejo e destinação ambientalmente seguros e a possível valorização energética dos mesmos.

Metodologia

A execução do trabalho ocorreu em três macro etapas: levantamento das vinícolas instaladas no estado do RS; Inventário da geração de resíduos da indústria vinícola; e, Determinação da massa total seca da biomassa vinícola.

Levantamento das vinícolas presentes no estado do RS

No sentido de se obter uma base preliminar da quantidade total de vinícolas alocadas dentro do território do Rio Grande do Sul, utilizou-se de dados secundários oriundos do relatório do SEBRAE (2020) para o setor vinícola (código CNAE 1112700), cujas informações provêm da Receita Federal do Brasil (RFB), com base nos dados declarados no momento da abertura da empresa. A partir destes, delimitou-se as fronteiras do estudo por meio de dois filtros:

- Representatividade em número de vinícolas: foram considerados municípios em que haviam, no mínimo, 4 empreendimentos instalados; e/ou
- Presença de empreendimentos vinícolas de porte médio, grande ou excepcional no município.

Definido isso, a coleta de dados acerca das indústrias vinícolas deu-se em diversas fontes de informações relacionados à: capacidade máxima produtiva, localização, geração e forma de disposição final de resíduos e efluentes, dentre outros. A ausência de uma base única e com acesso livre a essas informações fez com que fosse necessário utilizar dados das Licenças de Operação (LO) expedidas pelo órgão ambiental, tanto do Estado – FEPAM, quanto municipal – Secretarias Municipais de Meio Ambiente, visto que foi o único documento público disponível com informações oficiais. Sendo assim, para as indústrias vinícolas de porte médio, grande e excepcional, conforme Resolução CONSEMA Nº 372/2018 (RIO GRANDE DO SUL, 2018), foram levantadas as LO que estavam em vigor para o CODRAM 2710,20 publicadas no site oficial da Fundação Estadual de Proteção ao Meio Ambiente (FEPAM, 2021), licenciadas pelo Estado. Já para as vinícolas de porte pequeno e mínimo, licenciadas pelos municípios, buscou-se junto às Secretarias Municipais de Meio Ambiente as LO que estariam em vigor para esta atividade. Neste caso, realizou-se contato telefônico, via e-mail e reuniões com os municípios mais representativos de forma a obter acesso aos documentos. A partir das LOs estaduais e municipais foram extraídas as informações de interesse e plotadas em planilha Excel padrão, destacando-se: o número da licença, nome do empreendimento, coordenadas geográficas e capacidade produtiva máxima anual dos produtos finais.

Inventário da geração de resíduos da indústria vinícola

Considerando-se que nas Licenças de Operação não constam informações sobre geração de resíduos e suas tipologias, esses foram estimados a partir da capacidade máxima produtiva declarada nas LOs das vinícolas. Para se obter um fator de conversão entre capacidade produzida (litros) e os resíduos gerados (quilos), foram utilizados os dados de um estudo desenvolvido por empresa parceira, relativo à geração de biomassa de 45 vinícolas do Rio Grande do Sul, realizado durante a safra 2016/2017, o qual resultou em um fator de conversão de 0,4 kg de resíduos vinícolas (engajo, baço e borra) por litro de derivados da uva produzidos. Para atualização desses dados, utilizou-se o relatório da União Brasileira de Vitivinicultura (UVIBRA), publicado em dezembro de 2020, permitindo analisar a evolução da produção do setor no Estado.

Por fim, a quantidade total de geração de biomassa do processo vinícola necessitou ser segmentada em três tipologias específicas: engajo, bagaço e borra. Para obtenção dos percentuais relativos a cada resíduo, foram utilizados dados obtidos por VIGOLO, et. al. (2021), os quais verificaram um valor médio de 73% de bagaço, 18,25 % de engajo e 8,75% de borra.

A partir dos dados levantados obteve-se o potencial de geração de resíduos individual (por vinícola) e por município. Através destes, foi possível avaliar potenciais empresas que poderiam incorporar ao seu processo produtivo um equipamento para geração de energia através dos resíduos gerados, considerando-se especificamente a transformabilidade por gaseificação.

Definição da massa seca da biomassa vinícola

Considerando a possibilidade de armazenamento da biomassa para uso energético, torna-se necessário a redução do teor de umidade para elevar o potencial térmico, diminuindo também o volume de resíduos e consequentemente o custo de transporte (BURATTO et al., 2016). O teor de umidade resultante do estudo em escala laboratorial realizados pelo Laboratório de Energia e Bioprocessos da Universidade de Caxias do Sul – LEBIO/UCS (2021), está apresentado na Tabela 1.



Tabela 4 - Teores de umidade da biomassa vinícola

Resíduo	Bagaço	Engaço	Borra
Teor de umidade (%)	60%	70%	65%

Fonte: LEBIO/UCS (2021)

Desse modo, para definição da massa seca (umidade igual a zero) de cada resíduo vinícola foram descontados os teores de umidade observados (Tabela 1) da massa total da biomassa.

Resultados e Discussão

Delimitação da área de estudo

A primeira delimitação da área de estudo foi realizada com base no relatório gerado pelo SEBRAE (2020), o qual apresentou a listagem completa dos empreendimentos vinícolas existentes no Estado do Rio Grande do Sul e sua distribuição entre os municípios. Na Tabela 2 estão apresentados os municípios selecionados para o estudo.

De um total de 664 vinícolas distribuídas em 104 municípios Rio Grande do Sul (SEBRAE, 2020), os 30 municípios selecionados contam com um total de 563 empreendimentos vinícolas. Desta forma, esta delimitação permitiu diminuir o raio de busca em 67%, mas mantendo a representatividade de cerca de 85% dos empreendimentos englobados na pesquisa. Observou-se ainda que os municípios com maior representatividade são Flores da Cunha, Caxias do Sul e Bento Gonçalves, onde estão concentrados 304 empreendimentos, abrangendo 54% das vinícolas. Para os 30 municípios selecionados, procedeu-se para a etapa de busca das Licenças de Operação.

Inventário da geração de resíduos da indústria vinícola

Em consulta à base de dados da FEPAM (2021), foi possível verificar as Licenças de Operação em vigor de 61 vinícolas de porte médio, grande e excepcional, distribuídas em 19 municípios, conforme apresentado na Tabela 3.

Já no contato direto com os municípios, ocorreu a disponibilização de 200 Licenças em vigor. No entanto, cabe ressaltar que dos 30 municípios delimitados para o estudo, 6 deles não forneceram as Licenças de Operação, resultando em uma amostra final de 24 municípios. A Tabela 4 apresenta a distribuição das Licenças de Operação dos municípios que disponibilizaram as informações.

Desta forma, foram mapeadas no total 261 vinícolas de pequeno porte, representando aproximadamente 45% do total previsto, o que pode ser explicado pela ausência de licença ambiental de algumas vinícolas, por se enquadrarem como empreendimentos em faixa de isenção de LO (com área menor de 250m²), ou até mesmo desatualizações da listagem do SEBRAE, além do fato de alguns municípios não disponibilizarem as LO.

Destaca-se ainda que, destas 261 vinícolas mapeadas (considerando todos os portes), 9 possuíam problemas de confiabilidade nas informações contidas na LO, logo, o total de empreendimentos considerados neste estudo foi de 252 indústrias vinícolas, distribuídas em 24 municípios.

Tabela 5 - Relação dos municípios delimitados

Município	Quantidade de vinícolas	Município	Quantidade de vinícolas
Flores da Cunha	147	Jaguari	5
Caxias do Sul	87	Sobradinho	5
Bento Gonçalves	70	Campestre da Serra	4
Garibaldi	49	Canela	4
Farroupilha	31	Coronel Pilar	4
Monte Belo do Sul	23	Gramado	4
Nova Pádua	22	Guaporé	4
São Marcos	20	Porto Alegre	4
Antônio Prado	17	Santa Tereza	4
Cotiporã	8	Vacaria	4
Nova Roma do Sul	8	Candiota	3
Rolante	8	Dom Pedrito	3
Pinto Bandeira	7	Sarandi	3
Veranópolis	7	Alto Feliz	1
Santana do Livramento	6	Barra do Ribeiro	1
Total		563	

Fonte: SEBRAE (2020)



Tabela 6 - Distribuição das vinícolas licenciadas pela FEPAM (porte médio, grande e excepcional)

Município	Quantidade de vinícolas	Município	Quantidade de vinícolas
Flores da Cunha	19	Alto Feliz	1
Bento Gonçalves	9	Barra do Ribeiro	1
Garibaldi	8	Campestre da Serra	1
Farroupilha	3	Candiota	1
Santana do Livramento	3	Canela	1
Antônio Prado	2	Dom Pedrito	1
Caxias do Sul	2	Nova Pádua	1
Monte Belo do Sul	2	Nova Roma do Sul	1
Pinto Bandeira	2	Sarandi	1
São Marcos	2	-	-
Total		61	

Fonte: FEPAM (2021)

Tabela 7 - Distribuição das vinícolas licenciadas pelas Secretarias dos Municípios (porte pequeno)

Município	Quantidade de vinícolas quantificadas	Município	Quantidade de vinícolas quantificadas
Flores da Cunha	64	Gramado	4
Caxias do Sul	28	Pinto Bandeira	3
Bento Gonçalves	26	São Marcos	3
Farroupilha	16	Santa Tereza	3
Nova Pádua	15	Veranópolis	3
Nova Roma do Sul	9	Cotiporã	2
Antônio Prado	7	Santana do Livramento	2
Garibaldi	6	Sarandi	2
Monte Belo do Sul	6	Guaporé	1
Total		200	

Fonte: Secretarias Municipais de Meio Ambiente (2021)

Tomando como base o fator de 0,4 kg de resíduos vinícolas (engajo, baço e borra) por litro de derivados da uva produzidos, a Tabela 5 apresenta a conversão da capacidade máxima produtiva anual dos principais produtos (vinho branco, vinho tinto, espumante, suco) de cada município, em quantidade total de biomassa.

Tabela 5 - Capacidade máxima produtiva anual x biomassa

Município	Capacidade máxima produtiva anual ¹ (L)	Biomassa(kg)
Alto Feliz	250.000,00	100.000,00
Antônio Prado	14.011.600,00	5.604.640,00
Barra do Ribeiro	300.000,00	120.000,00
Bento Gonçalves	148.857.914,00	59.543.165,60
Campestre da Serra	20.690.000,00	8.276.000,00
Candiota	5.000.000,00	2.000.000,00
Canela	850.000,00	340.000,00
Caxias do Sul	28.979.850,00	11.591.940,00
Cotiporã	67.740,00	27.096,00
Dom Pedrito	200.400,00	80.160,00
Farroupilha	34.548.105,00	13.819.242,01
Flores da Cunha	211.481.877,72	84.592.751,09
Garibaldi	39.956.400,00	15.982.560,00
Gramado	324.200,00	129.680,00
Guaporé	1.320.000,00	528.000,00
Monte Belo do Sul	77.970.000,00	31.188.000,00
Nova Pádua	40.118.000,00	16.047.200,00
Nova Roma do Sul	6.856.000,00	2.742.400,00
Pinto Bandeira	5.050.000,00	2.020.000,00



Município	Capacidade máxima produtiva anual ¹ (L)	Biomassa(kg)
Santa Tereza	325.000,00	130.000,00
Santana do Livramento	8.725.000,00	3.490.000,00
São Marcos	80.363.700,00	32.145.480,00
Sarandi	1.302.400,00	520.960,00
Veranópolis	5.940.000,00	2.376.000,00
Total	733.488.186,72	293.395.274,70

Fonte: 1FEFAM e Secretarias Municipais de Meio Ambiente (2021)

A capacidade máxima produtiva e a consequente produção total de biomassa vinícola, nos 24 municípios em que foi possível obter dados, foi de 733.488.186,72 L/ano e 293.395.274,70 kg/ano, respectivamente.

De acordo com Embrapa (2021b), no ano de 2020 foram produzidos 409.084.368 L de vinho e derivados no Rio Grande do Sul. Esse valor confirma que a capacidade máxima de produção difere da produção real anual, sendo que o primeiro representa o volume potencial máximo da produção no estado.

Considerando a subdivisão dos resíduos sólidos orgânicos das vinícolas, apresentado por VIGOLO, et al. (2021), em bagaço, engaço e borra, de 73%, 18,25% e 8,75%, respectivamente, a Tabela 6 apresenta a biomassa segregada nas 3 tipologias de resíduos. Observa-se que o bagaço consiste no resíduo de maior geração, com cerca de 214.178,55 t produzidas por ano. Os resíduos de engaço e borra também se mostram significativos, totalizando gerações de 55.544,64 t/ano e 25.672,1 t/ano, respectivamente. Como a totalidade dos resíduos gerados em uma safra foi estimada em 293.395,27 t, isso resultaria em uma massa diária de resíduos, considerando o período usual de 90 dias trabalhados na safra, de 3.260 t/dia em média.

Tabela 6 - Estimativa da segregação da biomassa em seus componentes – base úmida

Localização (município)	Quantidade de resíduos por município (kg)		
	Base úmida		
	Engaço (18,25%)	Bagaço (73%)	Borra (8,75%)
Alto Feliz	18.250,00	73.000,00	8.750,00
Antônio Prado	1.022.846,80	4.091.387,20	490.406,00
Barra do Ribeiro	21.900,00	87.600,00	10.500,00
Bento Gonçalves	10.866.627,72	43.466.510,89	5.210.026,99
Campestre da Serra	1.510.370,00	6.041.480,00	724.150,00
Candiota	365.000,00	1.460.000,00	175.000,00
Canela	62.050,00	248.200,00	29.750,00
Caxias do Sul	2.115.529,05	8.462.116,20	1.014.294,75
Cotiporã	4.945,02	19.780,08	2.370,90
Dom Pedrito	14.629,20	58.516,80	7.014,00
Farroupilha	2.522.011,67	10.088.046,66	1.209.183,68
Flores da Cunha	15.438.177,07	61.752.708,29	7.401.865,72
Garibaldi	2.916.817,20	11.667.268,80	1.398.474,00
Gramado	23.666,60	94.666,40	11.347,00
Guaporé	96.360,00	385.440,00	46.200,00
Monte Belo do Sul	5.691.810,00	22.767.240,00	2.728.950,00
Nova Pádua	2.928.614,00	11.714.456,00	1.404.130,00
Nova Roma do Sul	500.488,00	2.001.952,00	239.960,00
Pinto Bandeira	368.650,00	1.474.600,00	176.750,00
Santa Tereza	23.725,00	94.900,00	11.375,00
Sant'Ana do Livramento	636.925,00	2.547.700,00	305.375,00
São Marcos	5.866.550,10	23.466.200,40	2.812.729,50
Sarandi	95.075,20	380.300,80	45.584,00
Veranópolis	433.620,00	1.734.480,00	207.900,00
TOTAL	53.544.637,64	214.178.550,52	25.672.086,54

Definição da massa seca da biomassa vinícola

Na Tabela 7 estão apresentadas as quantidades geradas de biomassa vinícola, desconsiderando-se o teor de umidade (base seca), conforme indicado na Tabela 1.



Tabela 7 – Estimativa da segregação da biomassa em seus componentes – base seca

Localização (município)	Quantidade de resíduos por município (kg)			
	Base seca			
	Engaço	Bagaço	Borra	Total
Alto Feliz	5.475,00	29.200,00	3.062,50	37.737,50
Antônio Prado	306.854,04	1.636.554,88	171.642,10	2.115.051,02
Barra do Ribeiro	6.570,00	35.040,00	3.675,00	45.285,00
Bento Gonçalves	3.259.988,32	17.386.604,36	1.823.509,45	22.470.102,12
Campestre da Serra	453.111,00	2.416.592,00	253.452,50	3.123.155,50
Candiota	109.500,00	584.000,00	61.250,00	754.750,00
Canela	18.615,00	99.280,00	10.412,50	128.307,50
Caxias do Sul	634.658,72	3.384.846,48	355.003,16	4.374.508,36
Cotiporã	1.483,51	7.912,03	829,82	10.225,35
Dom Pedrito	4.388,76	23.406,72	2.454,90	30.250,38
Farroupilha	756.603,50	4.035.218,66	423.214,29	5.215.036,45
Flores da Cunha	4.631.453,12	24.701.083,32	2.590.653,00	31.923.189,44
Garibaldi	875.045,16	4.666.907,52	489.465,90	6.031.418,58
Gramado	7.099,98	37.866,56	3.971,45	48.937,99
Guaporé	28.908,00	154.176,00	16.170,00	199.254,00
Monte Belo do Sul	1.707.543,00	9.106.896,00	955.132,50	11.769.571,50
Nova Pádua	878.584,20	4.685.782,40	491.445,50	6.055.812,10
Nova Roma do Sul	150.146,40	800.780,80	83.986,00	1.034.913,20
Pinto Bandeira	110.595,00	589.840,00	61.862,50	762.297,50
Santa Tereza	7.117,50	37.960,00	3.981,25	49.058,75
Sant'Ana do Livramento	191.077,50	1.019.080,00	106.881,25	1.317.038,75
São Marcos	1.759.965,03	9.386.480,16	984.455,33	12.130.900,52
Sarandi	28.522,56	152.120,32	15.954,40	196.597,28
Veranópolis	130.086,00	693.792,00	72.765,00	896.643,00
TOTAL	16.063.391,29	85.671.420,21	8.985.230,29	110.720.041,79

Estimou-se uma quantidade total de biomassa seca de 110.720,04 t/ano, sendo a grande maioria respectiva ao bagaço. Ressalta-se que ocorre uma redução média de 62,3% na massa total de resíduos devido à sua secagem. Ainda, os municípios de Flores da Cunha, Bento Gonçalves, São Marcos e Monte Belo do Sul, respectivamente por ordem de relevância, representam juntos cerca de 70% do total de geração de resíduos.

Neste sentido, visando minimizar impactos e custos com logística e instalação de equipamentos, os resultados indicam a possibilidade de *clusters* para a geração de energia, considerando estes quatro municípios. Contudo esse cenário remete a necessidade de desenvolver estudos de viabilidade de implementação e localização, considerando os custos com a aquisição e operação dos equipamentos necessários, bem como avaliação do *payback* e tempo de retorno do investimento.

Importante destacar que as principais características da biomassa vinícola são a sua sazonalidade e a fácil biodegradabilidade. A geração ocorre no período da safra, compreendida principalmente entre os meses de janeiro a março, ou seja, é uma quantidade bastante elevada produzida em um espaço curto de tempo, necessitando de planejamento adequado para reduzir os impactos ambientais e possibilitar o seu reaproveitamento. Desta forma, a secagem nesse contexto seria uma alternativa para o armazenamento, com redução de volume e de impactos com geração de líquidos e gases podendo assim ser processado ao longo do tempo de forma mais segura.

Logo, convém ressaltar que, por esses resíduos serem gerados apenas 3 meses ao ano, convém ainda avaliar, além da biomassa seca, outras tipologias de resíduos que pudessem ser processadas na entressafra, no caso da aquisição de um equipamento para geração de energia.

Considerações Finais

O estudo evidencia a potencialidade de reaproveitamento da biomassa vinícola uma vez considerada a quantidade de resíduos orgânicos gerados em uma safra no Rio Grande do Sul, estimados em 110.720,04 t/ano (base seca). A reutilização da biomassa orgânica apresenta múltiplos benefícios, incluindo a redução de passivos ambientais, a diminuição da emissão de gases de efeito estufa, e a geração de energia renovável, além de promover a sustentabilidade agrícola através da produção de fertilizantes naturais.

Dentre as formas de reaproveitamento, cabe destacar a recuperação energética pela possibilidade de converter a biomassa em gás ou calor e posteriormente em energia elétrica, que contribui para a redução da dependência de combustíveis fósseis e, conseqüentemente, as emissões de dióxido de carbono (CO₂), um dos principais gases responsáveis pelo aquecimento global. Considere-se ainda, a possibilidade do aproveitamento da biomassa vinícola no solo como fonte de nutrientes, visto que já é praticado em grande escala na região, porém deve ser melhor investigado em termos quantitativos e locais, para não



resultar em impactos negativos para as águas e o solo.

O reaproveitamento da biomassa orgânica é uma prática essencial para a promoção do desenvolvimento sustentável, capaz de integrar benefícios ambientais, econômicos e sociais. Além disso, a adoção de políticas públicas e iniciativas privadas que incentivem essas práticas é fundamental para maximizar os ganhos e enfrentar os desafios ambientais contemporâneos.

Contudo, cabe ressaltar sobre a sazonalidade da geração dos resíduos vinícolas e da necessidade de secagem e armazenagem, além do investimento necessário para efetivar esse sistema, necessitando de estudos de viabilidade econômica. Dentre as formas de viabilizar a implantação, sugere-se a formação de *clusters*, como no caso das vinícolas da Serra Gaúcha, onde concentram-se os grandes geradores de resíduos e podem trabalhar em parceria.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Rio Grande do Sul – FAPERGS, Biosys Ambiental e Universidade de Caxias do Sul, através do Instituto de Saneamento Ambiental e Laboratório de Energia e Bioprocessos, pelo projeto em conjunto denominado “Processo de Preparação de Biomassa para Novo Método de Gaseificação e Geração de Energia através dos Resíduos da Indústria Vinícola”, edital 07/2020 – FAPERGS PROGRAMA FINEP- TECNOVA/RS 2ª EDIÇÃO.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Relatório Final do Plano Nacional de Energia (PNE 2050). Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Planejamento e Desenvolvimento Energético. Brasília, 16 dez. 2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-563/Relatorio%20Final%20do%20PNE%202050.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2022.

BURATTO, W. G.; GUERI, M. V. D.; RIBEIRO, C. B.; BESINELLA, G. B.; JUNIOR, J. F. Potencial energético dos subprodutos vinícolas no Planalto Catarinense. Acta Iguazu, Cascavel, v.5, Edição Especial “I seminário de Eng. De Energia na Agricultura”, p.183-194, 2016. Disponível em: <https://e-revista.unioeste.br/index.php/actaiguazu/article/view/15984/10878>. Acesso em: mar. 2024.

CATANEO, C. B.; CALIARI, V.; GONZAGA, L. V.; KUSKOSKI, E. M.; FETT, R. Atividade antioxidante e conteúdo fenólico do resíduo agroindustrial da produção de vinho. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 29, n. 1, p. 93-102, jan./mar. 2008.

CUNHA, N. da. Projeto de uma planta de tratamento anaeróbico de resíduos vnicos com aproveitamento energético do biogás gerado. 2018.136 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul, 2018. Disponível em: <https://repositorio.ucs.br/xmlui/bitstream/handle/11338/4352/TCC%20Nat%C3%A1lia%20da%20Cunha.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 15 out. 2021.

DAL MOLIN, NAIARA. Avaliação da atividade vitivinícola na Serra Gaúcha com vistas à elaboração de inventários do ciclo de vida da cadeia produtiva. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais. Universidade de Caxias do Sul. Caxias do Sul. 2021.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Condições meteorológicas e sua influência na safra vitícola de 2021 em regiões produtoras de vinhos finos do Sul do Brasil. Jorge Tonietto, Marco Antônio Fonseca Conceição, Mauro Celso Zanus, Maria Emília Borges Alves. Embrapa Uva e Vinho. Documentos online, nº132. pg. 28. Bento Gonçalves. RS. 2021.

FEPAM. Licenciamento Ambiental. 2021. Disponível em: <http://www.fepam.rs.gov.br/licenciamento/area3/listaRazao.asp?area=3&buscar=2&tipoBusca=municipio&municipio=9999999&rao=&ramo=2.710,20>. Acesso em: 15 set. 2021.

JACKSON, R. S. Innovations in Winemaking. Science and Technology of Fruit Wine Production, Chapter 13, pg. 617-662. 2017. Science Direct. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800850-8.00013-2>. Acesso: mar. 2024.

LEBIO, Laboratório de Energia e Bioprocessos. Relatório técnico parcial de projeto: Processo de Preparação de Biomassa para Novo Método de Gaseificação e Geração de Energia através dos Resíduos da Indústria Vinícola. Universidade de Caxias do Sul (UCS/LEBIO). 2021.

MATTOS, C. R. Impactos ambientais de Distritos Industriais. Monografia. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Instituto Três Rios. Rio de Janeiro. 2023.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução CONSEMA 372/2018. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Porto Alegre. RS. 2018.



SEBRAE (Brasil). **Ambiente de Negócios Empresas**. 2020. Disponível em: <https://datasebrae.com.br/empresas-rs/>. Acesso em: 15 set. 2021.

UVIBRA, União Brasileira de Viticultura. **Comercialização de vinhos finos, espumantes e suco de uva elaborados no Rio Grande do Sul - mercado interno 2020 (litros)**. UVIBRA, 2020.

VIGOLO, M., et al. Estudo quantitativo de entradas e saídas do processo de elaboração de vinho tranquilo de mesa de uma indústria vinícola de porte médio. **EDUCS**, Caxias do Sul, v.1, p.207-217, 2021. Disponível em: <https://www.ucs.br/educs/arquivo/ebook/gestao-e-tecnologias-para-o-meio-ambiente-visoes-e-acoes-interdisciplinares-vol-1/>. Acesso em: 18 out. 2021.



CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E COMPOSIÇÃO GRAVIMÉTRICA DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE TAQUARA NO RIO GRANDE DO SUL

1Patrícia Braz Martins, **2**Denise Peresin, **3**Bianca Breda, **4**Tiago Panizzon e **5**Juliano Rodrigues
1, 2, 3, 4, 5 Instituto de Saneamento Ambiental - Universidade de Caxias do Sul, e-mails: pbmartins1@ucs.br; dperesin@ucs.br; bbreda@ucs.br; tpanizzo@ucs.br; jrgimene@ucs.br

Palavras-chave: Resíduos Sólidos Domésticos, Coleta Seletiva, Caracterização de RSU.

Resumo

A caracterização física e determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU), consiste na quantificação, em percentual de peso, dos tipos de materiais presentes em uma amostra de resíduos sólidos urbanos de um município, sendo uma ferramenta fundamental a ser utilizada para avaliar a eficiência da segregação dos resíduos por parte da população e da gestão municipal. Assim, este estudo teve como objetivo realizar a caracterização física e determinação da composição gravimétrica dos resíduos encaminhados para a coleta pública no município de Taquara/RS, que fica localizado na região metropolitana de Porto Alegre. A metodologia utilizada seguiu o estabelecido na NBR 10.007:2004 e as amostras foram coletadas em diferentes bairros localizados na zona urbana (ZU), onde são realizados dois tipos de coleta: a convencional, a qual recebe rejeitos e materiais biodegradáveis, e a seletiva, que recebe resíduos sólidos recicláveis; e na zona rural (ZR) é realizada apenas a coleta convencional, que recebe rejeitos, biodegradáveis e recicláveis para posterior triagem. A amostragem da coleta convencional foi composta por 2 amostras de 200 L (ZU e ZR) e da coleta seletiva foi composta por 4 amostras de 200 L (ZU), posteriormente segregadas em diferentes tipologias de resíduos, pesadas em balança, analisadas percentualmente e agrupadas nas categorias de orgânicos, recicláveis e descartáveis. Os resultados obtidos apontam que, dos resíduos destinados à coleta convencional da área urbana, 49,1% são descartáveis, 30,7% são materiais orgânicos e 20,1% são materiais recicláveis. Dos resíduos destinados à coleta seletiva da área urbana, a porcentagem de descartáveis é de 63,3%, de recicláveis é de 23,6% e a de orgânicos é de 12,7%. Dos resíduos destinados à coleta convencional da área rural, 76,2% são compostos de descartáveis, 14% de recicláveis e 9,8% de orgânicos. Na síntese total dos RSU destinados à coleta convencional (urbano e rural), os descartáveis totalizam 55% da composição, os orgânicos 26% e os recicláveis 19%. De acordo com os resultados obtidos no estudo, haviam cerca de 80% de resíduos descartáveis e orgânicos nas amostras da coleta convencional, porém, na porção composta por descartáveis o que se observou foi uma grande mistura de materiais, que inviabilizou a realização da triagem, bem como comprometeram a reciclabilidade dos materiais recicláveis. Na coleta seletiva, a porcentagem de recicláveis é de 24% e destaca-se que a maior porção dos recicláveis é composta por materiais volumosos, com peso baixo. Com tudo, este percentual pode ser considerado baixo e apontam uma oportunidade de melhoria. Os resultados do estudo evidenciam a necessidade da avaliação da oferta da coleta seletiva de resíduos sólidos na área rural e indicam a necessidade da criação de programas de educação ambiental que tenham por objetivo instruir a população de Taquara sobre a segregação correta dos resíduos, visando melhorar o índice de aproveitamento dos materiais recicláveis e biodegradáveis.

Introdução

O crescimento populacional exacerbado tem como consequência o aumento da geração de resíduos, ocasionando impactos ambientais que devem ser minimizados (IBRAHIM, 2015). A segregação incorreta de resíduos sólidos pode influenciar diretamente na resiliência e desenvolvimento sustentável de uma região. Esta prática pode gerar sérios impactos ambientais, como a contaminação dos recursos hídricos, do solo e da atmosfera, bem como a propagação de vetores e doenças (TELLES, 2022).

Para tanto, a Lei Federal nº 12.305/2010 institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecendo seus princípios e instrumentos, além de apresentar diretrizes para a gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos, incluindo as responsabilidades dos geradores e do poder público (BRASIL, 2010). Os Resíduos Sólidos Urbanos são aqueles gerados nas residências, bem como nas atividades comerciais, industriais e de serviços, em quantidade e qualidade equiparáveis aos resíduos domésticos, além dos resíduos da Administração Pública e de varrição de vias públicas (ANA, 2021). De acordo com a PNRS (BRASIL, 2010), gestão integrada de RSU pode ser considerada como o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções sustentáveis para os resíduos sólidos, considerando as dimensões socioeconômicas e ambientais, possuindo como objetivo a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010). Entre os instrumentos da Lei, cita-se os Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, que é condicionante para os municípios terem acesso aos recursos da união referentes a limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Outros objetivos da PNRS muito importantes de serem ressaltados, são: o estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo e o incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista o fomento ao uso de matérias-primas derivadas de materiais reciclados (BRASIL, 2010). No entanto, o que se observa é o baixo índice de reciclagem de resíduos gerados, consequência dos materiais que não são corretamente segregados e destinados. De acordo com dados coletados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no Brasil, no ano de 2022, a taxa de recuperação efetiva dos resíduos



recicláveis urbanos em relação a quantidade total coletada apurada foi de 2,37% (SNIS, 2023). Dessa forma, se faz necessária a criação de estratégias que auxiliem a melhora na gestão integrada dos resíduos sólidos nas cidades. Uma delas, é o estudo sobre a caracterização e composição dos RSU, auxiliando no diagnóstico dos hábitos de manejo da população de determinada localidade, bem como da participação da gestão pública neste processo. Este diagnóstico tem papel importante na elaboração de estratégias que reconheçam as fraquezas e auxiliem a criação de ações que visem uma melhor segregação, coleta, tratamento, reaproveitamento e destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos gerados nos municípios.

Com base nesse contexto, este trabalho teve como objetivo realizar a caracterização física e composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos para compor o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) do município de Taquara no estado do Rio Grande do Sul, de forma a identificar as fraquezas e pontos de melhoria no manejo de RSU.

Material e Métodos

Área de estudo e caracterização do manejo de RSU

O município de Taquara está localizado no Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1), na mesorregião Metropolitana de Porto Alegre e na microrregião de Gramado-Canela. A área total do município de Taquara corresponde a 452,57 km² (IBGE, 2022b), destes, 59,58 km² (13,16%) correspondem a área urbano e os 392,99 km² restantes da área do município são classificados como áreas rurais (86,83%) (TAQUARA, 2024a). A densidade demográfica na zona urbana é de 730 hab/ km² (pop. 43.469 hab), enquanto na zona rural é de apenas 25 hab/km² (pop. 9.773 hab).

Com relação ao manejo de RSU de Taquara, na área urbana os munícipes são orientados pelo poder público a segregar os resíduos nas categorias de resíduos orgânicos+rejeitos e resíduos recicláveis, sendo que os resíduos recicláveis devem ser destinados para a coleta seletiva e os demais resíduos à coleta denominada como convencional. Na área urbana, a instalação de lixeiras é de responsabilidade de cada residência, não havendo uma padronização municipal. A disposição dos resíduos destinados a cada uma das coletas ocorre na mesma lixeira ou no meio-fio, porém as coletas ocorrem em dias e horários distintos, no modelo porta-a-porta (TAQUARA, 2023).

Na área rural é realizada somente um tipo de coleta, sendo denominada pelo município de Coleta Convencional. Enquanto nessa coleta são encaminhados resíduos orgânicos, recicláveis e rejeitos, destaca-se que o município recomenda que os resíduos orgânicos sejam compostados nas residências. A coleta é realizada em pontos estratégicos, nas vias principais, onde estão instalados contêineres ou lixeiras comunitárias (TAQUARA, 2023). A mistura desses resíduos acaba sendo um problema, dificultando a segregação e aproveitamento dos mesmos na Central de Triagem.

A abrangência das coletas convencional e seletiva na zona urbana é de 100%, enquanto na zona rural a coleta convencional abrange cerca de 85% da área (TAQUARA, 2023).

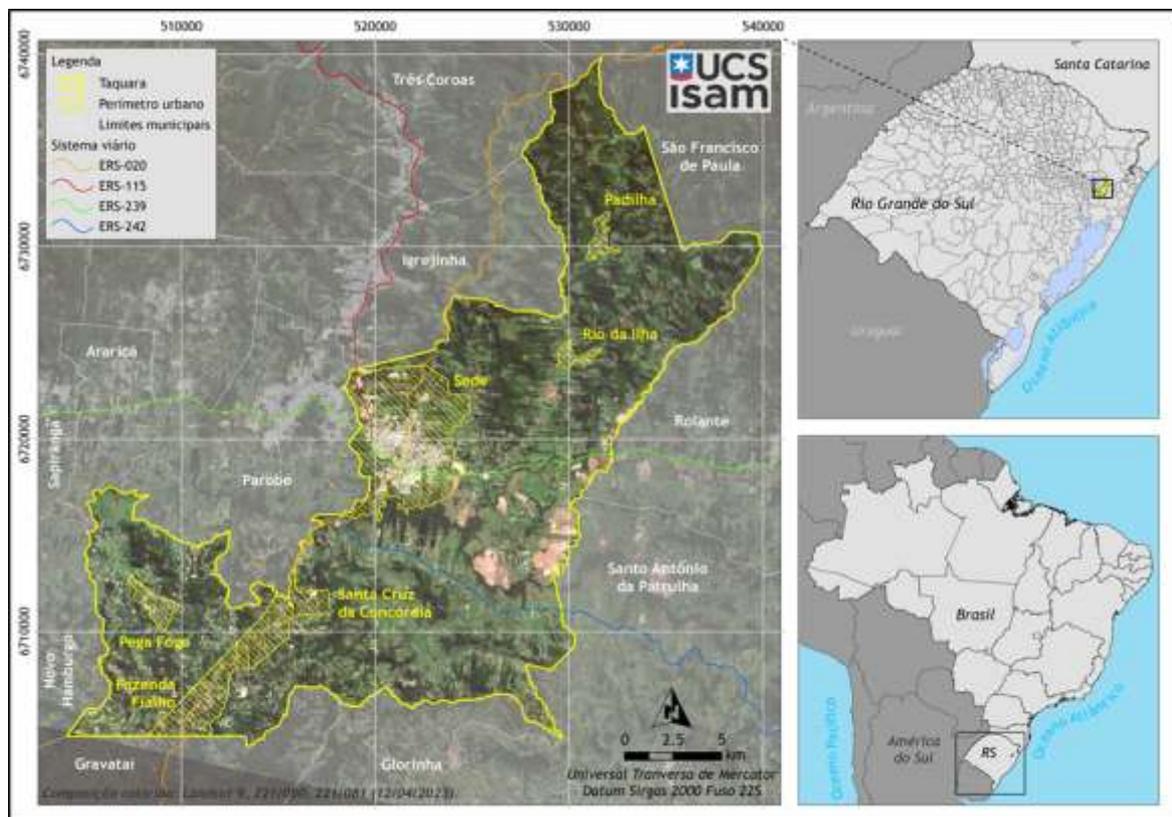


Figura 1 - Localização do município de Taquara/RS.

Fonte: adaptado de DAER (2014), IBGE (2022)



Caracterização Física e Composição Gravimétrica dos RSU

A determinação da composição gravimétrica consiste na categorização dos resíduos sólidos de um município, com a obtenção da fração de cada tipo de resíduo com relação ao peso total da amostra, permitindo que seja realizada uma análise qualitativa e quantitativa do perfil dos resíduos gerados pela população (HENDGES, 2021). A avaliação da Caracterização Física e Composição Gravimétrica dos RSU do Município de Taquara foi realizada nos dias 27 e 28 de março de 2024. A metodologia utilizada seguiu o estabelecido na NBR 10.007:2004 – Amostragem de resíduos sólidos (ABNT, 2004), adaptando a composição da amostra, conforme modelo sugerido por Schneider (1994), que consiste em:

- 4 amostras de 200 L, totalizando 800 L para os resíduos da coleta seletiva da área urbana e da coleta convencional da área rural;
- 2 subamostras de 200 L, totalizando 400 L para os resíduos da coleta convencional da área urbana.

A escolhas das amostras a serem coletadas considerou bairros de diferentes classes sociais, da área rural e urbana da cidade. A Figura 2 representa esquematicamente o método de composição das amostras.

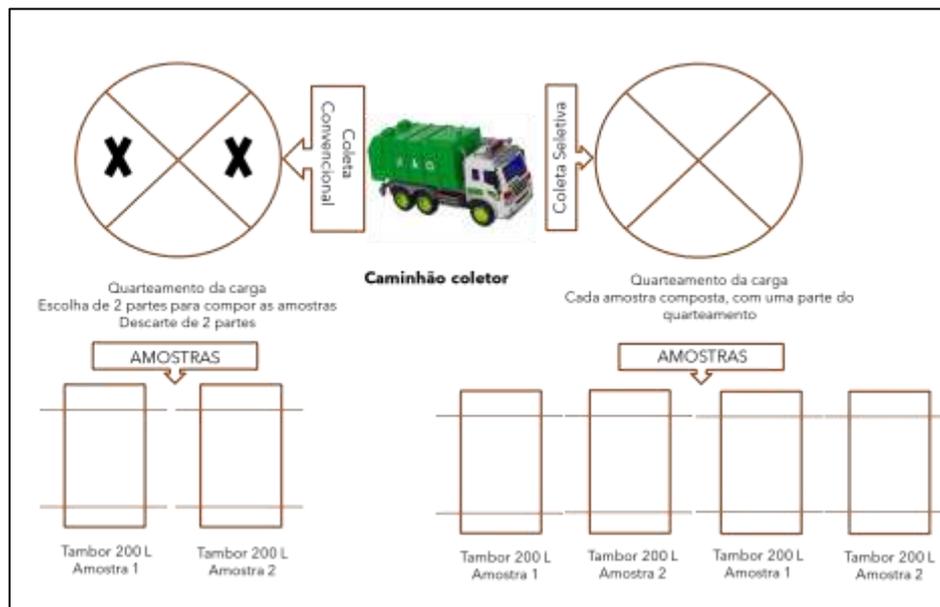


Figura 2 - Metodologia utilizada para composição das amostras de resíduos.

Após a composição das amostras, os resíduos foram segregados de acordo com a tipologia do material, para ser pesado posteriormente e agrupados, segundo os critérios propostos por Schneider (1994):

- a) biodegradáveis: materiais passíveis de serem reincorporados aos ciclos biogeoquímicos, por ação de organismos decompositores;
 - b) recicláveis: materiais passíveis de serem reincorporados aos ciclos produtivos industriais;
 - c) descartáveis: materiais para os quais ainda não existem processos que possibilitem o retorno de seus constituintes aos ciclos naturais ou artificiais em um curto espaço de tempo, ou que sua reciclagem não seja economicamente viável (rejeitos).
- O Quadro 1 foi elaborado a partir da escolha das amostras.

Quadro 1 – Origem das amostras de resíduos da caracterização de RSU de Taquara/RS

Tipo de Coleta	Origem	Bairros
Convencional (orgânicos e rejeitos) e Seletiva (recicláveis)	Área urbana	Nossa Senhora de Fátima e Sagrada Família
		Petrópolis e Jardim do Prado
		Eldorado, Santa Maria e Empresa
		Central – polígono Tristão Monteiro, Henrique Bauermann, RS239, Sebastião Amoretti
Convencional (orgânicos/rejeitos e recicláveis)	Área rural	Região da Fazenda Fialho
		Região de Padilha

Resultados e Discussão

Os dados obtidos na caracterização física e composição gravimétrica realizada no município de Taquara, são apresentados a seguir. São discutidos os resultados nas categorias de Coleta Seletiva da Zona Urbana, Coleta Convencional na Zona Urbana, Rural e Total (urbano e rural).

Na Figura 3 são apresentadas as tipologias dos resíduos conforme seu **potencial** de tratabilidade, encaminhados para a Coleta Convencional na zona urbana.

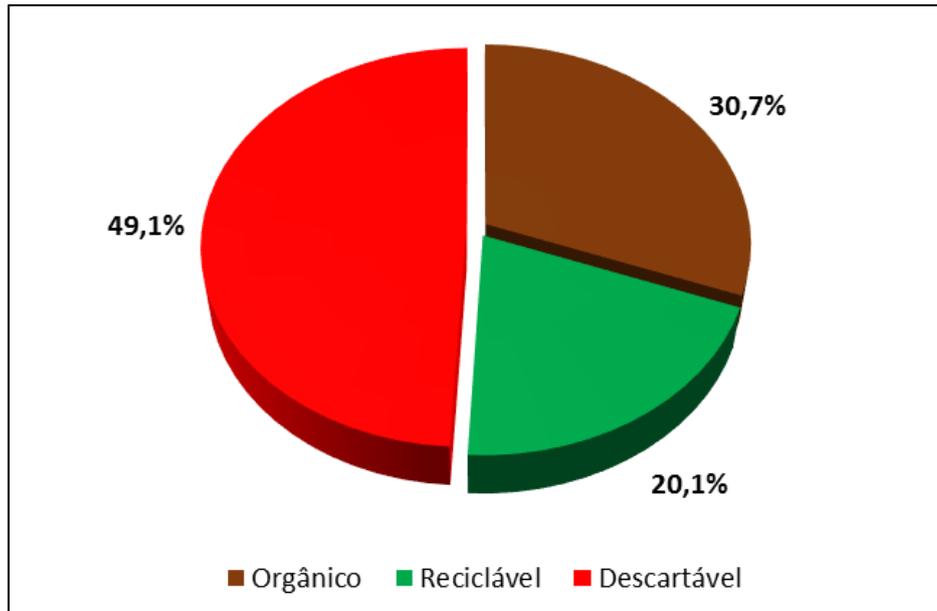


Figura 3 - Tipologia dos resíduos destinados à Coleta Convencional da Zona Urbana.

Analisando a Figura 3, observa-se que dos resíduos destinados à coleta convencional da zona urbana, cerca de 49% são compostos por resíduos descartáveis, considerando a massa dos resíduos. Destes, a maior parte refere-se a resíduos sanitários e rejeitos da triagem, sendo este último caracterizado por uma mistura de materiais contaminados que não puderam ser triados em função da má segregação. Os resíduos orgânicos representaram cerca de 31% do total da amostra. O percentual de resíduos recicláveis destinados para a coleta convencional foi de aproximadamente 20% da massa, valor considerado significativo, tendo em vista que existe uma coleta específica para estes materiais no município. A composição dos materiais recicláveis presente na coleta convencional da zona urbana é apresentada na Figura 4.

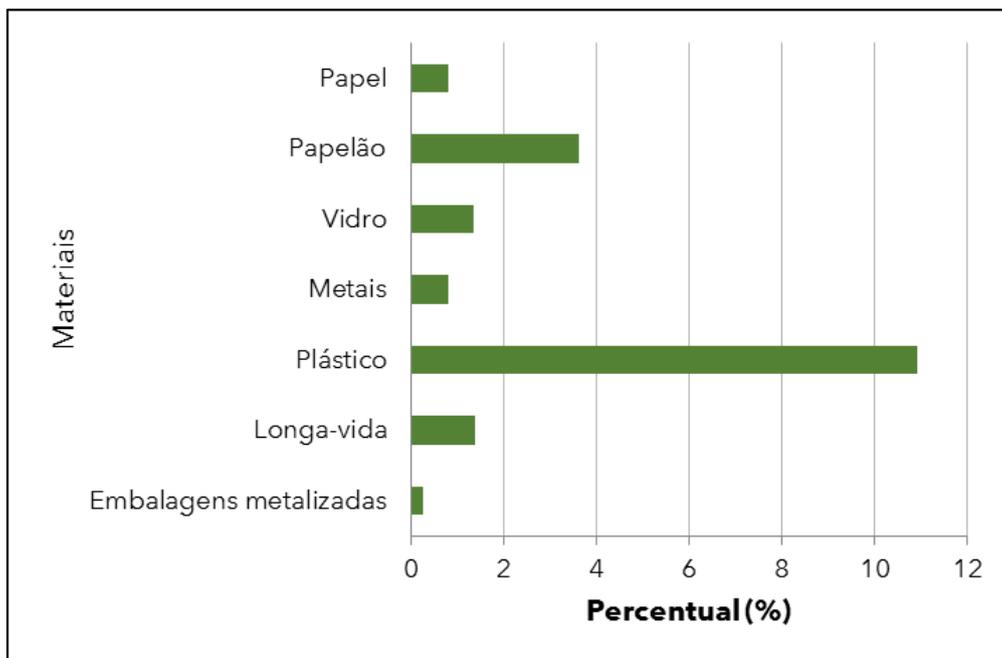


Figura 4 - Síntese dos materiais recicláveis da Coleta Convencional da Zona Urbana.

Dos 19,12% de materiais recicláveis que compõem a massa de resíduos, o maior percentual encontrado foi de plásticos (10,9%), seguido do papelão (3,63%) e longa-vida (1,37%). Dos plásticos, os “plásticos duro exceto PET” (Ex.: PEAD, PP e outros) foram os que apresentaram maior percentual (4,35%), seguidos pelos plásticos filme (3,98%), utilizados para embalar produtos, resíduos e alimentos, e 2,12% de PET.

Em relação aos resíduos destinados à Coleta Seletiva da zona urbana, as tipologias dos resíduos conforme seu potencial de tratabilidade, estão apresentadas na Figura 5.

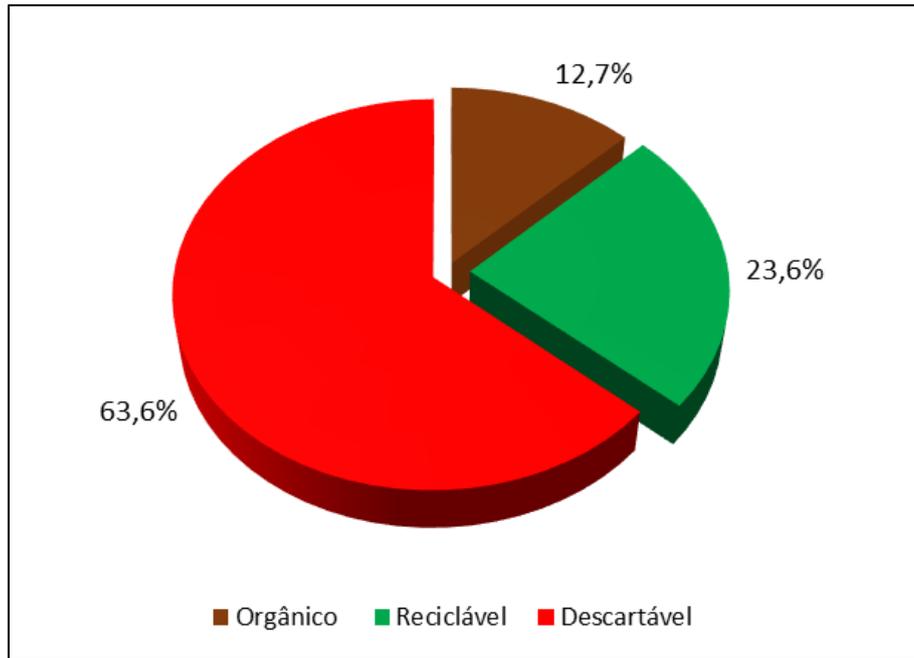


Figura 5 - Tipologia dos resíduos destinados à Coleta Seletiva da Zona Urbana.

Dos resíduos destinados à Coleta Seletiva na Zona Urbana, observa-se pela 5 que a grande maioria (~64%) da massa de resíduos é composta por materiais descartáveis, seguida pelos recicláveis (~24%) e dos orgânicos (~13%). Contudo, considerando que a coleta é específica para resíduos recicláveis, evidencia-se uma grande deficiência na segregação dos materiais. Destaca-se ainda sobre a categoria de descartáveis, que são compostos de uma mistura de materiais de pequeno volume ou impregnados de matéria orgânica (rejeitos que não puderam ser triados), que a presença de matéria orgânica junto ao resíduo reciclável acaba por contaminar o mesmo, o que faz com que perca qualidade e impede de serem reciclados.

A composição dos materiais recicláveis destinados à Coleta Seletiva na Zona Urbana está detalhada na **Erro! Fonte de referência não encontrada.6**, que muito similar à Coleta Convencional (tanto em termos quantitativos como qualitativos), a geração de plástico se destaca em relação aos demais representando 11,78% de composição total.

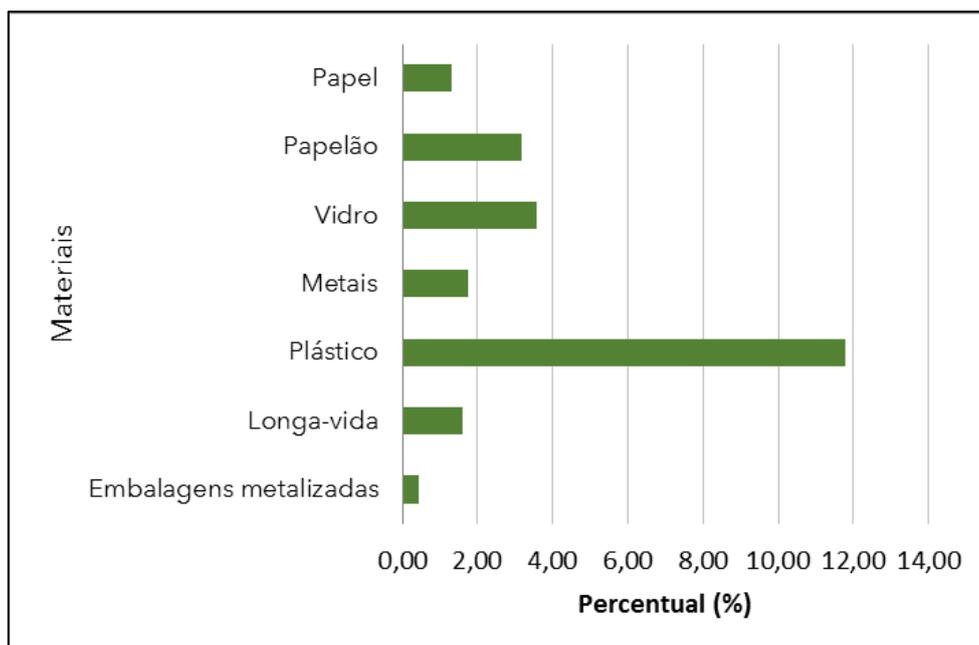


Figura 6 - Síntese dos materiais recicláveis da Coleta Seletiva na Zona Urbana.

Em relação aos resíduos destinados à Coleta Convencional da zona rural, as tipologias dos resíduos conforme seu potencial de tratabilidade, estão apresentadas na Figura 7.

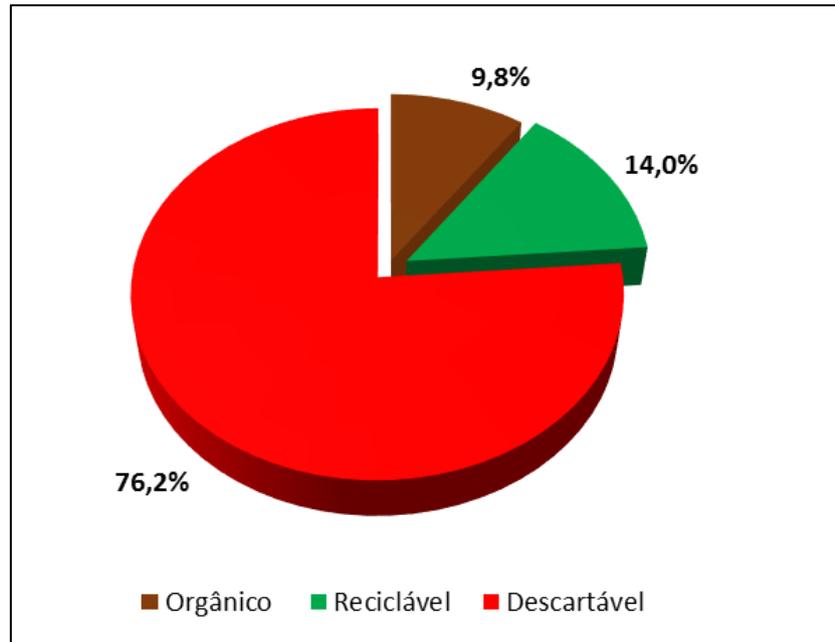


Figura 7 - Tipologia dos resíduos destinados à Coleta Convencional da Zona Rural.

Dos resíduos amostrados oriundos da Coleta Convencional da Zona Rural, identificou-se que 76,2% são compostos por materiais descartáveis. A quantidade de descartáveis em sua maioria refere-se a resíduos sanitários, como por exemplo fraldas, que apresentam massa superior ao dos resíduos recicláveis e assim percentual mais elevado. Importante destacar que na zona rural não há uma coleta específica para os resíduos recicláveis, portanto, parte da fração dos “descartáveis” são compostos por recicláveis contaminados por orgânicos/rejeitos. A categoria de reciclável representou 14%, quanto que os orgânicos 9,8%. A baixa fração de orgânicos pode ser explicada pela parcela que possivelmente é reaproveitada como composto/adubo nas propriedades rurais.

A composição dos materiais recicláveis (14,01% da massa de resíduos) presente na Coleta Convencional na Zona Rural é apresentada na **Erro! Fonte de referência não encontrada.8**.

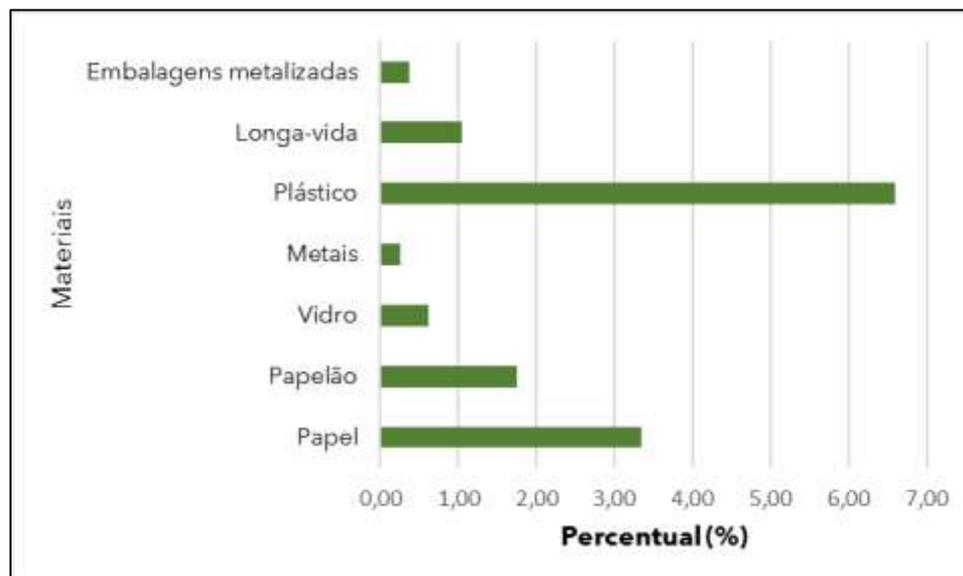


Figura 8 - Síntese dos materiais recicláveis da Coleta de Convencional na Zona Rural.

Observa-se na Figura 8 que novamente os maiores percentuais foram relativos aos materiais plásticos (6,60%), seguido pelo papel (3,34%) e papelão (1,75%). Dentre os resíduos plásticos, o plástico filme é o que apresentou o maior percentual (3,69%), seguido pelo plástico duro – PEAD, PP e outros (1,28%), sendo que o plástico duro - PET representou 0,51% da massa de resíduos.

A síntese da caracterização dos resíduos destinados à Coleta Convencional do município, ponderando a zona urbana e rural, está apresentada na 9.

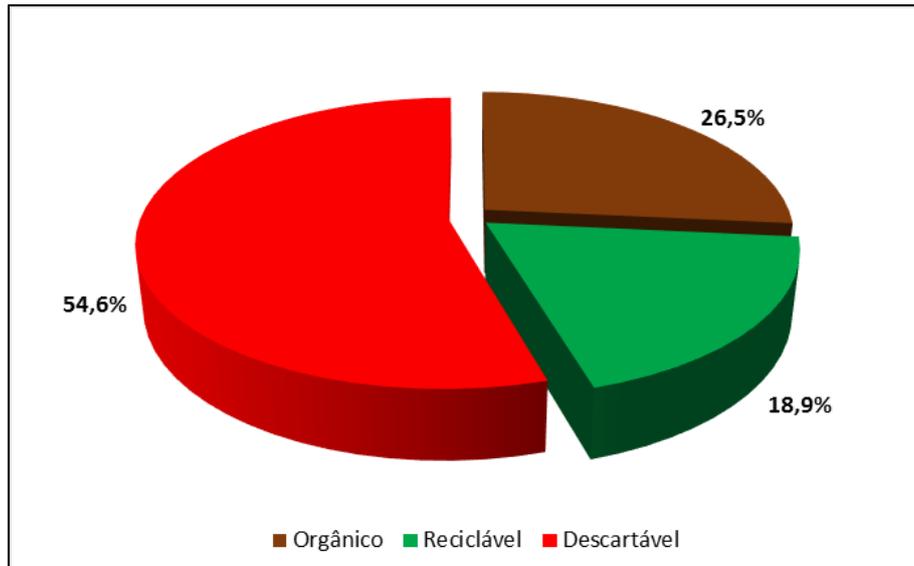


Figura 9 - Síntese da composição dos resíduos destinados à Coleta Convencional (Urbano + Rural).

Com base nos resultados apresentados na Figura 9, observa-se que dos resíduos do município (Zona Urbana + Rural) destinados à Coleta Convencional, cerca de 55% são compostos por descartáveis, 26% são orgânicos e aproximadamente 19% de resíduos recicláveis. Num geral, observa-se a necessidade de ações para melhorar esses índices e proporcionar melhor reaproveitamento, tanto de recicláveis, quanto de orgânicos, a fim de atender as metas do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES).

A Tabela 1 apresenta a síntese dos resultados da caracterização dos RSU destinados às coletas públicas do município.

Tabela 1 – Tabela síntese das categorias de materiais destinados a cada uma das coletas

Categoria	Coleta Convencional (%)		Coleta Seletiva
	Zona Urbana (%)	Zona rural (%)	Zona Urbana (%)
Orgânico	30,7	9,8	12,7
Reciclável	20,1	14,0	23,6
Descartável	49,1	76,2	63,6

A soma entre o percentual de orgânicos e descartáveis presentes na amostra total da coleta convencional é de cerca de 80%, tanto na zona urbana, quanto rural, que por se tratar da coleta dedicada a essas tipologias, dando a ilusão de que a segregação é eficiente. Entretanto, o que se observou foi uma grande mistura de materiais, na qual os resíduos orgânicos e descartáveis contaminaram os materiais recicláveis, inviabilizando a realização da triagem, bem como comprometendo a reciclabilidade dos materiais.

Na caracterização dos resíduos destinados à coleta convencional da zona rural, observou-se um elevado percentual (76,2%) de resíduos descartáveis, e uma baixa porcentagem de materiais recicláveis. Este resultado pode ser relacionado com o fato de que na zona rural é realizada uma única coleta, para todos os tipos de resíduos e, também, a contaminação dos recicláveis, inviabiliza seu reaproveitamento.

Ainda, dos materiais destinados à coleta seletiva na área urbana, verifica-se que somente 23,6% da massa de resíduos é composta por materiais com potencial de reciclabilidade. Chama a atenção o percentual de 63,6% de resíduos descartáveis e 12,7% de resíduos orgânicos encaminhados inadequadamente a essa coleta, que acaba por contaminar a massa total de resíduos e dificulta o trabalho dos catadores da central de triagem.

Ao comparar os resultados de Taquara/RS com os de um estudo similar realizado no município de Farroupilha/RS, observa-se que o índice de segregação e destinação adequada dos resíduos recicláveis à Coleta Seletiva na zona urbana é consideravelmente baixo em Taquara (23,6%), visto que em Farroupilha esse percentual foi de aproximadamente 58%. Na análise da Coleta Regular na zona rural de Farroupilha, que possui uma tipologia semelhante à Coleta Convencional, o percentual médio de resíduos recicláveis foi semelhante em ambos os municípios, com 17%. No entanto, para esta mesma coleta, o percentual de resíduos descartáveis obtido foi de 22%, indicando maior reaproveitamento de orgânicos e menor contaminação dos resíduos em Farroupilha (ISAM,2015).

Além disso, cabe ressaltar que os percentuais de resíduos recicláveis que resultaram da composição gravimétrica configuram-se como o “potencial de reaproveitamento”. De acordo com os dados de comercialização de materiais disponibilizados pela Cooperativa de Reciclagem e Limpeza de Taquara Ltda (COORELI, 2023) responsável pela triagem e destinação dos RSU do município, atualmente são encaminhados para reaproveitamento apenas 7,8% do total de resíduos recebidos. Em quantidade, foram gerados no ano de 2023 em Taquara, aproximadamente 11.700 toneladas de RSU no ano, com



destaque para a quantidade de rejeitos enviados para aterro sanitário, que somaram 10.195,50 toneladas (87,3%), enquanto a parcela de seletivos efetivamente reciclados, correspondeu a apenas 911,10 toneladas (7,8%) e a quantidade estimada de orgânicos compostados foi de 576,41 toneladas (4,9%), somando o percentual total de massa recuperada de 12,7% (TAQUARA, 2023). Destaca-se que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos estabelece a meta do percentual da massa total recuperada para a região Sul de 66,7% até 2040, para o ano de 2024 o Plano sugere a porcentagem de 17,1% para esse indicador (BRASIL, 2022).

Comentários finais

A caracterização e composição gravimétrica de resíduos do município de Taquara, realizada para o Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos, demonstrou ser uma ferramenta útil e eficaz na análise crítica da segregação dos resíduos sólidos do município, identificando oportunidades de melhoria na separação dos resíduos e consequente otimização da recuperação dos materiais recicláveis e biodegradáveis.

Em Taquara, na Coleta Convencional da Zona Urbana, foi verificado um alto índice de contaminação de resíduos recicláveis por resíduos descartáveis e orgânicos, o que reduz a possibilidade de reciclagem dos materiais. Isso indica que parte desses materiais deveria estar sendo encaminhada para a Coleta Seletiva. Na coleta convencional da zona rural, todos os tipos de materiais são coletados de forma unificada, o que influencia diretamente a quantidade de reaproveitada na Central de Triagem (COORELI).

Observa-se que o município de Taquara apresenta um percentual de massa total recuperada abaixo da meta estabelecida para a região, assim como um baixo índice de destinação correta dos resíduos sólidos urbanos coletados. Em comparação, o município de Farroupilha/RS demonstrou um desempenho superior na segregação adequada dos resíduos, com um índice significativamente mais alto de resíduos recicláveis destinados à Coleta Seletiva.

Neste sentido, recomenda-se a criação e fortalecimento de políticas de educação ambiental que tenham como objetivo instruir toda a população sobre o escopo de cada tipo de coleta, bem como a separação correta dos resíduos, com foco no reaproveitamento de resíduos recicláveis e orgânicos. Ressalta-se que, para a zona rural, também há a necessidade da criação de uma coleta seletiva dedicada exclusivamente aos resíduos recicláveis, que pode ser realizada de maneira esporádica.

Este estudo possibilitou uma análise crítica da qualidade da segregação dos resíduos sólidos urbanos gerados no município de Taquara através dos dados quantitativos da caracterização e composição gravimétrica, demonstrando ser uma ferramenta importante para a identificação dos pontos de atenção e oportunidades de melhoria que auxiliem no desenvolvimento sustentável das cidades.

Agradecimentos

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e ao município de Taquara-RS.

Referências Bibliográficas

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Instrução Normativa 1, de 17 de maio de 2023. Dispõe sobre os requisitos e procedimentos a serem observados pela ANA para a comprovação da adoção da Norma de Referência (NR) nº 1/ANA/2021, que trata do regime, a estrutura e parâmetros da cobrança pela prestação do Serviço Público de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (SMRSU), bem como os procedimentos e prazos de fixação, reajuste e revisões tarifárias. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/regulacao-e-fiscalizacao/normativos-e-resolucoes/instrucoes-normativas/instrucoes-normativas-1/in-2023-01.pdf>. Acesso em: Set. 2023.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR nº 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro. ABNT, 2004.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: Jun. 2024.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2022. Disponível em: < <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf> >. Acesso em: Jun. 2024.

HENDGES, Antônio Silvío. Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil. EcoDebate. 2021. Disponível em: <<https://www.ecodebate.com.br/2021/06/29/composicao-gravimetrica-dos-residuos-solidos-urbanos-no-brasil/>>. Acesso em: Mar. 2023.

IBRAHIN, Francini Imene D.; IBRAHIN, Fábio J.; CANTUÁRIA, Eliane R. Análise Ambiental. Gerenciamento de Resíduos e Tratamento de Efluentes. São Paulo: SRV Editora LTDA. 2015.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Tabelas da Divisão Territorial Brasileira 2022. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/divisao-regional/23701-divisao-territorial-brasileira.html>>. Acesso em: Jun. 2024.



ISAM, Instituto de Saneamento Ambiental. Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos. Farroupilha, 2015. Disponível em: < <https://leis.farroupilha.rs.gov.br/acessos/consolida/decreto/Y12ELcjkLn2YX3Ey.html#>>. Acesso em Jun. 2024.

COORELI, Cooperativa de Reciclagem e Limpeza de Taquara Ltda. Estudo de caso da usina de triagem de Moquéim no município de Taquara. [documentos eletrônicos]. COORELI - Taquara/RS. 2023.

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico Temático - Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos. Brasil: Ministério do Desenvolvimento Regional, 2023. Disponível em < https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/arquivosnsa/arquivos_pdf/snis/residuos_solidos/diagnostico_tematico_visao_geral_rs_snis_2023_atualizado.pdf> Acesso em: Jun. 2024.

TAQUARA. Informações sobre a geração e gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos do município de Taquara. [documentos eletrônicos]. Prefeitura Municipal de Taquara: Secretaria de Meio Ambiente e Causa Animal. Taquara/RS. 2023.

TAQUARA. Dados Gerais. Site Oficial. Prefeitura Municipal de Taquara/RS. 2024. Disponível em: <https://www.taquara.rs.gov.br/conteudo/2889/918?titulo=Dados+Gerais>. Acesso em: Jun. 2024.

TELLES, Dirceu D. Resíduos sólidos: gestão responsável e sustentável – São Paulo: Blucher. 2022.



GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: AVALIANDO A INTEGRAÇÃO DA ANÁLISE DE FLUXO DE MASSA COM AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA SOB UMA PERSPECTIVA META-ANALÍTICA

1,2Eneida Campos Felipe de Brites, 2Francisco Javier Contreras Pineda

1,2 Instituto Federal de Brasília (IFB), Campus Estrutural, e-mail: eneida.brites@ifb.edu.br; 2 Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos (PPGTARH), Universidade de Brasília (UnB), Campus Darcy Ribeiro, Faculdade de Engenharia Civil e Ambiental, e-mail: pineda@unb.br

Palavras-chave: Gestão de resíduos sólidos; análise de fluxo de materiais; e avaliação do ciclo de vida.

Resumo

Frente aos desafios impostos pelo modelo de produção linear — extração, transformação e descarte — que comprometem a sustentabilidade ambiental, esta pesquisa propõe uma abordagem sistêmica que considera os resíduos como potenciais subprodutos para outros subsistemas, fomentando a circularidade dos materiais e a minimização dos impactos ambientais. Utilizando a Teoria de Enfoque Meta-Analítico Consolidado (TEMAC), o estudo examina a integração das ferramentas Análise de Fluxo de Massa (AFM) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), como uma abordagem que avalie as conexões de mercado entre matéria-prima, produto e resíduos. Por oferecer uma avaliação sistemática dos fluxos e reservas de materiais, a AFM fornece uma visão holística e integrada dos fluxos e reservas de materiais do funcionamento dos sistemas e subsistemas, conectando fontes, caminhos e armazenamentos de um material, enquanto a ACV compreende, sistematiza e considera as questões ambientais associadas à cadeia produtiva de um produto ou processo, identificando os trajetos do ciclo de vida mais impactantes ao meio ambiente. Com base na análise bibliométrica de publicações entre 2013 e 2023, identificou-se um aumento na adoção de práticas que integram AFM e ACV, indicando uma tendência na literatura que destaca sua eficácia para aprimorar a sustentabilidade no gerenciamento de RSU. As principais contribuições surgem das áreas de Ciências Ambientais, Energia e Economia, com destaque para as revistas "*Resources Conservation and Recycling*", "*Journal of Cleaner Production*" e "*Waste Management*". A China e os Estados Unidos são os países mais ativos nesta pesquisa. Foi possível associar os termos mais frequentes em quatro categorias temáticas: (i) mitigação de impactos ambientais e promoção do desenvolvimento sustentável; (ii) tecnologias de tratamento e disposição de resíduos com foco em recuperação de energia; (iii) ferramentas metodológicas para avaliar o potencial de aquecimento global e promover a economia circular; (iv) reciclagem de resíduos eletrônicos e metálicos através da simbiose industrial. As frentes de pesquisa sobre a temática abordam: avaliação do desempenho ambiental e econômico de sistemas de tratamento de RSU; quantificação do impacto e do potencial de redução da pegada de carbono em sistemas de gerenciamento de embalagens; métricas de circularidade para diferentes estratégias de economia circular; avaliação de diferentes cenários de sistemas de gerenciamento de RSU, investigação dos aspectos ambientais e econômicos da valorização do biogás; identificação de métodos de coleta de resíduos e seus benefícios associados; e análise sistemática da bioconversão de resíduos alimentares. Este estudo destaca a importância das estratégias integradas de AFM e ACV para a gestão eficaz de resíduos sólidos, servindo como modelo para decisões sistemáticas e comparação de cenários. Essas abordagens podem melhorar a sustentabilidade e a eficiência na gestão de resíduos, adaptando-se a diferentes condições ambientais e socioeconômicas. Apesar de suas limitações, como a dependência de bases de dados específicas, os resultados oferecem *insights* valiosos para pesquisadores, formuladores de políticas e gestores de resíduos. Futuras pesquisas deverão expandir e validar esses achados, explorando novas tecnologias e adaptações locais na análise de ciclo de vida. Este trabalho sublinha a importância de estratégias integradas que considerem tanto aspectos ambientais quanto econômicos, contribuindo de forma significativa para um gerenciamento de resíduos sólidos voltado para necessidade de políticas integradas que abordem os desafios emergentes na gestão de resíduos, promovendo um modelo de desenvolvimento baseado na circularidade dos materiais.

Introdução

O modelo de produção linear, baseado na extração de recursos, transformação e descarte, compromete a sustentabilidade ambiental há anos. A produção e o desenvolvimento industrial modernos dependem substancialmente do uso de recursos naturais. Essa dependência, combinada com a disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos (RSU) e a escassez crescente desses recursos, ameaça o desenvolvimento econômico sustentável e realça preocupações com o desperdício (Ferronato *et al.*, 2019).

Por outro lado, visualizar processos como ecossistemas industriais sugere que resíduos ou subprodutos de um sistema possam servir como matéria-prima para outros subsistemas. Essa abordagem promove a circularidade dos materiais, valorização dos resíduos e redução do impacto ambiental, integrando atividades de forma a otimizar o consumo de materiais e energia e minimizar a geração de resíduos.

Os resíduos sólidos estão intimamente relacionados com problemas globais, como mudanças climáticas, influenciados pela escassez de matérias-primas e energia, a conversão de resíduos em novos produtos, o reaproveitamento da energia contida nos resíduos e a degradação ambiental causada pelo descarte inadequado, resultando em poluição e riscos à saúde.



No Brasil, segundo o Panorama da Abrelpe (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) de 2018/2019, anterior a pandemia de Covid-19, foram geradas diariamente 217 mil toneladas de RSU, totalizando 79 milhões de toneladas por ano, com uma geração per capita de 1,039 kg/hab/dia. Desses resíduos, apenas 59,5% foram destinados a aterros sanitários, enquanto 15,5% foram para aterros controlados e 23% para lixões (Brasil, 2020), mostrando práticas inadequadas de descarte que afetam negativamente o meio ambiente.

O setor de gestão de resíduos enfrenta o desafio crescente de melhorar seu desempenho ambiental, frequentemente como uma responsabilidade local. Recursos limitados, a capacidade das autoridades locais e a limitada implementação da legislação específica dificultam práticas sustentáveis de gestão de resíduos (Thushari *et al.*, 2020).

Sob a ótica da gestão baseada na economia circular, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi concebida com a prevenção e a precaução como seus principais princípios, estabelecendo uma hierarquia que prioriza a não geração, redução, reaproveitamento, recuperação e reciclagem de resíduos sólidos, contribuindo ao mesmo tempo para a gestão dos materiais que tenham se tornado residuais e para a proteção de recursos naturais a médio e longo prazo. Embora a PNRS seja um referencial regulatório, pouco se desenvolve, em termos concretos, relevantes à prevenção de resíduos ou em medidas anteriormente ao próprio surgimento dos fluxos de resíduos, colocando-a ancorada na fase final do ciclo de vida dos produtos (Gonçalves-Dias, 2015).

Diante deste cenário, uma abordagem integradora que avalie adequadamente todas as conexões de mercado entre matéria-prima, produto e resíduos é essencial. A Análise de Fluxo de Materiais (AFM) tem demonstrado seu potencial para avaliar a interação entre fluxos de materiais, economia e meio ambiente. Com perspectivas dinâmicas de AFM, é possível observar a variabilidade ao longo do tempo e determinar possíveis mudanças nas tendências nos mercados de matérias-primas e resíduos (Brunner e Rechberger, 2016). Complementarmente, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) fornece informações ambientais cruciais para a redução do impacto ambiental, seja pelo uso eficiente de materiais ou por meio do destino apropriado dos produtos, fechando os ciclos de materiais.

A ACV se apresenta como uma metodologia analítica para calcular indicadores dos impactos ambientais potenciais de um produto, processo ou atividade humana, permitindo estimar e avaliar o desempenho ambiental em cada etapa do ciclo de vida, apoiando a identificação de oportunidades para prevenção da poluição e redução do consumo de recursos (Rebitzer *et al.*, 2004). A ACV compreende, sistematiza e considera as questões ambientais associadas à cadeia produtiva de um processo. Criada para computar entradas e saídas de um sistema, a ACV é usada para identificar os trajetos do ciclo de vida mais impactantes ao meio ambiente e avaliar as mudanças e seu correspondente impacto (Curran, 2013; Rebitzer *et al.*, 2004).

Os estudos de ACV centram-se exclusivamente nos fluxos internos de um sistema de produção, sem considerar os efeitos sobre outros sistemas econômicos relacionados. A AFM, por sua vez, oferece uma avaliação sistemática dos fluxos e reservas de materiais, permitindo compreender de forma holística e integrada o funcionamento dos sistemas e subsistemas, conectando fontes, caminhos e armazenamentos de um material (Brunner e Rechberger, 2004). A AFM pode ser aplicada no âmbito econômico, a bens e a substâncias, permitindo estimar os efeitos potenciais das políticas econômicas sobre os fluxos materiais (Binder, 2006), avaliando tendências das pressões ambientais, sem promover ligações diretas a impactos ambientais concretos e quantificáveis (Ferrão, 2009).

A avaliação de emissões, fluxos ambientais e reservas e seus efeitos ambientais associados, como desenvolvido na ACV, permite identificar pontos críticos, rastrear fluxos e entender as relações entre os processos, contribuindo na formulação de medidas específicas para uma melhor gestão dos resíduos.

Estudos recentes com foco na gestão de resíduos sólidos, integrando AFM e ACV, têm sido desenvolvidos internacionalmente, como o de Thushari *et al.* (2020) que apresentaram o planejamento da gestão de resíduos sólidos em uma área de verde de Bangkok, com base na AFM e ACV, bem como o de Meester *et al.* (2019), em que sugeriram como o MFA e o ACV podem ser usados para prever fluxos de materiais e o potencial benéfico ambiental da cadeia de reciclagem, orientando os formuladores de políticas e as indústrias para uma tomada de decisão eficaz.

Este estudo objetiva compreender o uso da integração das abordagens metodológicas AFM e ACV em pesquisas sobre resíduos sólidos, partindo da premissa de que sua integração pode apoiar decisões em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. Utilizando a Teoria de Enfoque Meta Analítico Consolidado – TEMAC (Mariano e Rocha, 2017), o estudo levantou a produção científica internacional sobre as abordagens, destacando linhas de pesquisa e tendências dominantes, fornecendo direções para uma gestão de resíduos mais sustentável.

Para alcançar esses objetivos, foram utilizados métodos abrangentes de revisão de literatura e análise de estudos de caso. A seguir, apresentam-se os materiais e métodos utilizados, os resultados obtidos, sua análise e, por fim, as considerações finais.

Material e Métodos

Este estudo é do tipo exploratório, de abordagem quantitativa e para tanto foi utilizada a Teoria de Enfoque Meta Analítico Consolidado – TEMAC, desenvolvido por Mariano e Rocha (2017), composta por três etapas: (i) preparação da pesquisa (múltiplas bases de dados); (ii) apresentação e interrelação dos dados e (iii) detalhamento, modelo integrador e validação por evidências. Segundo os autores esta teoria permite processar e investigar mais de uma base de dados, com etapas claras e análise segundo as teorias bibliométricas em seus princípios, garantindo maior precisão, robustez, validade, funcionalidade, tempo e custos. A Figura 1 apresenta o fluxograma do procedimento estabelecido no estudo.

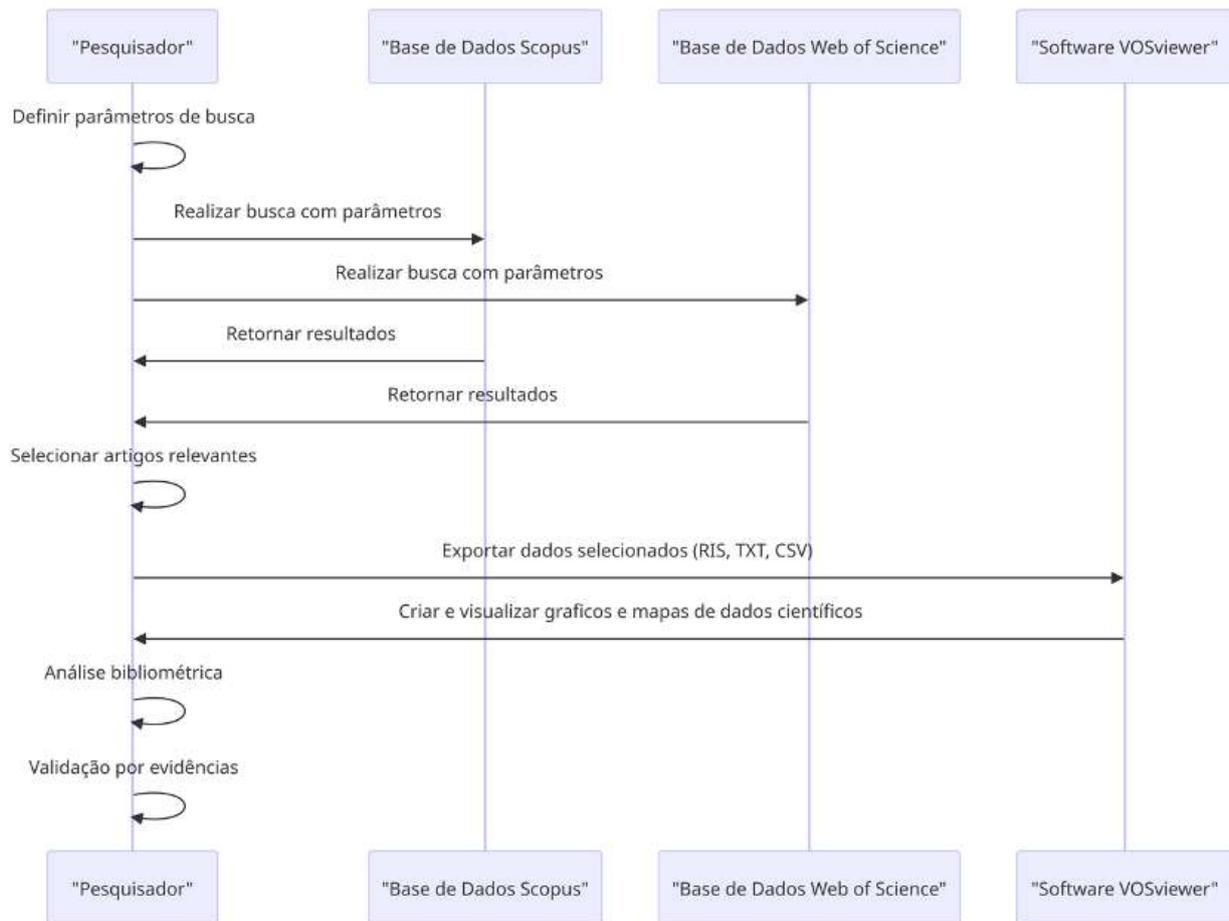


Figura 1: Fluxograma do procedimento desenvolvido por meio da Teoria de Enfoque Meta Analíticos Consolidado – TEMAC.

Fonte: Autores (2024)

Etapa 1 – Preparação da pesquisa

Esta primeira etapa consiste em estabelecer os parâmetros de busca, respondendo inicialmente quatro perguntas: qual o descritor, *string* ou a palavra-chave da pesquisa? Qual o campo espaço-tempo da pesquisa? Quais as bases de dados serão utilizadas? E quais áreas de conhecimento serão utilizadas? Considerando que este visou compreender o uso da integração das abordagens metodológicas AFM e ACV no contexto de resíduos sólidos, os termos usados para a busca de artigos na base de dados visaram a inclusão dos termos AFM, ACV e resíduos sólidos. Os termos pesquisados foram relacionados por operadores booleanos. Optou-se pela utilização dos termos *OR*, para termos correlatos, e *AND* para que fosse selecionados estudos que envolvesse AFM, ACV e resíduos sólidos.

Desta forma, o código de busca utilizado na pesquisa do banco de dados é apresentado conforme a seguir: *"substance flow analysis" OR "material flow analysis" OR "MFA" OR "SFA" AND "life cycle assessment" OR "LCA" AND "solid waste"*. A pesquisa incluiu, portanto, artigos escritos apenas em inglês de todos os periódicos acessados pela base de dados. Foram considerados somente publicações do tipo artigos, desconsiderando, por exemplo, capítulos de livros. Por fim, foi definido o período de publicação de entre 2013 e 2023, para alcance do estado da arte nos últimos 10 anos (Cronin *et al.*, 2008).

Definiu-se que a pesquisa ocorreria nas bases científicas *Scopus* e *Web of Science*, as quais são multidisciplinares e abrangem artigos de periódicos com alto fator de impacto e de diversas áreas, desta forma não foi estabelecido as áreas de conhecimento, permitindo assim que essa análise fosse verificada juntos aos resultados obtidos. Apesar do advento das bases de dados facilitarem a busca, é necessário compreender que elas funcionam via comparação de palavras extraídas por meio dos metadados e buscas realizadas. A extração dos dados nas bases científicas foi realizada no dia 19 de fevereiro de 2024.

Etapa 2 – Apresentação e interrelação dos dados

Nesta etapa se utiliza das leis bibliométricas para realizar a análise de relação entre os registros encontrados. Essas análises seguem basicamente a Lei do Elitismo e a Lei do 80/20, que são usadas para estimar o tamanho da elite em um determinado campo de conhecimento e identificar os 20% dos documentos que representam 80% das citações, respectivamente (Mariano e Rocha, 2017). Para este enfoque meta-analítico foram utilizadas as seguintes análises dos dados: a. evolução da produção científica, b. quais áreas trabalham com o tema, c. países com maior percentual de participação, e d. análise das revistas



que mais publicam sobre o tema.

Etapa 3 – Detalhamento, modelo integrador e validação por evidências

Por fim, nesta última etapa, são realizadas as análises com intuito de compreender melhor as principais abordagens, linhas de pesquisa, validação via evidências e entrega do modelo integrador por meio da comparação resultados das diferentes fontes (Mariano e Rocha, 2017). Os trabalhos foram exportados nos seguintes formatos: *TXT*, para o banco de dados *Web of Science*; *CSV* para base de dados *Scopus*; e *RIS*, para análise conjunta dos dois bancos de dados para obtenção da produção científica ao longo dos anos, relação de associação entre os termos e o mapa de co-ocorrência entre os termos aos longos dos anos, foram excluídos os trabalhos duplicados, isto é que se apresentavam nas duas bases de dados (a base escolhida para exclusão desses trabalhos foi a *Scopus*). O software de mapeamento científico utilizado foi o *VOSviewer* versão 1.6.19 para criar, visualizar e explorar os mapas de dados científicos. Este *software* pode ser usado para construir redes de publicação científica que podem ser conectados por coautoria, co-ocorrência, citação, acoplamento bibliográfico ou links de cocitação (van Eck & Waltman, 2010).

Resultados e Discussão

Para análise inicial, foram considerados os metadados 134, sendo 64 da *Scopus* e 70 da *Web of Science*, sem excluir trabalhos duplicados. Foram analisados a densidade por citação e o acoplamento bibliográfico. Posteriormente, foram eliminadas as duplicatas, totalizando 108 trabalhos (70 da *Web of Science* e 38 da *Scopus*, de onde se excluiu as duplicadas), para análise da produção científica ao longo dos anos, relação de associação entre os termos e o mapa de co-ocorrência entre os termos aos longos dos anos.

Ao analisar a produção científica (Figura 2) nos últimos dez anos (2013 a 2023), observou-se uma tendência de aumento entre 2019 e 2022, coincidindo com discussões internacionais sobre gestão de resíduos sólidos e políticas climáticas. Esse crescimento reflete o fortalecimento da pesquisa na área, impulsionado por conferências globais e iniciativas políticas.

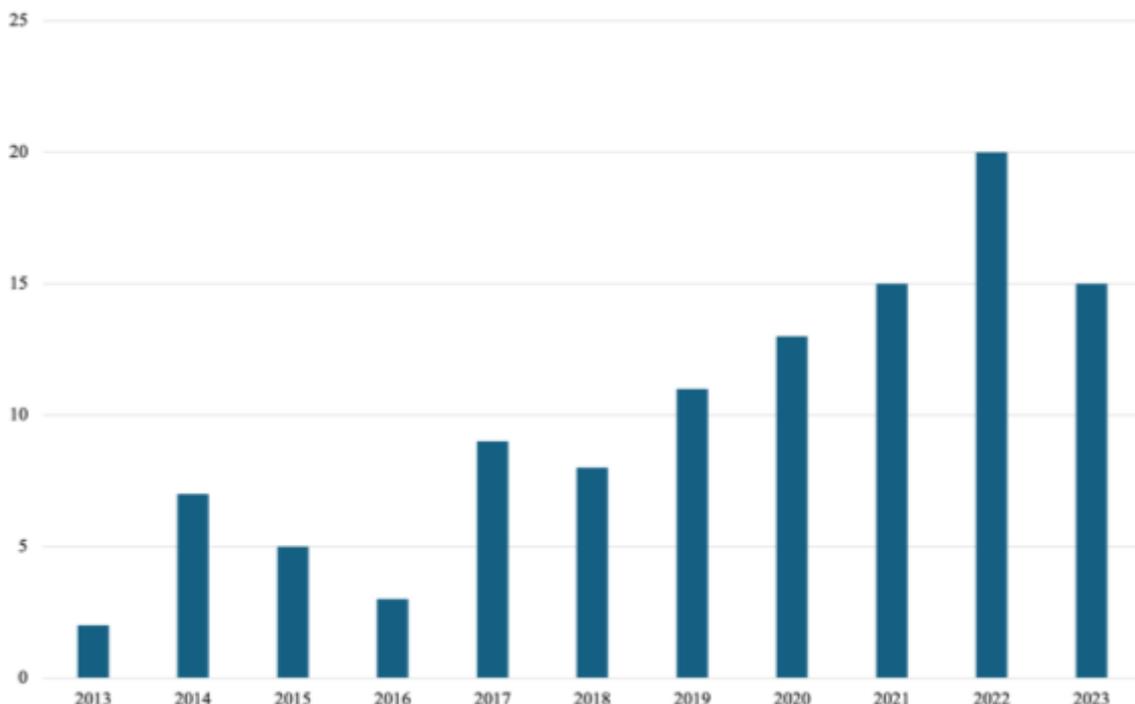


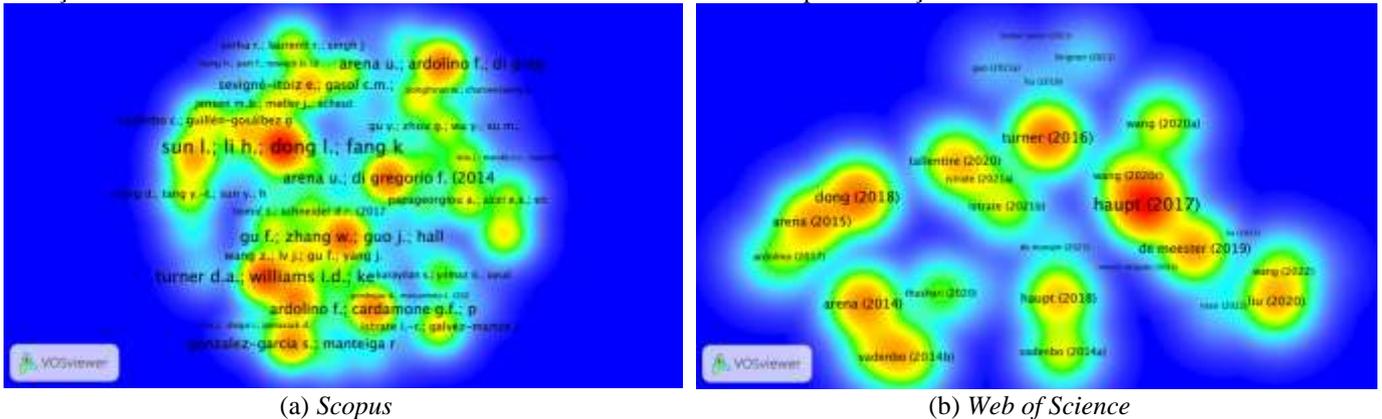
Figura 2: Evolução da produção científica entre os anos de 2013 e 2023.

Fonte: Autores (2024), compilado a partir dos dados extraídos do banco de dados Scopus e Web of Science, em 19/02/2024

A análise de densidade por citação na base *Scopus* (Figura 3a), o trabalho mais citado é de Sun *et al.* (2017), que desenvolveram uma análise integrada de fluxos de materiais e um modelo de avaliação emergética. Eles identificaram benefícios ecológicos significativos, como a redução de 204,7 milhões de toneladas de mineração, 69 milhões de toneladas de resíduos sólidos e 23 milhões de toneladas de emissão de CO_2 por ano. O consumo de energia foi reduzido em $11,3 \times 10^{22}$ unidades da carga ecológica. O segundo mais citado é de Turner *et al.* (2016), que aplicaram uma abordagem combinada de AFM estática e ACV para avaliar um sistema de gestão de resíduos sólidos, focando nas emissões de GEE. A AFM foi aplicada para avaliar os fluxos de massa e estoque do SGRS. Os impactos ambientais do sistema descrito pelo AFM foram avaliados utilizando ACV atribucional. A eficácia potencial das políticas de resíduos foi avaliada através da modelagem de três cenários alternativos baseados na implementação de medidas nacionais da política de resíduos: melhoria da coleta de resíduos alimentares, melhoria



na incineração e melhoria da reciclagem de resíduos secos. Eles concluíram que a implementação otimizada de políticas de redução de resíduos e desvio de resíduos alimentares dos aterros é crucial para alcançar metas de sustentabilidade.



(a) Scopus

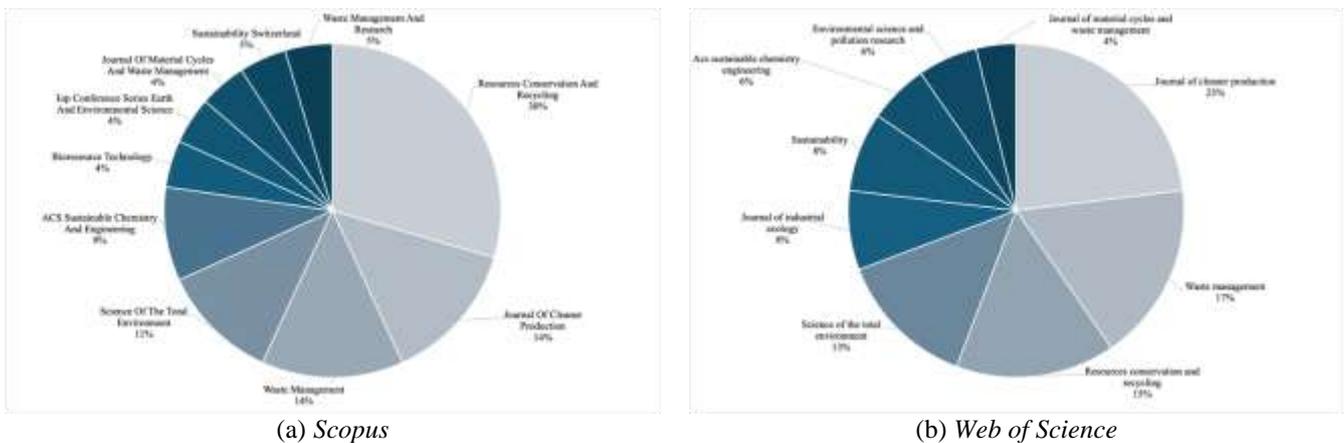
(b) Web of Science

Figura 3: Mapa de densidade de citação.

Fonte: Autores (2024), elaborado a partir dos dados extraídos do banco de dados do Scopus e Web of Science, em 19/02/2024

Na Web of Science (Figura 3b) o trabalho mais citado é de Haupt *et al.* (2016) que realizaram uma AFM do sistema suíço de gestão de resíduos sólidos de 2012. Eles descobriram que as taxas oficiais de coleta de materiais recicláveis eram infladas e não refletiam a disponibilidade real de materiais secundários. O estudo revelou um potencial significativo de melhoria na recuperação de materiais. Turner *et al.* (2016), também aparece como o segundo mais citado nesta base.

As Figuras 4 e 5 mostram, respectivamente, os periódicos e países com maior representatividade na pesquisa. “Resources Conservation and Recycling”, “Journal of Cleaner Productions” e “Waste Management”, são os periódicos mais relevantes em ambas as bases de dados. Na base Scopus, “Resources Conservation and Recycling” apresentou o maior percentual (30%), enquanto na Web of Science, a “Journal of Cleaner Productions” se destacou com 23%. Entre os países, China, Estados Unidos e Itália lideraram as publicações, seguidos por Japão, Espanha, Suécia e Suíça, indicando uma forte concentração de pesquisa em países desenvolvidos.

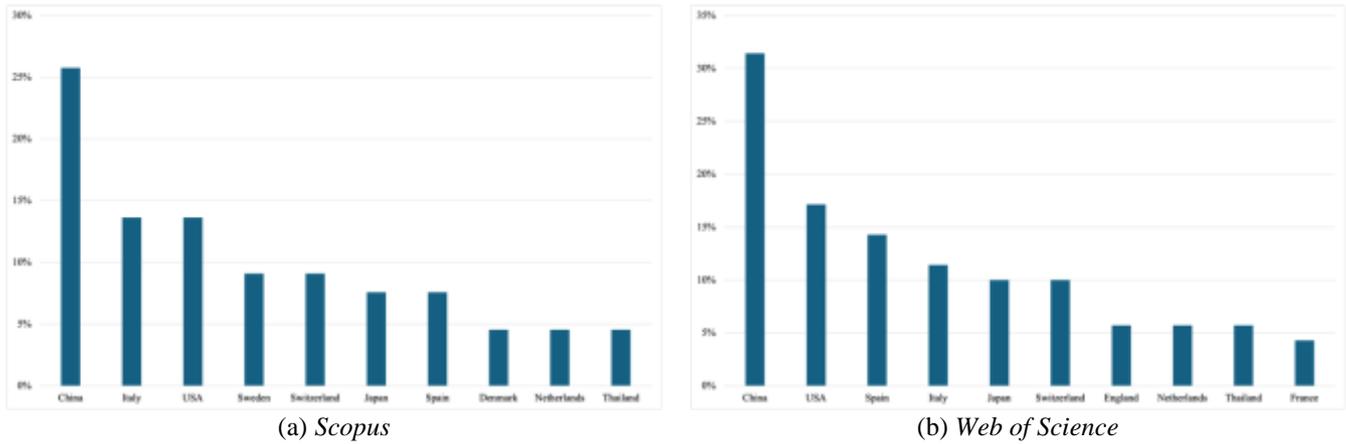


(a) Scopus

(b) Web of Science

Figura 4: Representatividade das revistas que mais publicam sobre o tema.

Fonte: Autores (2024), elaborado a partir dos dados extraídos do banco de dados Scopus e Web of Science, em 19/02/2024



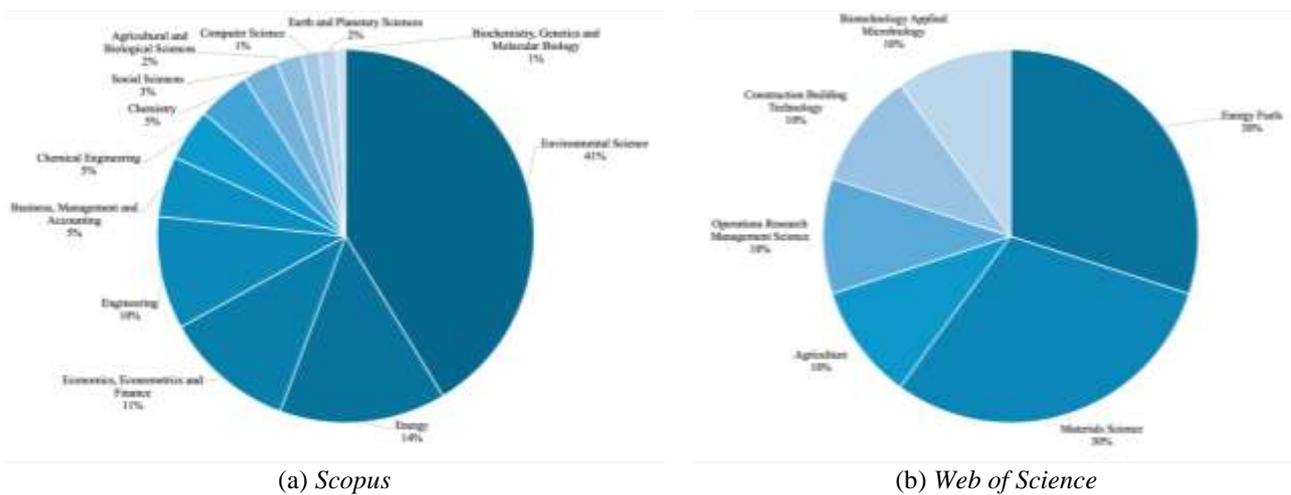
(a) Scopus

(b) Web of Science

Figura 5: Países com maiores percentuais de publicação.

Fonte: Autores (2024), elaborado a partir dos dados extraídos do banco de dados Scopus e Web of Science, em 19/02/2024

Acerca das principais áreas de pesquisa (Figura 6), no Scopus, as áreas mais destacadas são Ciências Ambientais, Energia, Economia e Finanças. Na Web of Science, além de Ciências Ambientais, a área de Engenharias também se destaca, refletindo relação entre questões econômicas, fluxo de matéria e energia da AFM e ACV quanto as questões ambientais.



(a) Scopus

(b) Web of Science

Figura 6: Representatividade das áreas de pesquisa.

Fonte: Autores (2024), elaborado a partir dos dados extraídos do banco de dados Scopus e Web of Science, em 19/02/2024

A análise de associações entre os termos (Figura 7) apresenta análise das palavras mais frequentes (quanto mais forte a palavra, maior a frequência do tema), indicando sua força de associação e os agregando em clusters, permitindo identificar redes de pesquisa e interesses compartilhados. A análise gerou 41 termos, com ocorrência maior e igual a cinco, e os agrupou em quatro clusters. “Life Cycle Assessment”, “Material Flow Analysis” e “Solid Waste”, são os termos em destaques por serem as palavras-chave selecionadas no estudo. O cluster verde contém termos relacionados à redução de impactos ambientais e desenvolvimento sustentável, como “carbon dioxide”, “carbono footprint”, “clima change”, “energy consumption”, “greenhouse effect” e “solid waste”. O cluster vermelho agrupa termos ligados às tecnologias de tratamento e disposição dos resíduos para recuperação de energia como “energy recovery”, “biogás”, “incineration” e “waste disposal”. O cluster azul associa ferramentas metodológicas, economia circular e impactos ambientais, incluindo, “circular economy”, “food waste”, “global warming potential”, “municipal solid waste”, “life cycle assessment” e “material flow analysis”. O cluster amarelo destaca a reciclagem de resíduos eletrônicos e metálicos, enfatizando “industrial symbiosis”, “metal waste”, “electronic waste”, “recycling” e “solid waste management”.

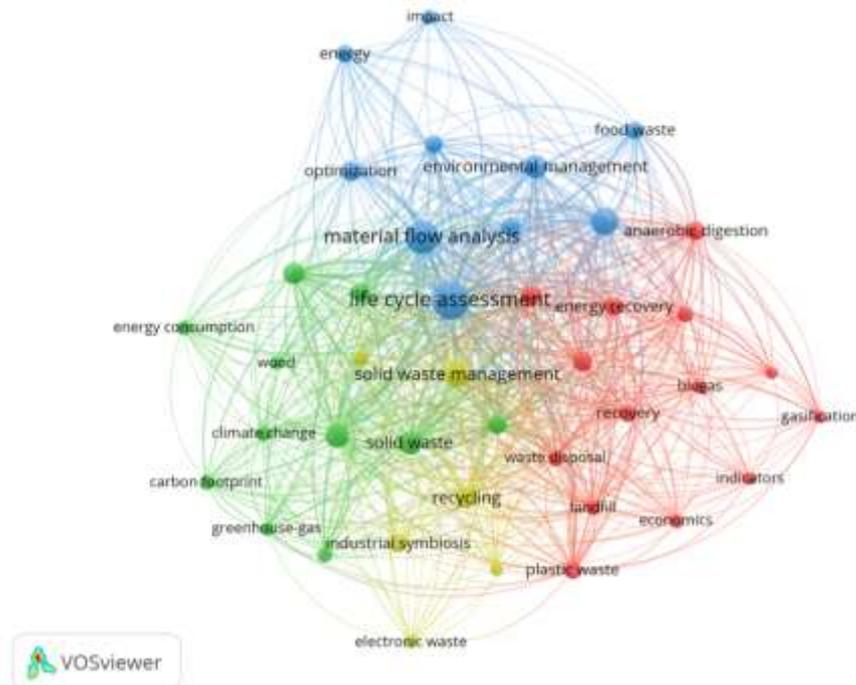
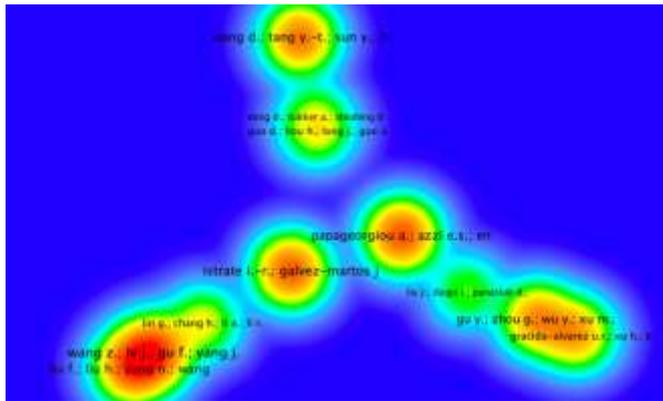


Figura 7: Mapa das relações de associação entre os termos.

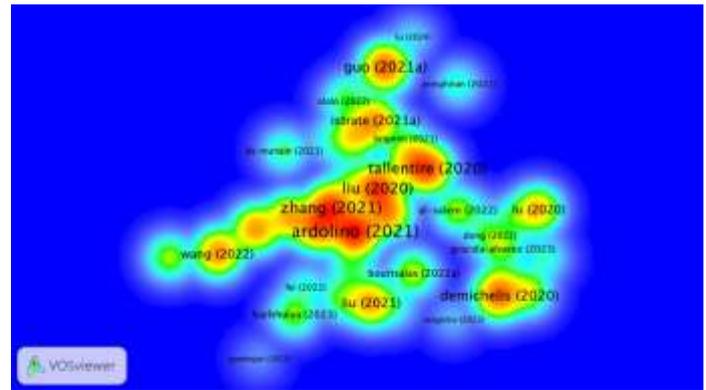
Fonte: Autores (2024), elaborado por meio do software VOSviewer, a partir dos dados extraídos do banco de dados Scopus e Web of Science, em 19/02/2024

A Figura 8 mostra as linhas de pesquisa que estão em andamento nos últimos quatro anos. Para esse tipo de análise foi realizado um recorte dos dados para os anos 2020 a 2023, conforme indicado por Mariano e Rocha (2017). No Scopus (Figura 8a) ao observar a densidade do acoplamento bibliográfico têm-se a formação de um núcleo avermelhado e quatro alaranjados. Destacam-se estudos de Wang *et al.* (2020) que avaliaram o desempenho ambiental e econômico de um centro integrado de tratamento de RSU por meio da combinação de ACV e o custo do ciclo de vida (CCL). Acoplado a este estudo encontra-se os estudos desenvolvidos por Liu *et al.* (2021) e Lin *et al.* (2022). Liu *et al.* (2021) utilizaram ACV e CCL para comparar tecnologias da reutilização de cinzas de incineradores, empregando a AFM para modelar a transferência de metais pesados. Já Lin *et al.* (2022) quantificaram o impacto da pegada de carbono em sistemas de gestão de resíduos de embalagens de entrega rápida, integrando AFM e ACV. Outros estudos relevantes (mancha alaranjada) incluem Gu *et al.* (2020), que implementaram uma ACV de múltiplos ciclos de vida para vários métodos de utilização e/ou reciclagem de resíduos de garrafas PET e integram a AFM e o método de contabilização do valor ambiental para construir um modelo de contabilização do desempenho ambiental do sistema, e Gracida-Alvarez *et al.* (2023), que combinaram a ACV e AFM para avaliar os impactos do ciclo de vida e métricas de circularidade da implementação de diferentes estratégias de economia circular para embalagens plásticas.

Isoladamente, destacam-se três machas alaranjadas, representando os estudos de Instrate *et al.* (2021) e Papageorgiou *et al.* (2021) ao centro, e Wang *et al.* (2022) no centro superior. Instrate *et al.* (2021) aplicaram a AFM e ACV para comparar o atual sistema de gerenciamento de RSU de Madrid, na Espanha, com cenários futuros, avaliando o impacto potencial da eliminação progressiva da incineração na taxa do aterro sanitário e no sistema de RSU. Papageorgiou *et al.* (2021) investigaram os sistemas de biocarvão, produzido a partir de resíduos de madeira para recuperação energética, visando a utilização como remediação de solos, utilizando uma combinação de análise de fluxo de materiais e energia, ACV e AFS. Wang *et al.* (2022) combinaram a AFM e ACV para avaliar a transição do gerenciamento de resíduos sólidos de Nottingham, Reino Unido, após a promulgação das diretivas da União Europeia sobre práticas da gestão sustentável de resíduos.



(a) Scopus



(b) Web of Science

Figura 8: Mapa de densidade de *bibliografic-coupling*.

Fonte: Autores (2024), elaborado a partir dos dados extraídos do banco de dados *Scopus* e *Web of Science*, em 19/02/2024

Na *Web of Science* (Figura 8b), é possível observar a formação de três núcleos bem próximos em vermelho e três entre os alaranjados de forma mais isolada. Os estudos mais densos incluem Ardolino *et al.* (2021) acoplado com Zhang *et al.* (2021), Liu *et al.* (2020) e Tallentutire e Steubing (2020). O estudo de Ardolino *et al.* (2021) compara técnicas de obtenção de metano, numa perspectiva de ciclo de vida com aspectos ambientais e econômicos. Os autores utilizaram a ACV em sinergia com AFM aplicada especificamente a cada uma das opções tecnológicas, bem como a combinação de ACV com CCL. Zhang *et al.* (2021) revisaram casos de ACV para sistema de gerenciamento de RSU indicando o melhoramento de fluxos e processos para fornecer estratégias de gerenciamento de resíduos. Considerando que a AFM determina o fluxo de resíduos, o estudo de Liu *et al.* (2020) integrou a AFM e ACV para modelar a reciclagem de resíduos de papel na China, enquanto Tallentutire e Steubing (2020), realizaram uma AFM e ACV para avaliar os métodos de coleta de resíduos e seus benefícios ambientais.

Analisando os estudos destacados na cor laranja (Figura 8b), tem-se os desenvolvidos por Demichells *et al.* (2020), Guo *et al.* (2021) e Instrate *et al.* (2021), sendo este último já discutido na análise da base *Scopus*. Demichells *et al.* (2020), propuseram uma metodologia para avaliar a produção de bioetanol a partir de diferentes biomassas residuais, utilizando a AFM para investigar a viabilidade técnica e a ACV para avaliação ambiental. Guo *et al.* (2021) realizaram uma análise sistemática dos fluxos de materiais e dos impactos ambientais de uma planta de bioconversão de resíduos de alimentos (proveniente de unidades familiares, restaurantes, cantinas e pó de casca de arroz). Eles utilizaram a AFM sob uma perspectiva sistêmica, fornecendo uma visão detalhada da transferência e distribuição de materiais e substâncias, e a ACV para avaliar o impacto ambiental.

Consubstanciando a análise das linhas de pesquisa, outro mapa gerado pelo software *VOSviewer* foi a co-ocorrência dos termos ao longo dos anos (Figura 9), identificando uma transição de temas voltados para disposição do resíduo e biogás para consumo e recuperação de energia de resíduos de alimentos e plástico. Temas de ACV, como potencial de aquecimento global e mudança climática têm sido acompanhados recentemente pela AFM.

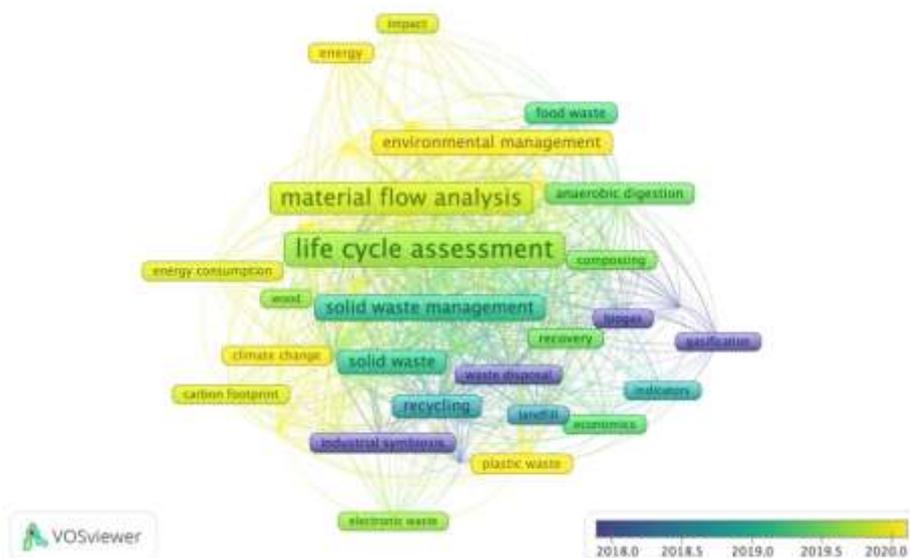


Figura 9: Mapa de co-ocorrência dos termos ao longo dos anos.

Fonte: Autores (2024), elaborado por meio do do software *VOSviewer*, a partir dos dados extraídos do banco de dados *Scopus* e *Web of Science*, em 19/02/2024



Comentários finais

O intuito deste trabalho foi de realizar um estado da arte dos últimos 10 anos sobre a integração das abordagens metodológicas de AFM e ACV, em pesquisas científicas voltadas aos resíduos sólidos. Para alcançar os resultados, utilizou-se a pesquisa bibliométrica, analisando densidade por citação, acoplamento bibliográfico e co-ocorrência dos termos. Além disso, foi realizado um levantamento da base de dados *Scopus* e *Web of Science*, considerando os seguintes critérios: evolução da produção científica, áreas de pesquisa, países com maior participação nos estudos e revistas que mais relevantes.

As análises indicam que, nos últimos dez anos, houve um aumento significativo nas publicações, especialmente nos últimos quatro anos (2020 a 2023), com o pico em 2022, quando foram publicados 20 estudos. Esse crescimento reflete o fortalecimento e expansão científica dentro do escopo deste estudo. As áreas de pesquisa que mais se destacaram foram Ciência Ambiental, Energia e Economia e Finanças. As revistas que mais publicam sobre o tema, são “*Resources Conservation and Recycling*”, “*Journal of Cleaner Productions*” e “*Waste Management*”. Em termos de origem das publicações, China e Estados Unidos lideram como os países a frente das pesquisas.

Os termos mais relevantes foram agrupados em quatro categorias: (i) redução de impactos ambientais e desenvolvimento relacionados aos resíduos sólidos; (ii) tecnologias de tratamento e disposição dos resíduos sólidos para recuperação de energia com foco na sustentabilidade; (iii) ferramentas metodológicas para estimar o potencial de aquecimento global e sua importância para uma economia circular voltada para gestão de resíduos sólidos e (iv) reciclagem de resíduos eletrônicos e metálicos sob a perspectiva da simbiose industrial.

Os resultados dos índices bibliométricos de acoplamento bibliográfico indicam que as frentes de pesquisa mais proeminentes sobre resíduos sólidos e as abordagens metodológicas de AFM e ACV incluem: avaliação do desempenho ambiental e econômico de sistemas de tratamento de RSU; quantificação do impacto e do potencial de redução da pegada de carbono em sistemas de gerenciamento de embalagens de entregas rápidas; construção de modelos de desempenho ambiental para garrafas PET e papel; avaliação dos impactos do ciclo de vida e métricas de circularidade para diferentes estratégias de economia circular; avaliação de diferentes cenários de sistemas de gerenciamento de RSU, incluindo fases de transição; avaliação de sistemas de biocarvão de resíduos de madeira e uso de cinzas para remediação de solos; investigação dos aspectos ambientais e econômicos da valorização do biogás; identificação de métodos de coleta de resíduos e seus benefícios associados; e análise sistemática da bioconversão de resíduos alimentares.

Este estudo revelou que a adoção de estratégias integradas de AFM e ACV pode atuar como modelo de referência de sistemas de decisão na gestão de resíduos sólidos, como pode comparar viabilidade e eficiência de diferentes cenários estabelecendo a cadeia de atividades que reflete o fluxo de materiais com seus impactos econômicos e ambientais. Seus resultados podem ser úteis aos pesquisadores, servir de base por formuladores de políticas e gestores de resíduos para o desenvolvimento de estratégias mais eficazes e sustentáveis de gestão de resíduos sólidos. Apesar das contribuições significativas, este estudo possui limitações, como a dependência de bases de dados específicas e a possível exclusão de literatura relevante publicada em outras fontes.

Com base nos resultados obtidos, pesquisas futuras podem ser desenvolvidas sobre a integração de AFM e ACV em diversos contextos para validar e expandir os achados deste estudo. Possíveis áreas de investigação incluem: explorar como estratégias de gestão de resíduos podem ser adaptadas ou otimizadas para diferentes áreas urbanas ou regiões com condições ambientais e socioeconômicas variadas; analisar a eficácia de longo prazo das estratégias de desvio para aterros, especialmente em contextos urbanos e em países em desenvolvimento; investigar como novas tecnologias e inovações podem ser integradas às práticas existentes de gestão de resíduos para melhorar a eficiência e o desempenho ambiental; e a adaptação local em ACV, incorporando especificidades locais ou regionais na avaliação do ciclo de vida. Além disso, pode-se explorar os efeitos de normas sociais, controle comportamental percebido e conhecimento sobre a intenção de separação de resíduos.

Em conclusão, a integração das ferramentas metodológicas AFM e ACV revela-se essencial para o gerenciamento eficaz dos resíduos sólidos. A combinação da AFM e da ACV permite uma análise abrangente da situação atual e de cenários futuros não somente nas etapas de gerenciamento do RS, mas também na análise do ciclo produtivo. Essa abordagem integrada facilita a identificação de desafios e oportunidades, além de possibilitar a proposição de soluções inovadoras e sustentáveis no escopo de uma simbiose urbana. Este estudo não apenas sistematiza o conhecimento relacionado a AFM e ACV no âmbito dos resíduos sólidos, mas também aprofunda o entendimento das interconexões entre essas ferramentas na perspectiva da gestão desta componente de saneamento. Assim, oferece *insights* para melhoria das práticas e pesquisa, e consequentemente, direcionar as questões impostas por um novo modelo de produção e desenvolvimento, baseado na circularidade dos materiais. Os resultados enfatizam a necessidade premente de adotar estratégias integradas e políticas focadas nos desafios emergentes da gestão dos resíduos sólidos.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Instituto Federal de Brasília (IFB) pelo afastamento concedido a servidora Eneida Campos Felipe de Brites, a fim de cursar Pós-Graduação *Stricto Sensu* no Programa em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos-PTARH, em nível de Doutorado, da Universidade de Brasília (UnB), o qual este estudo está vinculado.

Referências Bibliográficas

Abrelpe. 2022. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais.



- Ardolino, F. Cardamomo, G. F., Parrillo, F. Arena, U. 2021. Biogas-topbiomethane upgrading: A comparative review and assessment in a life cycle perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 139, 110588.
- Binder, C. 2006. From material flow analysis to material flow management Part I: social sciences modeling approaches coupled to MFA. *Journal Cleaner Production*, 15, 1596-1604.
- Brasil. 2020. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2019. Brasília: SNS/MDR, 244 p.
- Brunner, P. H. e Rechberger, H. 2004. *Practical handbook of material flow analysis*. Taylor & Francis Group. Florida, USA.
- Brunner, P. H. e Rechberger, H. 2016. *Practical handbook of material flow analysis: for environment, resource and waste engineers*. Taylor & Francis Group. Florida, USA.
- Curran, M.A. 2013. ‘Life Cycle Assessment: a review of the methodology and its application to sustainability’, *Current Opinion in Chemical Engineering*, 2(3), pp. 273–277.
- Cronin, P., Ryan, F., Coughlan, M. 2008. Undertaking a literature review: a step-by-step approach. *British Journal of Nursing*, 17, 1.
- Demichelis, F. Laghezza, M., Chiappero, M. e Fiore, S. 2020. Technical, economic and environmental assessment of bioethanol biorefinery from waste biomass, *Journal of Cleaner Production*, 277, 124111.
- Ferrão, P. C. 2009. *Ecologia Industrial: Princípios e Ferramentas*. IST Press. Instituto Superior Técnico.
- Ferronato N, Torretta V. 2019. Waste Mismanagement in Developing Countries: A Review of Global Issues. *Int J Environ Res Public Health*. Mar 24;16(6):1060. doi: 10.3390/ijerph16061060. PMID: 30909625; PMCID: PMC6466021.
- Gonçalves-Dias, S/ L. F., Ghani, Y. A. e Cipriano, T. A. R. 2015. Discussões em torno da prevenção e da política nacional de resíduos sólidos. *Ciência e Sustentabilidade*, 1, 34-49.
- Gracida-Alvarez, U., Xu, H., Benavides, P. T., Wang, M. e Hawkins, T. 2023. Circular economy Sustainability Analysis Framework for Plastics: Application for Poly(ethylene Terephthalate) (PET). *ACS, Sustainable Chemistry & Engineering*, 11, 2, 514-524.
- Gu, H., Jiang, C., Zhang, Z., Lu, W. e Wang, H. 2021. Material flow analysis and life cycle assessment of food waste bioconversion by black soldier fly larvae (*Hermetia illucens* L.). *Science of The Total Environment*, 750, 141656.
- Gu, Y., Shou, G., Wu, Y., Xu, M., Chang, T. Gong, Y. e Zuo, T. Environmental performance analysis on resource multiple-life-cycle recycling system: Evidence from waste pet bottles in China. *Resource, Conservation and Recycling*, 158, 104821.
- Lin, G., Chang, H., Li, X., Li, R. e Zhao, Y. 2022. Integrated environmental impacts and C-footprint reduction potential in treatment and recycling of express delivery packaging waste. *Resources Conservation and Recycling*, 179, 106078.
- Liu, M., T. S., Zhang, M. Ele, G., Chen, Z., Fu, Z. e Luan, C. 2020. Waste paper recycling decision system based on material flow analysis and life cycle assessment: A case study of waste paper recycling from China. *Journal of Environmental Management*, 255, 109859.
- Liu, F., Liu, H. Yang, N. e Wang, L. 2021. Comparative study of municipal solid waste incinerator fly ash reutilization in China: Environmental and economic performances. *Resources, Conservation and Recycling*. 169, 105541.
- Mariano, A. M. e Rocha, M. S. 2017. “Revisão da Literatura: Apresentação de uma Abordagem Integradora”. In AEDM International Conference–Economy, Business and Uncertainty: Ideas for a European and Mediterranean industrial policy. 2(2), pp. 245-273.
- Haupt, M. Vadenbo, C. e Hellweg, S. (2016). Do we have the right performance indicators for the circular economy?: Insight into the Swiss waste management system. *Journal of Industrial Ecology*, 21, 615-627.
- Istrate, I. R., Martos, J. L. G. e Dufour, J. 2021. The impact of incineration phase-out on municipal solid waste landfilling and life cycle environmental performance: Case study of Madrid, *Sapin*, 755, 142537.



- Meester, S., Nachtergaele, P., Debaveye, S., Vos, P. e Dewulf, J. 2019. Using material flow analysis and life cycle assessment in decision support: A case study on WEEE valorization in Belgium. *Resources, Conservation and Recycling*, 342, 1-9.
- Papageorgiou, A., Azzi, E. S., Enell, A. e Sundberg, C. 2021. Biochar produced from wood waste for soil remediation in Sweden: Carbon sequestration and other environmental impacts, *Science of The Total Environment*, 776, 145953.
- Rebitzer, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, G., Rydberg, T., Schmidt, W.-P., Suh, S., Weidema, B.P. e Pennington, D.W. 2004. *Environment International*, 30, 701-720.
- Sun, L., Li, H., Dong, L., Fang, K., Ren, J., Geng, Y., Fujii, M., Zhang, W., Shang, N. e Luij, Z. 2017. Eco-benefits assessment on urban industrial symbiosis based on material flows analysis and emergy evaluation approach: A case of Liuzhou city, China. *Resources, Conservation and Recycling*, 119, 78-88.
- Thushari, I., Vicheanteab, J. e Janjaroen, D. 2020. Material flow analysis and life cycle assessment of solid waste management in urban green areas, Thailand. *Sustainable*.
- Tallentire, C. W. e Steubing. 2020. The environmental benefits of improving packaging waste collection in Europe. *Waste Management*, 103, 426-436.
- Turner, D. A., Williams, I. D., Kempb, S. 2016. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. *Journal of Cleaner Production*, 129, 234-248.
- van Eck, N. J., & Waltman, L. 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, 84(2), 523-538.
- Wang, D., Tang, Y. T., Sun, Y. e He, Ju. 2022. Assessing the transition of municipal solid waste management by combining material flow analysis and life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 177, 105966.
- Wang, Z., Gu, J. L., Yang, J. e Guo, J. 2020. Environmental and economic performance of an integrated municipal solid waste treatment: A Chinese case study. *Science of The Total Environment*, 709, 136096.
- Zhang, J. Qin, Q., Li, G. e Tseng, C. H. 2021. Sustainable municipal waste management strategies through life cycle assessment method: A review. *Journal of Environment Management*.



AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DO REJEITO DE MINERAÇÃO DE FERRO PARA A REMOÇÃO DE AZUL DE METILENO DE SOLUÇÃO AQUOSA

1Gabriella Camargo Bachega, 2Murilo Cassim Ribas, 3Mariana Consiglio Kasemodel

1 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: gabriellacamargobachega@usp.br; 2 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: murilocassimribas@usp.br; 3 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: mariana.kasemodel@usp.br

Palavras-chave: Azul de metileno; Adsorção; Rejeito de Minério.

Resumo

O rompimento da barragem B1 de rejeitos de mineração de Ferro (Fe) em Brumadinho (Minas Gerais – MG) afetou uma extensa área da bacia hidrográfica do rio Paraopeba. O rejeito de mineração de Fe, rico em quartzo e óxidos de Fe, ocupou a camada superficial do solo, alterando sua estrutura e composição. Os rejeitos são uma matéria-prima promissora para adsorção devido à ampla gama de fontes e ao baixo preço. Neste contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade adsorptiva do rejeito de mineração de Fe coletado na área afetada pelo rompimento da barragem B1 para remoção do corante orgânico sintético azul de metileno (AM) em solução aquosa. Para isso, foram realizados ensaios de caracterização físico-química (pH, delta pH, potencial redox, condutividade elétrica, matéria orgânica - MO, capacidade de troca catiônica – CTC, superfície específica – SE e ponto de carga zero – PCZ) do material coletado e ensaios de adsorção no equilíbrio. Para os ensaios de adsorção visou-se avaliar a influência da massa de adsorvente, concentração de adsorvato e pH da solução. Todas as análises foram realizadas em triplicatas, com obtenção das respectivas médias e desvios padrões. Os dados de adsorção foram relacionados utilizando o fator de correlação de Pearson. Como resultado, foi verificado que a amostra é ácida (pH = 5,6), possui ΔpH negativo (-0,3), Eh oxidante (+91,50), e MO (0,02 mg g⁻¹), CTC (1,85 cmol_c g⁻¹) e SE (14,45 m² g⁻¹) baixos. O PCZ do material é 2,7, indicando que neste pH não há processo de adsorção. Nos estudos de adsorção verificou-se que a massa de rejeito e a concentração inicial de azul de metileno influenciam diretamente no processo. Massas de 0,25 g a 2,00 g apresentaram correlação direta com a eficiência ($p = 0,9993$). Concentrações iniciais de 30 mg L⁻¹ a 500 mg L⁻¹ apresentaram correlação positiva com a capacidade de adsorção ($p = 0,9639$) e negativa com a eficiência ($p = -0,9757$). No caso do pH, verificou-se que em condições próximas a neutralidade (pH 6 e 8) são mais favoráveis ao processo de adsorção, enquanto em pH próximo ao PCZ, o processo de adsorção é menos favorecido. Conclui-se que o material pode ser utilizado para a adsorção de soluções aquosas de azul de metileno.

Introdução

Em janeiro de 2019, o rompimento da barragem Córrego do Feijão B1 (Vale S.A.) na cidade de Brumadinho (Minas Gerais, Brasil) liberou mais de 9 milhões de m³ de rejeitos de mineração no Rio Ferro Carvão (Kobayashi et al., 2023; Thompson et al., 2023). O rompimento da barragem liberou um fluxo de lama de rejeitos rápido e turbulento que destruiu as infraestruturas a jusante e espalhou um grande depósito de rejeitos ao longo da bacia hidrográfica de Ferro Carvão e do rio Paraopeba (Kobayashi et al., 2023).

A lama de rejeito cobriu uma área de aproximadamente 300 hectares, e após a sua secagem, o material se tornou rígido e compacto, alterando a composição, estrutura e fertilidade do solo, devido à elevada concentração de óxidos de Fe (principalmente hematita) e quartzo (Almeida et al., 2018). Metais potencialmente tóxicos (MPT), como cádmio (Cd), cobre (Cu), Hg, cromo (Cr), níquel (Ni) e manganês (Mn) foram incorporados ao meio afetado, alterando a qualidade ambiental (Pacheco et al., 2023). Diversos estudos foram realizados para entender as implicações do rejeito na biodiversidade, nos parâmetros físico-químicos dos corpos d'água e solos afetados (Kobayashi et al., 2023; Mendes et al., 2023; Pacheco et al., 2023; Thompson et al., 2023). O solo, um dos compartimentos mais afetados, teve sua composição química (incorporação de minerais de Fe, alteração da capacidade de troca catiônica – CTC e pH) e estrutura (alteração granulométrica e redução da porosidade) alteradas (EMBRAPA, 2017; Almeida, 2018). Estas alterações afetaram as possibilidades de uso do solo, resultando em alterações nas interações nutriente-planta e dificuldades no plantio (Almeida et al., 2018).

Uma alternativa é o uso deste material para a adsorção de corantes orgânicos, possibilitando a remoção deste material da área afetada e fomentando a economia circular. De acordo com Peng et al. (2022), os rejeitos são uma matéria-prima promissora para adsorção devido à ampla gama de fontes e ao baixo preço. Neste contexto, conhecer a capacidade adsorptiva deste material e a influência de parâmetros (como massa, concentração e pH) no processo é fundamental.

O processo de adsorção é influenciado diretamente pelos parâmetros físico-químicos, principalmente o pH, capacidade de troca catiônica (CTC) e o ponto de carga zero (PCZ). O pH afeta a carga da superfície do adsorvente e a carga das espécies a serem adsorvidas. Muitos adsorventes têm grupos funcionais que podem se ionizar dependendo do pH, o que modifica sua capacidade de interagir e reter os compostos adsorvidos. A CTC consiste na capacidade de um material adsorvente reter íons positivamente carregados (cátions). Isso é importante em solos e em materiais usados para adsorção, pois determina a quantidade máxima de íons que podem ser retidos. Materiais com maior CTC geralmente têm maior capacidade de adsorção de íons. O PCZ representa o pH do meio no qual não há adsorção devido ao balanço neutro de cargas na superfície do adsorvente.



Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de adsorção do material coletado na camada superficial (0-10 cm) em área afetada pelo rompimento da barragem B1 em Brumadinho em corante catiônico (azul de metileno – AM). O conhecimento das propriedades do rejeito de mineração da mineradora é importante uma vez que este rejeito agora ocupa a camada superficial do solo de extensas áreas e sedimentos dos ecossistemas aquáticos afetados pelo desastre. Sendo assim, o conhecimento das propriedades adsorptivas deste material é fundamental para entender os processos que estão ocorrendo nos ecossistemas afetados. Esta propriedade facilita o entendimento de possíveis mecanismos de transferências de elementos essenciais no solo, e em áreas contaminadas pode agir na retenção de elementos tóxicos no solo (Almeida et al., 2018). Portanto, este projeto tem como objetivo avaliar a capacidade de adsorção do rejeito de mineração em corante catiônico (Azul de Metileno - AM).

Materiais e Métodos

Coleta e preparo das amostras

As amostras utilizadas neste estudo foram coletadas em Brumadinho (Minas Gerais) em 2019 na camada superficial (0-20 cm) da área afetada pelo rompimento da barragem B1. O material foi seco ao ar e destorroado com almofariz de cerâmica. Para a realização dos ensaios, as amostras foram passadas na peneira #40 (0,45 mm) e homogeneizadas (Figura 1).



Figura 1: (a) Imagem aérea de parte da área afetada pelo rompimento da barragem B1 em Brumadinho (MG) (Fonte: Wikipedia), (b) amostra de rejeito de mineração de Fe seco utilizado nos estudos (Autoria própria)

Caracterização físico-química

Os ensaios de caracterização do rejeito de mineração de Fe foram realizados conforme descrito na Tabela 1. Os ensaios foram realizados em triplicatas, com obtenção dos valores médios e seus respectivos desvios padrões.

Tabela 1: Ensaios de caracterização físico-química realizados para o rejeito de mineração de Fe

Ensaio	Descrição	Referência
Parâmetros físico-químicos (pH, ΔpH, Eh)	Ensaios realizados a partir da preparação de solução 1:2,5 (rejeito: água deionizada), homogeneização com bastão de vidro e leitura em pHmetro digital (BEL Engineering). ΔpH foi obtido a partir da diferença entre o pH medido em solução 1M de cloreto de potássio (KCl) e pH medido em água.	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997)
Condutividade elétrica (CE)	Ensaios realizados a partir da preparação de solução 1:1 (rejeito: água deionizada), homogeneização com bastão de vidro e leitura em condutímetro digital (BEL Engineering).	Instituto Agrônomo de Campinas (1991)
Matéria orgânica (MO)	Reação do rejeito do material com peróxido de hidrogênio em chapa de aquecimento.	Eusterhues et al. (2005)
Ponto de carga zero (PCZ)	Ensaio realizado a partir da variação de pH inicial de rejeito e solução salina (KCl) (1:100) e medição do pH final após 24 horas de contato. PCZ é o pH em que o pH inicial = pH final.	Silva et al. (1996)
Capacidade de troca catiônica (CTC) e Superfície específica (SE)	Ensaios titulométrico realizado a partir da adsorção de solução de 1,5 g L ⁻¹ de azul de metileno.	Arab et al. (2015)



Estudos de sorção com azul de metileno

O estudo de sorção foi realizado com o intuito de avaliar a influência da dosagem de adsorvente (rejeito de mineração), da concentração inicial de AM e do pH da solução. Para isso, foram realizados ensaios de equilíbrio em lote (ROY et al., 1992) em frascos Erlenmeyers de 250 mL, onde foi adicionada a massa de rejeito de mineração de Fe, a solução de AM com volume controlado de 100 mL. Para avaliar a influência da dosagem de rejeito de mineração, variou-se a massa do adsorvente (0,25 g, 0,50 g, 1,00 g, 2,00 g e 4,00 g), mantendo a concentração inicial de AM em 100 mg L⁻¹ e o pH natural da solução. Para avaliar a influência da concentração inicial de AM, variou-se a concentração inicial da solução de corante (30 mg L⁻¹, 60 mg L⁻¹, 125 mg L⁻¹, 250 mg L⁻¹ e 500 mg L⁻¹), mantendo fixa a massa de adsorvente (1,00 g) e o pH natural da solução. Por fim, para avaliar a influência do pH inicial da solução, variou-se o pH inicial da solução (2, 3, 4, 6 e 8) mantendo-se fixa a massa de adsorvente (1,00 g) e a concentração inicial de AM (100 mg L⁻¹). Todos os ensaios foram realizados por um período de 24 horas em *skaker* de bancada com ajuste para 100 rpm e temperatura ambiente (27 °C).

A concentração de corante foi determinada por Espectrofotômetro UV (modelo K37-UVVIS da marca KASVI), usando um recipiente de quartzo de 10,0 mm de percurso óptico.

A porcentagem de adsorção e a capacidade de adsorção no tempo equilíbrio (após 24 horas de ensaio), q_e (mg g⁻¹), foram calculadas utilizando as Eqs. (1) e (2), respectivamente:

$$Eficiência\ de\ remoção\ \% = 100 \cdot (C_o - C_e) / C_o \quad (1)$$

$$q_e = (C_o - C_e) \times V / m \quad (2)$$

Onde, C_o e C_e são a concentração inicial e a concentração de AM no equilíbrio (mg L⁻¹), respectivamente. V é o volume de solução contendo AM (L), e m é a massa resíduo de mineração (g).

Resultados e Discussão

Caracterização do rejeito de minério de Ferro de Brumadinho

Os dados da caracterização físico-química do rejeito de mineração de Fe constam na Tabela 2. O valor médio de pH em H₂O foi igual a 5,6, condição que confere acidez ao material. Enquanto o valor médio do pH em KCl foi igual a 5,3. Desta forma, resulta-se em um Δ pH igual -0,3, o que confere ao material um balanço de cargas negativas em sua superfície, característica típica de materiais terrestres adsorventes de cátions. O Eh obtido foi oxidante, e a CE média obtida foi de 374,50 μ S cm⁻¹, indicativo da íons presentes na solução do rejeito.

O teor de matéria orgânica obtido foi próximo de zero, o que era esperado uma vez que o rejeito contém predominantemente óxidos de Fe e quartzo (Almeida et al., 2018). A CTC e SE obtidas também foram baixas (1,85 cmol_c g⁻¹ e 14,45 m² g⁻¹, respectivamente), típicas para estes materiais. Além disso, esses parâmetros podem indicar o comprometimento da fertilidade do solo após o rompimento da B1, uma vez que o solo natural foi coberto por uma camada material com baixa capacidade de retenção de cátions.

Por fim, o PCZ obtido foi igual a 2,7. Este valor representa o pH para o qual o balanço de cargas é nulo e, portanto, não há processo adsorvivo. Os dados experimentais obtidos a partir do ensaio de PCZ do rejeito de mineração estão demonstrados na Figura 1.

Tabela 2: Parâmetros de caracterização físico-química do rejeito de minério de Ferro de Brumadinho (MG)

Parâmetros	Valor Médio (n = 3)
pH (H ₂ O)	5,6 ± 0,0
pH (KCl)	5,3 ± 0,0
Δ pH	-0,3 ± 0,0
Eh [mV]	+91,50 ± 0,71
CE [μ S cm ⁻¹]	374,50 ± 45,96
MO [mg g ⁻¹]	0,02 ± 0,00
CTC [cmol _c g ⁻¹]	1,85 ± 0,04
SE [m ² g ⁻¹]	14,45 ± 0,28
PCZ	2,7 ± 0,00

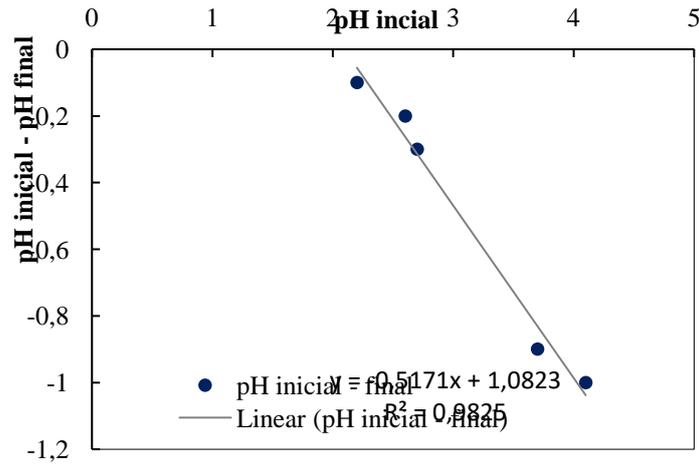


Figura 2: Relação entre o pH inicial e pH final para determinação do Potencial de Carga Zero do rejeito de minério de Ferro de Brumadinho (MG).

Avaliação da massa de adsorvente, concentração de azul de metileno e pH inicial nos estudos de adsorção

Os resultados da avaliação dos processos adsorptivos visando identificar a influência da massa de rejeito, da concentração inicial de azul de metileno e do pH inicial da solução estão disponíveis na Figura 2.

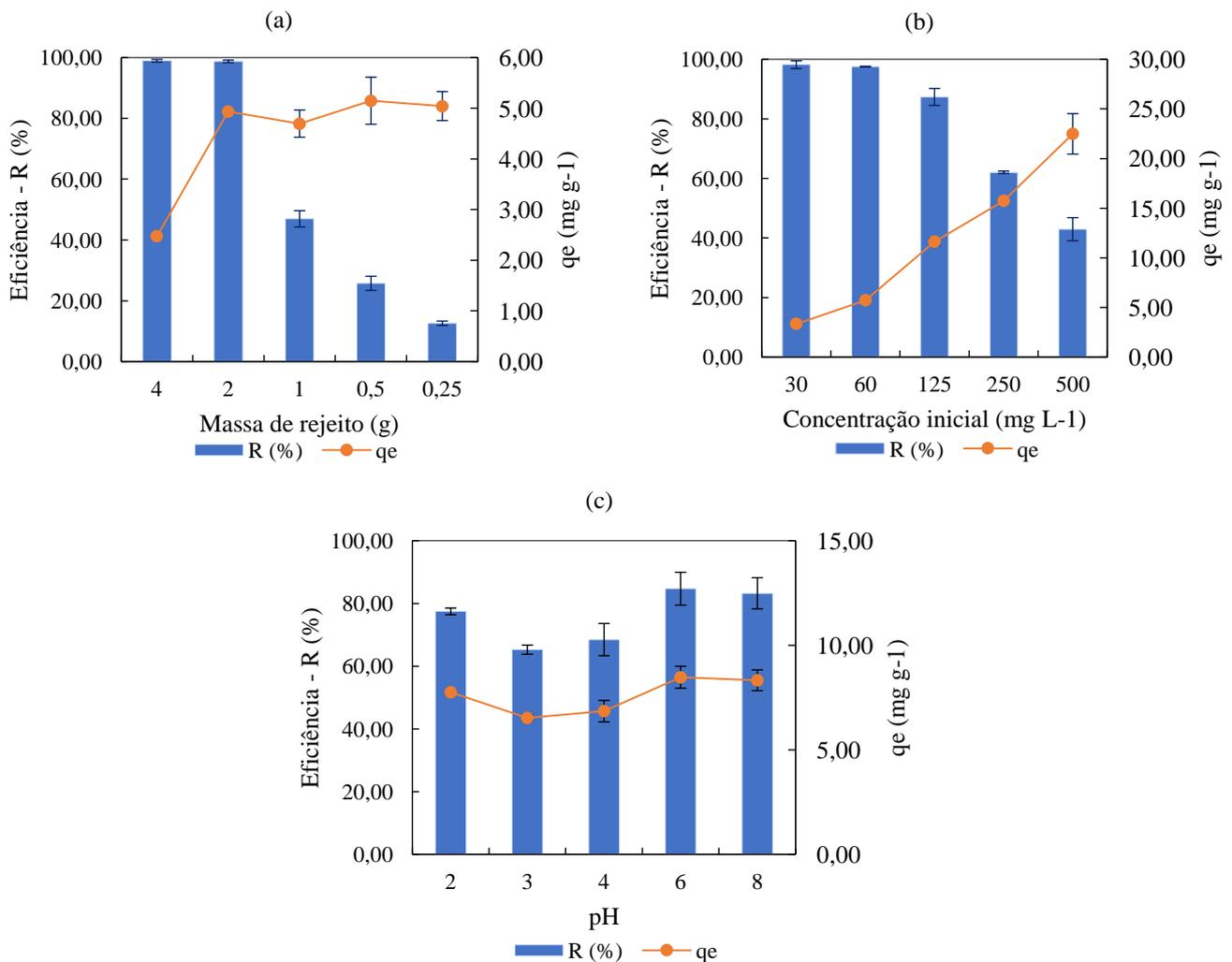


Figura 2. Avaliação da (a) massa de adsorvente, (b) da concentração inicial de azul de metileno e (c) do pH inicial nos parâmetros eficiência de adsorção (R) e capacidade de adsorção após 24 horas de ensaio.



O aumento da massa de rejeito resultou em maiores eficiências de remoção de azul de metileno da solução aquosa, principalmente ao se utilizar 4 e 2 gramas de rejeito, quando foi observado os maiores R (> 98%) (Figura 2a). A partir de 2 gramas, ao reduzir a massa pela metade, observou-se que a eficiência de remoção também reduziu pela metade. Essa proporcionalidade linear entre os dados de 2 g, 1 g, 0,5g e 0,25g foi confirmada pelo elevado coeficiente de correlação de Pearson ($p = 0,9993$). A capacidade adsorptiva foi superior quando se utilizou massas de 0,25 g a 2,00 g. A baixa capacidade de adsorção ao se utilizar a massa de 4 g implica que nem todos os sítios de adsorção foram ocupados durante o equilíbrio.

O aumento da concentração inicial de azul de metileno implicou em uma redução da eficiência de adsorção e em um aumento da capacidade adsorptiva (Figura 2b). Ao relacionar estes dados utilizando o coeficiente de correlação de Pearson, observou-se correlação positiva para o q_e ($p = 0,9639$) e negativa para o R ($p = -0,9757$). O uso de concentrações maiores pode proporcionar uma saturação dos sítios de adsorção, no entanto, devido a baixa CTC do material, o número de sítios disponíveis é pequeno, o que implica nas eficiências mais baixas ao se utilizar concentrações de azul de metileno superiores a 125 mg L⁻¹.

O pH inicial da solução não apresentou relação linear com a eficiência e com a capacidade adsorptiva (Figura 2c). No entanto, verificou-se melhores condições de adsorção próximo a neutralidade (pH 6 e 8). Nota-se que em pH 3 (próximo ao PCZ do material) foram obtidos os menores valores de eficiência e capacidade adsorptiva. O PCZ é o pH para o qual existe um equilíbrio entre as cargas negativas e positivas da solução, inviabilizando a adsorção. Neste contexto, era esperado que em pHs próximo ao PCZ os parâmetros de adsorção fossem inferiores.

Conclusão

Neste estudo, foi caracterizado e avaliado o potencial de adsorção do rejeito de mineração de Fe coletado em Brumadinho (MG). Conclui-se que a amostra é ácida, possui Δ pH negativo, Eh oxidante e CTC baixos. O PCZ do material é 2,7, indicando que neste pH não há processo de adsorção.

Nos estudos de adsorção verificou-se que a massa de rejeito e a concentração inicial de azul de metileno influenciam diretamente no processo. Massas de 0,25 g a 2,00 g apresentaram correlação direta com a eficiência ($p = 0,9993$). Concentrações iniciais de 30 mg L⁻¹ a 500 mg L⁻¹ apresentaram correlação positiva com a capacidade de adsorção ($p = 0,9639$) e negativa com a eficiência ($p = -0,9757$).

Conclui-se que o material pode ser utilizado para a adsorção de soluções aquosas de azul de metileno.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa Unificado de Bolsas (PUB) da Universidade de São Paulo, edital 2023/2024 pela bolsa concedida.

Referências Bibliográficas

Almeida, C. A., Oliveira, A. F., Pacheco, A. A., Lopes, R. P., Neves, A. A. & Queiroz, M. E. L. R. (2018). Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil, *Chemosphere*, 209, 411-420, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>

Arab, P. B., Araújo, T. P., & Pejon, O. J. (2015). Identification of clay minerals in mixtures subjected to differential thermal and thermogravimetry analyses and methylene blue adsorption tests. *Applied Clay Science*, 114, 133-140. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2015.05.020>

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2017). Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>> Acesso em 15 de setembro de 2023.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2021). Teor de óxidos de ferro. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/tematicas/solos-tropicais/sibcs/classificacao-do-perfil/atributos- diagnosticos/teor-de-oxidos-de-ferro>> Acesso em 25 de outubro de 2023.

Eusterhues, K.; Rumpel, C. & Kogel-Knabner, I. (2005). Stabilization of soil organic matter isolated via oxidative degradation. *Organic Geochemistry*, 36, 1567-1575. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2005.06.010>

Kobayashi, H., Garnier, J., Mulholland, D. S., Quantin, C., Haurine, F., Tonha, M., Joko, C., Olivetti, D., Freydier, R., Seyler, P., Martinez, J. M. & Roig, R. L. (2023). Exploring a new approach for assessing the fate and behavior of the tailings released by the Brumadinho dam collapse (Minas Gerais, Brazil), *Journal of Hazardous Materials*, 448, 130828, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130828>.

IAC - Instituto de Agrônomo de Campinas (2009). Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Disponível em: <https://www.iac.sp.gov.br/produtoseservicos/analisedosolo/docs/Boletim_Tecnico_106_rev_atual_2009.pdf> Acesso em 15 de setembro de 2023.



- Mendes, R. G., Valle Junior, R. F., Silva, M. M. A. P. M., Fernandes, G. H. M., Fernandes, L. F. S., Pissarra, T. C. T., Melo, M. C., Valera, C. A. & Pacheco, F. A. L. (2023). Scenarios of environmental deterioration in the Paraopeba River, in the three years after the breach of B1 tailings dam in Brumadinho (Minas Gerais, Brazil), *Science of The Total Environment*, 891, 164426, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164426>
- Pacheco, F. A. L., Valle Junior, R. F., Silva, M. M. A. P. M., Pissarra, T. C. T., Rolim, G. S., Melo, M. C., Valera, C. A., Moura, J. P. & Fernandes, L. F. S. (2023). Geochemistry and contamination of sediments and water in rivers affected by the rupture of tailings dams (Brumadinho, Brazil), *Applied Geochemistry*, 152, 105644, <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2023.105644>
- Peng, X., Liu, W., Liu, W., Zhao, P., Yu, X. & Wang, Y. (2022). Fabrication of eco-friendly adsorbent derived from serpentine tailings for the removal of organic dyes, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 643, 128761, <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2022.128761>.
- Roy, W. R., Krapac, I. G., Chou, S. F. J. & Griffin, R. A. (1991). Batch-type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/100018S4.PDF?Dockey=100018S4.PDF> Acesso em 15 de setembro de 2023.
- Silva, M. L. N., Curi, N., Marques, J. J. G. S. M., Guilherme, L. R. G., & Lima, J. M. (1996). Ponto de 510 efeito salino nulo e suas relações com propriedades mineralógicas e químicas de latossolos brasileiros. *511 Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 31(9), 663-671.
- Siqueira, D., Cesar, R., Lourenço, R., Salomão, A., Marques, M., Polivanov, H., Teixeira, M., Vezzzone, M., Santos, D., Koifman, G., Fernandes, Y., Rodrigues, A. P., Alexandre, K., Carneiro, M., Bertolino, L. C., Fernandes, N., Domingos, L. & Castilhos, Z. C. (2022). Terrestrial and aquatic ecotoxicity of iron ore tailings after the failure of VALE S.A mining dam in Brumadinho (Brazil), *Journal of Geochemical Exploration*, 235, 2022, 106954, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.106954>
- Thompson, C., Garcia, G., Masi, B. P., Freitas, T., Paz, P. H. C., Leal, C. V., Otsuki, K., Tschoeke, D., Salazar, V., Soares, M., Lopes, G., Bacha, L., Cosenza, C., Vieira, V. V., Botelho, A. C. N., Oliveira, B. C. V., Rezende, C. E., Teixeira, L. & Thompson, F. (2023). Brumadinho dam collapse induces changes in the microbiome and the antibiotic resistance of the Paraopeba River (Minas Gerais, Brazil), *Science of The Total Environment*, 865, 161278, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161278>



VALORAÇÃO DE RESÍDUOS AGROINDUSTRIAIS ATRAVÉS DA OBTENÇÃO DE BIOPRODUTOS A PARTIR DE FERMENTAÇÃO EM ESTADO SÓLIDO: UMA REVISÃO DA LITERATURA

1Natacha Melo, 2Mateus Torres Nazari, 3Vera Analise Schommer, 4Valdecir Ferrari,
5Regina Célia Espinosa Modolo, 6Feliciane Andrade Brehm

1 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: natachamelo60@gmail.com; 2 Universidade de Passo Fundo, e-mail: nazari.eas@gmail.com; 3 Universidade de Passo Fundo, e-mail: veraanalise@hotmail.com; 4 Beifur, e-mail: beigrupo@beigrupo.com; 5 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: reginaem@unisinos.br; 6 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: felicianeb@unisinos.br

Palavras-chave: resíduos agroindustriais; fermentação em estado sólido; bioeconomia.

Resumo

A gestão de resíduos sólidos é um desafio global, especialmente para países em desenvolvimento, pois a geração de resíduos aumenta mais rapidamente do que a urbanização. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos é a mais significativa em termos quantitativos. Os resíduos agroindustriais, compostos principalmente por resíduos de indústrias alimentícias e agrícolas, são gerados em diversas etapas, desde a produção até o consumo. A gestão inadequada dos resíduos agroindustriais pode resultar em impactos ambientais negativos, como contaminação do solo e da água, além de emissão de gases de efeito estufa. A definição de resíduos sólidos inclui os resíduos agrossilvopastoris, gerados em atividades agrícolas e silviculturais, que representam uma importante fonte de biomassa para a bioeconomia. O aumento da população mundial tem impulsionado a produção agrícola e pecuária, resultando em uma maior geração de resíduos agroindustriais, que, se mal gerenciados, podem causar sérios impactos ambientais.

A fermentação em estado sólido surge como uma tecnologia promissora que pode promover a valoração dos resíduos agroindustriais na bioeconomia, visando aumentar a sustentabilidade no setor agrícola. A fermentação em estado sólido oferece vantagens sobre a fermentação submersa, incluindo menor investimento inicial e características de crescimento microbiano semelhantes ao natural. Os resíduos agroindustriais, ricos em nutrientes como celulose, hemicelulose e lignina, são substratos ideais para a fermentação em estado sólido. Os fungos filamentosos são microrganismos eficazes para a bioconversão de substratos sólidos devido ao seu crescimento hifal e resistência a condições adversas. A técnica de fermentação em estado sólido envolve o crescimento de microrganismos em substratos sólidos, sem ou com pouca água, e pode converter resíduos agroindustriais em diversos bioprodutos valiosos, como enzimas, ácidos orgânicos, biocombustíveis, biopesticidas, biofertilizantes, entre outros.

A utilização de resíduos agroindustriais em processos de fermentação em estado sólido pode minimizar problemas relacionados ao gerenciamento de resíduos, reduzir o consumo de energia e gerar produtos com alto valor agregado. Diferentes bioprodutos podem ser obtidos, como ácido poli- γ -glutâmico e enzimas como xilanases, celulasas e pululanases. Estudos demonstram que os resíduos agroindustriais podem ser utilizados como substitutos eficazes de matérias-primas convencionais na produção de ração animal e na indústria alimentícia. A produção de biocombustíveis como biogás, biodiesel, bioetanol e bio-hidrogênio contribuem para a transição energética renovável, diminuindo a emissão de gases de efeito estufa. A produção em larga escala de microrganismos a partir de resíduos agroindustriais requer formulações de meio de cultivo adequadas e estratégias de valoração de resíduos. Os biopesticidas, bioestimulantes e biofertilizantes são importantes alternativas aos insumos químicos. A otimização da produção enzimática, a melhoria da qualidade da ração animal, a transição energética e agrícola sustentáveis são possíveis com o uso de resíduos agroindustriais em fermentação em estado sólido. A incorporação de resíduos agroindustriais em processos industriais pode contribuir significativamente para a economia circular, reduzindo os custos de produção e os impactos ambientais associados à gestão de resíduos sólidos.

Introdução

A gestão dos resíduos sólidos é um desafio enfrentado por diversas nações a nível mundial, principalmente para países subdesenvolvidos e em desenvolvimento, uma vez que a geração *per capita* cresce mais rapidamente do que a taxa de urbanização (Bhada-Tata and Hoornweg, 2012). A fração orgânica é a mais representativa da totalidade dos resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados (Adetunji et al., 2023). Em 2021, um relatório do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) apontou que 931 milhões de toneladas de alimentos, cerca de 17% do total de alimentos disponíveis aos consumidores em 2019, foram descartadas em residências, varejos, restaurantes e outros serviços alimentares (PNUMA, 2021). Esse descarte representa cerca de 8-10% das emissões globais de Gases de Efeito Estufa (GEE's) (Mbow et al., 2019).

Os resíduos sólidos orgânicos (RSO) compreendem, principalmente, resíduos alimentares e agroindustriais (Bibi et al., 2023). Os resíduos agroindustriais (RA) são gerados na produção agrícola, no processamento das matérias-primas e no consumo, a depender da particularidade de cada resíduo. Sua gestão inadequada pode provocar impactos ambientais



negativos, como contaminação do solo e da água, emissão de GEE's e outros (Abdel-Shafy et al., 2018; Bibi et al., 2022; Bracco et al., 2018). De acordo com Bibi et al. (2023), os RA são divididos em três categorias: vegetais, animais e não-comestíveis. Conforme os autores, os resíduos vegetais podem ser de campo (folhas, caules, unidades de sementes e talos que permanecem no campo após a colheita), e de processo (resultado do processamento e refinamento de matérias-primas). São exemplos de resíduos vegetais de processo os subprodutos de moinhos de farinha de grãos, indústrias de açúcar, indústrias à base de fermentação, processamento de alimentos e de frutas. Os resíduos animais incluem os dejetos gerados na criação, além do processamento em abatedouros, frigoríficos, graxarias e laticínios. Os resíduos não comestíveis incluem pele, ossos, órgãos internos, entre outros.

A maior parte dos RSO é destinada à ração animal, incineração ou disposição em aterro (Mussatto *et al.*, 2012). No entanto, devido à sua rica composição, tais resíduos podem ser melhor aproveitados e valorizados pela indústria. Lipídios, proteínas, carboidratos e minerais são componentes nutritivos presentes nos RSO, e podem ser reutilizados como matéria-prima para formulação de produtos de base biológica (Campuzano et al., 2016). Esses resíduos fornecem condições adequadas para o desenvolvimento de microrganismos que requerem carbono, nutrientes e umidade, sendo uma fonte nutricional promissora para o crescimento de microrganismos em processos fermentativos (Bibi et al., 2023).

Nesse contexto, torna-se imprescindível o uso de tecnologias de valoração de resíduos agroindustriais no intuito de fomentar a bioeconomia e, com isso, aumentar a sustentabilidade no setor agrícola. Uma das formas de reintroduzir esses resíduos na cadeia produtiva é através da fermentação em estado sólido (FES). A FES é um método biotecnológico que consiste no crescimento de fungos, leveduras e bactérias em substratos insolúveis ou sólidos na ausência ou quase ausência de água livre (Bibi et al., 2023; Mascarin et al., 2019; Mussatto et al., 2012). Grãos de cereais (trigo, arroz, milho e cevada), farelo de trigo, sementes de leguminosas, materiais lignocelulósicos (aparas de madeira e serragem), podem ser facilmente convertidos em bioprodutos valiosos, tais como: ácidos orgânicos, biocombustíveis, biofertilizantes, biopesticidas, biopolímeros, enzimas, entre outros, por meio dessa tecnologia (Bibi et al., 2023; Yazid et al., 2017). Tal abordagem é uma forma potencial tanto para a gestão desses resíduos, seja pela destinação adequada e posterior valoração no uso como meio de crescimento microbiano, quanto para redução de custos e aumento da sustentabilidade em processos fermentativos.

De acordo com o exposto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar uma revisão bibliográfica acerca da utilização de RA em processos de FES para obtenção de diferentes bioprodutos.

Resíduos Agroindustriais (RA)

De acordo com a ABNT NBR 10004 (ABNT, 2004): “Resíduos sólidos são resíduos nos estados sólidos e semi-sólidos, que resultam de atividades da comunidade, de origem: industrial, doméstica, de serviços de saúde, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. [...]”. Conforme a Lei nº 12.305/2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), os resíduos agrossilvopastoris são definidos como: “os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades” (BRASIL, 2010).

O relatório da Organização das Nações Unidas (ONU), de 2019, prevê o aumento da população mundial para 9,7 bilhões em 2050 e mais de 11 bilhões até 2100 (ONU, 2019). Para suprir a crescente demanda populacional, houve um aumento na produção agrícola e pecuária, o que ampliou ainda mais a geração de RA (Koul et al., 2022). A agricultura, principalmente, destaca-se como um dos setores biológicos com maior produção de biomassa, a qual se torna um recurso fundamental para impulsionar a bioeconomia (Bracco et al., 2018; Duque-Acevedo et al., 2020). Cereais e suas farinhas, leguminosas, cascas, bagaços, fibras, palhas, borras e “tortas” ou “bolos” são alguns exemplos de biomassa.

Estima-se que cerca de 190 milhões de toneladas de RA são geradas anualmente, no mundo, acarretando não apenas perdas econômicas, mas também riscos ambientais se forem mal gerenciados, tais como poluição do ar, da água e do solo (Gençdağ et al., 2021; Hadidi et al., 2024). De acordo com Hadidi et al. (2024), a superação dos desafios econômicos e ambientais resultantes da geração dos RA requer a implementação de modelos de economia circular, caracterizados pela reutilização de bens, serviços ou processos no final de sua vida útil, transformando-os em matérias-primas para novas linhas de produção. Estratégias de gestão de resíduos sólidos são necessárias tanto na produção em campo, quanto no processamento desses produtos, a fim de alcançar a economia circular (Koul et al., 2022). Diante disso, estudos exploram distintas abordagens para valorar os RSO, visando a bioconversão em produtos de alto valor agregado, conforme ilustrado na Figura 1.

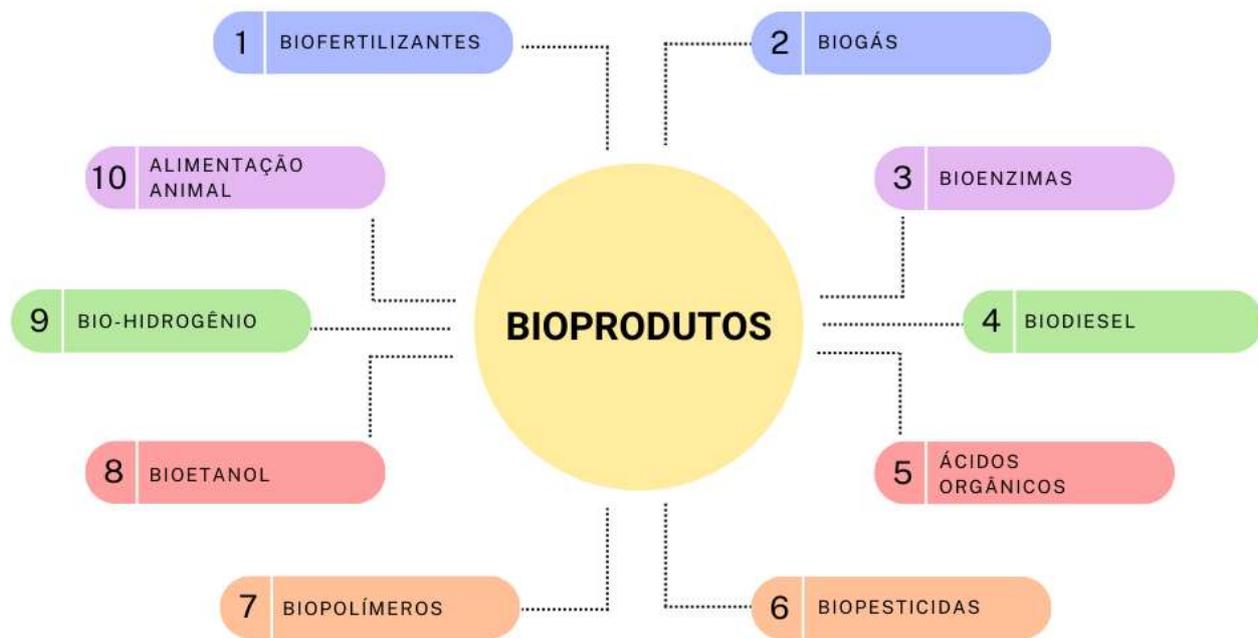


Figura 1: Diferentes produtos de base biológica produzidos a partir da valoração orgânica de resíduos sólidos.
Fonte: Adaptado de Adetunji; Oberholster; Erasmus (2023)

Diversos dos bioprodutos listados podem ser obtidos através da FES, tais como: bioenzimas, biocombustíveis, ácidos orgânicos, biopesticidas, biopolímeros, biofertilizantes e ração animal (Bibi et al., 2023; Yazid et al., 2017). Apesar das diferentes possibilidades de valoração de resíduos orgânicos para formulação de bioprodutos, esse trabalho focou nos obtidos por meio do método de FES abordados na literatura.

Fermentação em Estado Sólido (FES)

Conforme Mascarin et al. (2019), a FES consiste no crescimento de microrganismos através de substratos e na ausência ou quase ausência de água. Diferentemente, a fermentação submersa (FS) consiste no uso de biorreatores para crescimento de microrganismos. Para Arora et al. (2017), a FES é uma opção mais vantajosa para produção de biopesticidas, enzimas, biofarmacêuticos, compostos aromáticos, entre outros, por fazer com que o microrganismo cresça de forma semelhante ao seu habitat natural, ao contrário do que acontece no estado líquido. Outra desvantagem da FS é o alto investimento inicial para aquisição de biorreatores sofisticados capazes de controlar diversos parâmetros durante o processo. Por outro lado, Mascarin et al. (2019) relatam um tempo de cultivo menor na FS (3 a 10 dias) em comparação a FES (1 a 3 semanas). Além destas, há a opção de fermentação bifásica, que consiste em produzir o microrganismo inicialmente em meio líquido e após em meio sólido (Jenkins; Goettel, 1997). De acordo com estudo de Moraes et al. (2014), o período de incubação em meio líquido, a quantidade de inóculo utilizado para o meio sólido e a formulação dos diferentes meios e sua compatibilidade podem influenciar a produção nesse sistema.

Microrganismos requerem fatores nutricionais para se desenvolverem, e diferentes matérias-primas de origem vegetal e animal estão disponíveis a baixo custo, principalmente os RA. No caso da FES, o uso de cereais ou grãos pré-cozidos como substrato são uma fonte completa de nutrientes com valor acessível. Os RA possuem uma composição que inclui celulose (30–50%), hemicelulose (12–39%) e lignina (6–33%), e representam um grande potencial para aplicações em processos de FES (Carvalho et al., 2023). Embora diferentes microrganismos possam ser empregados nessa técnica, os fungos filamentosos são os mais eficazes para a bioconversão de substratos sólidos, devido ao seu crescimento hifal, à sua resistência a baixa atividade de água e condições de alta pressão osmótica (Bibi et al., 2023).

Na Figura 2 é possível observar o fluxograma de processo utilizado para o método de FES, considerando RSO em geral.

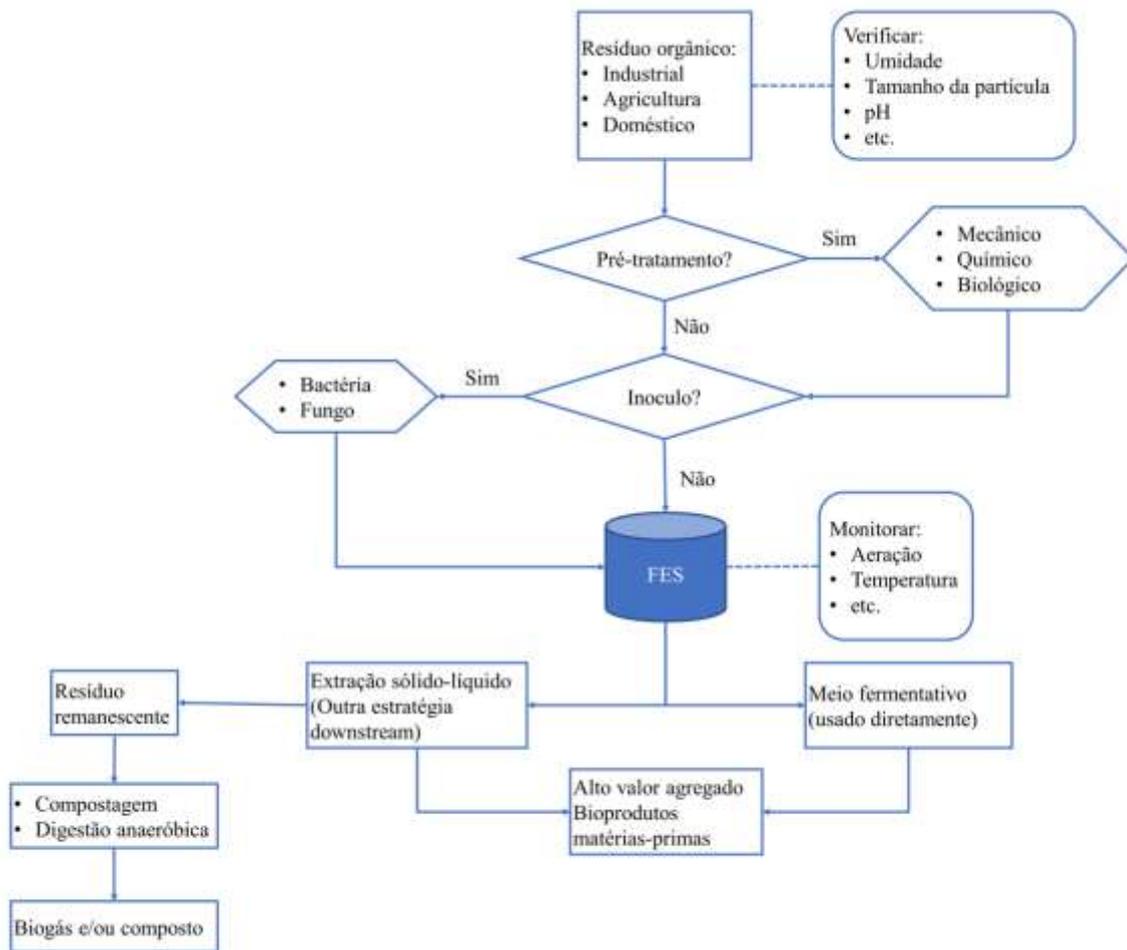


Figura 2: Método de fermentação em estado sólido (FES).
Fonte: Adaptado de Yazid et al. (2017)

Resíduos orgânicos industriais, agrícolas e domésticos podem ser utilizados na FES (Yazid et al., 2017). Em alguns casos é necessário fazer um pré-tratamento dos resíduos sólidos, com o objetivo de melhorar características físicas, químicas e biológicas (Mussatto et al., 2012; Yazid et al., 2017). Além disso, o monitoramento de parâmetros como aeração e temperatura no método de FES é crucial para otimizar a produção em larga escala (Yazid et al., 2017). Por fim, há a formação de bioprodutos com alto valor agregado, que podem ser utilizados diretamente ou ainda refinados.

Bioprodutos obtidos a partir de FES utilizando RA

A utilização de RA como substratos em processos de FES resolve questões relacionadas ao gerenciamento desses resíduos, reduzindo o consumo de energia e gerando produtos com alto valor agregado (Mussatto et al., 2012). Diferentes bioprodutos podem ser obtidos através desse método, conforme estudos elencados na Tabela 1.

O ácido poli- γ -glutâmico (γ -PGA) é um biopolímero amplamente utilizado na indústria alimentícia, na agricultura e na medicina, e tem como características solubilidade em água, biodegradabilidade, não toxicidade, comestibilidade e não imunogenicidade (Biz et al., 2016). Na agricultura, é utilizado como substituto de fertilizantes químicos, contribuindo para a mitigação de impactos ambientais negativos causados pelo uso de insumos químicos nas lavouras (Fang et al., 2020). No estudo de Fang et al. (2020), os RA de talo de milho e farelo de soja indicaram a viabilidade para a produção do biopolímero em larga escala.

Biocombustíveis são importantes para uma produção mais limpa, pois podem substituir os combustíveis fósseis que causam graves impactos ambientais, principalmente no que diz respeito a emissão de GEE's (Bibi et al., 2023). Além disso, podem ser obtidos por meio de diversos RA. Segundo Intasit et al. (2020), apesar do alto teor de potássio na palma, que leva à formação de escória e causa problemas nas usinas, esse RA é atualmente considerado um material promissor para a produção de biocombustível. Em seu estudo, Intasit et al. (2020) buscaram solucionar essa problemática através da FES, reduzindo em 90% o teor de potássio e aumentando para 57% o teor de celulose. Esse tratamento permitiu o gerenciamento do RA, bem como a produção de biodiesel. Já o estudo de Idris et al. (2017) se concentrou na otimização da produção de bioetanol através do uso de diferentes RA, tais como: palha de arroz, palha de sorgo, palha de cana-de-açúcar, palha de trigo e farelo de trigo. A produção



da enzima CMCase em farelo de trigo e celulose por meio da FES resultou em um aumento de 3,2 vezes, obtendo 959,53 g de matéria seca. Através da hidrólise da palha de sorgo pela enzima, com adição de β -glicosidase, a eficiência aumentou cerca de 174%. A fermentação em etanol alcançou uma eficiência de aproximadamente 80% para o biocombustível.

No contexto dos biocombustíveis, também pode-se citar como alternativa energética aos combustíveis fósseis a produção de biogás e bio-hidrogênio. No estudo de Liu et al. (2014), a palha de milho e a silagem da palha de milho passaram por pré-tratamento através da FES com o objetivo de otimizar a produção de biogás. Os resultados foram praticamente dobrados para o resíduo da silagem, atingindo a produção de biogás de 10,5 a 19,7% e o CH_4 de 11,7 a 21,2%, diminuindo a perda de massa seca em 14,2% e aumentando a biodegradabilidade do substrato (19,9% de celulose, 32,4% de hemicelulose e 22,6% de lignina). Já no estudo de Tosuner; Taylan; Özmihçi (2019), o RA de casca de arroz foi analisado em diferentes tamanhos de partículas para otimização da produção de bio-hidrogênio, através da FES e em co-cultivo. O volume e o rendimento da produção de bio-hidrogênio aumentaram com a diminuição do tamanho das partículas.

Tabela 1: Bioprodutos formados a partir de resíduos agroindustriais e fermentação em estado sólido

Bioproduto formado	RA utilizado	Microrganismo utilizado	Citação
Ácido poli- γ -glutâmico	Talo de milho e farelo de soja	Bacillus amyloliquefaciens	Fang et al., 2020
Biofertilizante	Resíduos de frutas (melancia, mamão, abacaxi, laranja cítrica e banana)	-	Lim; Matu, 2015
Biofertilizante	Casca de grama preta, farelo de arroz, casca de amendoim e folhas secas	Burkholderia cenocepacia	Bibi et al., 2022
Biodiesel	Palma	Aspergillus tubingensis	Intasit et al., 2020
Bioestimulante ácido indol-3-acético (AIA) e biopesticida	Aparas de grama e resíduos de poda	Trichoderma harzianum	Ghoreishi; Barrena; Font, 2023
Bioetanol	Palha de sorgo	Trichoderma reesei	Idris et al., 2017
Biogás	Palha de milho e silagem de palha de milho	Phanerochaete chrysosporium	Liu et al., 2014
Bio-hidrogênio	Casca de arroz	Clostridium termitidis e Clostridium intestinale	Tosuner; Taylan; Özmihçi, 2019
Biopesticida	Casca de arroz, bagaço de maçã, borra de uísque, soja gasta, fibras de arroz, borra de malte, palha de trigo, casca de laranja e casca de batata	Beauveria bassiana e Trichoderma harzianum	Sala et al., 2021
Biopesticida	Casca de mandioca, pseudocaule de banana, casca de coco, bagaço de cana e casca de abacaxi	Trichoderma Brev T069	Zhang et al., 2022
Carboximetil celulase (CMCase), xilanase e lacase	Farelo de trigo, casca de laranja e casca de arroz	Auricularia auricula-judae e Pseudolagarobasidium acaciicola	Thu et al., 2023
Celulase, xilanase e β -glicosidase	Bagaço misto de uvas brancas e tintas, podas de videiras, engaço de uva, bagaço de azeitona, bagaço de malte.	Aspergillus ibericus (02 cepas), Rhizopus oryzae, Aspergillus niger (02 cepas)	Leite et al., 2019
Lacase	Farelo de trigo, bolo de mostarda e farelo de arroz	Aspergillus nidulans	Khaswal et al., 2024
Pululanase	Farelo de trigo, casca de grama verde, casca de grama vermelha, casca de grama preta, casca de banana e casca de mausambi	Penicillium viridicatum	Kumar et al., 2022
Ração animal	Espiga de milho	Rhizopus oligosporus	Ndego et al., 2023
Xilanase	Bagaço de cana, casca de arroz e casca de cacau	Aspergillus oryzae	Carvalho et al., 2023



A produção em larga escala de microrganismos considera uma série de fatores, como formulação de meio de cultivo apropriada, crescimento adequado, pureza, produto estável e armazenamento duradouro, além de viabilidade econômica para a indústria (Lopes, 2009). Nesse sentido, diversos estudos abordam a incorporação de RA no processo para diminuição de custos (Ghoreishi et al., 2023; Sala et al., 2021; Zhang et al., 2022). Sala et al. (2021) utilizaram casca de arroz e casca de batata para a produção do fungo *Beauveria bassiana*, obtendo 1×10^9 conídios/g de matéria seca. Já para a produção do fungo *Trichoderma harzianum*, os autores utilizaram a casca de malte e da batata e o bagaço de laranja, obtendo 5×10^9 conídios/g de matéria seca. O estudo demonstrou que a valoração dos resíduos sólidos para a produção de esporos é viável. Zhang et al. (2022) utilizaram resíduos tropicais, como casca de mandioca, pseudocaulo de banana, casca de coco, bagaço de cana e casca de abacaxi, e obtiveram uma produção de $9,99 \times 10^9$ conídios/g de *Trichoderma Brev T069* a partir da casca de mandioca. Ghoreishi; Barrena; Font (2023) utilizaram RA de grama e poda e obtiveram 101,46 $\mu\text{g/g}$ de matéria seca e $3,03 \times 10^9$ conídios/g de matéria seca para produção de bioestimulante ácido indol-3-acético (AIA) e biopesticida à base de *Trichoderma harzianum*, respectivamente. De acordo com Ghoreishi; Barrena; Font (2023), os bioestimulantes desempenham um papel importante na agricultura, induzindo o crescimento vegetal, a disponibilidade de nutrientes no solo e a tolerância a situações adversas. Já os biopesticidas controlam fitopatógenos e aumentam a tolerância das plantas contra doenças, sendo uma opção mais benéfica aos seres humanos, às culturas e ao ecossistema (Sala et al., 2020).

No contexto dos insumos agrícolas, também pode-se citar como alternativa aos químicos os biofertilizantes. O estudo de Lim; Matu (2015), utilizou RA diferentes para produção de biofertilizantes e posterior aplicação em hortaliças, sendo eles: melancia, mamão, abacaxi, laranja cítrica e banana. O método de FES foi eficaz e as plantas tratadas com biofertilizante de resíduos de melancia, mamão e banana apresentaram características físicas promissoras. Já o estudo de Bibi et al. (2022), utilizou RA como casca de grama preta, farelo de arroz, casca de amendoim e folhas secas para produção de biofertilizantes através de FES e posterior aplicação em sementes de milho. As sementes tratadas apresentaram aumento significativo nos parâmetros de germinação, morfológicos, fisiológicos e bioquímicos do milho, e dessa forma o crescimento foi eficaz.

Considerando o interesse industrial por celulases, xilanases, lignases, pectinases e proteases, a biomassa lignocelulósica proveniente de RA surge como um substrato ideal para a produção em larga escala dessas enzimas (Koul et al., 2022). A escolha dos substratos afeta diretamente o custo da produção enzimática, por isso, destaca-se a importância de encontrar substitutos alternativos que possam baratear a produção, como os RA (Olukunle et al., 2021).

A pululanase é um importante insumo da indústria alimentícia para conversão do amido em glicose, maltose e frutose, que servem como adoçantes alimentares (Xu et al., 2014). Kumar et al. (2022) estudaram diferentes RA como substratos para produção de pululanase concluindo que a casca de grama verde suplementada com FeSO_4 , MnSO_4 e MgSO_4 aumentou o rendimento da produção da enzima em 6,4 vezes. A xilanase possui diversas aplicações biotecnológicas, em indústrias de papel e celulose, têxteis, alimentos, rações, bebidas e na produção de biocombustíveis, devido à sua capacidade de hidrolisar a xilana, principal componente da hemicelulose (Pathak et al., 2014). Carvalho et al. (2023) combinaram os resíduos de bagaço de cana, casca de arroz e casca de cacau, e aumentaram a produção da xilanase em 165%.

O grupo celulase da enzima é um complexo multienzimático que compreende as endoglucanases, como a carboximetilcelulose (CMCase, sigla do inglês Carboximetil celulase), as exoglucanases e as β -glicosidases, que atuam em conjunto para hidrolisar completamente a molécula de celulose (Olukunle et al., 2021). A lacase catalisa a oxidação de diversos compostos orgânicos e inorgânicos, utilizando oxigênio molecular como aceptor final de elétrons (Pacheco et al., 2014). Thu et al. (2023) descobriram que a casca da laranja possuía efeito positivo na produção de CMCase e da xilanase, mas um efeito negativo sobre a lacase. O contrário acontecia com o farelo de trigo. A combinação desses substratos possibilitou a otimização da produção enzimática. Khaswal et al. (2024) também estudaram a produção de lacase com diferentes RA, concluindo que o bolo de mostarda obteve o melhor desempenho. Para Leite et al. (2019), a maior produção de enzimas celulase, xilanase e β -glicosidase foi obtida pelo bagaço de malte.

Um dos desafios que os fabricantes de ração animal enfrentam é a busca por matérias-primas alternativas que preservem a qualidade do produto e reduzam os custos de produção (Ndego et al., 2023). Em seu estudo, Ndego et al. (2023) utilizaram a espiga de milho no processo de fermentação para produção de ração animal. Foi observado um aumento de proteínas e açúcares nos produtos fermentados, provando que o RA pode ser utilizado como ingrediente alimentar e fortificante de rações para melhorar a proteína.

A partir dos diferentes estudos, fica evidente que o método de FES é um grande aliado para minimização de impactos econômicos e ambientais negativos, pois da mesma maneira que gerencia de forma ecologicamente correta um resíduo sólido e minimiza os custos de produção, também o transforma em um produto de alto valor agregado e sustentável.

Considerações finais

Devido ao crescimento populacional e consequente aumento da produção agrícola e pecuária para atender essa demanda, novas tecnologias de gerenciamento e aproveitamento de RA se tornam necessárias, a fim de minimizar possíveis impactos econômicos e ambientais adversos. A FES é uma abordagem promissora para a produção de bioprodutos. Contudo, ainda pode ser mais explorada, com diferentes microrganismos e substratos, visando o desenvolvimento de outros bioprodutos para produção em escala industrial e comercialização real. É importante verificar parâmetros e microrganismos adequados para cada produção, com o objetivo de otimizar os processos de FES. Embora sejam encontrados vários estudos em escala laboratorial, há a necessidade de expandir os processos fermentativos para escala industrial, a fim de adaptá-los. A sinergia entre o uso de RA e o método de FES impulsiona a economia circular, promovendo a destinação adequada, valorando resíduos,



colaborando para uma produção energeticamente eficiente e de baixo custo e desenvolvendo bioprodutos de alto valor agregado. Com isso, diversos aspectos da sustentabilidade são impulsionados e vários Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU são fomentados.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela Bolsa de Produtividade em Desenvolvimento Tecnológico e Extensão Inovadora - DT2, processo nº 304755/2022-2, concedida as autoras Feliciane Andrade Brehm e Regina Célia Espinosa Modolo (PQ 2, processo nº 310369/2021-5).

Referências Bibliográficas

Abdel-Shafy, H. I.; Mansour, M. S. M. 2018. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. *Egyptian Journal of Petroleum*, 27(4), 1275–1290.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004. Resíduos sólidos - Classificação. 2004

Adetunji, A. I.; Oberholster, P. J.; Erasmus, M. 2023. From garbage to treasure: A review on biorefinery of organic solid wastes into valuable biobased products. *Bioresource Technology Reports*, 24, 101610.

Arora, A.; Kaur, P.; Kumar, M.; Saini, V. 2017. Production of Biopesticides Namely *Trichoderma viride* and *Beauveria bassian*. *Indian Journal of Science and Technology*, 10(26), 1-7.

Bhada-Tata, P.; Hoornweg, D. 2012. What a waste?: a global review of solid waste management, World Bank Group. United States of America

Bibi, F.; Ilyas, N.; Arshad, M.; Khalid, A.; Saeed, M.; Ansar, S.; Batley, J. 2022. Formulation and efficacy testing of bio-organic fertilizer produced through solid-state fermentation of agro-waste by *Burkholderia cenocepacia*. *Chemosphere*, 291, 132762.

Bibi, F.; Ilyas, N.; Saeed, M.; Shabir, S.; Shati, A. A.; Alfaifi, M. Y.; Amesho, K. T. T.; Chowdhury, S.; Sayyed, R. Z. 2023. Innovative production of value-added products using agro-industrial wastes via solid-state fermentation. *Environmental Science and Pollution Research* 30(60), 125197-125213.

Biz, A.; Finkler, A. T. J.; Pitol, L. O.; Medina, B. S.; Krieger, N.; Mitchell, D. A. 2016. Production of pectinases by solid-state fermentation of a mixture of citrus waste and sugarcane bagasse in a pilot-scale packed-bed bioreactor. *Biochemical Engineering Journal*, 111, 54-62.

Bracco, S.; Calicioglu, O.; Juan, M. G. S.; Flammini, A. 2018. Assessing the contribution of bioeconomy to the total economy: A review of national frameworks. *Sustainability*, 10(6).

BRASIL. Lei nº 12305, de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília. 2010.

Campuzano, R.; González-Martínez, S. 2016. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, 54, 3-12.

Carvalho, M. S.; de Menezes, L. H. S.; Pimentel, A. B.; Costa, F. S.; Oliveira, P. C.; dos Santos, M. M. O.; ... Franco, M. 2023. Application of chemometric methods for the optimization secretion of xylanase by *Aspergillus oryzae* in solid state fermentation and its application in the saccharification of agro-industrial waste. *Waste and Biomass Valorization*, 14(10), 3183-3193.

Duque-Acevedo, M.; Belmonte-Ureña, L. J.; Cortés-García, F. J.; Camacho-Ferre, F. 2020. Agricultural waste: Review of the evolution, approaches and perspectives on alternative uses. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00902.

Fang, J.; Liu, Y.; Huan, C.; Xu, L.; Ji, G.; Yan, Z. 2020. Comparison of poly-g-glutamic acid production between sterilized and non-sterilized solid-state fermentation using agricultural waste as substrates. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120248

Gençdağ, E.; Görgüç, A.; Yılmaz, F. M. 2021. Recent Advances in the Recovery Techniques of Plant-Based Proteins from Agro-Industrial By-Products. *Food Reviews International*, 37(4), 447-468.

Ghoreishi, G.; Barrena, R.; Font, X. 2023. Using green waste as substrate to produce biostimulant and biopesticide products through solid-state fermentation. *Waste Management*, 159, 84-92.



- Hadidi, M.; Aghababaei, F.; Gonzalez-Serrano, D. J.; Goksen, G.; Trif, M.; McClements, D. J.; Moreno, A. 2024. Plant-based proteins from agro-industrial waste and by-products: Towards a more circular economy. *International Journal of Biological Macromolecules*, 261, 129576.
- Idris, A. S. O.; Pandey, A.; Rao, S. S.; Sukumaran, R. K. 2017. Cellulase production through solid-state tray fermentation, and its use for bioethanol from sorghum stover. *Bioresource Technology*, 242, 265-271.
- Intasit, R.; Cheirsilp, B.; Louhasakul, Y.; Boonsawang, P.; Chairapat, S.; Yeesang, J. 2020. Valorization of palm biomass wastes for biodiesel feedstock and clean solid biofuel through non-sterile repeated solid-state fermentation. *Bioresource Technology*, 298, 122551.
- Jenkins, N. E.; Goettel, M. S. 1997. Methods for mass-production of microbial control agents of grasshoppers and locusts. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 171, 37-48.
- Khaswal, A.; Mishra, S. K.; Chaturvedi, N.; Paul, P. K.; Singh, R. K.; Roy, A.; Pandit, C.; Raja, V.; Verma, D. 2024. Optimization of process parameters using response surface methodology (RSM) for laccase enzyme production using *Aspergillus nidulans* in solid state fermentation utilizing agro-industrial waste. *Journal of Integrated Science and Technology*, 12(4), 777-777.
- Koul, B.; Yakoob, M.; Shah, M. P. 2022. Agricultural waste management strategies for environmental sustainability. *Environmental Research*, 206, 112285.
- Kumar, V.; Naik, B.; Choudhary, M.; Kumar, A.; Khanduri, N. 2022. Agro-waste as a substrate for the production of pullulanase by *Penicillium viridicatum* under solid-state fermentation. *Scientific Reports*, 12.
- Leite, P.; Silva, C.; Salgado, J. M.; Belo, I. 2019. Simultaneous production of lignocellulolytic enzymes and extraction of antioxidant compounds by solid-state fermentation of agro-industrial wastes. *Industrial Crops and Products*, 137, 315-322.
- Lim, S. F.; Matu, S. U. 2015. Utilization of agro-wastes to produce biofertilizer. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*, 6, 31-35.
- Liu, S.; Wu, S.; Pang, C.; Li, W.; Dong, R. 2014. Microbial pretreatment of corn stovers by solid-state cultivation of *Phanerochaete chrysosporium* for biogas production. *Applied biochemistry and biotechnology*, 172, 1365-1376.
- Lopes, R. B. 2009. A Indústria no Controle Biológico: Produção e Comercialização de Microrganismos no Brasil. Bettiol, W.; Morandi, M. A. B. (Eds.). *Biocontrole de doenças de plantas: uso e perspectivas*. 1ª edição, pp. 15-28.
- Mascarin, G. M.; Matsumura, A. T. S.; Weiler, C. A.; Kobori, N. N.; Silva, M. E. da; Berlitz, D. L.; Matsumura, A. S. 2019. Produção industrial de *Trichoderma*. Meyer, M. C.; Mazaro, S. M.; Silva, J. C. (Eds.). *Trichoderma: uso na agricultura*, 1a, pp. 255-274. Brasília: Embrapa.
- Mbow, C.; Rosenzweig, C.; Barioni, L. G.; Benton, T. G.; Herrero, M.; Krishnapillai, M.; Liwenga, E.; Pradhan, P.; Rivera-Ferre, M. G.; Sapkota, T.; Tubiello, F. N.; Xu, Y. 2019. Food security. *Climate Change and Land: An IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Moraes, C.; Monteiro, A. C.; Machado, A. C. R.; Barbosa, J. C.; Mochi, D. A. 2014. Production of a bioherbicide agent in liquid and solid medium and in a biphasic cultivation system. *Planta Daninha*, 32(2), 255-264.
- Mussatto, S. I.; Ballesteros, L. F.; Martins, S.; Teixeira, J. A. 2012. Use of agro-industrial wastes in solid-state fermentation processes. *Industrial waste*, 274, 121-139.
- Ndego, A.; Ezedom, T.; Egbune, E. O.; Tonukari, N. 2023. Biochemical characterization of solid state fermented maize cob (*Zea mays*) using *Rhizopus oligosporus* and its application in poultry feed production. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture (IJROWA)*, 12(2), 235-246.
- Olukunle, O. F.; Ayodeji, A. O.; Akinloye, P. O. 2021. Carboxymethyl Cellulase (CMCase) from UV-irradiation Mutated *Bacillus cereus* FOA-2 cultivated on Plantain (*Musa parasidiaca*) Stalk-based Medium: Production, Purification and Characterization. *Scientific African*, 11, 691.
- ONU. Organização das Nações Unidas. 2019. *World Population Prospects 2019: Highlights (Perspectivas Mundiais de*



População 2019: Destaques). Nova York, NY: Departamento de Assuntos Econômicos e Sociais das Nações Unidas.

Pacheco, S. M. V.; Soares, C. H. L. 2014. Imobilização e caracterização de lacase e seu uso na biodegradação de efluentes de indústrias papeleras. *Quimica Nova*, 37(2), 209-214.

Pathak, P.; Kant Bhardwaj, N.; Singh, A. K.; Pathak, P.; Singh, A. K.; Bhardwaj, N. K. 2014. Production of Crude Cellulase and Xylanase From *Trichoderma harzianum* PPDDN10 NFCCI-2925 and Its Application in Photocopier Waste Paper Recycling. *Appl Biochem Biotechnol*, 172, 3776–3797.

PNUMA. Programa das Nações Unidas para o Ambiente. 2021. Food Waste Index Report 2021 (Relatório do Índice de Desperdício Alimentar 2021). Nairobi.

Sala, A.; Artola, A.; Sánchez, A.; Barrena, R. 2020. Rice husk as a source for fungal biopesticide production by solid-state fermentation using *B. bassiana* and *T. harzianum*. *Bioresource technology*, 296, 122322.

Sala, A.; Vittone, S.; Barrena, R.; Sánchez, A.; Artola, A. 2021. Scanning agro-industrial wastes as substrates for fungal biopesticide production: Use of *Beauveria bassiana* and *Trichoderma harzianum* in solid-state fermentation. *Journal of Environmental Management*, 295, 113113.

Thu, T.; Luong, H.; Silar, P.; Supattra Poeaim; Tangthirasunun, N. 2023. Isolation, screening wood rot fungi from the tropical forest of Thailand and their lignocellulolytic enzyme production under solid-state fermentation using agricultural waste as substrate. *Conv. Biomassa Bioref.*, 1-17.

Tosuner, Z. V.; Taylan, G. G.; Özmihçi, S. 2019. Effects of rice husk particle size on biohydrogen production under solid state fermentation. *International Journal of Hydrogen Energy*, 44(34), 18785-18791.

Xu, J.; Ren, F.; Huang, C. H.; Zheng, Y.; Zhen, J.; Sun, H.; Ko, T. P.; He, M.; Chen, C. C.; Chan, H. C.; Guo, R. T.; Song, H.; Ma, Y. 2014. Functional and structural studies of pullulanase from *Anoxybacillus* sp. LM18-11. *Proteins: Structure, Function and Bioinformatics*, 82(9), 1685-1693.

Yazid, N. A.; Barrena, R.; Komilis, D.; Sánchez, A. 2017. Solid-State Fermentation as a Novel Paradigm for Organic Waste Valorization: A Review. *Sustainability*, 9(2), 224.

Zhang, C.; Ali Khan, R. A.; Wei, H. Y.; Wang, R.; Hou, J. M., Liu, T. 2022. Rapid and mass production of biopesticide *Trichoderma Brev T069* from cassava peels using newly established solid-state fermentation bioreactor system. *Journal of Environmental Management*, 313, 114981.



CARACTERIZAÇÃO DE RESÍDUOS PLÁSTICOS DISPOSTOS EM PONTOS DE CONTAMINAÇÃO DE CURSOS DE ÁGUA DOCE EM SÃO JOSÉ DOS CAMPOS S- SP

1Tayná Bueno Quadros, 2Ricardo Gabbay de Souza

1 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos, tayna.bueno@unesp.br;
2 Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciência e Tecnologia, São José dos Campos, ricardo.souza@unesp.br

Palavras-chave: plásticos; água doce; poluição.

Resumo

Os resíduos plásticos persistem no ambiente por séculos, fragmentando-se e causando danos aos ecossistemas terrestres e aquáticos. A poluição plástica nos mares, principalmente proveniente de rios e cursos de água urbanos, impacta não apenas a vida selvagem desses ecossistemas, mas também a saúde de todos aqueles que têm contato direto (por meio da ingestão de água) ou indireto (através do consumo de peixes e frutos do mar). O estudo presente identificou pontos de poluição em corpos de água devido ao descarte irregular de resíduos sólidos urbanos em São José dos Campos-SP, e caracterizou os detritos plásticos encontrados lá. A coleta dos resíduos seguiu o método de quarteamento, conforme descrito na norma NBR 10007, seguido por uma análise gravimétrica dos plásticos presentes nas pilhas de descarte. Para a identificação dos polímeros, foi realizada uma análise utilizando Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR), que revelou uma grande presença de plásticos comuns em embalagens e objetos domésticos, notadamente o Polipropileno (PP), Politereftalato de Etileno (PET), Polietileno (PE) e Polietileno de Alta Densidade (PEAD). A predominância desses polímeros torna-se ainda mais compreensível quando se considera o contexto no qual as amostras foram coletadas. Dos quatro pontos de coleta investigados, três estavam situados em áreas residenciais. Isso evidencia ainda mais a necessidade de políticas públicas que se mostrem eficientes na promoção de práticas sustentáveis para o manejo final dos RSU, os quais frequentemente incluem uma parcela significativa de resíduos plásticos.

Introdução

Resíduos de plásticos que contaminam corpos hídricos ou a terra podem persistir no meio ambiente por séculos, gerando diversos impactos ambientais. A maioria dos plásticos nunca desaparece completamente, apenas se quebra em pedaços cada vez menores (UNEP, 2022). São materiais produzidos à base de derivados da resina do petróleo que, quando não descartados de forma apropriada, geram impactos negativos nos ecossistemas, tanto para o meio biótico quanto abiótico (BLETTLER et al., 2018). Os resíduos plásticos vêm sendo destaque nacional e internacional na última década, por conta dos seus impactos nocivos ao meio ambiente (BAIA et al., 2020).

A produção de bens materiais à base de plástico vem crescendo exponencialmente, devido à alta durabilidade que o material apresenta (PERTUSSATTI, 2020). Um estudo gravimétrico realizado com a participação de 186 municípios brasileiros apontou que o resíduo plástico foi o segundo maior na composição total de RSU (Resíduos Sólidos Urbanos), com 16,8%, o que equivale a 13,35 milhões de toneladas. O estudo gravimétrico nacional foi estimado com base na média ponderada a partir da geração total de RSU por faixa de renda dos municípios, com categorização mínima de orgânicos, metal, vidro, plásticos, papel/papelão e rejeitos (ABRELPE, 2020).

As altas taxas de poluição plástica no meio ambiente a tornaram “um dos maiores desafios ambientais desta vida” (UNEP, 2018). A utilização crescente deste material corrobora para o seu descarte incorreto, que por sua vez proporciona números cada vez maiores de poluição plástica em corpos hídricos e em zonas urbanas. O acúmulo de detritos plásticos nas zonas urbanas pode causar o entupimento de esgotos, que uma vez obstruídos, facilitam a ocorrência de enchentes, desabamentos e suas desastrosas consequências, como por exemplo, a proliferação de doenças infectocontagiosas (BAIA et al., 2020).

Atualmente, a maior parte da atenção acadêmica é direcionada aos resíduos plásticos nos ambientes oceânicos (SCHWARZ et al., 2019). Cerca de 80% dos plásticos que acabam nos oceanos são transportados pelos rios. Algumas evidências recentes apontam que os corpos de água doce atuam tanto como fonte de poluição plástica para o ambiente marinho, quanto como sumidouro (SCHWARZ et al., 2019; WINTON et al., 2020). Os altos índices de poluição plástica em corpos aquáticos são extremamente prejudiciais e ocasionam a morte de milhares de animais, tornando extensas faixas de água inabitáveis (BAIA et al., 2020).

No ambiente aquático continental, a avaliação de microplásticos e macroplásticos é realizada para estimar a contaminação do ambiente e a influência de atividades antrópicas, e para avaliar a ingestão de microplásticos e o impacto nos organismos dos animais (LAHENS et al., 2018). A ingestão desses resíduos traz malefícios que vão além da biota, afinal, muitos animais marinhos como peixes e crustáceos servem de alimento para os seres humanos, que uma vez que consomem esses animais são indiretamente contaminados (BAIA et al., 2020). A extensão total do impacto que a ingestão de plásticos gera na saúde humana ainda é desconhecida, porém há evidências substanciais de que produtos químicos associados a plásticos, como o metilmercúrio, podem entrar no corpo humano e estão ligados a problemas de saúde; alguns estudos recentes detectaram a presença de microplásticos nos organismos de recém-nascidos (UNEP, 2022).



Os governos são atores de extrema importância na cadeia de valor dos plásticos, pois podem garantir a circulação de plásticos na economia pelo maior tempo possível (UNEP, 2022). O projeto de lei nº 612-A da Câmara de Deputados (2007), apresenta diversas pesquisas sobre os problemas causados pelos resíduos plásticos, que vão além dos supracitados, como a formação de ilhas de calor e impermeabilização do solo. Na União Europeia, talheres, copos, pratos e cotonetes com hastes de plástico estão inclusos na seleção de produtos descartáveis que são proibidos, segundo decisão tomada pelo Parlamento Europeu. Há ainda uma estratégia europeia que tem como objetivo garantir que todas as embalagens plásticas sejam reutilizáveis ou recicláveis até 2030 (BRAUN, 2019),

A identificação do material polimérico desempenha um papel crucial na reciclagem e gestão de resíduos, para enfrentar os desafios ambientais associados ao uso generalizado de plásticos e garantir que o ciclo de vida desses materiais seja mais sustentável. A caracterização de polímeros pode ser realizada de diversas maneiras, dentre elas a espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR - *Fourier Transform Infrared Spectroscopy*). O funcionamento básico da espectroscopia FTIR envolve a passagem de luz infravermelha através de uma amostra e a medição da quantidade de luz absorvida em diferentes comprimentos de onda (SALVAN, 2018).

Outro tópico importante, porém, pouco abordado quando se trata da poluição por polímeros, é o acúmulo de partículas de plásticos em frações de sedimentos oceânicos, costeiros e ribeirinhos, e dos possíveis impactos relacionados a esse acúmulo (SCHWARZ et al., 2019). Os nanoplásticos e microplásticos (< 5.0 mm), além de consumidos direta e indiretamente pela fauna marinha, se acumulam nos sedimentos. Informações sobre detritos microplásticos revelam que sua abundância em sistemas de água doce é comparável à que se tem registrada nos ambientes marinhos. Porém, é significativa a falta de estudos a respeito da ocorrência de resíduos plásticos em água doce e em sedimentos, não só no Brasil, como no resto do mundo. Os países não-desenvolvidos são os mais prejudicados com as lacunas de conhecimento (BLETTLER et al., 2017).

Neste contexto, as ações colaborativas, juntamente com um contínuo aprimoramento na educação ambiental, servirão como exemplos de responsabilidade a serem seguidas pelos estudantes em relação ao meio ambiente e a poluição plástica. Isso contribuirá para que eles desenvolvam uma consciência própria e estejam preparados para enfrentar futuras situações nas quais deverão tomar posição (MATTOS, 2010). Além disso, saber qual tipo de plástico está sendo descartado desempenha um papel vital na redução da poluição plástica, no uso mais eficiente dos recursos naturais e na promoção de práticas de gestão de resíduos mais sustentáveis. A presente pesquisa tem como objetivo caracterizar os resíduos plásticos acumulados em pontos críticos de contaminação de corpos hídricos de água doce do município de São José dos Campos-SP, visando associar a composição dos resíduos de macro e microplásticos presentes a pontos de origem de resíduos sólidos distribuídos no entorno dos corpos hídricos.

Materiais e Métodos

A Figura 1 apresenta o fluxograma geral do procedimento metodológico que será aplicado no presente trabalho. Cada uma das etapas será detalhada a seguir.

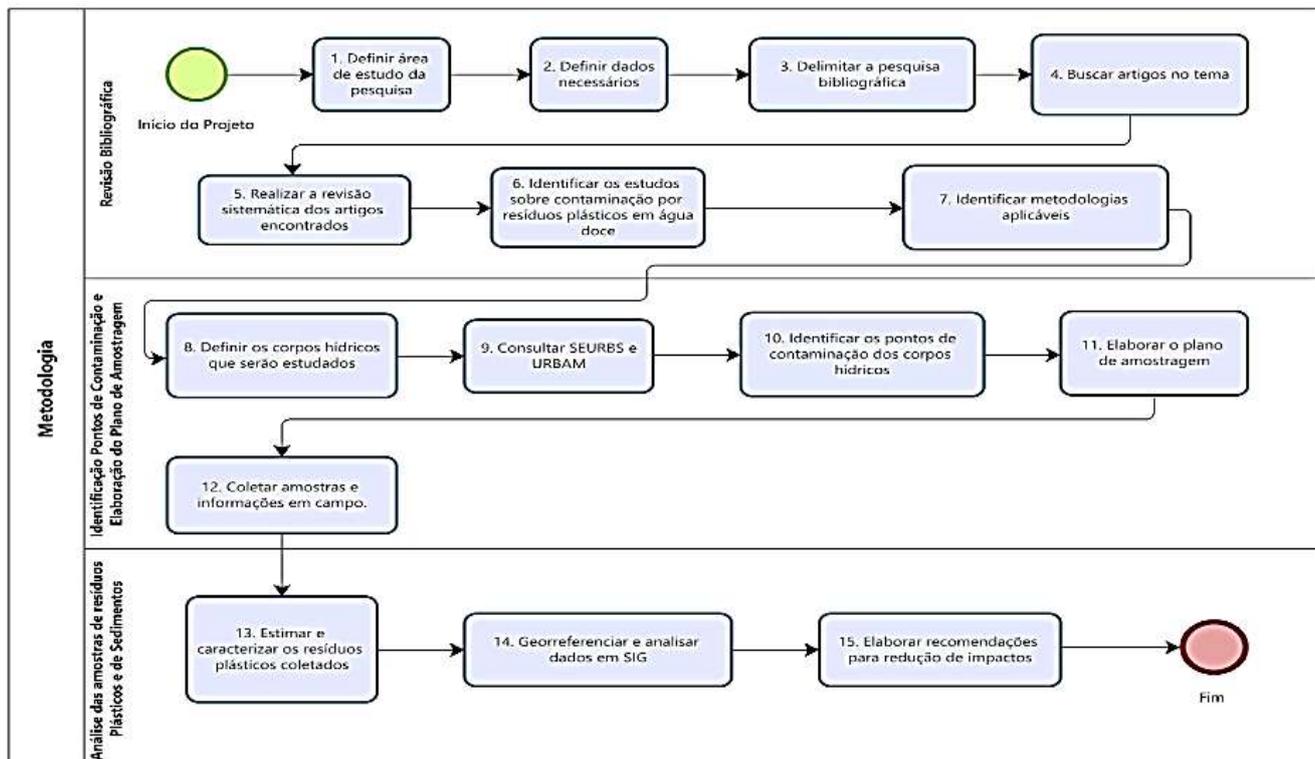


Figura 1: Fluxograma da Metodologia.



Revisão Bibliográfica

A revisão bibliográfica é uma etapa fundamental em qualquer projeto de pesquisa, para definição e delimitação da área de estudo e busca de informações relevantes para o tema em questão (GIL, 2002). Neste estudo, a revisão bibliográfica tem três fases distintas. A primeira fase envolveu a definição e delimitação da área de estudo do projeto, e isso implicou em identificar claramente o escopo da pesquisa, definindo os limites do tema a ser investigado.

A segunda fase foi a pesquisa em bancos de dados, para a obtenção de informações relevantes sobre o assunto. Nessa etapa, utilizou-se a biblioteca eletrônica Scopus como fonte primária de referências. Através desta plataforma, foram encontrados 203 artigos relacionados ao tema de pesquisa, e para refinar a busca e garantir a relevância dos artigos selecionados, foram utilizadas ferramentas de refinamento de pesquisa. A pesquisa foi direcionada para artigos que continham as palavras-chave "plastics", "freshwater" e "mesoplastics". Esta seleção foi necessária para garantir que os resultados estivessem alinhados com o objetivo específico do projeto de pesquisa. Em uma segunda etapa de filtragem, apenas artigos já publicados foram considerados, excluindo trabalhos que não contribuem diretamente para a revisão bibliográfica sobre o tema em questão, como aqueles relacionados à poluição plástica em ecossistemas terrestres ou à ingestão de microplásticos por animais silvestres. A terceira fase da metodologia envolveu a análise detalhada de cada um dos 203 artigos encontrados após a filtragem. Cada *abstract* foi lido e os detalhes relevantes foram registrados em uma planilha.

No Microsoft Excel, foi criada uma tabela dinâmica que categorizou os artigos com base em critérios como o tipo de plástico estudado, o tipo de corpo hídrico abordado, a localização do estudo, os objetivos, a metodologia de amostragem e análises, bem como os resultados principais. A organização dos artigos na planilha facilitou a pré-visualização da revisão sistemática, tornando mais fácil a identificação dos trabalhos de maior interesse. Assim, os principais alvos da revisão sistemática foram os artigos que abordaram a revisão bibliográfica, a análise gravimétrica de resíduos plásticos e a avaliação do ciclo de vida, com foco na poluição plástica em corpos hídricos, especialmente em ambientes de água doce, e nos impactos decorrentes do consumo de alimentos e água contaminados com plástico.

Identificação Pontos de Contaminação e Elaboração do Plano de Amostragem

A primeira etapa envolveu um levantamento abrangente dos pontos de descarte irregular distribuídos por todo o município de São José dos Campos. Em cooperação com os funcionários da URBAM (Urbanizadora Municipal S.A.), obtiveram-se dados referentes à localização dos pontos de descarte inadequado de resíduos urbanos. Após a obtenção dessas informações, realizou-se um tratamento de dados, aplicando filtros com o propósito de simplificar a identificação das regiões com maior concentração de pontos de descarte irregular. Utilizando os endereços fornecidos e o software *Google Earth Pro*, foram mapeados todos os pontos registrados na planilha.

Os dados foram convertidos em um arquivo Kmz, que posteriormente foi importado para o QGis, uma plataforma de Sistema de Informação Geográfica (SIG). Com o objetivo de enriquecer ainda mais o conjunto de dados, foram adquiridos *shapefiles* do município de São José dos Campos diretamente do site oficial da Prefeitura Municipal. As camadas incluíam informações de hidrografia principal e limite municipal. No ambiente de trabalho do QGis, combinaram-se os arquivos Kmz dos pontos de descarte com as camadas geográficas recém-obtidas.

Utilizando a ferramenta de criação de *buffers* e a camada de hidrografia, gerou-se dois novos mapas *raster*: um com um *buffer* de 100 metros e outro com um *buffer* de 200 metros em relação aos cursos d'água superficiais no território. A escolha dos tamanhos dos *buffers* foi determinada com base nas diretrizes relacionadas às áreas de preservação permanente (APP) de cursos d'água, que estipulam larguras mínimas de 100 metros para cursos com cinquenta a duzentos metros de largura e 200 metros para cursos com duzentos a seiscentos metros de largura (EMBRAPA, 2004). A etapa subsequente envolveu a seleção criteriosa dos pontos que se encontravam dentro dos *buffers* criados (Fig. 2), visando a terceira fase da metodologia, que consiste na atividade de campo.

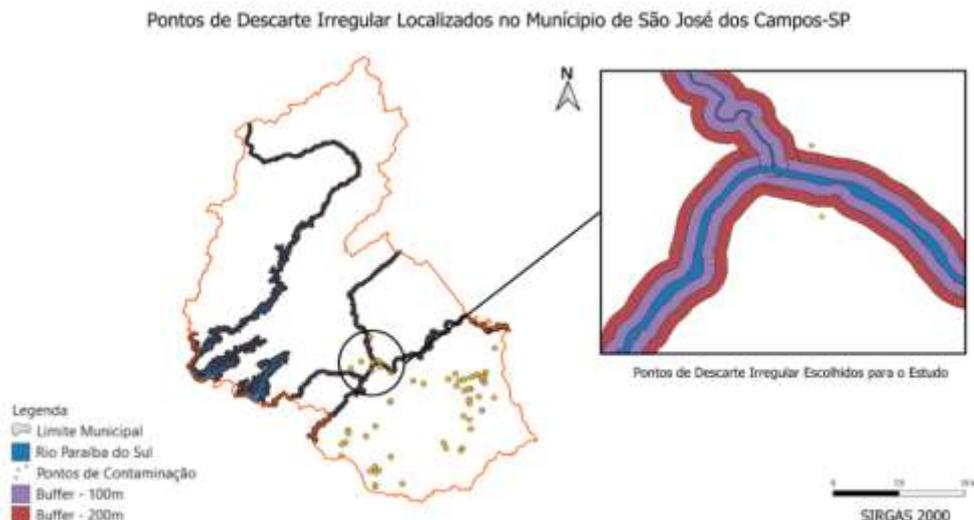


Figura 2: Mapa de Localização dos Pontos de Descarte Irregular.



Análise das Amostras de Resíduos Plásticos

Nos dias 26 de julho e 20 de setembro de 2023, procederam-se as coletas de amostras. Utilizando veículo da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), foram visitados os quatro pontos previamente identificados como áreas de interesse (dentro do limite de 100m e 200m do corpo hídrico). No local, com o auxílio de uma trena e da câmera do celular, foram medidas e registradas as pilhas de resíduos encontradas. A abordagem adotada para a amostragem dos resíduos seguiu a metodologia de quarteamento, conforme estabelecido na ABNT NBR 10007 (2004), e foi aplicada de maneira uniforme em todos os pontos amostrados.

Na fase de preparação da amostra, a amostra inicial de resíduo sólido passou por um cuidadoso processo de homogeneização, garantindo que as características estejam distribuídas de maneira uniforme em toda a amostra. Esse procedimento evita concentrações desiguais que poderiam comprometer a representatividade dos resultados obtidos. Após a homogeneização, uma fração da amostra foi separada para dar início ao processo de quarteamento, com o objetivo de manter a representatividade da amostra e garantir a quantidade necessária para análises subsequentes. Essa abordagem é essencial para a obtenção de dados representativos da totalidade do resíduo, possibilitando a tomada de decisões informadas com base em informações confiáveis (ABNT, 2004).

As amostras resultantes do quarteamento foram acondicionadas em sacos para materiais de construção com capacidade para 25 kg e transportadas para o Departamento de Engenharia Ambiental (DEA) do ICT-UNESP. No laboratório, foi realizada a gravimetria dos resíduos coletados, categorizando os diferentes tipos de resíduos e registrando seus pesos em grupos específicos. Posteriormente, foram concentrados os esforços na divisão das massas de resíduos plásticos em subcategorias, inicialmente observando a simbologia de identificação dos tipos de plástico nas amostras, uma vez que o escopo deste estudo está focado na análise da poluição causada por esses materiais.

Análise em FTIR dos Resíduos Plásticos

Após a separação dos plásticos, aqueles que não possuíam a identificação do tipo de material polimérico utilizado na embalagem foram submetidos à análise por meio da técnica de Espectroscopia de Infravermelho com Transformada de Fourier (FTIR). O processo laboratorial começou com a preparação cuidadosa das amostras, onde estas foram lavadas e submetidas à secagem em uma estufa a 50°C. Após atingirem a condição de secas, as amostras foram fragmentadas em pedaços menores, devidamente identificados e pesados, com o objetivo de garantir uma maior homogeneidade e representatividade durante a análise. Em seguida, cada uma das amostras passou por três análises consecutivas utilizando o equipamento FTIR, visando assegurar a confiabilidade dos resultados.

Após a aquisição dos espectros infravermelhos, realizou-se o processamento e análise dos dados obtidos. A partir desses dados, foram gerados gráficos e relatórios detalhados, expondo os resultados específicos de cada análise realizada. A fase subsequente consistiu na análise minuciosa dos resultados obtidos, com foco na identificação das implicações ambientais decorrentes da composição dos resíduos plásticos identificados. Esta avaliação incluiu uma discussão sobre os impactos ambientais e as possíveis estratégias de gerenciamento apropriadas para lidar com os resíduos plásticos identificados no estudo. Assim, o estudo envolveu um processo completo de coleta de campo e análise laboratorial por meio da técnica FTIR, seguido de uma análise crítica dos resultados e uma discussão aprofundada sobre as implicações ambientais dos resíduos plásticos identificados.

Resultados e Discussões

Gravimetria dos Resíduos Sólidos Urbanos

A análise gravimétrica de resíduos foi ferramenta fundamental para compreender a composição dos resíduos coletados. As tabelas 1 e 2 apresentam as massas de resíduos encontrados no primeiro e segundo dia de coleta, respectivamente. Vale ressaltar que no primeiro dia de coletas não haviam pilhas de resíduos no ponto 04.



Tabela 1: Gravimetria dos resíduos encontrados no primeiro dia de coleta

Resíduos Sólidos	Ponto 01	Ponto 02	Ponto 03
	Massa (g)	Massa (g)	Massa (g)
Matéria Orgânica	46,8	1005,4	708,6
Tecidos	270,2	0,0	0,0
RCC, Madeira, Entulhos, Galhos, Folhas e Solo	2656,4	68,4	277,8
Plásticos	890,4	232,2	194,6
Metais	52,4	0,0	0,0
Vidros e Cerâmicas	99,2	178,2	97,4
Papel e Papelão	511,0	247,2	0,0
Tetrapak	0,0	29,2	67,0
Eletrônicos	0,0	0,0	0,0

Tabela 2: Gravimetria dos resíduos encontrados no segundo dia de coleta

Resíduos Sólidos	Ponto 01	Ponto 02	Ponto 03	Ponto 04
	Massa (g)	Massa (g)	Massa (g)	Massa (g)
Matéria Orgânica	0,0	0,0	0,0	272,0
Tecidos	67,0	496,0	67,0	208,0
RCC, Madeira, Entulhos, Galhos, Folhas e Solo	250,0	300,0	0,0	800,0
Plásticos	422,0	750,9	367,9	161,4
Metais	4,4	0,0	26,0	0,0
Vidros e Cerâmicas	404,0	196,0	988,0	0,0
Papel e Papelão	151,0	11,0	104,3	189,0
Tetrapak	0,0	10,0	0,0	134,0
Eletrônicos	36,0	0,0	0,0	0,0

Em relação ao ponto 01, na primeira coleta, foram identificados muitos resíduos que pareciam ser de origem industrial, como caixas, estopas, embalagens de produtos químicos e, principalmente, grandes quantidades de entulho, como mostra a figura 3. Essa descoberta inicial levantou a suspeita de que poderia haver alguma indústria nas proximidades que estava contribuindo para a poluição do local. No entanto, na segunda coleta, a maioria dos resíduos encontrados eram característicos de bares e festas, como canudos, copos e embalagens de bebida. Essa mudança inesperada na composição dos resíduos criou uma certa incerteza em relação aos possíveis responsáveis pelo descarte inadequado.



Gravimetria dos Resíduos do Ponto 01: Estr. Pedro Moacir de Almeida, 63 - Jardim Mariteia

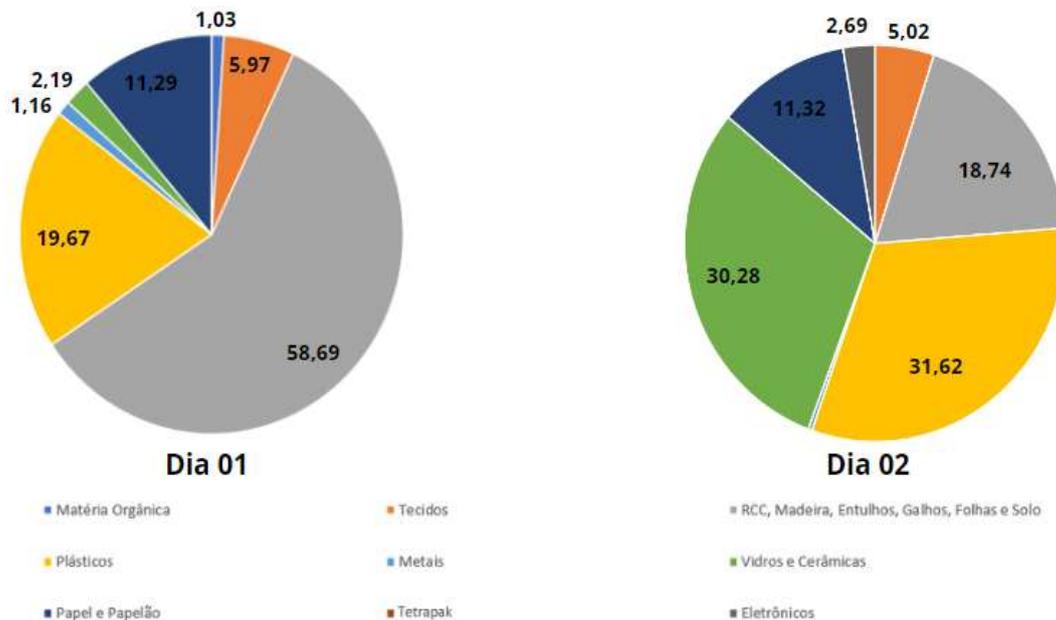


Figura 3: Gravimetria dos resíduos do ponto 01.

O gráfico disposto na figura 4 apresenta os resultados do ponto 02. É interessante observar que não foram identificadas mudanças significativas nos tipos de resíduos encontrados, apenas nas massas. Tanto na primeira coleta quanto na segunda coleta, predominaram os resíduos tipicamente domésticos, como matéria orgânica, embalagens de alimentos e produtos de limpeza, roupas, brinquedos, pedaços de eletrodomésticos e móveis. Essa consistência na composição dos resíduos sugere que o local está servindo principalmente como um ponto de descarte para os moradores do bairro. Isso é condizente com a localização do botafora.

Gravimetria dos Resíduos do Ponto 02: Rod. Monteiro Lobato, 128 - Alto da Ponte

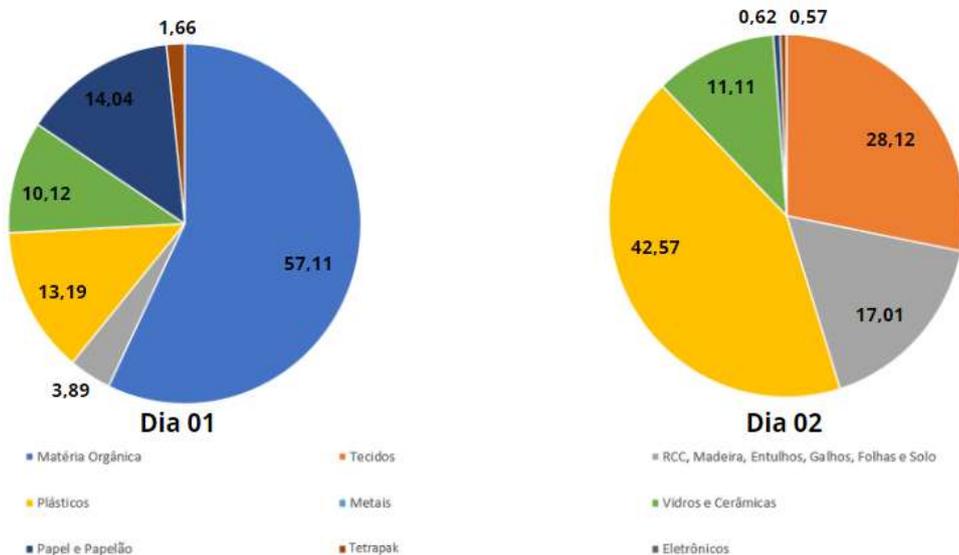


Figura 4: Gravimetria dos resíduos do ponto 02.

No que diz respeito ao ponto 03, é evidente que houve diferenças significativas nos tipos de resíduos encontrados entre a primeira e a segunda coleta, como pode ser visto na figura 5. Na segunda coleta, foram observados resíduos de tecidos, cerâmicas e vidros, que não estavam presentes na primeira coleta. Essa variação na composição dos resíduos sugere que algo mudou no ambiente ou no uso do local entre as duas coletas. Além disso, em ambas as coletas, foi identificada a presença de muitos restos de alimentos e resíduos de animais. Esses resíduos indicam possivelmente o descarte inadequado de alimentos e carcaças de animais na área. Essa situação pode ter impactos negativos no ambiente, como atração de vetores de doenças e poluição do solo.



Gravimetria dos Resíduos do Ponto 03: R. Pres. Prudente de Moraes, 306 - Santana

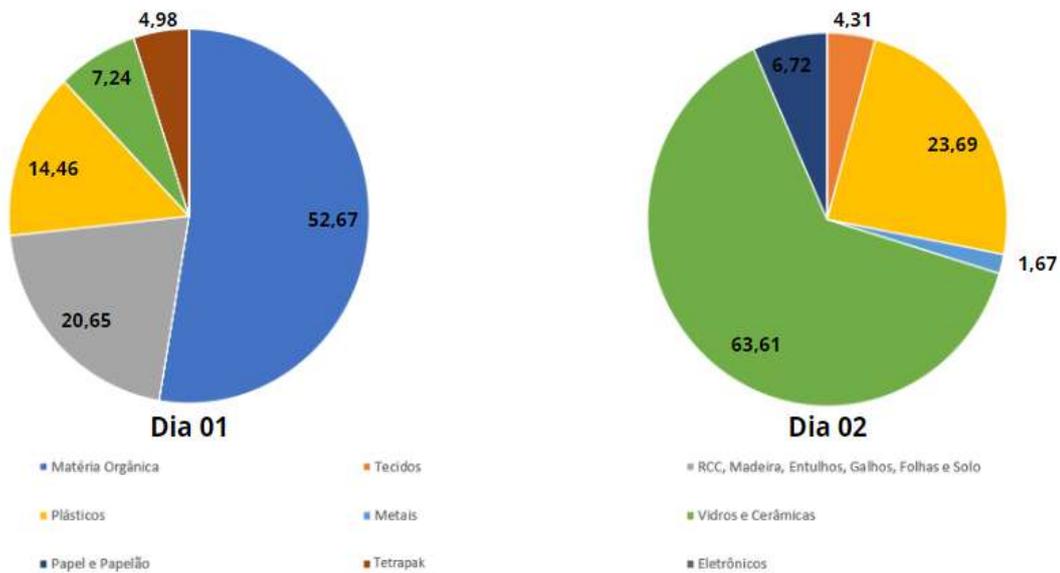


Figura 5: Gravimetria dos resíduos do ponto 03.

Em relação ao ponto 04, cabe ressaltar que no primeiro dia de coleta, não foram encontradas pilhas de resíduos e, conseqüentemente, a coleta não pôde ser realizada neste local específico. Essa ausência de resíduos levanta questões intrigantes sobre a dinâmica de descarte nesse ponto em particular e destaca a importância de uma análise abrangente para entender os padrões de disposição de resíduos em diferentes locais e momentos. Porém, na segunda coleta realizada no ponto 04, observou-se a presença de uma variedade de resíduos, entre eles, resíduos tipicamente domésticos, como restos de comida e embalagens de alimentos, que são comuns em áreas residenciais, como evidencia o gráfico da figura 6. Além disso, foram encontrados resíduos de entulho, indicando que possivelmente houve descarte inadequado de materiais de construção ou demolição no local.

Gravimetria dos Resíduos do Ponto 04: R. Xavantes, 205 - Burquinha

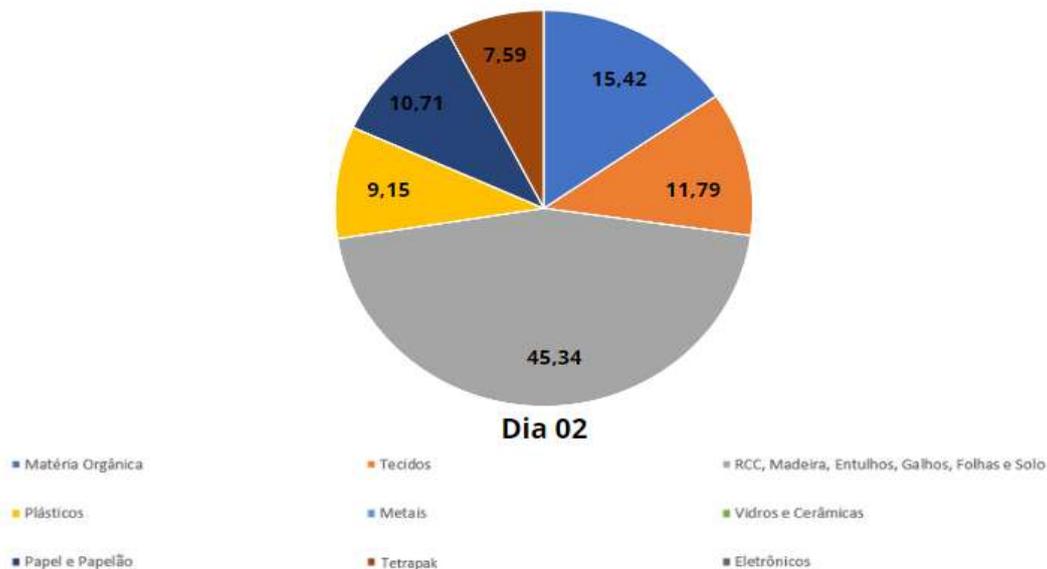


Figura 6: Gravimetria dos resíduos do ponto 04.

Essas descobertas ressaltam a importância de uma análise contínua e detalhada dos resíduos sólidos, uma vez que as mudanças na composição podem ter implicações significativas para a gestão de resíduos e estratégias de reciclagem. Compreender as flutuações nos tipos e quantidades de resíduos permite que as autoridades e as partes interessadas ajustem suas políticas e práticas de maneira mais eficaz, contribuindo para a redução do impacto ambiental e para a promoção de soluções de gerenciamento de resíduos mais sustentáveis. Portanto, é crucial continuar monitorando e estudando essas variações para tomar decisões informadas e eficazes no futuro.



Análise e Caracterização dos Resíduos Plásticos

A análise FTIR das amostras plásticas foi conduzida em duas etapas distintas, cada uma correspondendo a uma coleta específica. Em ambas as etapas, foram realizadas análises duplicatas e triplicatas, a fim de garantir a precisão dos resultados obtidos. No entanto, os resultados revelaram uma constatação interessante: não foram encontradas diferenças significativas entre os resultados das análises principais e suas respectivas duplicatas e triplicatas.

Os picos e as intensidades das bandas vibracionais dos materiais plásticos foram praticamente idênticos em todas as réplicas, não revelando variações dignas de nota. Os resultados obtidos a partir do infravermelho foram contabilizados com os previamente identificados nas amostras que continham identificação do tipo de plástico, e os mesmos podem ser observados nos gráficos das figuras 7 e 8. É importante ressaltar que em virtude da menor disponibilidade de amostras em alguns pontos do que em outros, foram gerados gráficos por coleta e não por ponto coletado. Essa discrepância na quantidade de amostras poderia levar à criação de gráficos com apenas uma amostra contabilizada, o que não forneceria informações estatisticamente significativas ou representativas.

Gravimetria dos Resíduos Plásticos Identificados nos Pontos de Contaminação da Primeira Coleta

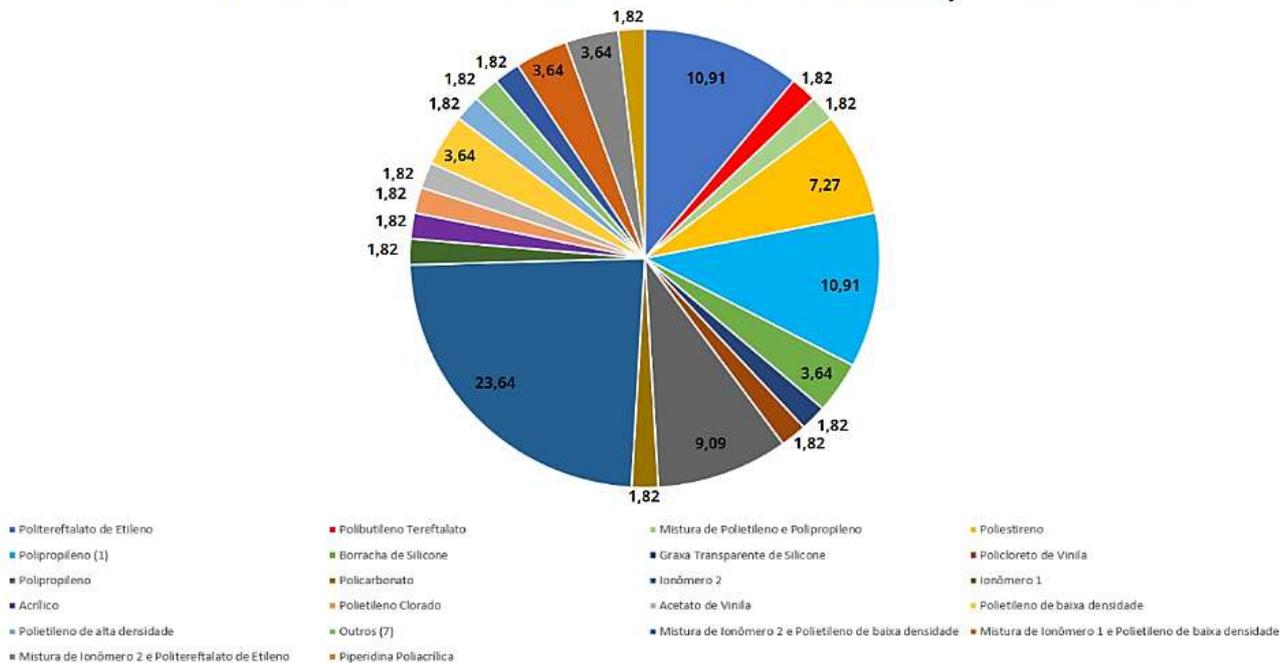


Figura 7: Gravimetria dos resíduos plásticos identificados nos pontos de contaminação da primeira coleta.

Gravimetria dos Resíduos Plásticos Identificados nos Pontos de Contaminação da Segunda Coleta

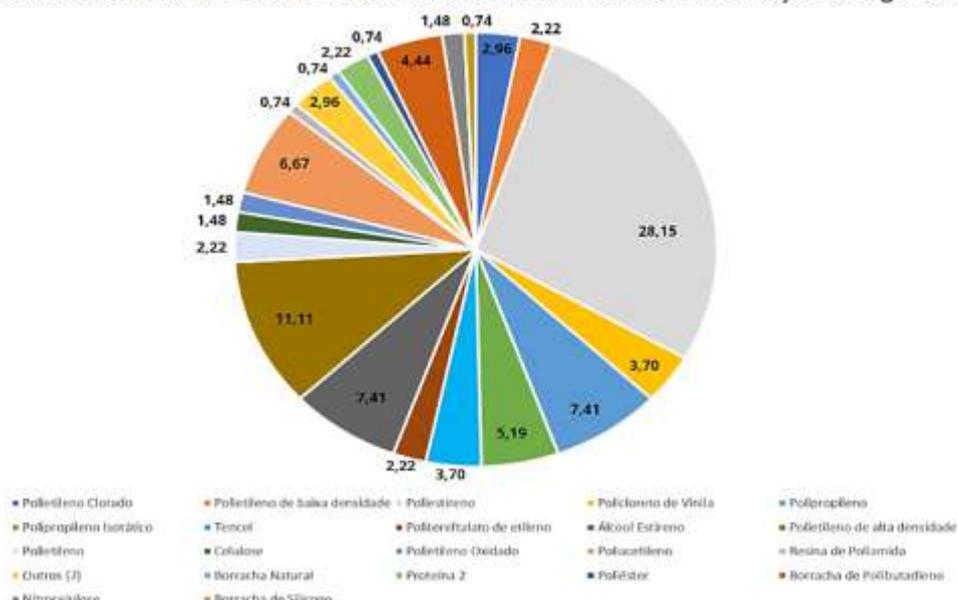


Figura 8: Gravimetria dos Resíduos Plásticos Identificados nos pontos de contaminação da segunda coleta.



No primeiro dia de coleta de resíduos, identificou-se uma variedade de tipos de plásticos, e foi observado que o ionômero 2 foi o mais frequentemente encontrado. Os ionômeros são polímeros que contêm um número relativamente reduzido de grupos iônicos incorporados em uma cadeia polimérica com baixa polaridade. Esses polímeros, em geral, exibem propriedades mecânicas e capacidade de adesão superiores aos polímeros primários correspondentes, devido à formação de agregados iônicos que desempenham o papel de pontos de reticulação reversível na matriz polimérica (SENFF e FREITAS, 1995).

No âmbito da reciclagem e gestão de materiais plásticos, há uma notável lacuna de conhecimento quando se diz respeito aos ionômeros. As questões envolvem desde a separação e coleta adequada de ionômeros nas correntes de resíduos até os métodos de reciclagem que preservam suas propriedades que resultam na formação de aglomerados iônicos ao longo da cadeia polimérica (SILVA e SOUZA, 2020). Além disso, a reutilização e a gestão ambientalmente responsáveis desses materiais são áreas que precisam de desenvolvimento. Ressalta-se que os ionômeros são amplamente empregados na fabricação de embalagens flexíveis para alimentos, bebidas e produtos de consumo devido à sua capacidade de vedação e barreira contra umidade.

Na mesma coleta, foi identificada também uma significativa ocorrência de plásticos mais conhecidos, sendo eles: Polipropileno (PP) e Politereftalato de Etileno (PET). Em particular, as embalagens plásticas, onde aparecem esses polímeros, desempenham um papel essencial no transporte e na proteção de diversos produtos em supermercados e outros estabelecimentos comerciais. Contudo, o consumo excessivo e o descarte inadequado dessas embalagens contribuem significativamente para a crescente poluição (ROMANO, 2017). A aparição de materiais como o PET e o PP, se mostra perfeitamente coerente quando levada em consideração o amplo uso desses polímeros em diversas embalagens de alimentos e produtos domésticos.

Fazendo um breve comparativo entre os plásticos encontrados na segunda coleta em relação aos encontrados na primeira, observa-se que não foram identificados ionômeros, e o número de polímeros do tipo PET e PP, diminuiu significativamente. Foi identificada uma quantidade substancial de Polietileno (PE) e Polietileno de Alta Densidade (PEAD). Tal resultado corrobora com a pesquisa de Costa *et al* (2016), que diz que dentre os termoplásticos de maior volume no lixo doméstico está o polietileno de alta densidade (PEAD). O Polietileno desempenha um papel fundamental na produção de diversos itens. No processo de injeção, é utilizado para fabricar baldes, bacias, brinquedos, recipientes para alimentos, assentos sanitários, bandejas, tampas para garrafas e potes e muito mais. Além disso, o PEAD é empregado na confecção de frascos tais como s de detergentes, cosméticos e defensivos agrícolas, bem como reservatórios de fluido de freio e componentes não tóxicos, como brinquedos (COUTINHO, 2003).

A recorrência dos polímeros citados acima se torna ainda mais compreensível quando analisado o contexto em que a coleta das amostras foi realizada. Dentre os quatro pontos de coleta que foram investigados, três deles estavam localizados em áreas residenciais. A média global de reciclagem desses produtos está aproximadamente em 25%, o que implica que há uma quantidade considerável de resíduos plásticos sendo descartados desta forma no ambiente (BRUCK *et al.*, 2019).

Uma outra significativa contribuição que a indústria pode promover está relacionada à utilização de embalagens que contenham um menor número de polímeros distintos. Durante o processo de identificação, mesmo que não façam parte dos grupos com quantidades mais significativas, foram encontradas amostras que continham misturas de polímeros. Além disso, o desenvolvimento de projetos que facilitem a separação dos componentes de embalagens feitas de diferentes tipos de polímeros é crucial. Isso implica na tentativa de reduzir, na medida do possível, a adoção de embalagens multicamadas, adesivos, agentes químicos e etiquetas nos invólucros (SANTOS *et al.*, 2004).

Portanto, fica evidente que ao determinar o tipo de plástico, é possível separá-los de forma mais eficaz durante a coleta e o processamento, isso simplifica o trabalho das instalações de reciclagem, tornando o processo mais eficiente e econômico. Além disso, a qualidade dos produtos reciclados é significativamente melhorada quando o plástico é classificado adequadamente, tornando-os mais atraentes para a indústria e ampliando as oportunidades de reutilização. A correta identificação do tipo de plástico também facilita a implementação de programas de reciclagem mais eficazes. Com a conscientização sobre os diferentes tipos de plástico, as pessoas podem separar e descartar seus resíduos de maneira mais precisa, contribuindo para uma cadeia de reciclagem mais eficiente e sustentável.

Recomendações para Redução dos Impactos Ambientais

A poluição causada pelo plástico é um desafio ambiental global, afetando ecossistemas aquáticos e terrestres, prejudicando a vida selvagem e representando uma ameaça à saúde humana. O presente trabalho evidenciou que no município de São José dos Campos, esse problema não é diferente. Entretanto, na medida em que um se comprova a existência de um problema, se faz possível a elaboração de medidas eficazes para sua mitigação e remediação. Entre esses desafios, o ato de direcionar de maneira adequada os resíduos sólidos urbanos (RSU), no contexto ambiental, emerge como uma das áreas de maior relevância. Isso se torna mais aparente quando se examinam políticas públicas pouco eficazes na abordagem sustentável da disposição final dos RSU, que em sua grande massa contém resíduos de plástico (OLIVEIRA *et al.*, 2022).

Um passo inicial crucial é a implementação de políticas públicas que visam a redução do uso de plásticos de uso único, como vem si. Isso pode incluir a proibição de sacolas plásticas, incentivando o uso de sacolas reutilizáveis e promovendo a reciclagem de plásticos. A prefeitura também pode apoiar e facilitar mais ainda os programas de coleta seletiva, tornando o descarte adequado de plásticos mais acessível e conveniente para os cidadãos. Além disso, políticas públicas podem incentivar a indústria local a adotar práticas mais sustentáveis, como a produção de embalagens biodegradáveis ou a redução de plásticos em produtos. Oferecer incentivos fiscais para empresas que adotam práticas sustentáveis e implementar regulamentações mais rigorosas em relação ao uso de plásticos são maneiras eficazes de abordar essa questão.

Portanto, sabe-se que a mudança real começa com a conscientização e a educação ambiental. A implementação de



iniciativas de conscientização ambiental tem como objetivo engajar a comunidade nas esferas ambiental e social, procurando abordar os desafios relacionados ao descarte inadequado de resíduos, assim como o papel das pessoas envolvidas na coleta desses materiais para reciclagem (MATTOS, 2010). Nesse sentido, a prefeitura pode desempenhar um papel central na promoção de programas educacionais que informem os cidadãos sobre os impactos ambientais negativos dos plásticos e as alternativas sustentáveis disponíveis. Escolas, centros comunitários e mídias locais podem ser envolvidos nesse processo de educação.

Considerações Finais

O estudo destacou a predominância de polímeros em embalagens de alimentos e produtos domésticos, bem como a presença de ionômeros associados a termoplásticos nos pontos ilegais de descarte, ressaltando a necessidade urgente de políticas ambientais que promovam a educação ambiental em lares e escolas. É essencial a implementação de políticas públicas para monitorar os pontos ilegais de descarte e estabelecer Pontos de Entrega Voluntária (PEVs), juntamente com o reforço dos programas de educação ambiental, para mitigar os problemas relacionados ao descarte ilegal. Tais políticas têm o potencial de regulamentar incentivos para a redução do consumo de plásticos, promover a prática da reciclagem e encorajar a indústria a adotar práticas mais sustentáveis. Essas medidas são fundamentais para uma gestão mais responsável dos resíduos plásticos e para a preservação do meio ambiente para as gerações futuras.

Além disso, é observada a necessidade alarmante de que os materiais plásticos sejam identificados por meio de embalagens e rótulos, tal informação contribui diretamente para o desenvolvimento da gestão de resíduos, facilitando a separação de plásticos de acordo com suas cadeias poliméricas. Essa especificação torna a segregação durante a coleta e o processamento mais eficiente, simplificando as operações das instalações de reciclagem e tornando o procedimento mais eficaz e econômico. A categorização adequada do plástico também melhora significativamente a qualidade dos itens reciclados, tornando-os mais atrativos para as empresas de reciclagem e ampliando as oportunidades de reutilização.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (PIBIC) e a Universidade Estadual Paulista Júlio Mesquita Filho, pelo apoio recebido durante todas as etapas de elaboração do presente trabalho.

Referências Bibliográficas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2020. São Paulo: ABRELPE, 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. ABNT NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro/RJ, 2004.

BAIA, Beatriz Gallegos Farias et al. Plásticos e seus impactos ambientais. *International Studies on Law & Education*, v. 3, n. 4, p. 167-176, 2020.

BLETTLER, Martín CM et al. Freshwater plastic pollution: Recognizing research biases and identifying knowledge gaps. *Water research*, v. 143, p. 416-424, 2018.

BLETTLER, Martín CM et al. Plastic pollution in freshwater ecosystems: macro-, meso-, and microplastic debris in a floodplain lake. *Environmental monitoring and assessment*, v. 189, n. 11, p. 1-13, 2017.

BRAUN, Stuart. Onde o plástico é proibido no mundo. DW: Made of Minds, 2019.

BRUCK, Samara C.; FERREIRA, Gabriela K.; MACHADO, Guilherme S. Conscientização ambiental de estudantes sobre o descarte correto de plásticos.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. PROJETO DE LEI N.º 612-A, 2007.

COSTA, Helson Moreira da, et al. Análise térmica e propriedades mecânicas de resíduos de polietileno de alta densidade (PEAD). *Polímeros*, 2016, 26: 75-81.

COUTINHO, Fernanda; MELLO, Ivana L.; SANTA MARIA, Luiz C. de. Polietileno: principais tipos, propriedades e aplicações. *Polímeros*, 2003, 13: 01-13.

DA SILVA, A. L. A.; DE SOUZA, A. M. C. Influência da adição de ionômero nas propriedades do PP copolímero heterofásico. 2020.

GIL, Antônio Carlos. Como classificar as pesquisas. Como elaborar projetos de pesquisa, v. 4, p. 44-45, 2002.



- LAHENS, Lisa et al. Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, v. 236, p. 661-671, 2018.
- MATTOS, Nei Carlos Moraes de. Coletar e reconhecer o plástico: uma atitude em educação ambiental. 2010.
- DE AGUIAR OLIVEIRA, Tulio Cezar, et al. Plásticos no meio ambiente: impacto do descarte inadequado. In: Congresso Brasileiro de Ciências e Saberes Multidisciplinares. 2022. p. 1-8.
- PERTUSSATTI, Caroline Alvarenga. Gestão ambiental de resíduos plásticos no Brasil: subsídios para uma diretriz nacional. 2020.
- ROMANO, Rebeca da Silva Grecco. Estudo da irradiação do polipropileno para possibilitar o controle de sua degradação ambiental. PhD Thesis. Universidade de São Paulo. 2017.
- SALVAN, Ana Julia Cesca. Caracterização de resíduo polimérico proveniente da recuperação de solvente de uma indústria química por análise DTA/TG-FTIR E FTIR/ATR e possíveis aplicações. 2019.
- SANTOS, Amélia SF; AGNELLI, José Augusto M.; MANRICH, Sati. Tendências e desafios da reciclagem de embalagens plásticas. *Polímeros*, v. 14, p. 307-312, 2004.
- SCHWARZ, Anna E. et al. Sources, transport, and accumulation of different types of plastic litter in aquatic environments: a review study. *Marine pollution bulletin*, v. 143, p. 92-100, 2019.
- SENFF, Daniela dos Santos; FREITAS, Liane Lucy de Lucca. Síntese e caracterização de ionômeros de poli (butadieno). *Salão de Iniciação Científica (7.: 1995: Porto Alegre)*. Livro de resumos. Porto Alegre: UFRGS, 1995.
- UN environment. Beat Plastic Pollution, 2022.
- UN environment. World Environment Day Overview (WEF), 2018.
- WINTON, Debbie J. et al. Macroplastic pollution in freshwater environments: Focusing public and policy action. *Science of the Total Environment*, v. 704, p. 135242, 2020.



REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS: CONCRETO REFORÇADO COM FIBRAS DE RESÍDUOS

1Alberto Costa Fernandes Carvalho, 2Paulo de Castro Guetti, 3Igor Boer Casonato, 4Paulo Roberto Garcia, 5Sofia Rodrigues de Azeredo Zuaid, 6Albert Willian Faria, 7Luciano Gobo Saraiva Leite

1 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: d202011273@uftm.edu.br; 2 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: paulo.guetti@uftm.edu.br; 3 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: igor.casonato@gmail.com;

4 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: paulo.garcia@uftm.edu.br; 5 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: d202011125@uftm.edu.br; 6 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: albert.faria@uftm.edu.br;

7 Universidade Federal do Triângulo Mineiro, e-mail: luciano.leite@uftm.edu.br

Palavras-chave: Concreto Reforçado com Vidro, Resíduos, Palmilha.

Resumo

Na construção civil, o concreto é sem dúvidas o material mais utilizado. A busca do aprimoramento de suas propriedades mecânicas é de suma importância, para melhorar o seu desempenho, gerar economia e se tornar um material mais sustentável ambientalmente. Desta forma, a incorporação de resíduos, gerados por outras cadeias produtivas é inevitável. O concreto reforçado com fibras (CRF) é um compósito, que possui as propriedades mecânicas de resistência à tração e tenacidade melhoradas quando comparado com o concreto convencional (CC). Assim a incorporação de fibras de materiais reciclados ao concreto, pode vir a produzir um concreto reforçado com fibras de resíduos cujo seu desempenho pode ser melhor do que a do CC. O objetivo principal deste trabalho é analisar a viabilidade e a caracterização das propriedades mecânicas da produção do CRF, feito a partir de fibras, oriundas da sobra do resíduo da produção de palmilhas para calçados infantis. Para isso, serão realizados ensaios no estado fresco do concreto, buscando verificar a sua trabalhabilidade e no estado endurecido, para determinar a sua resistência à compressão, à tração, flexão em três pontos e a ruptura de um elemento estrutural. Pretende-se observar esses valores obtidos do concreto convencional e do concreto reforçado com fibras de palmilha e posteriormente comparar com os compósitos reforçados com fibras de aço, borracha e nylon.

1 INTRODUÇÃO

O lixo pode ser algo útil, podendo ser reutilizado como matéria prima para a produção de outras manufaturas. Isto gera a sustentabilidade dentro de seu contexto geral e responsabilidade social (PORTILHO, 2010). Os meios produtivos atuais, que promovem uma melhor qualidade de vida às pessoas e ajudam no aumento da expectativa de vida, poderão vir a ser um fator de risco para as gerações futuras, devido à crescente geração de resíduos gerados e a sua disposição final.

Segundo Moraes (2012), o crescente aumento da consciência ecológica e a preocupação das empresas e da sociedade são decisivos para uma gestão ambiental eficiente e uma melhor qualidade de vida para geração atual e futura. Surgem, conseqüentemente, novas perspectivas de negócios. E é assim que deve ser encarado o problema da geração e disposição de resíduos no mundo, como algo que melhore a qualidade de vida e, conseqüentemente, gere lucro.

O modo de adicionar esses resíduos ao concreto varia de acordo com as propriedades químicas e físicas do resíduo. Esses resíduos podem ser adicionados como filler, pozzolana, agregado miúdo, agregado graúdo ou fibra. Ao serem utilizados como fibras, os mesmos passam a trabalhar como pontes de transferências de tensões reduzindo a velocidade de propagação de uma fissura. Portanto as fibras formam um mecanismo muito interessante de aumento da energia associada à ruptura do concreto e principalmente ao retardamento da propagação de fissuras, ou seja, aumentam a tenacidade do concreto ou a energia de fratura.

O concreto reforçado com fibras, CRF, vem ganhando espaço no mercado brasileiro principalmente em obras de pavimentação, revestimentos de túneis e mais recentemente em obras de saneamento na produção de tubos pré-moldados. As fibras mais utilizadas são a de aço, polímeros e borracha.

1.1 Importância do tema

O concreto armado possui outros materiais além do aço, como a brita e areia que podem ter suas dosagens reduzidas no compósito com a adição das fibras. Dessa forma o papel do concreto reforçado com fibras é de suma importância para trazer uma boa sustentabilidade.

No Brasil a utilidade do CRF é em sua maioria utilizado na área de pavimentação, tanto para fibras de aço quanto para macrofibras poliméricas, que são fibras produzidas com a intenção de fornecer ao concreto uma condição otimizada no controle de fissuras e reforço mecânico no estado endurecido. O uso especialmente focado em obras de pavimentação tem causa principal na falta de pesquisas do CRF, devido à carência de referências normativas a respeito do assunto para ser mais efetivas em outras áreas da construção civil.

O grupo Calmart, empresa responsável pela fabricação de palmilhas, descarta cerca de uma tonelada de resíduo por mês, sendo que o material deve ser disposto em aterros específicos, onde ainda existem indústrias que descartam de maneira errônea, com valores elevados para o descarte e para o tráfego até o local. As vantagens para o meio ambiente são evitar o



descarte inadequado de resíduos sólidos industriais, o que pode causar contaminação de solos e águas subterrâneas, e proporcionar a economia de recursos naturais (PABLOS, 2012). Assim a Calmart gasta dinheiro com o descarte correto de seu resíduo, que podia ser revertido em lucro para a empresa e para demais áreas da construção civil ao terem seu resíduo aproveitado.

2 OBJETIVO GERAL

Avaliar a viabilidade do uso do resíduo de EVA, poliéster e poliamida oriundo da indústria de palmilhas, como fibras curtas para reforçar o concreto.

2.1 Objetivos Específicos

Contextualizar a importância do concreto para a reciclagem de resíduos.

Produzir concretos reforçados com fibras de palmilhas (CRFP) e caracterizar as suas propriedades mecânicas.

Apresentar resultados de diversos trabalhos a respeito do CRF com diferentes fibras e compará-los com os resultados obtidos com o CRFP.

Com os resultados obtidos em laboratório para o concreto com palmilha, definir o melhor destino para tal será utilizado na área da construção civil.

3 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Nesse tópico serão descritos os métodos laboratoriais realizados para caracterizar as fibras e para produzir o concreto reforçado com essas fibras.

3.1 Caracterização da Fibra

Para caracterizar a fibra, o ensaio de espessura e comprimento são fundamentais para se obter a esbeltez do material, propriedade que influencia nas resistências mecânicas do compósito. Os ensaios de caracterização da fibra levam em consideração as normas NBR NM 26 e NBR NM 27.

3.1.1 Espessura

O primeiro passo para a realização do ensaio foi pegar uma quantidade aleatória da fibra e separar em quatro partes. Esse processo pode ser denominado quarteamento e é ilustrado na Figura 1 a seguir:



Figura 1: Quarteamento das fibras.

Fonte: Dos autores, 2017

A seguir é escolhido duas partes, que estão dispostas em uma diagonal. O restante das fibras que não foram selecionadas, não farão parte do experimento. A seguir, a Figura 2 que expõe as partes selecionadas.



Figura 2: Diagonal escolhida para ensaio.

Fonte: Dos autores, 2017



Com isso é realizada uma inspeção visual de todas as fibras, e as mesmas são reagrupadas em 4 grupos de acordo com a espessura de cada amostra. A Figura 3 mostra essa seleção.

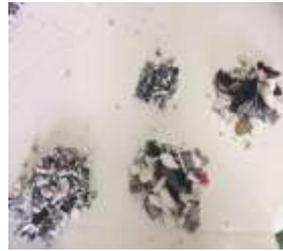


Figura 3: Separação segundo a espessura.
Fonte: Dos autores, 2017

Considerando que a espessura de uma fibra é a maior distância possível entre dois planos paralelos à direção do comprimento da fibra, foram denominadas em finas, médias e grossas. A outra parcela é uma impureza que não será posteriormente classificada, só entrará no cálculo da massa total.

3.1.2 Comprimento

Comprimento de uma fibra é a maior dimensão possível de ser medida e define a direção do comprimento. Com um paquímetro mede-se os comprimentos das fibras que foram selecionadas por último. Posteriormente é feita uma média ponderada das 3 amostras que serão analisadas, já que a parcela da impureza não será caracterizada no ensaio. E com os parâmetros da espessura e comprimento definidos, foi possível encontrar valores de esbeltez das fibras, que é a relação do comprimento pela espessura.

3.2 Caracterização do Traço Ideal

3.2.1 Primeiro Traço

Para ter o primeiro parâmetro, o traço foi analisado na relação da massa da fibra pela massa total do concreto, o que corresponde a um valor de 4%. E como já citado anteriormente o traço de referência mantém a mesma proporção agregado/cimento e fator água/cimento, e como o peso do cimento foi considerado unitário, serve de base para o cálculo posterior da quantidade exata de cada material do compósito. Dessa maneira foram moldados 2 corpos de provas e 1 vigas para cada traço, sendo então ilustrados na tabela 1 a seguir:

Tabela 1: Peso dos materiais do compósito em relação ao cimento

Materiais	Traço com fibra	Traço de referência
Brita 1	3,1	3,1
Areia	2,25	2,25
Cimento Portland – CP II	1	1
Água	0,53	0,53
Aditivo superplastificante	0,005	0,005
Fibra	0,283	0
Peso Total	7,168	6,885

Fonte: Dos autores, 2017

Para moldar 2 corpos de provas de dimensões 10x20 centímetros e uma viga de dimensões 15x15x80 centímetros foi necessário 55 kg de concreto para cada traço e com a tabela acima foi possível calcular a massa de cada material para o ensaio. Esses valores foram alcançados com as equações a seguir:

O primeiro passo foi o cálculo da quantidade em m³ do concreto que será necessário.

$$\pi \times 0,05^2 \times 0,20 \times 2 + 0,15 \times 0,15 \times 0,80 = 0,021 \text{ m}^3 \quad (1)$$

Considerando o peso específico do concreto igual a 2400 Kg/m³, calcula-se a massa total dos materiais.

$$2400 \times 0,021 = 50,8 \text{ Kg} \quad (2)$$

Para efeito de segurança, o valor da massa total é majorada e fica com valor de 55 Kg. Por final, para calcular a quantidade de cada material, a tabela da figura 12 será utilizada e os cálculos a seguir mostram a massa total de brita do traço com fibras e da referência respectivamente, e seguindo a mesma lógica a massa dos outros materiais foram calculados.



$$\frac{55 \times 3,1}{7,168} = 23,79 \text{ Kg} \quad (3)$$

$$\frac{55 \times 3,1}{6,885} = 24,76 \text{ Kg} \quad (4)$$

A seguir, a Figura 4 dos corpos de provas e da viga com a adição de fibra.



Figura 4: Corpos de provas e viga com fibras.

Fonte: Dos autores, 2017

As fotos apresentadas deixam claro que não houve uma ligação entre os elementos do compósito, descartando assim esse traço. Por final observou-se que é necessário de mais argamassa (cimento e areia), reduzir a quantidade de fibras no concreto ou aumentar o fator água/cimento.

3.2.2 Segundo Traço

Para o segundo traço reduziu-se a percentagem de fibras no compósito para cerca de 8% em relação a massa de cimento. E também houve aumento na quantidade de argamassa e no fator água/cimento. A tabela 2 a seguir mostra a massa dos materiais utilizados para a confecção de 2 corpos de provas com a adição das fibras que seguiram as equações (1), (2), (3) e (4).

Tabela 2: Massa dos materiais do compósito

Materiais	Traço com fibra
Brita 1	2,5
Areia	3,6
Cimento Portland – CP II	1,6
Água	1
Aditivo superplastificante	0
Fibra	0,1256
Peso Total	8,8256

Fonte: Dos autores, 2017

Este traço apesar de proporcionar uma maior liga entre os materiais, reduziu a relação brita/areia de 1,37 para 0,69 o que consequentemente interferiu nos baixos resultados dos ensaios mecânicos (compressão axial e diametral) realizados, e que através desses, o traço foi descartado. É importante lembrar que o aumento do fator água/cimento também foi fundamental para a discrepância dos ensaios. Pode-se concluir então que o papel do aditivo é fundamental para a união dos componentes do concreto, com isso a relação brita/areia irá aumentar, o fator água/cimento virá a reduzir e consequentemente as propriedades mecânicas do compósito aumentará.

A Figura 5 a seguir mostra a distribuição dos elementos no corpo de prova.

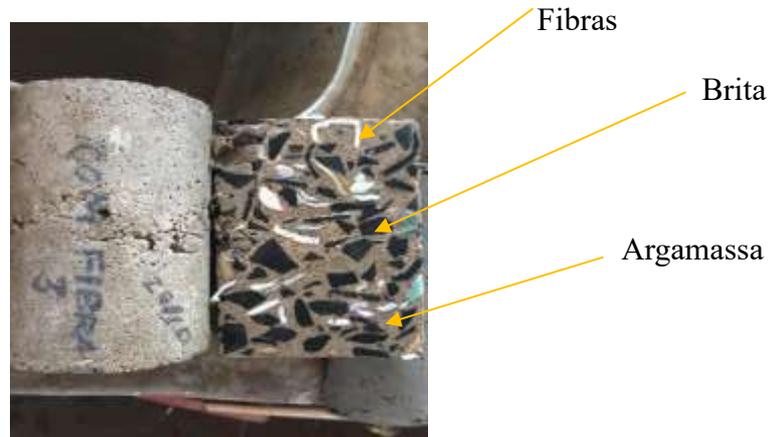


Figura 5: Corpo de prova.
Fonte: Dos autores, 2017

Segundo a NBR NM 67, o ensaio de tronco de cone mostrou uma baixa trabalhabilidade, por volta de 2 cm, ilustrada na Figura 6 a seguir.



Figura 6: Slump test.
Fonte: Dos autores, 2017

3.2.3 Terceiro Traço

Para o presente traço o aprendizado com os outros traços citados foi fundamental. Com a finalidade de se obter um traço competitivo no mercado da construção civil reduziu-se a porcentagem de fibra em relação ao cimento para 2%, alterou-se a relação brita/areia para 1,09 e manteve a proporção água/cimento do primeiro traço. A utilização do aditivo também foi essencial para não ocorrer erros mencionados anteriormente e melhorar a trabalhabilidade. A seguir a tabela 3 de referência para o cálculo das massas dos componentes.

Tabela 3: Peso dos materiais do compósito em relação ao cimento

Materiais	Traço com fibra	Traço de referência
Brita 1	2,5	2,5
Areia	2,3	2,3
Cimento Portland – CP II	1	1
Água	0,53	0,53
Aditivo superplastificante	0,005	0,005
Fibra	0,02	0
Peso Total	6,355	6,335

Fonte: Dos autores, 2017



Seguindo as equações (1), (2), (3) e (4) foi obtido as massas dos materiais para 2 corpos de provas para o traço com fibra e 2 corpos de provas para o traço de referência, que tiveram suas resistências mecânicas comparadas em ensaios de compressão axial e compressão diametral. Os resultados dos testes foram satisfatórios, o que torna esse traço o ideal.

4 RESULTADOS FINAIS E DISCUSSÕES

Nesse tópico serão apresentados os resultados finais do traço ideal e o de referência que serão comparados entre si. Os estudos dos diversos autores referenciados na revisão bibliográfica também vão servir de parâmetros comparativos para o concreto reforçado com as fibras de resíduos. As comparações a seguir têm por finalidade mostrar que o concreto reforçado com fibras de palmilha é viável na construção civil.

4.1 Esbeltez

A relação entre o comprimento médio e a espessura média das amostras analisadas variam de 3,4 a 5,3. Segundo ACI 544. 1R-96 (2006), as fibras de aço que tem seu fator de forma variando de 20 a 100, quanto maior esse fator melhor será a capacidade pós fissuração do concreto, o que prejudicaria as fibras de palmilha. Porém esse fator de forma mostra que a área transversal é grande, entre 3,2 a 5,1 milímetros, o que faz com que a fibra tenha uma maior área de contato com a matriz, portanto, maior será a carga que a fibra poderá suportar durante o carregamento. As fibras de aço têm sua seção transversal por volta de 0,25 mm.

Outro parâmetro a ser avaliado é o comprimento das fibras da palmilha que variam pouco, de 0,9 até 3,1 centímetros, e se comparadas com a fibra de nylon que tem dimensão de 4 centímetros e as de borracha que variam de 2 a 4 centímetros, estão em conformidade. Entretanto um comprimento de fibra maior proporciona ao compósito maior resistência pós fissuração, sem que a fibra atinja um comprimento crítico onde essa propriedade não terá efeito.

O gráfico 1 a seguir compara essas fibras quanto a média dos comprimentos, espessuras e esbeltez de cada fibra. O resultado da espessura da fibra de aço e do nylon são 0,25 e 0,8 mm respectivamente. A unidade de medida é de milímetros.

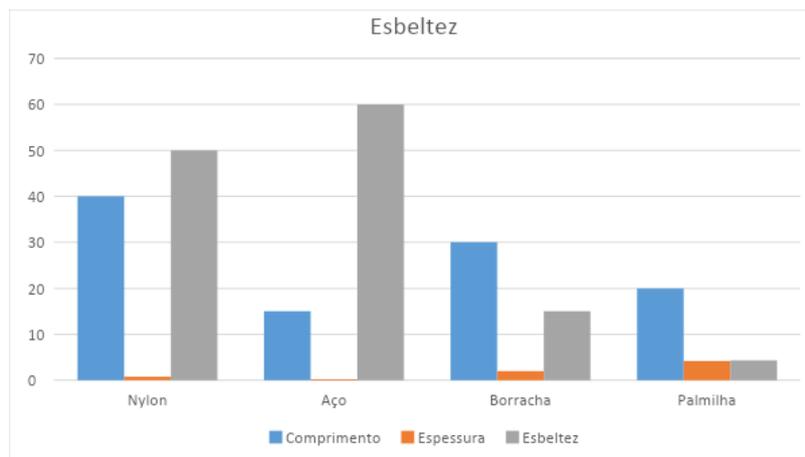


Gráfico 1: Médias das grandezas das fibras.

Fonte: Dos autores, 2017

4.2 Ensaio de compressão axial

A seguir, na tabela 4, estão apresentados os resultados obtidos nos ensaios dos concretos aos 7 dias.

Tabela 4: Resultado final do ensaio de compressão axial

Traço	Resistência à compressão axial em 7 dias (MPa)
Com adição de fibras de palmilha	10,1
Referência	11,3

Fonte: Dos autores, 2017

É possível observar que houve uma redução de 10% na resistência à compressão do CRF em relação ao concreto de referência, que não possui fibras. Ao observar os resultados de resistência à compressão dos concretos com as fibras de borracha, apresentados anteriormente na revisão bibliográfica, essa redução foi ainda maior, aproximadamente 22%. É válido ressaltar que foi utilizado o mesmo cimento, CP-II-E-32, apenas diferenciados os traços que foram utilizados para cada tipo de fibra. Já em comparação com o concreto com fibras de aço a palmilha não teve muito êxito, pois em alguns trabalhos observa-se o aumento da resistência à compressão em relação ao concreto sem fibras, esse aumento pode chegar a 25%.

Entretanto o concreto com a fibra da palmilha irá atingir uma resistência à compressão maior que 12 MPa aos seus 28 dias e de acordo com os estudiosos que queriam viabilizar o uso do concreto com a adição da borracha, torna praticável o uso desse compósito em blocos intertravados.

4.3 Ensaio de resistência à tração por compressão diametral

A média dos resultados dos corpos de provas deste ensaio estão ilustrados na tabela 5 a seguir.

Tabela 5: Resultado final do ensaio de compressão diametral

Traço	Resistência à compressão diametral em 7 dias (MPa)
Com adição de fibras de palmilha	1,85
Referência	2

Fonte: Dos autores, 2017

Houve redução da sua resistência mecânica, porém foi muito pequena, cerca de 7%. O mais interessante foi a diferença das fissuras dos corpos de provas, que são expostas na Figura 8 abaixo.



Figura 8: Fissuras nos corpos de provas.

Fonte: Dos autores, 2017

Esse ensaio foi fundamental, e mostra nitidamente a diferença no tamanho da abertura da fissura, o que comprova que as fibras utilizadas estão ajudando na resistência pós-fissuração do concreto.

Em relação com a fibra da borracha, aconteceu uma redução de 6% na resistência. Dos ensaios com a fibra de nylon retira-se os resultados mais expressivos, e a redução tange em torno de 7%, igual ao resultado da fibra de palmilha, pois esses materiais são semelhantes em sua composição.

4.4 Ensaio de Flexo-Tração

4.4.1 Ensaio em placas

Os resultados dos ensaios apontaram uma maior capacidade das placas de concreto reforçado com fibras em relação ao concreto de referência. Outra tendência foram as maiores cargas de rupturas apresentadas nas placas dos CRF.

Por causa da restrição do relógio utilizado, cuja deformação que pode ser registrada não ultrapassa 11 milímetros, será analisada a deformação das placas no início da aplicação de 3 cargas diferentes. Os resultados finais estão ilustrados na tabela 6.

Tabela 6: Resultados das médias do ensaio de flexão

Traço	Deformação (mm)		
	150 kgf	200 kgf	230 kgf
Referência	1,75	3,55	5,70
Ideal	0,25	1,30	2,10

Fonte: Dos autores, 2017

O gráfico 2 a seguir mostra o traço ideal ainda com possibilidade de deformar, enquanto o de referência está quase no colapso do elemento. A abscissa e a ordenada tem unidades MPa e mm respectivamente.

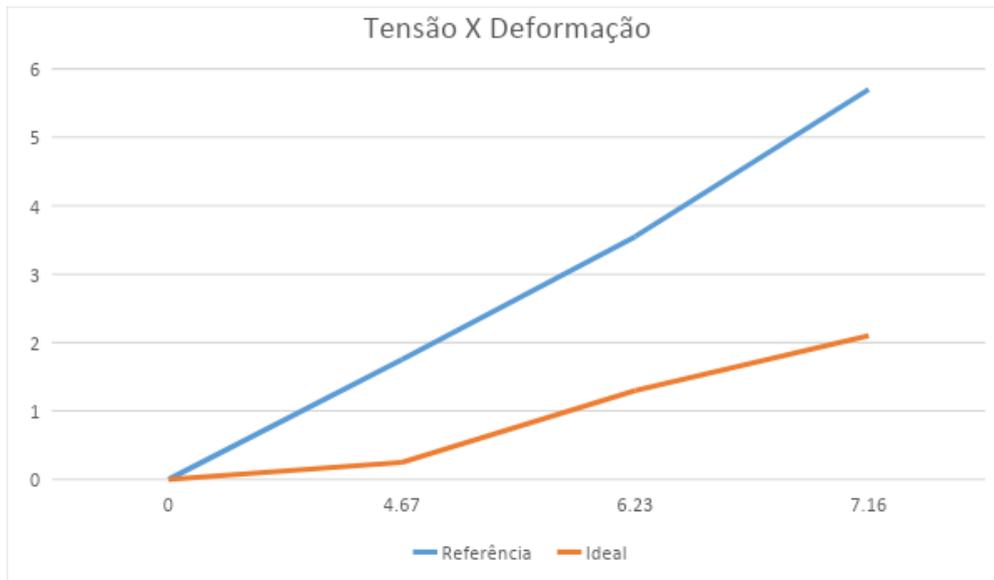


Gráfico 2: Comparação das placas do traço de referência e o ideal.

Fonte: Dos autores, 2017

O resultado da deformação constou de uma média das placas ensaiadas, e pode-se observar que no início de cada carregamento a placa de referência deforma mais em comparação com o traço ideal. Porém o tempo de resposta da prensa em aplicar as forças foi menor com o concreto com fibras, pois este mostrou ser mais resistente ao carregamento. Conclui-se que o traço ideal tornou a placa mais resistente, e por conta desse traço não foi possível obter o resultado da deformação no instante da ruptura da peça, pois ela deformou mais de 11 milímetros.

A tabela 7 a seguir mostra o que foi mencionado, e exibe a comparação da placa do traço ideal que teve uma carga de ruptura menor que a outra do mesmo traço com as duas placas de referência.

Tabela 7: Ensaio de flexão nas placas

Traço	Carga de ruptura (kgf)
Referência 1	340
Referência 2	290
Ideal	540

Fonte: Dos autores, 2017

Os resultados do estudo de Santos e Borja, relatados na figura 2, apresentam uma redução na força de ruptura de 35%. Já para as fibras de palmilha houve um acréscimo na carga de ruptura de 42%. O mais importante foi que as duas fibras tornaram o material mais elástico comparados com seus traços de referência, pois os mesmos apresentaram maiores deslocamentos que os concretos de referência. Essa comparação é ilustrada no gráfico 3 a seguir.

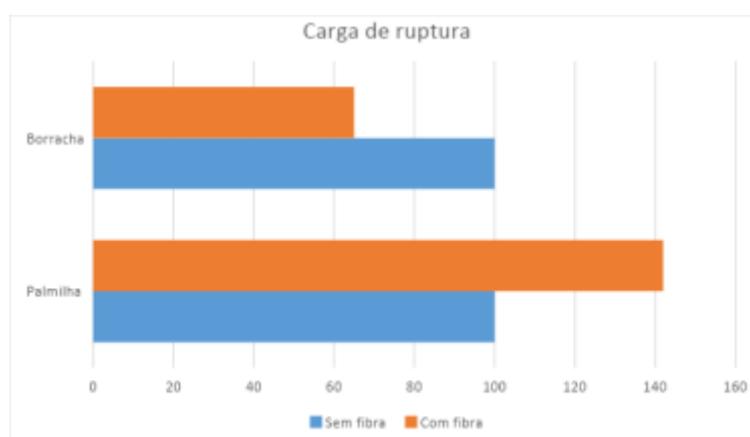


Gráfico 3: Comparação da fibra de palmilha e borracha.

Fonte: Dos autores, 2017



4.4.2 Ensaio em vigas

A seguir, na tabela 8, estão apresentados os resultados do ensaio de carga que as vigas foram submetidas.

Tabela 8: Resultados do ensaio de carga

Traço	Tensão de ruptura (MPa)	Carga de ruptura (kgf)
Referência	0,1	1240
Ideal	0,4	1790

Fonte: Dos autores, 2017

Mais uma vez é possível analisar que o concreto com fibra suportou uma carga maior do que o de referência. Um resultado muito satisfatório, pois o compósito foi testado como um elemento estrutural.

A resistência do concreto com fibra nesse ensaio foi aumentada em 31%. As fibras de aço quando testadas em um elemento estrutural, viga, em teste de resistência de tração na flexão obtiveram um aumento de 100% nessa propriedade mecânica. Isso mostra que as fibras além de ajudarem na resistência pós fissuração, agregam ao elemento uma maior resistência para esse ensaio.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Após as primeiras análises para a confecção do concreto reforçado com fibras de palmilhas e de seu comportamento mecânico, pode-se concluir que o uso de resíduos de palmilha como fibras para reforçar o concreto é viável. Os resultados indicaram principalmente melhorias com relação ao comportamento das peças submetidas à flexão.

Ao comparar os resultados obtidos pelo CRF com resultados apresentados na bibliografia, observa-se tendências de comportamento semelhante aos dos CRF de borracha e nylon. Entretanto, as fibras de aço mostram-se mais vantajosas ao considerar o comportamento estrutural do concreto em relação às demais fibras.

Esse primeiro estudo abre caminho para aprofundar nesse tema, uma vez que mais estudos devem ser realizados, como a comparação entre diferentes proporções de fibras e concretos com diferentes resistências, além da análise de módulo de elasticidade, durabilidade e absorção e cálculo da tenacidade desse concreto reforçado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, Albéria Cavalcante. **Estudo das propriedades de concreto massa com adição de partículas de borracha de pneu**. Tese de doutorado em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre/RS, 2009.

ARAÚJO, Rodrigues e Freitas. **Concreto de cimento Portland**. Materiais de construção. Acesso em: <http://http://engenhariaconcursos.com.br/arquivos/Materiais/concretosimples.pdf>. 15 de maio de 2017.

BENTUR, A.; MINDESS, S. **Fibre reinforced cementitious composites**. United Kingdom. Elsevier, 1990.

DOS SANTOS, A. C. **Avaliação do comportamento do concreto com adição de borracha obtida a partir de reciclagem de pneus com aplicação em placas pré-moldadas**. Maceió, 2005. 116p.

FERNANDES, A. **Utilização de fibras de aço para reforço de concreto em anéis pré-moldados segmentados para revestimento de túneis**. 2005. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Campinas, SP. 2005.

FIGUEIREDO, A. D. **Concreto reforçado com fibras**. São Paulo, 2011.

FIGUEIREDO, A. D. **Parâmetros de controle e dosagem do concreto projetado com fibras de aço**. 1997. Tese (Doutorado). Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. São Paulo. 1997

FIGUEIREDO, A. D., HELENE, P. R. L. Controle da tenacidade do concreto com fibras de aço IN: 39 a Reunião do IBRACON – Instituto Brasileiro do Concreto, 1997, **Anais**. São Paulo. 1997a v.1.p.357 - 372

GRANZOTTO, Laura. **Concreto com adições de borracha uma alternativa ecologicamente viável**. Dissertação de mestrado em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá. Maringá/PR, 2010.

LIMA, I. V. et al. **Concreto e suas inovações**. n. 1, vol. 1, p. 31-40. Maceió: Ciências exatas e tecnológicas, 2014.

MEHTA, P.K.;MONTEIRO, P.J.M. **Concreto: estrutura, propriedades e materiais**. São Paulo: PINI, 1994.



MIGLIORINI, A.V. **Fibras de aço em blocos de concreto: estudo para utilização em ambiente marítimo.** Dissertação de mestrado em Engenharia Oceânica, FURG. Rio Grande/RS, 2012.

SANTOS, A. V., BORJA, E. V. **Avaliação das propriedades mecânicas de blocos intertravados com resíduo de pneu reciclado.** CEFET/RN, 2007.

VIEIRA, A. P. N. B. **Viabilidade técnica da fabricação de compósito utilizando fibra de pneu na fabricação de blocos intertravados.** Natal, 2014.



AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA EM EDIFICAÇÕES UNIFAMILIARES: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

1Larissa Kanopp da Silva, 2Feliciane Andrade Brehm, 3Regina Célia Espinosa Modolo,
4Carlos Alberto Mendes Moraes

1 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, e-mail: larikanopp@edu.unisinos.br; 2 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, e-mail: feliciane@unisinos.br; 3 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, e-mail: reginaem@unisinos.br; 4 Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de pós-graduação em Engenharia Civil, e-mail: cmoraes@unisinos.br

Palavras-chave: Avaliação do ciclo de vida; Edificação Unifamiliar; Construção Civil.

Resumo

O crescimento mundial da população e a constante evolução tecnológica potencializam o avanço do setor da construção civil, que é um dos que mais utiliza recursos naturais e gera resíduos sólidos no planeta. Visto que as edificações representam importante parcela nos impactos ambientais gerados, é importante prever alternativas para minimizar os mesmos. Assim, dentre as diversas ferramentas ambientais, o método de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é indicado pois é considerado o mais completo, visto que avalia os impactos ambientais de um produto ou sistema ao longo de todo o seu ciclo de vida. A partir disso, este estudo se propôs a uma revisão sistemática para verificar os conceitos necessários para entendimento e embasamento da ACV quando aplicada na construção civil. Buscou identificar as principais fases da ACV (definição do objetivo, escopo, inventário e avaliação do impacto), os métodos de AICV (Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida) e a aplicabilidade do *Building Information Modeling* - BIM quando integrado ao ciclo de vida, especificamente em edificações residenciais unifamiliares. Desta forma, foram estabelecidos critérios para seleção das pesquisas e, por conseguinte, verificou-se que as categorias de impacto que mais se destacaram foram as emissões de gases de efeito estufa e aquecimento global potencial. Além disso, alguns estudos analisados utilizaram a integração BIM-ACV, validando a mesma, visto que a modelagem da geometria através da informação permite a extração de quantitativos de forma mais precisa, facilitando o processo de inventário dos materiais, considerando a complexidade do sistema de uma residência unifamiliar. Contudo, observou-se que ainda há limitações quanto a aplicação da ACV na construção civil, visto que as bases de dados para inventários ainda são escassas e muitos dados são avaliados de forma genérica, excluindo-se as particularidades de cada local, o que pode interferir diretamente na confiabilidade dos resultados obtidos.

Introdução

Durante o século XX, as cidades brasileiras tornaram-se palcos de grandes transformações econômicas, sociais e espaciais devido ao acelerado processo de industrialização e urbanização do território nacional (ROSA et al, 2015). Assim, com o crescimento mundial da população e o constante avanço tecnológico, vem ocorrendo uma grande apreensão em relação aos impactos ambientais gerados pelo homem e suas consequências, visto que o planeta já vive uma crise ambiental. Assim, considera-se de extrema importância que a conservação do meio ambiente esteja inserida nas políticas públicas e privadas, visando alcançar o equilíbrio entre o Homem e o planeta.

Na esfera da construção civil, as edificações ocupam papel de destaque na utilização dos recursos naturais e geração de impactos ambientais. Segundo Govindan (2018), o aumento do ritmo do desenvolvimento econômico tornou a indústria da construção civil um setor de alto impacto quando se trata de meio ambiente e sociedade, pois os seus atuais padrões de consumo e sistemas de produção dependem de práticas tradicionais e tecnologias ineficientes, gerando alta demanda de energia e grande desperdício de materiais, fatos esses que causam exploração excessiva de recursos, emissão de gases de efeito estufa e poluição ambiental. Além disso, de acordo com o Sinir (2019, ano-base 2018), o Brasil gera aproximadamente 84 milhões de metros cúbicos de resíduos de construção civil e demolição por ano. Este dado é preocupante, visto que grande parte dos recursos utilizados pela construção civil são de origem não renovável.

A partir disso, dentre os diversos procedimentos e ferramentas disponíveis para realizar a avaliação de desempenho ambiental de um material ou produto, a Avaliação de Ciclo de Vida - ACV é considerada a mais completa, uma vez que considera todos os seus estágios e agrega possíveis impactos dos efeitos ambientais e sua avaliação, de modo a dar suporte para os tomadores de decisão (ASDRUBALI et al. 2013). Miyazato e Oliveira (2009) reforçam a ACV como uma ferramenta de gestão para análise, escolha de alternativas e tomada de decisões, sob uma perspectiva ambiental, onde a meta é analisar as repercussões ambientais de um produto ou atividade, a partir de um inventário de entradas e saídas (matérias-primas e energia, produto, subprodutos e resíduos) do sistema considerado.

Segundo Farias (2022), a ACV tem grande aplicabilidade na construção civil, seja na avaliação de materiais de construção ou na execução de serviços, e prevê a otimização de processos e produtos, para contribuir na redução de impactos ambientais negativos e seus resultados poderão ser utilizados na adequação de projetos voltados à sustentabilidade e certificação ambiental. As aplicações da ACV na construção podem ser divididas em diferentes tipos de edificações e escalas, desde edificações completas à materiais e insumos, podendo considerar também as abordagens de avaliação do ciclo de vida energético



da edificação, avaliação do custo do ciclo de vida (ACCV) e avaliação do desempenho social das construções (SILVA, 2022). Desta forma, a realização de estudos de ACV de edificações inteiras é uma tarefa trabalhosa, devido à grande quantidade de dados envolvida, visto que as edificações possuem diversidade de componentes e materiais construtivos, os quais são provenientes de diferentes origens ou fabricante, o que torna ainda mais complexa a atividade de coleta de dados (FARIAS, 2022).

Por conseguinte, levando-se em conta as informações acerca da geração de resíduos e seus impactos ambientais na construção civil brasileira apresentados e fundamentado pelo conceito da Avaliação do Ciclo de Vida, este trabalho foi realizado através de uma metodologia de mapeamento sistemático, que permitiu filtrar os resultados de acordo com as principais produções de referência no assunto. Desta forma, o objetivo é mapear a literatura acerca do tema, identificar os dados quanto as principais fases da ACV em edificações unifamiliares, assim como verificar a usabilidade do *Building Information Modeling* – BIM na integração com a ACV na prática. Logo, tem o intuito de levantar as principais informações acerca da ACV empregue na construção civil, com a intenção de organizar e catalogar, bem como verificar a aplicabilidade da ferramenta BIM na área, facilitando novas pesquisas no segmento.

Materiais e Métodos

O procedimento metodológico desta pesquisa foi um mapeamento sistemático da literatura seguindo o proposto por Gohr et al. (2012). A escolha pela metodologia se baseou no trabalho de Pilz e Maceno (2020), a fim de atualizar a bibliografia encontrada pelos autores, os quais definiram nas delimitações da pesquisa o período de 2012 a 2018. A Figura 1 (GOHR. et al, 2013), apresenta um fluxograma com as etapas principais da metodologia adotada.

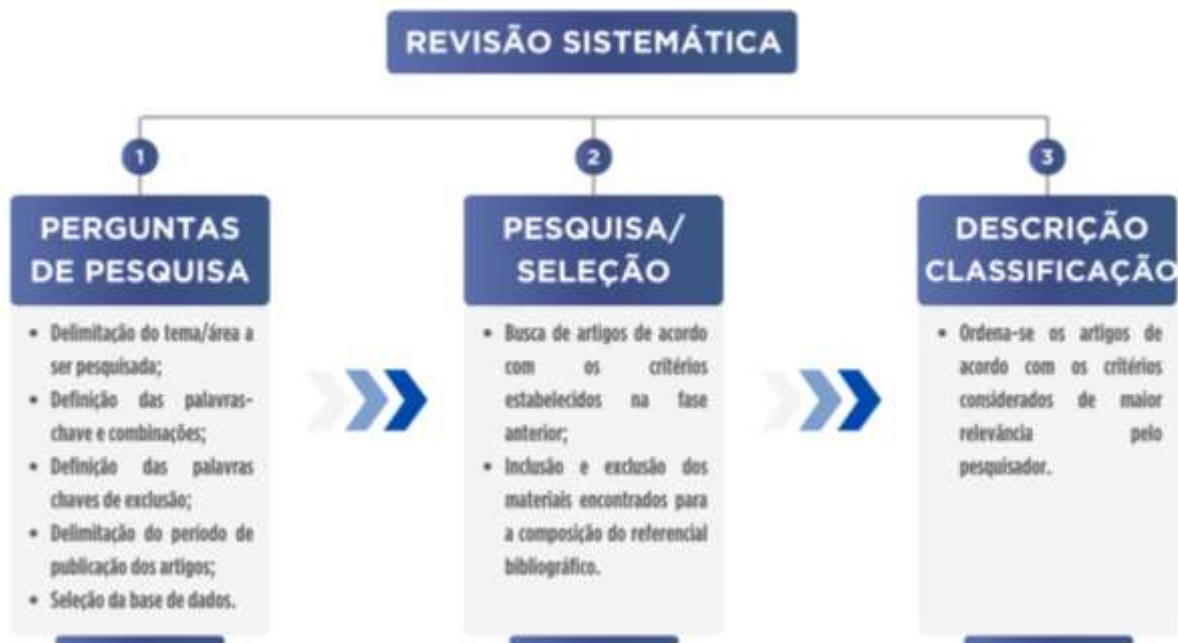


Figura 1: Etapas do Método da Revisão Sistemática.

Fonte: Adaptado de GOHR. et al, 2013

Delimitação da pesquisa

Com o intuito de compreender melhor as abordagens da ACV em edificações unifamiliares e ter uma visão mais abrangente quanto aos métodos utilizados na Avaliação do Inventário de Ciclo de Vida – AICV e quantificação de desempenho ambiental na construção civil, foi definido o objetivo geral da pesquisa. O presente trabalho busca identificar e catalogar estudos de aplicação da ACV em edificações residenciais unifamiliares, que apresentem em seu desenvolvimento os métodos utilizados para AICV e categorias de impacto existentes no processo de construção. Além disso, visa elencar os dados de objetivo, unidade funcional, fluxo de referência, norma utilizada, fronteira do sistema, bases de dados, softwares escolhidos e a aplicação do BIM em sua estrutura metodológica. Assim, este artigo tem o intuito de atualizar a bibliografia encontrada pela mesma metodologia no trabalho de Pilz e Maceno (2020) e proporcionar a catalogação das novas pesquisas, para auxiliar em recentes trabalhos na área, possibilitando elencar as inovações encontradas pela diferença temporal de análise.

Para atendimento do objetivo, delimitou-se como período de publicação de 2019 até 2024, assim a amostragem final de artigos não repetiria os encontrados na pesquisa utilizada como base metodológica no período de 2012 até 2018 (Pilz e Maceno, 2020). As palavras-chave utilizadas foram “*life cycle assessment or environmental performance*”, “*building process or constructive process*” e “*single family*”. Além disso, com o intuito de manter a credibilidade da busca feita por Pilz e Macedo (2020), manteve-se a utilização das mesmas bases de dados, Science Direct e Springer Link, visto a sua relevância para a área de estudo, assim como a busca no idioma inglês, para fins de comparação direta com o estudo anterior. A partir disso, se elencou



na Tabela 1 os parâmetros de busca utilizados para os trabalhos de referência.

Tabela 1: Parâmetros de busca

Bases de Dados	Combinações de Palavras-Chave
Science Direct	(“LCA” OR “life cycle assessment” OR “environmental performance”) AND (“Building process OR “construction process” OR “constructive system”) AND “single Family”
Springer Link	‘LCA AND single-family AND (construction OR building OR constructive)’

Fonte: Adaptado de Pilz e Macedo, 2020

Recorreu-se aos operadores lógicos “AND”, “OR”, para combinação dos descritores e termos utilizados para rastreamento das publicações.

Pesquisa e seleção dos estudos

Com o objetivo de selecionar os trabalhos relevantes para as questões de pesquisa, foram definidos critérios de inclusão e exclusão, que seguem descritos na Tabela 2.

Tabela 2: Parâmetros de inclusão e exclusão

Inclusão	Exclusão
Estudos publicados entre 2019 até 2024	Estudos publicadas em língua diferente ao inglês
Estudos publicados com seu download de forma gratuita	Documentos que não fossem artigos de pesquisa (Research Article) e de revisão (Review Article)
	Estudos que não fossem em edificações unifamiliares

Fonte: Autor

O primeiro filtro para exclusão foi quanto aos trabalhos que não fossem artigos de pesquisa (*Research Article*) ou de revisão (*Review Article*). Logo, com um total de 2583 inicialmente – 347 no Science Direct e 2236 no Springer Link, foram excluídos 1376. O segundo filtro foi quanto a sua data de publicação, aplicou-se o período de 2019 até o ano de 2024, com o intuito de identificar a bibliografia atualizada, excluindo-se 685 trabalhos e chegando no total de 522. O terceiro filtro foi referente aos documentos terem seu download gratuito, eliminando 390 pesquisas que não atendiam a este critério. Por fim, a partir deste último filtro mencionado, realizou-se uma análise manual quanto ao título, resumo e relevância da abordagem do tema. Um ponto bem importante considerado, foi a abrangência da ACV, estudos que tiveram a sua aplicação descrita na metodologia em componentes isolados foram desconsiderados, visto que o objetivo da pesquisa é avaliar metodologias que consideram o sistema da edificação como um todo. Os dados apresentados foram resumidos na Tabela 3 para melhor compreensão.

Tabela 3: Resultados da filtragem de artigos

Base de dados	Resultado Inicial	1º Filtro	2º Filtro	3º Filtro	Resultado Final
Science Direct	347	296	134	50	7
Springer Link	2236	911	388	82	2
Total	2583	1207	522	132	9

Fonte: Autor

Por fim, após toda a análise feita, se verificou a duplicidade entre as bases, concluindo a filtragem em 9 artigos e totalizando a exclusão de 2574. Considerando o resultado inicial de pesquisa, percebeu-se que quando comparado ao trabalho de Pilz e Macedo (2020), o número de pesquisas que tratam do tema da ACV na construção civil aumentou. Contudo, os estudos com ênfase específica em edificações unifamiliares se mantiveram constante.

Classificação geral

Nesta fase, é feito o levantamento de dados geral dos 9 artigos selecionados e a sua leitura integral, os quais seguem elencados na Tabela 4. Esta etapa serve para dar embasamento a discussão dos resultados e atender aos questionamentos que norteiam esta pesquisa.



Tabela 4: Classificação geral dos artigos

Título	Autores, ano e país	Revista
Carbon assessment of a wooden single-family buildings – A novel deep green design and elaborating on assessment parameters	(Petrovic <i>et al.</i> , 2023), Suíça	Building and Environment
LCA of net-zero energy residential buildings with different HVAC systems across Canadian climates: A BIM-based fuzzy approach	(Kathiravel <i>et al.</i> , 2024), Canadá	Energy & Buildings
Comparing the environmental impacts of wooden buildings in Spain, Slovenia, and Germany	(Quintana-Gallardo <i>et al.</i> , 2021), Espanha e Eslovênia	Journal of Cleaner Production
Development of a life cycle net zero carbon compact house concept	(Szalay <i>et al.</i> , 2022), Hungria	Energy Reports
Life cycle energy use and carbon emission of a modern single-family residential building in Nepal	(Kumar <i>et al.</i> , 2024), Nepal e Tailândia	Current Research in Environmental Sustainability
Reducing embodied carbon emissions of buildings – a key consideration to meet the net zero target	(Arenas e Shafique, 2024), Reino Unido e Alemanha	Sustainable Futures
Environmental assessment of construction waste prevention: A case study in a social housing project in Southeast Brazil	(de Lara e Penteado, 2024), Brasil	Cleaner Waste Systems
A methodology toward delivery of net zero carbon Building in hot arid climate with reference to low residential buildings – the western desert in Egypt	(Fouly e Abdin, 2022), Egito	Journal of Engineering and Applied Science
Environmental impacts of materials in masonry residential house	(Estokova e Fabianova, 2024), Eslováquia	Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration

Fonte: Autor

Resultados e Discussão

A partir da seleção dos artigos que irão compor este trabalho, elencou-se na Tabela 5 o levantamento dos primeiros resultados da revisão sistemática, abordando o autor, objetivo do estudo, abordagem da ACV, o objeto do estudo, unidade funcional e tempo de vida útil das residências.

A partir da leitura e estudo mais aprofundado dos trabalhos selecionados (Tabela 5), visto que não foram especificadas as localidades, percebeu-se uma grande diferença na abordagem quanto aos materiais aplicados nas edificações, bem como sistemas de aquecimento e resfriamento adotados. Verificou-se que em países da Europa, como observado no estudo de Quintana-Gallardo. *et al* (2021), utilizou-se estruturas típicas para as construções da região, como a madeira. Contudo, os autores mostraram a partir do resultado da ACV, que apesar da envoltória do edifício ser altamente isolante quanto as temperaturas, a fase de utilização da casa ainda contribui com 65% a 76% do total de emissão de carbono ao longo do ciclo de vida completo. Desta forma, algumas pesquisas avaliadas ((Quintana-Gallardo. *et al*, 2021); (Kathiravel *et al.*, 2024); (Kumar *et al.*, 2024)) associam a avaliação da emissão de carbono ao longo do ciclo de vida com a análise do consumo energético da edificação, visto que em regiões de climas extremos, o gasto de energia para desempenho térmico impacta nas construções ao longo do seu uso. Como forma de adaptar os dados, Quintana-Gallardo. *et al* (2021) explica que para avaliar os impactos ambientais da casa em cada local é necessário conhecer a sua demanda energética e, que, a quantidade de energia necessária para manter o conforto térmico irá variar consideravelmente dependendo das condições climáticas de cada local.

Outro ponto importante observado, foi quanto a abordagem da ACV que se dividiu entre “Berço ao Túmulo” e “Berço ao Portão”. Porém, uma questão que se repetiu nos trabalhos quanto as etapas do ciclo de vida consideradas, foi no quesito transporte dos materiais ainda na etapa de construção. Estokova e Fabianova (2024) mencionam que uma limitação encontrada é justamente a abordagem simplificada, onde todos os materiais de construção foram transportados pelo mesmo modo de transporte ao longo de toda a distância, o que pode ou não refletir com precisão os cenários reais de transporte. Assim, os autores avaliaram a etapa de transporte em três cenários distintos: caminhão por rodovias, trem e um navio cargueiro, podendo observar uma diferença de 10,9% até 12,3% no resultado da avaliação de impactos do ciclo de vida. Kumar *et al.* (2024) complementam que diferentes estudos realizados em diferentes partes do mundo consideram diferentes subestágios do ciclo de vida do edifício com base no contexto e nos recursos locais, o que potencializa a necessidade de dados com as particularidades de cada região.



Tabela 5: Características da fase de definição do objetivo e escopo dos estudos

Referência	Objetivo	Abordagem da ACV	Objeto de estudo	Unidade funcional	Tempo de vida
(Petrovic et al., 2023), Suíça	Investigar como a contabilização de carbono de uma casa unifamiliar de madeira é afetada por meio de mudanças no projeto dos edifícios, diferenciando o carbono biogênico do carbono fóssil e incluindo benefícios externos além dos limites do sistema de última geração.	Berço ao Portão	Residência Unifamiliar	KgCO ₂ e/m ² /ano	50 anos
*(Kathiravel et al., 2024), Canadá	Avaliar o impacto ambiental e implicações econômicas de diversos cenários de construção apresentando sistemas HVAC, através da integração de BIM, LCA e LCC visando identificar sistemas capazes de minimizar a pegada ambiental e LCC.	Berço ao túmulo	Residência Unifamiliar	Uma residência completa	60 anos
(Quintana-Gallardo et al., 2021), Espanha e Eslovênia	Comparar os impactos de uma residência unifamiliar de madeira quando consideradas localidades distintas na Europa, utilizando a ACV.	Berço ao túmulo	Residência Unifamiliar	Uma residência completa de 100m ²	100 anos
*(Szalay et al., 2022), Hungria	Apresentar o processo de desenvolvimento de uma casa compacta pré-fabricada inovadora, que visa criar um projeto de construção com emissão líquida zero de gases de efeito estufa ao longo de todo o ciclo de vida.	Berço ao túmulo	Residência Unifamiliar	Uma residência completa de 75m ²	30 anos
(Kumar et al., 2024), Nepal e Tailândia	Avaliar as emissões equivalentes de dióxido de carbono ao longo do ciclo de vida completo de um moderno edifício residencial unifamiliar.	Berço ao Portão	Residência Unifamiliar	1m ² de área de uma casa residencial de dois andares	50 anos
*(Arenas e Shafique, 2024), Reino Unido e Alemanha	Avaliar o uso de materiais e transporte, visando reduzir as emissões de carbono da construção através da ACV e BIM.	Berço ao Portão	Residência Unifamiliar	KgCO ₂ eq/m ³	Não especificado
(de Lara e Pentead, 2024), Brasil	Analisar as medidas de prevenção de resíduos de construção aplicadas a um projeto de habitação social através da ACV	Berço ao Portão	Residência Unifamiliar	1m ² de área de uma casa residencial	Pessoas/ano
(Fouly e Abdin, 2022), Egito	Avaliar as emissões de CO ₂ de uma residência unifamiliar de 110m ² construídas pelo governo egípcio no deserto ocidental e comparar 3 sistemas construtivos distintos, com o objetivo de zerar as emissões de CO ₂ .	Berço ao Túmulo	Residência Unifamiliar	KgCO ₂ e/m ² /ano	50 anos
(Estokova e Fabianova, 2024), Eslováquia	Comparar as cargas ambientais dos diferentes componentes estruturais de uma residência unifamiliar e avaliar a contribuição do transporte de materiais para o impacto ambiental global.	Berço ao Portão	Residência Unifamiliar	Uma residência completa (340 ton)	50 anos

Fonte: Autor

Com o intuito de tornar a análise das informações dos artigos mais amplas, observou-se quais foram as bases de dados, categorias de impactos, métodos de AICV, software utilizado e as normas utilizadas, os quais podem ser observados na Tabela 6.



Tabela 6: Características das fases de ICV e AICV dos estudos

Referência	Base de dados para o ICV	Categorias de Impacto	Métodos de AICV	Software	Norma
(Petrovic <i>et al.</i> , 2023), Suíça	OneClick LCA	Emissões de gases de efeito estufa	-	OneClick LCA	-
*(Kathiravel <i>et al.</i> , 2024), Canadá	Ecoinvent 3.9.1	Aquecimento global potencial; Toxicidade carcinogênica humana	ReCiPe Midpoint 2016	Revit e Excel	EN 15978
(Quintana-Gallardo <i>et al.</i> , 2021), Espanha e Eslovênia	Ecoinvent V3.5	Mudanças climáticas; Destruição camada ozônio; Radiação ionizante; Formação fotoquímica ozônio; Doença respiratória; Efeitos não cancerígenos saúde humana; Efeitos câncer saúde humana; Acidificação; Eutrofização; Uso solo e recursos; Escassez de água	IPCC GWP100 e Environmental Footprint method	SimaPro 9.0	ISO 14040: 2006 e EN 15804
*(Szalay <i>et al.</i> , 2022), Hungria	Ökobaudat	Aquecimento global potencial	Não especificado	Archicad e Design Builder	ISO 14040 e EN 15978
(Kumar <i>et al.</i> , 2024), Nepal e Tailândia	Eco-invent Version 3.8	Emissões de gases de efeito estufa	Não especificado	Não especificado	ISO 14040, ISO 14044 e EN 15978
*(Arenas e Shafique, 2024), Reino Unido e Alemanha	Não especificado	Emissões de gases de efeito estufa e CO2	Não especificado	Revit e Carbon Life Calculator	Não especificado
(de Lara e Pentead, 2024), Brasil	Ecoinvent 3.5	Aquecimento global potencial; Acidificação; Eutrofização; Destruição camada ozônio; Formação fotoquímica ozônio; Esgot. abiótico	CML 3.05	SimaPro 9.4.0.2	EN 15.978
(Fouly e Abdin, 2022), Egito	One-click LCA	Emissões de CO2	Não especificado	One-click LCA	EN 15978
(Estokova e Fabianova, 2024), Eslováquia	Ecoinvent 3.8	Aquecimento global potencial	IPCC GWP100	SimaPro 9.4.3	EN 15804

Fonte: Autor

Nos estudos, os critérios de escolha dos métodos foram definidos de acordo com o objetivo definido ainda no início da ACV. Quanto a base de dados utilizada para inventário do ICV, notou-se uma variabilidade, porém com predominância do Ecoinvent, visto ser o banco de dados mais confiável, transparente e utilizado no mundo todo.

Já para a escolha do software para cálculo dos impactos ambientais, as escolhas variaram conforme a utilização do BIM ou não no processo de ACV. Os estudos marcados com “*” antes do nome nas Tabelas 5 e 6, utilizaram a integração BIM-ACV, totalizando em três dos nove considerados nesta revisão sistemática. Segundo Kathiravel *et al.* (2024), a biblioteca de materiais está vinculada à geometria do edifício, possibilitando a extração de quantidades e informações materiais de cada elemento do edifício. Este processo, antes manual, acaba sendo facilitado e podendo ser integrado de forma que os responsáveis pelo projeto arquitetônico possam tomar decisões acerca dos materiais e seus impactos ainda na etapa inicial de desenvolvimento de projeto. Contudo, os autores explicam que a biblioteca de materiais nativos não inclui informações sobre os impactos incorporados de cada material, sendo necessário uma biblioteca contendo dados de ACV para materiais de construção que precisa ser integrada. Assim, os estudos que abordaram o uso do BIM ((Kathiravel *et al.*, 2024); (Szalay *et al.*, 2022); (Arenas e Shafique, 2024)), foram unânimes quanto a incorporação do uso de Declarações Ambientais de Produtos (EPDs), visto que estas fornecem dados de ACV mais precisos para materiais de construção em comparação com informações gerais do banco de dados de ACV, embora deva ser observado que os materiais reais utilizados na construção podem diferir daqueles especificados nas EPDs (KATHIRAVEL *et al.*, 2024). Conforme elenca Szalay *et al.* (2022), embora uma integração profunda seja desejável, reconhece-



se que esta ainda não é a prática atual e são necessárias etapas manuais no fluxo de trabalho (Soust-Verdaguer et al., 2017). A partir da aplicação da ACV em estudos de caso, verificou-se que recursos do BIM utilizados facilitou alguns processos (extração de quantidades de materiais, visualização de modelos de construção 3D, ...), mas também utilizaram outras ferramentas autodesenvolvidas em complemento, como por exemplo, planilha Excel (Soust-Verdaguer et al., 2018), ou plug-ins comerciais (Mora et al., 2019) para avaliação dos impactos ambientais. Assim, apesar das facilidades, ainda é um desafio promover a integração BIM-ACV, visto a necessidade de um outro software que desenvolva o cálculo do impacto ambiental efetivamente.

Considerações finais

A implementação de soluções de melhoria ambiental na construção civil é de extrema importância, visto que esta se utiliza em grande parte de recursos naturais, muitos destes considerados finitos, além de gerar uma parcela considerável de resíduos sólidos. Aliado a isso, as ferramentas de gestão ambiental surgem como uma possibilidade nesta esfera e a Avaliação do Ciclo de Vida - ACV, por considerar toda a cadeia produtiva de entradas e saídas, bem como seus impactos, é considerada uma das mais completas (Asdrubali et al., 2013).

Frente a estes dados, esta pesquisa teve como propósito avaliar a aplicabilidade da ACV na construção civil em edificações residenciais unifamiliares. A estrutura metodológica deste trabalho, baseou-se em uma revisão sistemática, com o intuito de identificar pesquisas que abordassem os princípios da ACV, normatização, sua aplicação na construção civil e integração com o BIM. Os trabalhos selecionados a partir de critérios estabelecidos na metodologia, serviram como base literária para que fossem esclarecidas as questões que permeiam este artigo. Desta forma, pode-se verificar a aplicabilidade da ACV em edificações unifamiliares, considerando o sistema como um todo, bem como elencar as limitações encontradas na prática.

Assim, percebeu-se que as restrições encontradas no método se concentram na base de dados dos inventários, visto que as referências que estas bases apresentam são geralmente de outros países ou consideradas globais, o que torna difícil a aproximação regional com o local de análise, principalmente no consumo de energia, clima e transporte. Além disso, uma parcela das empresas fabricantes dos insumos utilizados, devido ao segredo industrial, não compartilha as informações para serem utilizadas nos inventários, havendo a necessidade de um corte de materiais para possibilitar a ACV ou até mesmo, a generalização dos dados, o que dificulta a confiabilidade dos dados resultantes. Logo, nota-se a necessidade de incentivo ou normatização para que estas disponibilizem os dados de inventário de seus produtos, possibilitando cada vez mais a aplicação em diferentes contextos e fiéis a realidade de cada país.

Além disso, verificou-se que dentre os 9 estudos objetos de análise, 3 já consideraram a integração BIM-ACV. Contudo, fica evidente que ainda há uma lacuna a ser preenchida, visto que as bibliotecas de materiais dos softwares de modelagem integrada com a informação ainda não possuem os dados de inventário de impacto ambiental, havendo a necessidade de inserção dos dados de forma manual em outro software. Estudos para facilitar a integração BIM-ACV e sua interoperabilidade ainda são necessários para facilitar o processo ainda na etapa de projeto arquitetônico, podendo desta forma integrar as decisões de design do edifício às escolhas dos sistemas construtivos, considerando os impactos ambientais resultantes ainda nesta fase inicial.

Por fim, os resultados desse trabalho atendem aos objetivos propostos inicialmente, pois permitiu que as hipóteses acerca da aplicação da ACV em edificações unifamiliares fossem avaliadas e elencadas suas limitações. É válido ressaltar que os dados apresentados foram obtidos até maio de 2024 e notou-se que ainda são poucas as pesquisas utilizando este escopo em específico, visto que a maior parte dos trabalhos encontrados, focam em outras tipologias arquitetônicas, ou somente em um produto ou parte do sistema construtivo, não abrangendo a edificação como um todo. Este fato ocorre justamente pelas limitações encontradas: as bases de dados regionais são escassas e alguns insumos não apresentam as informações, o que restringe a análise de todo o sistema. Novos trabalhos podem ser realizados para suprir as limitações aqui elencadas e potencializar as conclusões conforme novas pesquisas na área vão sendo desenvolvidas.

Referências Bibliográficas

Arenas, N. F.; Shafique, M. 2024. Reducing embodied carbon emissions of buildings—A key consideration to meet the net zero target. *Sustainable Futures*, p. 100166.

Asdrubali, F. *et al.* 2013. Life cycle analysis in the construction sector: Guiding the optimization of conventional Italian buildings. *Energy and Buildings*, v. 64, p.73-89.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (Sinir). Disponível em: <https://repositorio.sinir.gov.br/informacoes/sobre/>. Acesso em: 29 set. 2023.

De Lara, B. L. E.; Pentead, C. S. G. 2024. Environmental assessment of construction waste prevention: A case study in a social housing project in Southeast Brazil. *Cleaner Waste Systems*, v. 8, p. 100145.

Estokova, A.; Fabianova, M. 2024. Environmental impacts of materials in masonry residential house. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, p. 1-10.

Farias, E. E. V. 2022. Impactos ambientais da construção civil habitacional no Brasil à luz do ciclo de vida. Tese de doutorado (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande.



- Fouly, S. E. A.; Abdin, A. R. 2022. A methodology towards delivery of net zero carbon building in hot arid climate with reference to low residential buildings—the western desert in Egypt. *Journal of Engineering and Applied Science*, v. 69, n. 1, p. 46.
- Govindan, K. 2018. Sustainable consumption and production in the food supply chain: A conceptual framework. *International Journal of Production Economics*, v. 195, p. 419-431.
- Kathiravel, R. *et al.* 2024. LCA of net-zero energy residential buildings with different HVAC systems across Canadian climates: A BIM-based fuzzy approach". *Energy and Buildings*, v. 309, p. 113969.
- Kumar, A. *et al.* 2024. Life cycle energy use and carbon emission of a modern single-family residential building in Nepal. *Current Research in Environmental Sustainability*, v. 7, p. 100245.
- Miyazato, T.; Oliveira, C. D. A. 2009. Avaliação do Ciclo de Vida (ACV): aplicações e limitações no setor da construção civil. V Encontro Nacional e III Encontro latino-americano sobre edificações e comunidades sustentáveis, V, III.
- Mora, T. D. *et al.* 2019. PLEA 2018 Hong Kong. Integration of LCA tools in BIM toward a regenerative design. *The Chinese University of Hong Kong*, v. 1, p. 341-346.
- Petrović, B. *et al.* 2023. Carbon assessment of a wooden single-family building—A novel deep green design and elaborating on assessment parameters. *Building and Environment*, v. 233, p. 110093.
- Pilz, T. L.; Maceno, M. M. C. 2020. Avaliação do ciclo de vida e construção civil: uma revisão da literatura acerca da avaliação de residências unifamiliares. *The Journal of Engineering and Exact Sciences*, v. 6, n. 1, p. 0049-0055.
- Quintana-Gallardo, A. *et al.* 2021. Comparing the environmental impacts of wooden buildings in Spain, Slovenia, and Germany. *Journal of Cleaner Production*, v. 329, p. 129587.
- Rosa, T. S. *et al.* 2015. A educação ambiental como estratégia para a redução de riscos socioambientais. *Ambiente & sociedade*, v. 18, n. 3, p. 211-230.
- Silva, D. A. L. 2012. Avaliação do ciclo de vida da produção do painel de madeira MDP no Brasil. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos, São Carlos.
- Soust-Verdaguer, B. *et al.* 2017. Critical review of bimbased LCA method to buildings. *Energy Build*, v. 136, 110–120.
- Szalay, Z. *et al.* 2022. Development of a life cycle net zero carbon compact house concept. *Energy Reports*, v. 8, p. 12987-13013.



BARREIRAS E OPORTUNIDADES COM A INSERÇÃO DAS OCMRR NA LOGÍSTICA REVERSA DE RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS

1Lorena Miossi Alves Cabral, 2Juliana Salomão das Neves, 3Luciana Harue Yamane, 4Dayane Valentina Brumatti, 5Fernanda Bonfim Rocha, 6Katarina da Silva Couto, 7Carolina Ozorio Carriço, 8Renato Ribeiro Siman

1 UFES, e-mail: lorenamisossi@gmail.com; 2 UFES, e-mail: juliana_1401@yahoo.com.br; 3 UFES e CETEM, e-mail: lucianayamane@gmail.com; 4 UFES, e-mail: dayane.brumatti@edu.ufes.br; 5 UFES, e-mail: fernandabonfim7@gmail.com; 6 UFES, e-mail: katarinasilvacouto@gmail.com; 7 UFES, e-mail: carolinaozori@gmail.com; 8 UFES, e-mail: renato.siman@ufes.br

Palavras-chave: Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos; Catadores; Logística reversa.

Resumo

A taxa de geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) é a categoria de resíduos sólidos que mais cresce no mundo, necessitando para seu gerenciamento a implantação de sistemas de logística reversa (SLR). O Decreto Federal brasileiro nº 10.240/2020 prevê a inserção das organizações de catadores de materiais recicláveis (OCMRR) neste SLR cujas principais barreiras foram identificadas. A participação das OCMRR na inserção da logística reversa poderia trazer melhorias nas suas habilidades profissionais, além de melhorar seu status enquanto profissionais, e que a participação de catadores no processo de gestão desses resíduos precisa ser bem planejada, especialmente em relação às medidas necessárias para permitir a inclusão no processo.

Introdução

A geração de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) vem crescendo anualmente, causando preocupação quanto ao seu gerenciamento (FORTI et al., 2020). No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promulgada pela Lei Federal nº 12.305/2010, bem como o Decreto Federal nº 10.240/2020, estabeleceram regulamentação para a implantação de um Sistema de Logística Reversa (SLR) para gerenciamento de REEE de uso doméstico e seus componentes (GHISOLF et al., 2017; BRASIL, 2020).

O decreto estabelece normas para a implementação e estruturação do SLR obrigatória de produtos eletroeletrônicos de uso doméstico e seus componentes (BRASIL, 2020). No entanto, a operacionalização deste sistema no Brasil vem enfrentando desafios, como (Demajorovic et al., 2016; Valente et al., 2021): ausência ou insuficiência de infraestrutura para o gerenciamento adequado; exportação ilegal de REEE; periculosidade de alguns componentes dos REEE; peças ou componentes de REEE com potencial de reciclagem frequentemente misturados com os resíduos sólidos urbanos (RSU); falta de conhecimento da população; e a inserção das organizações de catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis (OCMRR) na cadeia logística.

Na teoria, o Decreto Federal, em seu Capítulo X, Artigo 37, prevê a inserção das OCMRR no SLR de REEE (BRASIL, 2020). Porém, na prática, ainda não se consolidou, pois as organizações possuem disfunções que necessitam ser melhoradas, como ausência de estrutura física adequada; distância entre as organizações de catadores e as indústrias de reciclagem; falta de convênios entre organizações, empresas e as indústrias; falta de treinamento no manuseio dos REEE para os catadores (VALENTE et al., 2021; GHISOLF et al., 2017).

O modelo de SLR no Brasil, o cenário existente atualmente não integra as OCMRR, embora haja potencialidade para que seja cumprida essa dimensão da política nacional (FERREIRA et al., 2022). Ferreira et al. (2022) ressaltam em seu estudo, que as empresas não possuem parcerias com OCMRR, e que estas não têm capacidade técnica para lidar com o segmento eletrônico, dada a complexidade do material, e o manejo de REEE é ausente de técnica necessária.

Segundo Valente et al. (2021), quando há apoio de governança e das empresas recicladoras, a inclusão das OCMRR é economicamente viável, evitando não só que esses resíduos sejam enviados para aterros sanitários, maximizando os impactos sociais, ao mesmo tempo que os ambientais são minimizados.

Portanto, esta pesquisa tem como objetivo geral identificar as disfunções e as melhorias necessárias para a inserção das organizações de catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis na logística reversa de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos.

Material e Métodos

Para levantamento das principais disfunções, foi empregada como ferramenta metodológica a revisão sistemática da literatura, empregando pesquisa bibliográfica e documental. Para a pesquisa bibliográfica, foram pesquisados artigos publicados no período de 2015 a 2022 em periódicos nacionais e internacionais, com dados disponíveis nas bases *Scopus* (Elsevier) e *Web of Science* (coleção principal), bem como aqueles disponibilizados no portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Após busca exploratória por termos de pesquisa originais no idioma como eram publicados, foram selecionados os seguintes termos e restritores booleanos para pesquisa avançada: "e-waste" OR "weee" OR "waste electrical" OR "waste



electronic" OR "waste electrical and electronic equipment" AND "management" AND "reverse logistics" AND "waste pickers" OR "scavengers" OR "recyclable material collectors" OR "scrap pickers" OR "garbage picker" OR "trafficker" OR "informal pickers" OR "formal pickers" OR "waste pickers organization" AND "barries" OR "challenges" OR "dysfunctions" OR "opportunities".

Para a pesquisa documental, foram consultadas leis, decretos, resoluções, além de páginas da internet de órgãos ambientais e entidades gestoras. Para tanto, foram utilizados filtros com base no objetivo da pesquisa, incluindo combinações de termos de busca e seus sinônimos, o que gerou resultados significativos, não significativos e irrelevantes com o tema investigado.

Resultados e Discussão

No Brasil e em países que usam a força de trabalho de catadores, os gargalos do processo de reciclagem estão concentrados na etapa de triagem, por ser baseada principalmente no trabalho manual, e a forma com que o trabalho é feito pode impactar diretamente no ganho da organização de catadores, evidenciando a necessidade de capacitação dos trabalhadores, além das técnicas utilizadas para organizar a produção. As OCMRR, enfrentam dificuldades na gestão dos resíduos, como insalubridade e segurança do trabalho nas atividades; falta de gestão organizacional; estrutura física; capacitações; nível de escolaridade (FIDELIS et al., 2020; ZON et al., 2020; IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2019), sendo que a grande maioria dos catadores trabalha sem orientação técnica e sem os benefícios básicos de trabalho, conforme Ibáñez-Forés et al. (2019).

Na maioria dos países em desenvolvimento, o gerenciamento de REEE é desafiado pelo custo excessivo de toda a cadeia da logística reversa, bem como os processos de reciclagem, fazendo com que o mercado informal esteja dominante (VALENTE et al., 2021).

De acordo com Demajorovic et al. (2016), as indústrias recicladoras não estão preparadas para envolver as OCMRR no SLR de REEE, pois acabam postergando os investimentos com este sistema, considerando que as OCMRR e até mesmo as indústrias não possuem a infraestrutura adequada para a coleta, triagem, desmantelamento e reciclagem dos resíduos, tendo em vista que os gastos são onerosos.

As empresas também manifestaram resistência em integrarem os SLR de REEE, conforme citado por Ferreira et al. (2019), não aderiram a parceria com as OCMRR, devido a falta de infraestrutura e reconhecimento do trabalho que estas podem agregar. O não estabelecimento de parcerias entre as empresas grandes geradoras e as de reciclagem com as OCMRR são por falta de capacitação no processo de desmontagem; falta de licenças ambientais; não emitem notas fiscais, o que os prejudicam em se tornarem fornecedores para as indústrias; infraestrutura; logística; equipamentos; gestão (VALENTE et al., 2021; DEMAJOROVIC et al., 2016).

Um outro aspecto que pode impactar também a resistência das empresas em integrarem o SLR de REEE, é a distâncias das indústrias de reciclagem, em especial no Brasil, e também que são bem distantes das OCMRR, fazendo com que os catadores dependam dos atravessadores, já que essas empresas estão concentradas em centros urbanos (VALENTE et al., 2021). Dias et al. (2018), citam que no país há poucas indústrias recicladoras de REEE, e que 89% destas realiza apenas a desmontagem, e exportam para outros países.

Existem empresas que não confiam no trabalho desempenhado pelos catadores em função das questões sociais envolvidas, e os categorizam como inferiores na indústria da reciclagem (KASPER, 2022).

Nesse sentido, Siman et al., (2020) reportam que os catadores possuem três características bem definidas, que são: tratam os resíduos como um bem econômico; baixo status social; e são atores importantes no gerenciamento de resíduos sólidos, principalmente em países em desenvolvimento.

No entanto, o papel das OCMRR é importante, porém, não tem reconhecimento pelas empresas do que podem desenvolver no processo da cadeia de reciclagem.

As disfunções econômicas, de gestão e infraestrutura, abarcam a autogestão das organizações de catadores, que contempla a disposição para desenvolverem suas atividades de forma regular, com estrutura de galpão e equipamentos, com licenças ambientais e seguindo as normas de segurança do trabalho, equipe capacitada, ter noção de precificar e comercializar os matérias recicláveis, competir com o mercado, saber trabalhar com contrato de prestação de serviços com empresas e poder público, dentro outras (SIMAN et al., 2020).

Ferreira et al. (2022) citam que uma das barreiras para as OCMRR no SLR de REEE é a falta de disponibilidade de estruturas para receber, triar e manusear os resíduos. As OCMRR têm dificuldade em adquirir ferramentas apropriadas para o manuseio dos REEE, por falta de recursos financeiros (CHITAKA et al., 2022). Também tem dificuldades em ter o seu próprio espaço, que muitas vezes são locados pelo poder público, e/ou falta de espaços cobertos, adequados para o manuseio dos REEE (CHITAKA et al., 2022).

A pesquisa realizada por Kasper (2022) mostra que com a falta de estrutura para receber e desmontar esses resíduos, os catadores acabam trabalhando de forma precária e com baixos salários. E ainda, para montar toda uma infraestrutura, bem como atender aos requisitos de segurança, precisam de altos investimentos, sendo que as OCMRR enfrentam dificuldades econômicas, não tendo como arcar.

De acordo com Kasper (2022), a falta de tecnologias de processamento, conhecimento especializado e padrões para os métodos de coleta, retornos e lucros também são barreiras estruturais significativas que dificultam o SLR de REEE, e com isto a inclusão das OCMRR, já que as empresas não tem confiança nestas organizações.

As OCMRR recebem REEE, que acabam sendo desmontados e comercializados, pois possuem uma maior rentabilidade



que os demais materiais. Estes resíduos são descartados erroneamente pela população como materiais recicláveis comuns e coletados por meio de programas de coleta seletiva (DE OLIVEIRA et al., 2020).

A presença de metais como prata, chumbo e cádmio, bem como de retardantes de chamas nos fios caracterizam os REEE como perigosos à saúde humana, e o manuseio desses resíduos sem equipamentos de segurança podem expor os catadores ao contato com essas substâncias que oferecem riscos à saúde (ADANU et al., 2020; GOLLAKOTA, GAUTAM, SHU, 2020). Assim, a conscientização através da capacitação é o caminho mais adequado para mitigar os riscos, no entanto os baixos índices de instrução dos catadores tornam esta atividade um desafio, sendo que algumas organizações de catadores do Brasil têm conduzido a prática de treinamentos para seus integrantes (DE OLIVEIRA et al., 2020).

É importante salientar que a participação das OCMRR na inserção da logística reversa poderia trazer melhorias nas suas habilidades profissionais, além de melhorar seu status enquanto profissionais, e que a participação de catadores no processo de gestão desses resíduos precisa ser bem planejada, especialmente em relação às medidas necessárias para permitir a inclusão no processo (DE OLIVEIRA et al., 2020).

Assim, o estabelecimento de um sistema de logística reversa traz a oportunidade de se pensar e estabelecer condições para a promoção do desenvolvimento social via geração de emprego, negócios sustentáveis e capacitação de mão de obra (ADANU et al., 2020).

Alguns autores como Ferreira et al. (2022) avaliam que com a PNRS e o acordo setorial fossem avançados, as OCMRR iriam necessitar de melhor estrutura técnica e capacitação com vistas a reduzir o impacto socioambiental. Há desafios a serem enfrentados com a inclusão dos catadores, como citados pelos autores Zon et al. (2020); De Brito (2018); Aparcana, (2017); Garcia, (2016); Tackla, (2016); Gutberlet, (2015), que são: As dificuldades que as OCMRR têm enfrentado com o mercado competitivo, no aspecto organizacional e operacional; Falta de capacitação e de gestão na contabilização financeira; dificuldade de acesso a maiores quantidades de materiais recicláveis; Dependência de subsídios externos de parceiros e instituições governamentais; ausência e/ou precariedade de equipamentos e infraestrutura que inviabilizam a operacionalização das atividades, diminuindo a eficiência; Falta de integração com as fontes geradoras e má relação com os compradores; Falta de reconhecimento por parte do poder público, da sociedade e de empresas privadas; remuneração injusta para a prestação do serviço; e, Consequentemente a alta rotatividade, falta de preparo e insatisfação dos colaboradores.

Ainda, Takla (2016) também avalia as principais disfunções enfrentadas no dia a dia das associações/cooperativas de catadores de materiais recicláveis, e que são comumente observadas na realidade brasileira das organizações de catadores, como as: Estruturais: ausência e/ou precariedade de maquinários, equipamentos e infraestrutura; Capacitação de recursos humanos, segurança e trabalho, para desenvolverem a atividade de coleta; De Origem Cultural: aquelas voltadas para o tratar o preconceito, do não reconhecimento dessas organizações pelo poder público e privado; De Comunicação/Relação: atividades/processos que envolvem a comunicação/relação das organizações de catadores com os seus diversos stakeholders; De Políticas Públicas: falta de fomento e adesão da coleta seletiva municipal, além da falta de investimentos e apoios voltados para as organizações de catadores, baixo envolvimento dos catadores na logística reversa prevista por acordos setoriais, mesmo que previstos em leis o dever de preferência pelas organizações; De Gestão: desenvolvimento de competências empresariais para gestão do negócio; De Mercado e Financeira: ligadas a posição relativa das organizações de catadores na cadeia de valor, baixa competitividade e insustentabilidade econômica.

Contudo, no Brasil falta um modelo econômico para a operacionalização do SLR de REEE que seja capaz de elevar o profissionalismo das OCMRR, pois a atuação dos catadores possibilita o aumento da eficiência ao longo do sistema, possibilitando a consolidação de volumes e o recebimento, segregação e acondicionamento desta tipologia de resíduos, favorecendo para as indústrias de reciclagem (GIESE et al., 2021). E para as OCMRR se adequarem, manter a atividade legalizada, precisam de investimentos de custos, e atualmente, não possuem recursos financeiros para investir nos galpões, em documentação legal, licenças, capacitações, equipamentos (KASPER, 2022).

Considerações Finais

Assim, enquanto essa categoria frágil e vulnerável não for contemplada no sistema de logística reversa de REEE, as condições dos materiais que são de interesses econômicos, continuarão ocorrendo de maneira precárias, e que a responsabilidade dessa gestão seja compartilhada de fato, sendo que os REEE são considerados como parte de uma atividade econômica, o que compromete também a gestão integrada de resíduos sólidos. Observa-se que este estudo aponta que há problemas na gestão de REEE devido à falta de participação compartilhada, falha na responsabilização específica aos agentes públicos e privados no que lhes compete e o não cumprimento das recomendações e princípios da PNRS, em relação a logística reversa de REEE. As OCMRR tendem a reduzir as suas vulnerabilidades quando são incorporadas aos fluxos de logística reversa de REEE. Mas a construção deste processo enfrenta diversos problemas, pois muitas organizações de catadores carecem de processos de gestão profissional e de uma estrutura legal de negócios. Cabe salientar que a responsabilidade compartilhada proposta pela logística reversa de REEE tem sido eficaz para motivar os membros deste sistema a se engajarem em iniciativas de gestão destes resíduos. Outro desafio importante no cumprimento da legislação é fazer com que produtores e organizações de catadores trabalhem efetivamente em conjunto.

Agradecimentos

Agradecemos à Universidade Federal do Espírito Santo e aos professores Renato Ribeiro Siman e Luciana Harua Yamane pelo apoio recebido nesta pesquisa.



Referências Bibliográficas

- ADANU, S. K.; GBEDEMAH, S. F.; ATTAH, M. K. Challenges of adopting sustainable technologies in e-waste management at Agbogbloshie, Ghana. *Heliyon*, 2020, v. 6 (8), p. 45-48. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S240584402031392X>>. Acesso em: 22 jun. 2023.
- APARCANA, S.; SALHOFER, S. Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2013, v. 18, p. 1-10. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11367-013-0546-8>>. Acesso em: 01 set. 2023.
- AWASTHI, A.K., CUCCHIELLA, F., D'ADAMO, I., LI, J., ROSA, P., TERZI, S., WEI, G., ZENG, X., 2018. Modelling the correlations of e-waste quantity with economic increase. *Science of The Total Environment*, v. 613 e 614, p. 46 e 53. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969717323094>>. Acesso em: 02 jul. 2023.
- BALDÉ, C. P.; FORTI, V.; GRAY, V.; KUERH, R.; STEGMANN, P. The Global E-waste Monitor – 2017, United Nations University (UNU), International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Vienna. 2017. Disponível em: <<https://www.itu.int/en/ITU-D/Environment/Pages/Toolbox/Global-E-waste-Monitor-2017.aspx>>. Acesso em: 02 ago. 2023.
- BAKHIYI, B.; GRAVEL, S.; CEBALLOS, D.; FLYNN, M.A.; ZAYED, J. 2018. Has the question of ewaste opened a Pandora's box? An overview of unpredictable issues and challenges. *Environment International*, 2018, v. 110, p. 173-192. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412017314708?via%3Dihub>>. Acesso em 02 jul. 2023.
- BRASIL. Lei nº 12.305, 02 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 05 ago. 2023.
- BRASIL. Lei nº 12.305, 02 ago. 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, 2010.
- BRASIL. Decreto nº 10.240, 12 fev. 2020. Regulamenta o inciso VI do caput do art. 33 e o art. 56 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e complementa o Decreto nº 9.177, de 23 de outubro de 2017, quanto à implementação de sistema de logística reversa de produtos eletroeletrônicos e seus componentes de uso doméstico. Brasília, 2020. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/decreto/D10240.htm>. Acesso em: 05 ago. 2023.
- CHITAKA, T. Y.; MOYO, T.; GIHRING, K.; SCHENCK, C. The myth of livelihoods through urban mining: The case of e-waste pickers in Cape Town. *South African Journal of Science*. 2022; 118. Disponível em: <<https://doi.org/10.17159/sajs.2022/12456>>. Acesso em: 05 jul. 2023.
- DEMAJOROVIC, J. AUGUSTO, E. E. F. SOUZA, M. T. S. Logística reversa de REEE em países em desenvolvimento: desafios e perspectivas para o modelo brasileiro. *Ambiente & Sociedade*. São Paulo. Vol. XIX, n. 2. pag. 119-138, 2016. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/asoc/a/hsym9V35CCXBNfn4sbNmctD/?lang=pt>>. Acesso em: 15 jun. 2023.
- DE OLIVEIRA, J.; NETO, J. F. O.; SILVA, M. M.; SANTOS, S. M. 2020. E-Waste Mistakenly Disposed of as Recyclable Waste: A Case Study from Brazil. *Clean Journal*, v. 48, 2020. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/clen.202000115>>. Acesso em: 15 fev. 2023.
- DIAS, P.; MACHADO, A.; HUD A, N.; BERNARDES, A.N., 2018. Waste electric and electronic equipment (WEEE) management: a study on the Brazilian recycling routes. *Journal of Cleaner Production*, v.174, p. 7-16. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652617325295>>. Acesso em: 29 jun. 2023.
- DIAS, P.; PALOMERO, J.; CENCI, M.P. *et al.* Electronic waste in Brazil: Generation, collection, recycling and the covid pandemic. *Cleaner Waste System*, v3, 2022. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2772912522000227>>. Acesso em: 02 jul. 2023.
- FERREIRA, V. F. M.; GONÇALVES DIAS, S. L. F.; VALLIN, I, C. Inclusion of waste pickers in the reverse logistics of Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE) – the case study of Projeto Eco Eletro. 2019. *Biblioteca digital de periódicos da Universidade Federal do Paraná*. Volume 51, 2019. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/59970/39383>>. Acesso em: 15 jul. 2023.
- FERREIRA, J. G.; FIGUEIREDO, F. F.; SILVEIRA, R. M. C. Socioeconomia do meio ambiente e política ambiental. 1ª ed. **Rio de Janeiro: Letra Capital**, 2022. Disponível em: <https://cchla.ufrn.br/dpp/wp-content/uploads/2022/02/9786589925637_Socioeconomia-do-Meio-ambiente.pdf>. Acesso em: 06 jul. 2023.



FORTI, V.; BALDE, C. P.; KUEHR, R.; BEL, G. The global e-waste monitor 2020: quantities, flows and the circular economy potential. 2020. Disponível em: <https://collections.unu.edu/eserv/UNU:7737/GEM_2020_def_july1.pdf>. Acesso em: 23 jun. 2023.

GHISOLFI, V.; CHAVES, G. DE L. D.; SIMAN, R. R.; XAVIER, L. H. System dynamics applied to closed loop supply chains of desktops and laptops in Brazil: a perspective for social inclusion of waste pickers. **Waste Management**, 60 (2017), pp. 14-31. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X16307589>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

GIESE, E. C.; XAVIER, L. H.; OTTONI, M.; ARAUJO, R. A. (org.). Cooperativas e a gestão de resíduos eletroeletrônicos. **Rio de Janeiro: CETEM/MCTI**, 2021. Disponível em: <<http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/2375>>. Acesso em: 15 jul. 2023.

KASPER, G. P. Entre catadores e especialistas: disputas em torno da reciclagem de eletrônicos em Florianópolis – SC. **Dissertação (mestrado)** – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-graduação em sociologia e ciência política, Florianópolis, 2022.

SHITTU, O. S.; WILLIAMS, I. D.; SHAW, P. J. 2021. Global E-waste management: Can WEEE make a difference? A review of e-waste trends, legislation, contemporary issues and future challenges. **Waste Management**, 120, 2021, p. 549–563. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.016>>. Acesso em: 04 jul. 2023.

SIMAN, R.R.; YAMANE, L.H.; BALDAM, R.L. *et al.* Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management (Elmsford)**, 105, 148-169. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X20300489>>. Acesso em: 01 jul. 2023.

VALENTE, B. V.; GUADIROBA, R. C. S.; CONEJERO, M. A. *et al.* 2021. Economic analysis of waste electrical and electronic equipment management: a study involving recycling cooperatives in Brazil. **Environment, Development and Sustainability**, 2021. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s10668-021-01403-2>>. Acesso em: 10 jul. 2023.

XAVIER, L. H.; OTTONI, M.; LEPAWSKY, J., 2021. Circular economy and e-waste management in the Americas: Brazilian and Canadian frameworks. **Journal of Cleaner Production**, 2021, v. 297. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621007903>>. Acesso em: 01 jul. 2023.

YAMANE, L.; SIMAN, R. R.; DUTRA, R. M. S. Assessment and perception of occupational risks in waste picker organizations: a portrait of waste pickers situation after formal integration. 2023. **Detritus Multidisciplinary Journal for Waste Resources & Residues**. Volume 22 – 2023, p. 13-26. Disponível em: <<https://lagesa.ufes.br/pt-br/publicacoes-cientificas>>. Acesso em: 28 jun. 2023.

ZON, J. L. N.; LEOPOLDINO, C. J.; YAMANE, L. H.; SIMAN, R. R. Waste pickers organizations and municipal selective waste collection: Sustainability indicators. 2020. **Waste Management**, 2020, v. 118, p. 219-231. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0956053X20304657>>. Acesso em: 28 jun. 2023.



GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS NA UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO: PANORAMA E OPORTUNIDADES DE REAPROVEITAMENTO

1Carine Fátima Coelho Lima, 2Matheus Miranda da Silva, 3Natasha Rodrigues V. C. Tenório, 4Marina de Medeiros Machado, 5Tamara Daiane de Souza, 6Fernanda Rafaela Canuto Silva, 7Elton Augusto da Amélia Fé, 8Rayane Raissa Geralda Virgílio das Dores

1 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: carine.lima@aluno.ufop.edu.br; 2 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: matheus.ms@aluno.ufop.edu.br; 3 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: natasha.tenorio@aluno.ufop.edu.br; 4 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: marina.medeiros@ufop.edu.br; 5 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: tamara.souza@ufop.edu.br, 6 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: fernanda.canuto@aluno.ufop.edu.br; 7 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: elton.fe@aluno.ufop.edu.br; 8 Universidade Federal de Ouro Preto, e-mail: rayane.dores@aluno.ufop.edu.br

Palavras-chave: Gestão de Resíduos Sólidos; Diagnóstico; Análise gravimétrica; Universidade.

Resumo

O descarte incorreto dos resíduos sólidos e a falta de planejamento é um problema em escala mundial que provoca impactos negativos na saúde da população e degradação do meio ambiente. No Brasil, a gestão dos resíduos fica a cargo do poder público municipal que sofre com o aumento gradual da urbanização e consequentemente do consumo. Contudo, apesar dessa flexibilidade é possível encontrar diretrizes para melhor desenvolver uma solução para a gestão da pauta, como as classificações direcionadas pelas normas técnicas. No campus Morro do Cruzeiro, da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), há geração de vários tipos de resíduos provenientes das instalações prediais destinadas às aulas e funções administrativas, cantinas, laboratórios, posto de saúde e restaurante universitário, além da utilização dos pontos de condicionamento pela população residente nas proximidades. Nesse sentido, o presente estudo tem como objetivo analisar a geração de resíduos sólidos da instituição, a fim de levantar dados qualitativos e quantitativos dos resíduos sólidos gerados dentro do Campus. O estudo foi realizado entre os meses de fevereiro a agosto de 2023, e se deu em duas etapas: levantamento da massa de resíduos sólidos e determinação da composição gravimétrica dos resíduos. O método de amostragem por quarteamento foi empregado. Devido a existência de áreas com tendência de maior geração de resíduos biodegradáveis no Campus, o estudo gravimétrico foi dividido em duas partes sendo áreas sem produção de alimentos e com produção de alimentos. Os resultados do levantamento de massa da geração de resíduos sólidos demonstraram a geração média de 354,8 kg de resíduos diariamente na instituição. Sendo a massa específica dos resíduos gerados nos locais sem produção de alimentos calculada em 26,83 kg/m³ e nas áreas com produção de alimentos, a massa específica observada foi de 40,85 kg/m³. Os resultados obtidos por meio da gravimetria indicam que para as áreas sem produção de alimentos observa-se a predominância da geração de rejeitos, biodegradáveis (cozinhas e cantinas) e papelão, que representam em torno de 68% da geração total do Campus e para áreas com produção de alimentos a geração de resíduos está concentrada principalmente em rejeitos e resíduos biodegradáveis de cozinhas e cantinas. Dessa forma, os dados gerados pela pesquisa tem potencial de fomento ao planejamento e à gestão de resíduos sólidos no Campus, desenvolvimento de melhorias organizacionais e estruturais sustentáveis para o gerenciamento de resíduos na instituição.

Introdução

A geração de resíduos está vinculada à evolução do homem. Na pré-história os nômades produziam resíduos ao se alimentar. Quando as técnicas agrícolas se tornaram presentes um novo modo de sociedade surge, consequentemente há o aumento e a diversificação dos resíduos com a fabricação de equipamentos para pesca, agricultura e resíduos gerados nas construções (Martinho, 2000). Com a implementação da Revolução Industrial a sociedade passa por outra transformação através do desenvolvimento tecnológico, para consolidar os avanços econômicos o estímulo ao consumo é difundido. No empenho pelo desenvolvimento a qualquer custo muitas ideias foram testadas, no entanto pouco se pensava nas consequências que a utilização dos recursos acarretaria (Pereira & Horn, 2009).

Hoje a falta de planejamento para gestão dos resíduos sólidos provoca volumes acentuados de materiais descartados incorretamente, o que intensifica problemas ambientais. No Brasil tais volumes são manejados diariamente pelos municípios que acabam por destiná-los, em sua maioria, para aterros sanitários. Essa prática resulta no aumento dos custos operacionais, na demanda por locais apropriados e na redução da vida útil da estrutura ao receber materiais que não deveriam ser destinados a ela, visto que apenas uma pequena parcela do volume total é classificada como rejeitos e de fato devem ser direcionados aos aterros, pois possuem características que não permitem seu aproveitamento econômico ou não há tecnologia para seu tratamento e reaproveitamento (Fonseca & Nascimento, 2021).

Segundo Khana, Syed & Ahmed (2022), a disposição inadequada dos resíduos sólidos impacta negativamente a saúde humana e a gestão dos resíduos tem se tornado um dos maiores desafios em escala mundial. Devido a sua relevância, a gestão dos resíduos sólidos atrelado a sustentabilidade e o uso eficiente dos recursos naturais, integra os 17 Objetivos de



Desenvolvimento Sustentável - ODS elaborados pela Organização das Nações Unidas - ONU na Agenda 2030. Khalil & El-Sherif (2022) ressaltam que a gestão dos resíduos é realizada através de ações que se iniciam desde a geração até a disposição final, além de mecanismos como planejamento e monitoramento.

A falta de estudos diagnósticos e existência de um sistema de gestão apropriado traz incertezas e desafios para o manejo sustentável dos resíduos (Fuldauer *et al.*, 2019). O gerenciamento dos resíduos sólidos deve começar pela sua caracterização, uma vez que esta proporciona uma compreensão em relação a quantidade e qualidade dos resíduos gerados (Menezes *et al.*, 2019). O estudo da caracterização física dos resíduos sólidos e sobretudo da sua composição gravimétrica possibilita identificar as frações dos diferentes componentes presentes na massa de resíduos sólidos e o potencial de reuso e reciclabilidade (Mesquita *et al.*, 2020). Além disso, a análise da composição dos resíduos sólidos permite inferir sobre a necessidade de instalações adequadas, equipamentos, equipe de trabalho, viabilidade da implantação de coleta diferenciada, além de estimar despesas e receitas decorrentes (Fuzaro & Ribeiro, 2003).

Nesse sentido, as universidades como polos disseminadores de conhecimentos, com relevância nos âmbitos tecnológico, econômico e social, podem participar de forma ativa na solução de problemas ao desenvolver ações e fomentar novas culturas dentro da sua estrutura, resultando em um modelo aplicável em outras esferas (Albuquerque *et al.*, 2010). Dessa forma o presente estudo teve como objetivo desenvolver um diagnóstico da geração de resíduos sólidos do campus Morro do Cruzeiro, da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), por meio da quantificação e caracterização dos resíduos gerados no local.

Materiais e Métodos

O presente estudo foi desenvolvido no Campus Morro do Cruzeiro, da Universidade Federal de Ouro Preto (UFOP), no município de Ouro Preto-MG. Os resíduos sólidos comuns gerados em todos os setores foram considerados, com análises realizadas entre fevereiro e agosto de 2023. Os procedimentos metodológicos aplicados no estudo foram divididos em duas etapas: o levantamento da massa e a determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos gerados.

O levantamento da massa de resíduos foi realizado por meio da pesagem dos sacos de acondicionamento dispostos nos pontos de armazenamento de resíduos comuns distribuídos pelo Campus. Ao todo, o Campus possui 37 contêineres de armazenamento de resíduos, dispostos em 18 pontos. Uma balança manual digital foi empregada para o desenvolvimento do estudo. Devido a coleta externa de resíduos ser realizada nas segundas-feiras, quartas-feiras e sextas-feiras, optou-se pela realização do estudo em terças-feiras e quintas-feiras, de modo a abranger um período de 24 horas de geração. Ao todo, foram realizadas 5 medições da massa gerada no Campus.

Para a realização do estudo gravimétrico, um procedimento de amostragem por quarteramento foi desenvolvido, observando-se as recomendações descritas na NBR 10007 (ABNT, 2004) e por Barros (2012). A Figura 1 apresenta o desenvolvimento metodológico aplicado na amostragem. O estudo foi desenvolvido considerando a determinação das classes de resíduos geradas no Campus, conforme o Quadro 1. Devido a existência de áreas com tendência de maior geração de resíduos biodegradáveis no Campus, o estudo foi dividido em duas partes, abrangendo áreas sem produção de alimentos (6 análises) ou com produção de alimentos (5 análises). A partir da amostra coletada, foi calculada a massa específica (Equação 1).

$$Massa\ específica\ (kg/m^3) = \frac{massa\ específica\ (kg)}{volume\ da\ amostra\ (m^3)} \quad (1)$$

Os dados foram tabulados e analisados por meio de estatística descritiva. O software Excel e o suplemento Real Statistics (Zaiontz, 2024) foram empregados no desenvolvimento da análise estatística. Gráficos foram desenvolvidos para auxílio na interpretação dos dados.

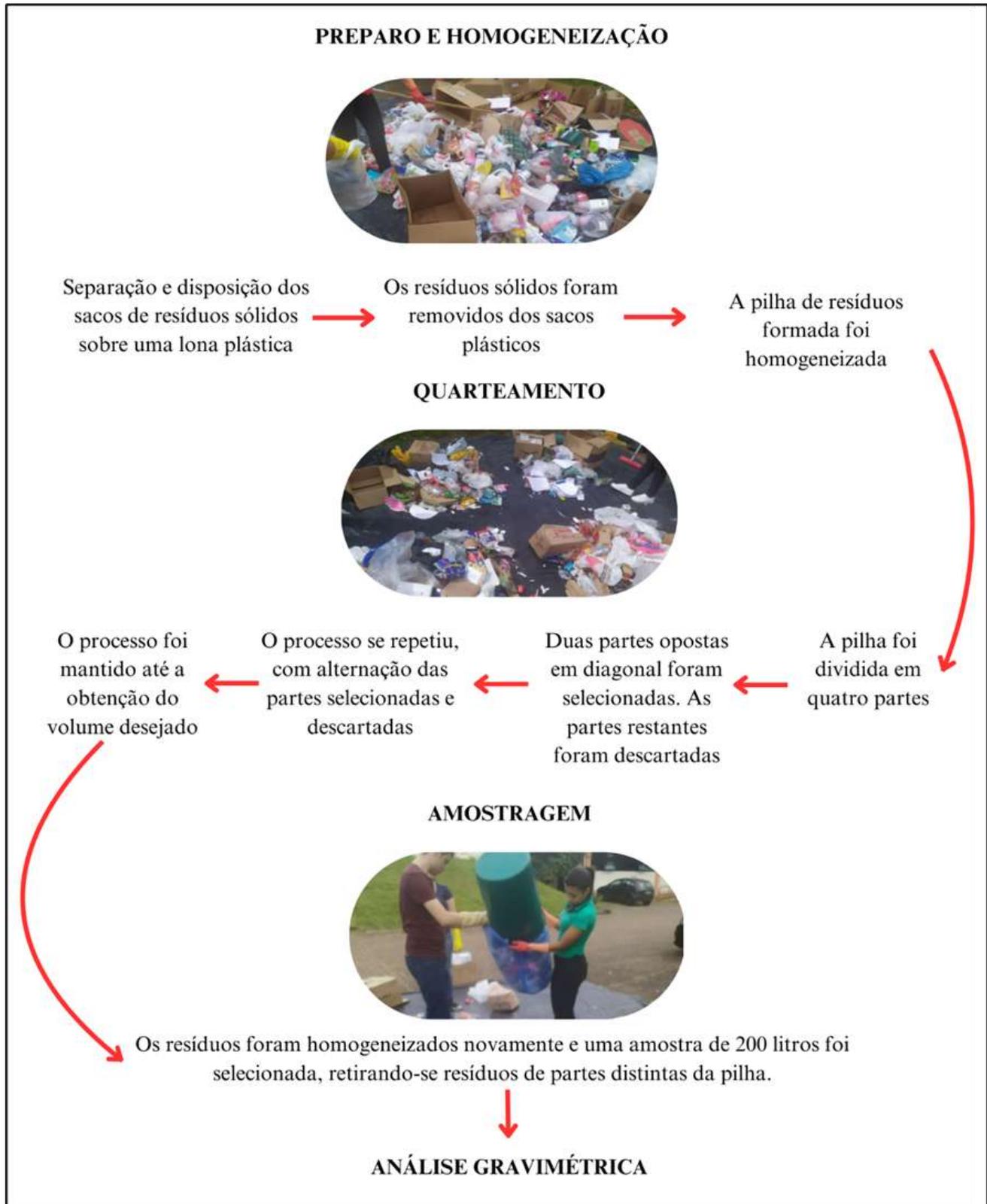


Figura 1 - Procedimento aplicado para obtenção das amostras de resíduos sólidos.



Quadro 1 - Tipos de resíduos sólidos considerados na análise gravimétrica

Tipo	Variação
Papel e cartão	Papel misto; Papelão
Vidro	Sem variação
Resíduos biodegradáveis de cozinhas e cantinas	Biodegradável (1)
Têxteis	Sem variação
Produtos eletrônicos e seus componentes fora de uso	Sem variação
Madeira	Sem variação
Plásticos	PET; PEAD; PVC; PEBD; PP; PS; Outros
Metais	Sem variação
Resíduos biodegradáveis de serviços de limpeza	Biodegradável (2)
Resíduos químicos	Sem variação
Resíduos biológicos	Sem variação
Embalagens longa vida	Sem variação
Rejeitos	Sem variação
Isopor	Sem variação
Cerâmico	Sem variação

Resultados e Discussão

Os resultados do levantamento de massa da geração de resíduos sólidos do Campus Morro do Cruzeiro (Figura 2) demonstraram a geração média de 354,8 kg de resíduos diariamente na instituição. Dentre as análises realizadas, observou grande dispersão dos dados entre os pontos de armazenamento de resíduos, com variação entre 0 e aproximadamente 80 kg de resíduos verificados. Este fato é um retrato da variação que a geração de resíduos pode apresentar, considerando fatores como o tipo de atividade desenvolvida e o fluxo de pessoas em cada local. Os resíduos sólidos comuns gerados no Campus são destinados a um aterro sanitário, localizado no município de Piedade da Ponte Nova-MG, o que ressalta o dever da instituição em buscar meios de redução da geração de resíduos sólidos e na destinação sem meios de valorização. O encaminhamento de resíduos sólidos a um aterro sanitário onera o município e representa uma falha nas possibilidades de recuperação de recursos (Cano *et al.*, 2022).

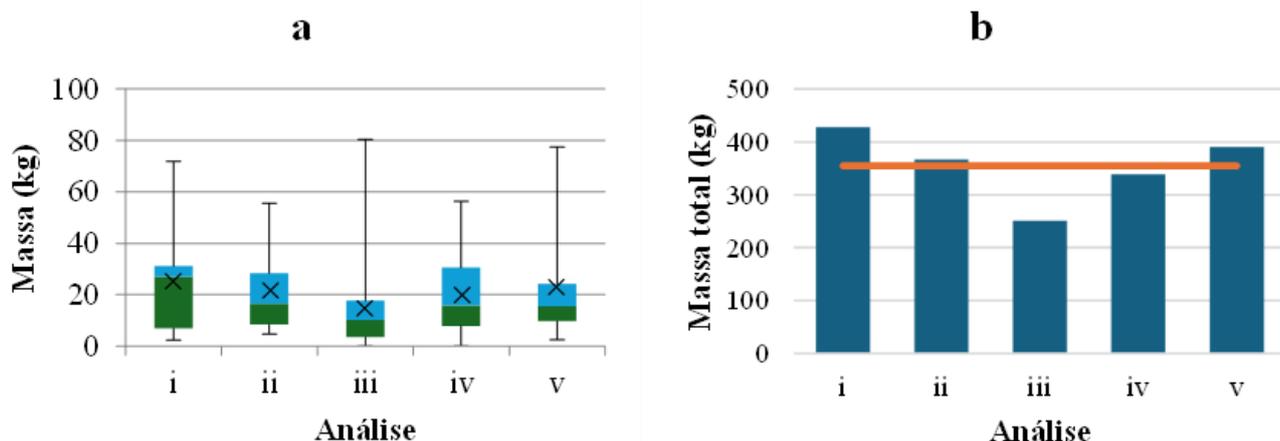


Figura 2 - Diagrama de caixa da geração de resíduos nos pontos de armazenamento do Campus (a) e gráfico da geração total (b).

A partir da Tabela 1, em relação a geração nas áreas sem produção de alimentos, observa-se a predominância da geração de rejeitos, biodegradáveis (cozinhas e cantinas) e papelão, que representam em torno de 68% da geração total do Campus. A predominância de rejeitos pode estar associada ao fluxo de pessoas na instituição, uma vez que resíduos provenientes de banheiros e atividades de higiene são uma parcela relevante dos rejeitos gerados. O papel e os plásticos PEAD e PET apresentaram destaque na composição dos resíduos, mas em menor magnitude. Resíduos perigosos, oriundos dos laboratórios da instituição, foram observados dentre os resíduos comuns, ressaltando falhas no processo de descarte destes resíduos pelos seus geradores.



Tabela 1 - Dados da composição gravimétrica dos resíduos sólidos analisados (x: média; s: desvio padrão; e: erro padrão)

Área	Sem produção de alimentos				Com produção de alimentos			
	x (kg)	x (%)	s (kg)	e (kg)	x (kg)	x (%)	s (kg)	e (kg)
Papel	1,66	4,98	0,18	0,07	0,05	0,61	0,08	0,03
Papelão	3,26	9,77	0,31	0,13	0,43	5,13	0,66	0,27
Vidro	0,21	0,62	0,08	0,03	0,09	1,04	0,16	0,07
Metais	0,29	0,87	0,04	0,02	0,02	0,27	0,04	0,02
Biodegradável (1)	4,29	12,86	0,37	0,15	2,94	34,98	4,13	1,69
Biodegradável (2)	0,41	1,22	0,10	0,04	0,16	1,9	0,37	0,15
Têxteis	0,69	2,07	0,14	0,06	0	0	0	0
Madeira	0,01	0,02	0,00	0,00	0	0	0	0
Rejeitos	15,10	45,32	0,46	0,19	3,55	42,16	1,47	0,6
PET	1,02	3,07	0,06	0,02	0,18	2,13	0,14	0,06
PEAD	1,38	4,14	0,38	0,15	0,08	0,99	0,08	0,03
PVC	0,01	0,02	0,00	0,00	0	0	0	0
PEBD	0,72	2,15	0,12	0,05	0,36	4,28	0,49	0,2
PP	0,42	1,25	0,03	0,01	0,03	0,32	0,04	0,02
PS	0,28	0,84	0,03	0,01	0,03	0,33	0,02	0,01
Outros	1,10	3,31	0,04	0,02	0,25	2,93	0,12	0,05
Isopor	0,48	1,45	0,09	0,04	0,02	0,22	0,04	0,01
Longa vida	0,58	1,74	0,10	0,04	0,23	2,69	0,36	0,15
Perigoso (biológico)	0,41	1,23	0,17	0,07	0	0	0	0
Perigoso (químico)	0,74	2,22	0,30	0,12	0	0	0	0
Cerâmico	0,29	0,86	0,12	0,05	0	0	0	0

Por volta de um terço dos resíduos gerados são materiais com potencial de recuperação por meio da reciclagem, como papéis, plásticos, metais e vidro. Considerando a geração média diária de 354,8 kg, levantada pelo estudo, observa-se que em torno de 115 kg de resíduos poderiam ser submetidos a reciclagem, ao invés de serem encaminhados ao aterro. Esse dado elucida a necessidade da instituição em fomentar a coleta seletiva na geração de resíduos do Campus. A coleta seletiva representa uma possibilidade de recuperar materiais, além da redução do volume de resíduos dispostos em aterros (Oliveira, 2022).

Nas áreas com produção de alimentos, a geração de resíduos está concentrada, principalmente, em rejeitos e resíduos biodegradáveis de cozinhas e cantinas. Estes dois tipos de resíduos representam por volta de 77% de toda a geração. Uma consideração importante em relação aos resíduos biodegradáveis gerados no Campus é que o restaurante universitário, o principal gerador, não encaminha os restos de alimentos integralmente para descarte junto aos resíduos comuns, adotando-se uma destinação alternativa. Com isso, a parcela de resíduos sólidos é defasada em relação à totalidade gerada no Campus.

A título de comparação, foi identificado através de pesquisa bibliográfica que os resíduos gerados em outras instituições de ensino superior apresentam características similares. Segundo Borges *et al.* (2021) e Costa *et al.* (2006) ao analisarem os resíduos do campus V da Universidade Estadual do Pará e do campus I da Universidade Estadual da Paraíba, respectivamente, observaram que a maior porcentagem de resíduos analisados são orgânicos, proveniente dos restaurantes universitários, e com a segunda maior porcentagem foi identificado os resíduos passíveis de reciclagem; sendo que em ambos os casos o descarte dos resíduos não possui destinação adequada.

Nas áreas sem produção de alimentos, em relação aos tipos de resíduos com maior geração, foram constatados os maiores erros padrões, que estão associados a maior variabilidade da geração destes resíduos. Nas áreas com produção de alimentos, o elevado desvio padrão observado para os resíduos biodegradáveis de cozinhas e cantinas demonstra as diferenças de geração observadas entre as análises. Como a geração de resíduos sólidos não é constante, fatores como atividades específicas, comportamento dos geradores e sazonalidade podem ocasionar em mudanças no perfil da geração (Firmansyah *et al.*, 2024).

A massa específica dos resíduos gerados nos locais sem produção de alimentos foi calculada em 26,83 kg/m³. Já nas áreas com produção de alimentos, a massa específica observada foi de 40,85 kg/m³. A Figura 3 apresenta as massas específicas observadas nas análises. Em comparação ao valor apresentado no estudo de Ramos & Rejas (2020), no qual foi estimada uma massa específica de 102,3 kg/m³ para um campus universitário, observa-se que os resíduos sólidos gerados na UFOP possuem uma massa específica inferior. Considerando-se o perfil traçado na análise gravimétrica, compreende-se o papel que o elevado percentual de rejeitos, compostos em sua maioria por materiais com baixa massa específica (como papel higiênico e toalhas de papel), sobre a massa específica total dos resíduos. O não encaminhamento dos resíduos biodegradáveis para o descarte junto aos resíduos comuns é outro fator que colabora com o contexto, uma vez que resíduos biodegradáveis possuem uma elevada massa específica, contribuindo assim com a manutenção de uma massa específica reduzida para os resíduos gerados no Campus.



Ao se considerar a relevância de um espaço acadêmico para a difusão de conhecimentos e mudanças de perspectivas da sociedade, a forma como os resíduos sólidos são geridos por uma universidade ganha relevância. Perspectivas como o reconhecimento do valor econômico dos resíduos e seus impactos ao meio ambiente são elementos fundamentais para guiar uma gestão efetiva. A valorização dos materiais atribuídos como bens de consumo pode influenciar a forma como seus resíduos são tratados (Tejaswini *et al.*, 2022). A sustentabilidade é definida por meio de outros aspectos além do econômico, que seriam o social e o ambiental. O caráter ambiental é tradicionalmente associado às práticas sustentáveis, definindo ações comprometidas com a qualidade do meio ambiente, natural ou antropizado, e com a minimização de eventuais impactos decorrentes das atividades humanas (Carvalho, 2019).

Apesar da margem para melhorias apresentadas neste estudo, a UFOP realiza em conjunto com entidades de catadores de materiais recicláveis do município, que auxiliam o gerenciamento dos resíduos na instituição. Pontos de entrega de materiais recicláveis são disponibilizados pelo Campus, aptos a receberem materiais das comunidades interna e externa. Apesar da falta de segregação dos resíduos gerados na instituição ser um fator limitante para o pleno funcionamento da parceria, a iniciativa configura-se como uma ação que elucida o valor social dos resíduos. As formas associadas de atuação de catadores de resíduos representam uma solução real para diversas questões socioeconômicas presentes na atividade, possibilitando a elevação do potencial de viabilidade econômica, das condições estruturais para o desenvolvimento das atividades e de representatividade como atores interessados na formulação de políticas públicas (Figueiró & Bessi, 2020).

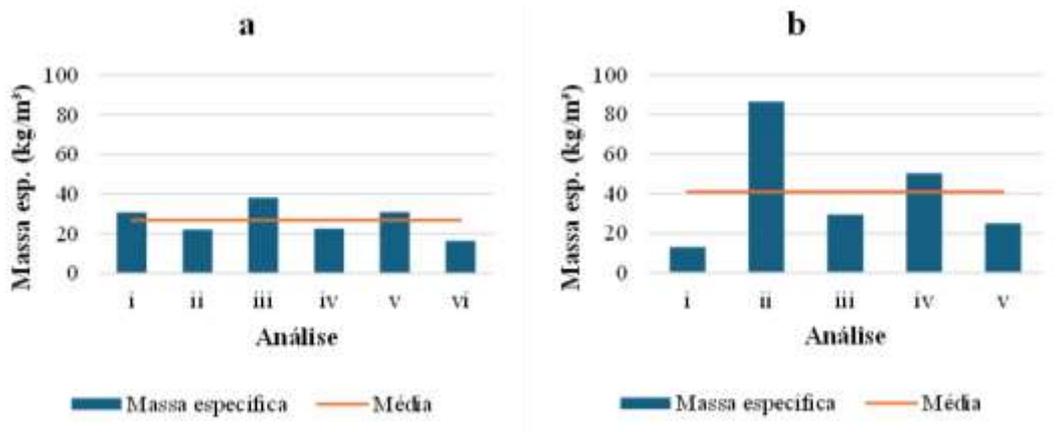


Figura 3 - Variação da massa específica observada nas análises das áreas sem produção (a) e com produção de alimentos (b).

Conclusão

O presente estudo propôs-se a realizar um diagnóstico da geração de resíduos sólidos em um campus universitário da Universidade Federal de Ouro Preto, possibilitando o levantamento de oportunidades de aperfeiçoamento no processo de gestão de resíduos sólidos. Como resultados, o trabalho apresentou a quantificação e caracterização dos resíduos sólidos no Campus, o que forneceu uma visão das tipologias de resíduos gerados e sua composição gravimétrica. O estudo revelou uma geração média diária de 354,8 kg de resíduos sólidos, com notável variação entre os pontos de armazenamento. Nas áreas sem produção de alimentos, a presença de resíduos perigosos, destaca a necessidade de aprimorar a gestão e realizar ações de educação ambiental para o descarte correto destes resíduos. A coleta seletiva poderia recuperar aproximadamente 115 kg diários para reciclagem, o que confirma a necessidade da instituição em fomentar a coleta seletiva no Campus. Nas áreas com produção de alimentos, a geração se concentra principalmente em rejeitos e resíduos biodegradáveis, sendo observado que a destinação alternativa dos resíduos biodegradáveis do restaurante universitário influencia a composição total. A análise da massa específica evidencia influências do alto percentual de rejeitos, que possuem baixa massa específica, e do não encaminhamento dos biodegradáveis, que apresentam uma massa específica elevada.

Os dados gerados pela pesquisa tem potencial de fomento ao planejamento e à gestão de resíduos sólidos no Campus, desenvolvimento de melhorias organizacionais e estruturais sustentáveis para o gerenciamento de resíduos na instituição. Recomenda-se a implementação de estratégias para redução da geração e na destinação sem meios de valorização, fortalecimento da coleta seletiva e melhor gestão dos resíduos perigosos, contribuindo para um gerenciamento mais sustentável e eficiente dos resíduos sólidos na Instituição.

Agradecimentos

Os autores agradecem à CAPES - Coordenadoria de Apoio ao Profissional da Educação Superior pela concessão de bolsas de mestrado e doutorado, à FAPEMIG - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais pela concessão de bolsa na modalidade PPG-Mestrado, à UFOP e PROPI - Pró-reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação, pela concessão de bolsas nas modalidades PIP - Programa de Iniciação à Pesquisa e PIVIC - Programa Institucional de Voluntários de Iniciação Científica, e ao GRUFOP pelo auxílio.



Referências Bibliográficas

- ALBUQUERQUE, B.L. *et al.* Gestão de resíduos sólidos na Universidade Federal de Santa Catarina: os programas desenvolvidos pela coordenadoria de gestão ambiental. 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 10004: Resíduos sólidos - Classificação. Rio de Janeiro-RJ, 2004.
- BARROS, R.M. Tratado sobre resíduos sólidos: gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2012.
- BORGES, H.S. *et al.* Diagnóstico Quali-Quantitativo dos Resíduos Sólidos Gerados no Campus V da Universidade do Estado do Pará. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 11, p. e576101119827-e576101119827, 2021.
- CANO, N.S.S.L. *et al.* Typology of municipal solid waste recycling value chains: A global perspective. *Journal of Cleaner Production*, v. 336, 2022.
- CARVALHO, G.O. Sustentabilidade e desenvolvimento sustentável: uma visão contemporânea. *Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v.8, n.1, 2019.
- COSTA, Fabiana Xavier *et al.* Estudo qualitativo e quantitativo dos resíduos sólidos do Campus I da Universidade Estadual da Paraíba. *Revista de Biologia e Ciências da terra*, v. 6, n. 1, p. 0, 2006.
- FIGUEIRÓ, P.S.; BESSI, V.G. Sentido do Trabalho: a Percepção de Empreendedores Sociais de Cooperativas de Reciclagem. *Gestão e conexões*, v.9, n.1, 2020.
- FIRMANSYAH, F. *et al.* Variation in municipal solid waste generation and management across time and space. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 204, 2024.
- FONSECA, C.S.; NASCIMENTO, A.P.B. Panorama do descarte irregular de resíduos sólidos e a relação com a poluição de ambientes marinhos: revisão bibliográfica. *Revista Científica ANAP Brasil*, v. 14, n.34, 2021.
- FULDAUER, L.; IVES, M.; ADSHEAD, D.; THACKER, S.; HAL, J.; 2019. Participatory planning of the future of waste management in small island developing states to deliver on the Sustainable Development Goals. *Journal of Cleaner Production*, v. 223, p. 147–162, 20 jun. 2019.
- FUZARO, J. A.; RIBEIRO, L. T.. Coleta seletiva para prefeituras. 3 ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2003
- KHALIL, E.E.; EL-SHERIF, D.M. Innovative smart applications for solid waste management. In: VACCA, J.R. *Smart Cities Policies and Financing*. Elsevier, 2022. p. 239-247.
- KHANA, S.; SYED, R.A.; AHMED, T.R.N. Technologies for municipal solid waste management: Current status, challenges, and future perspectives. *Chemosphere*, v.288, n.1, 2022.
- MARTINHO, M. da G. M; GONÇALVES, M. da G. P.. Gestão de resíduos. Universidade Aberta, 2000.
- MENEZES, R.; CASTRO, S.; SILVA, J.; TEIXEIRA, G.; SILVA, M.; 2019. Statistical analysis of the gravimetric characterization of household solid waste: A case study from the city of juiz de fora, Minas Gerais, Brazil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. 24, 271-82.
- MESQUITA, A.; PEREIRA, F.; EVANGELISTA, J.; PEIXOTO, F.; VIEIRA, A.; 2020. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos: uma análise gravimétrica pontual em uma instituição de ensino federal do nordeste paraense. Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento - IBEAS. *Anais do 3º Congresso Sul-americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade*; p. 1-8.
- OLIVEIRA, M.M. Estratégias de redução dos resíduos sólidos domiciliares a serem dispostos em aterros sanitários: redução na fonte, coleta seletiva e metanização. Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental). Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, 2022.



ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. Objetivos de desenvolvimento sustentável – 12 Consumo e produção responsáveis. ONU, 2022. Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/12>> ;. Acesso em 2 nov. 2023.

PEREIRA, A.O.K.; HORN, L.F. Relações de consumo: meio ambiente. Caxias do Sul, RS: Educs, 2009.

RAMOS, R. S. L.; REJAS, M. H. Caracterización de residuos sólidos en el Campus Capanique de la Universidad Privada de Tacna. INGENIERÍA INVESTIGA, v. 2, n. 01, p. pp. 176 – 185, 2020.

TAUCHEN, J.; BRANDLI, L. L. A gestão ambiental em instituições de ensino superior: modelo para implantação em campus universitário. Gestão & Produção, São Carlos, v.13, n.3, p.503-515, 2006.

TEJASWINI, M.S.S.R. et al. Sustainable approach for valorization of solid wastes as a secondary resource through urban mining. Journal of Environmental Management, v. 319, 2022.

ZAIONTZ, C. Real Statistics Using Excel. Disponível em: <www.real-statistics.com>. Acesso em: 01 mar. 2024.



RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS: TENDÊNCIAS E POLÍTICAS PÚBLICAS - UMA ANÁLISE SISTÊMICA

1Katarina da Silva Couto, 2Juliana Salomão das Neves, 3Luciana Harue Yamane, 4Lorena Miossi Alves Cabral, 5Dayane Valentina Brumatti, 6Fernanda Bonfim Rocha, 7Carolina Ozorio Carriço, 8Renato Ribeiro Siman

1 UFES, e-mail: katarinasilvacouto@gmail.com; 2 UFES, e-mail: juliana_1401@yahoo.com.br; 3 UFES e CETEM, e-mail: lucianayamane@gmail.com; 4 UFES, e-mail: lorenamisossi@gmail.com; 5 UFES, e-mail: dayane.brumatti@edu.ufes.br; 6 UFES, e-mail: fernandabonfim7@gmail.com; 7 UFES, e-mail: carolinaozori@gmail.com; 8 UFES, e-mail: renato.siman@ufes.br

Palavras-chave: Waste-to-energy; Geração distribuída; Políticas de incentivo.

Resumo

Nos países em desenvolvimento, são identificadas deficiências associadas ao gerenciamento de resíduos. Isso destaca a urgência de implementar medidas consideradas alternativas ao estado atual. Nesse contexto, este estudo realiza uma revisão sistemática da literatura, identificando as principais barreiras associadas à conversão de resíduos sólidos urbanos em energia, oferecendo-se como uma alternativa viável à prática de aterramento de resíduos. Entre os desafios destacados, observa-se a aplicação de tarifas que não consideram a expansão da capacidade instalada, e seu potencial para receber incentivos cruzados, prejudicando fontes ainda em fase de desenvolvimento. Fato este já identificado durante a implementação de políticas que visavam a reestruturação do setor elétrico para reduzir seus impactos sobre as companhias elétricas. Além disso, observam-se questões relacionadas à qualidade do material para recuperação energética influenciando sobre seu poder calorífico e os elevados custos associados às Unidades de Recuperação de Energia (URE) também são abordadas.

Introdução

Nos países em desenvolvimento, problemas relacionados a ausência de planejamento e falta de recursos econômicos acarretam falhas no gerenciamento de resíduos (Fernando, 2019). Uma estimativa realizada por Kaza et al. (2018) demonstra que para o ano de 2030, serão gerados 2,59 bilhões de toneladas de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no mundo, podendo alcançar 3,40 bilhões para o ano de 2050. Desta forma, percebe-se a necessidade da implementação de ações voltadas não só à redução das quantidades de resíduos gerados, como também na ampliação das destinações viáveis, tendo em vista as restrições provocadas pelo uso de grandes áreas pelo aterro sanitário (Trang et al, 2017; Cudjoe et al., 2020).

Com isso, a legislação ambiental vigente nos países que adotam a hierarquização dos resíduos, inicia-se por ações ligadas a prevenção, reutilização, reciclagem, recuperação energética, destinação final e finalmente a disposição final apenas de rejeitos em aterros sanitários (Maria; Góis; Leitão, 2020). Entretanto, os desafios e oportunidades para reciclagem e recuperação energética estão condicionados ao desenvolvimento das dimensões institucional, cultural/educação ambiental, social, econômica e política, sendo que, seus desenvolvimentos podem funcionar não só como estratégia para longevidade dos aterros sanitários, como também redução dos custos com a disposição final de rejeitos (Xiao et al., 2020; Pinha; Sawaga, 2020; Bui et al., 2022).

Segundo Costa (2020), o estabelecimento de instrumentos regulatórios e normativos para a gestão de resíduos com inclusão da valorização energética como estratégia de destinação viável é considerado tardio no Brasil quando comparados a outros países desenvolvidos. Este atraso também reflete na diversificação da matriz energética brasileira que possui predominância de 53,4% de oferta por fonte hídrica (Padilha et al., 2022; EPE, 2022). Para Chaves e Siman (2021), alguns dos principais entraves ao desenvolvimento da recuperação energética de RSU no Brasil, estão relacionados a incertezas nas políticas setoriais que fomentem e descrevam os elementos formadores de custos, os benefícios e riscos inerentes a ordem social e a economia para o uso de destinações com recuperação energética de resíduos sólidos.

De acordo com a teoria do comportamento planejado, a implementação de políticas pode atuar sobre o comportamento da população realizando a modelagem de suas ações, conforme o contexto de sua aplicação (Ajzen., 1991). Esta modelagem ocorre como um efeito em cascata, partindo da intenção de que o não cumprir com determinada ação afeta também a moralidade (Tian et al., 2022). No entanto, ao se tratar da gestão de RSU, sem medidas que promovam uma espécie de controle, incentivo, propagação de campanhas educativas, além cobertura de coleta adequada pode culminar no aumento do despejo ilegal, promovendo o não alcance de metas ambientais (D' Amato et al., 2018; Fedotkina et al., 2019).

Até o ano de 2022 no Brasil para a Minigeração e Microgeração Distribuída (MMGD), recebia a compensação de 100% dos créditos injetados a rede, porém este cenário recebeu reajuste a partir da instituição do marco legal da microgeração e minigeração distribuída, Lei 14.300/2022. A lei estabeleceu um período de transição para a cobrança de tarifas para o uso do sistema de distribuição elétrica iniciando com 15% para o ano de 2023. É importante salientar que estas alterações são decorrentes do aumento da potência instalada entre as fontes que compõem a MMGD, na tentativa de evitar aumento na tarifa de energia para suprir despesas com encargos a distribuição de energia (Costa et al., 2022). Segundo Hu et al. (2022), estas volatilidades influem sobre o tempo de retorno de investimentos em razão da instabilidade quanto ao nível de subsídio necessário para viabilidade econômica dos projetos.



Percebe-se assim que a implantação das Unidades de Recuperação de Energia (URE) ainda fortemente dependente de subsídios governamentais para assegurar sua atratividade econômica (Octavianthi et al., 2022; Padilha; Mesquita, 2022; Alzate et al., 2019). Com alto custo de implantação (CAPEX) e operacionalização (OPEX) das usinas, os investimentos se tornam extremamente elevados, aumentando o tempo de retorno ainda mais se forem consideradas as taxas de volatilidade do mercado. Diante disso, este trabalho apresenta uma revisão sistemática da literatura buscando responder os seguintes questionamentos:

- Quais as principais políticas para integrar o desenvolvimento da recuperação energética?
- Quais são as principais barreiras para o desenvolvimento recuperação energética?
- Como as mudanças na legislação, como o marco legal da microgeração e minigeração distribuída, impactam esses projetos?

Material e Métodos

A revisão sistemática literatura, *systematic literature review* (SLR), também conhecida como estruturada é um método que possibilita o levantamento de dados secundários, do estado da arte de diversas áreas de pesquisa, ao passo que proporciona a identificação de lacunas para desenvolvimento de novos estudos (Hina et al, 2022). Apesar da SLR não ser um método novo, apresenta vantagens sobre as revisões tradicionais por fornecer transparência na coleta e tratamento de dados. As revisões estruturadas permitem sintetizar os tópicos avaliados de forma sistemática, o que fornece uma visão geral sobre o assunto (Kraus; Breier; Dasí-rodríguez, 2020).

A abordagem de SLR possui duas etapas principais que consistem na extração de dados e identificação do perfil da pesquisa, desse modo os dados podem ser selecionados, examinados e agrupados facilitando a identificação de *insights* importantes sobre a temática abordada (Talwar, 2021). Para Boloy et al. (2021), a revisão sistemática é especialmente importante pois, avalia dados de uma ampla gama de pesquisas com diversos pontos de vista, o que inibe a seleção proposital de somente artigos que apresentem concordância com o autor, sem a identificação de trabalhos que produzam questionamentos sobre sua hipótese.

Esta revisão seguirá uma adaptação das etapas em consonância com Talwar et al. (2021) e Hina et al. (2022).

A etapa 1 estabelece os critérios de pesquisa que serão avaliados pelo estudo, seguidos da realização de triagem a partir da avaliação de elegibilidade, destacada por critérios de inclusão, finalizando com a exclusão e exposição dos dados. A pesquisa bibliográfica exploratória será realizada por meio da utilização da ferramenta *Science Mapping*. Segundo Pessin; Yamane e Siman (2022), esta ferramenta apresenta uma inovação metodológica com a fusão de dois critérios de métricas, representando a classificação dos artigos e visuais dinâmicos estrategicamente desenvolvidos. A ferramenta será utilizada como forma de apoio a revisão sistemática da literatura, contribuído para o gerenciamento dos trabalhos obtidos através da Scopus e Web of Science, de acordo com o objetivo a ser cumprido.

A combinação de termos de busca, a partir dos resultados da pesquisa preliminar, aplicados a base de dados da Scopus e Web of Science, acrescidos de operadores booleanos “and” e “or”, delimitados ao lapso temporal de 2017 a 2023, objetivando alcançar artigos mais recentes, em exibição na Tabela 1.

Tabela 1: Combinação dos termos de busca utilizados nesta pesquisa para as bases Scopus e Web of Science

Item	Temas	Termos de busca
1	Resíduos sólidos Urbanos	"municipal solid waste" OR "municipal waste" OR "urban waste" OR "domestic waste" OR "household waste" OR "trash"
2	Políticas e programas	"polic*" OR "policy analysis" OR "public policy*" OR "policy involving" OR "policy improvement"
3	Recuperação energética	"waste to energy" OR "WTE" OR "Waste-to-energy*" OR "thermal conversion" OR "thermochemical conversion" OR "thermal treatment" OR "incineration*"

Quanto a pesquisa documental, esta irá consistir o levantamento de documentos e legislações nacionais e internacionais em vigor sobre a temática avaliada. O material obtido será lido para fornecimento de informações sobre o status atual das unidades de recuperação energética e dos entraves que influem sobre o desenvolvimento destas os temas de busca, bem como as bases de busca utilizadas estão em evidência na Tabela 2, não houve a delimitação de lapso temporal para esta busca.

Tabela 2: Combinação dos termos de busca utilizados para pesquisa documental

Item	Base de busca	Termo de Busca
Pesquisa Documental	Planos Municipais de gestão integrada de resíduos (PMGIRS), Planos Estaduais de Resíduos sólidos, políticas, decretos e resoluções, banco de dados de prefeituras e institutos de pesquisa.	“Recuperação energética de resíduos”, “Unidade de recuperação energética”, “Resíduo sólido para energia”, “gestão municipal de resíduos”, “custos”, “despesas”.



Foram definidos como critério de exclusão artigos que pela leitura do título não apresentavam relação com a temática abordada, tais como: Compostagem de resíduos orgânicos, digestão anaeróbica, gestão de resíduos de construção e demolição e COVID. Enquanto como critérios de inclusão foram definidos: a leitura do título e resumo, identificando os artigos que possuíam relação com o objetivo da pesquisa, conforme Figura 1.

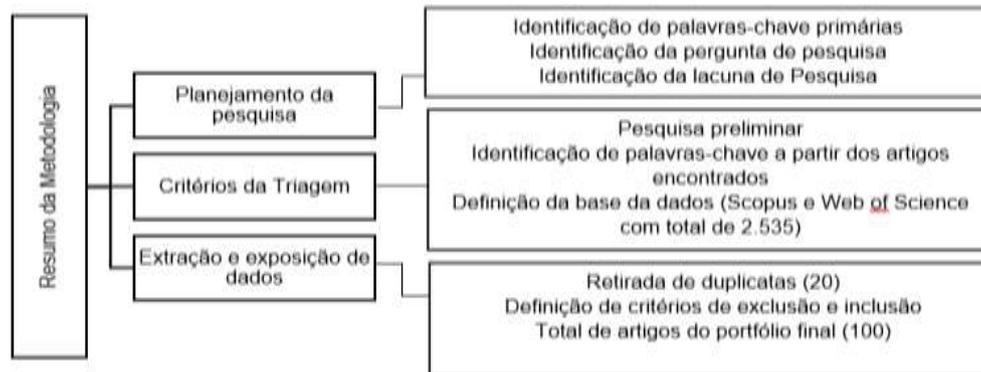


Figura 1: Resumo Metodológico com o total de artigos por etapa.

A partir da aplicação dos termos de busca, foram obtidos 1.863 artigos da base de dados da web of Science e 672 artigos da Scopus, totalizando 2.535, após a retirada de 20 artigos duplicados com auxílio da ferramenta *Science Mapping*, a quantidade resultante foi de 2.515 artigos, que ao fim da aplicação dos critérios de exclusão, inclusão e leitura dos títulos e resumos constituíram o portfólio final de 100 artigos.

Resultados e Discussão

Essa seção é estruturada pelo resultado e discussões da revisão sistemática da literatura, decorridos em dois subseções. A subseção 3.1 apresenta os principais incentivos, políticas encontradas, além de fornecer uma visão sobre o status atual da recuperação energética de resíduos. Em seguida, a subseção 3.2 aborda as principais barreiras que envolvem a recuperação energética.

3.1. Status atual, Incentivos e Políticas Públicas

A conversão de resíduos em energia vem se destacando como alternativa ao aterro sanitário em diversos países. Na China, as medidas políticas e diretrizes sociais adotadas foram focadas para aumento da aceitação populacional e do quantitativo de unidades *Waste-to-energy* (WTE) presentes. As medidas adotadas se relacionam a separação de resíduos na fonte, incentivos financeiros ao desenvolvimento das unidades, monitoramento do funcionamento e das emissões de gases e a formulação de planos de curto, médio e longo prazo para expansão das unidades (Gu; Liu; Wang, 2021; Lu et al., 2023). Enquanto, as medidas adotadas no Japão para expansão incluem também o estabelecimento de metas para neutralidade de emissões, reformas regulatórias, isenções fiscais e incentivo a compra de energia por fontes renováveis (Herrador et al., 2022).

Nos Estados Unidos, o incentivo primário para estabelecimento da WTE teve início com a lei da política regulatória de serviços públicos de 1978, a qual trata da obrigação por parte das concessionárias da compra de energia de pequenas unidades de fontes renováveis. O governo também estabeleceu a meta para expansão da utilização de energia por fontes renováveis de 12,6% para 25% até 2025, com a injeção de subsídios e créditos às unidades (Mukherjee et al., 2020). Países como Índia e membros da união Europeia também apresentam diversas ações a disseminação do conhecimento populacional a respeito da recuperação energética e fornecem regulamentações e incentivos ao seu desenvolvimento (Bhatia et al., 2020; Wienchol; Szlęk; Ditaranto, 2020).

No Brasil, a promulgação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), Lei Federal 12.305 de 2010, apresenta um avanço importante para a gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos. Essa lei estabelece normas, princípios, objetivos e instrumentos relativos à gestão integrada e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Ainda de acordo com a lei, o modelo atual de gestão de resíduos segue o princípio da hierarquização da gestão dos resíduos, iniciando-se pela não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

De fato, a materialização do estabelecido pela PNRS ocorre através do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES), o qual fornece meios para alcance dos objetivos propostos pela política. Cabe salientar que o aumento da recuperação e aproveitamento energético de resíduos está integrado às metas estabelecidas no PLANARES. Além disso, o mesmo contempla ainda o desenvolvimento de unidades térmicas, porém com dependência de investimentos visando o alcance de metas de potência instalada em torno de 994MW até 2040, possuindo capacidade para abastecimento de 27 milhões de residências com o desvio de 30% do quantitativo de rejeitos que deveriam ser encaminhados ao aterro sanitário (BRASIL, 2022).

Em 2020 havia mais de 2.430 usinas WTE no mundo, onde a tecnologia de incineração por combustão em grelhas móveis (*Mass burning*) apresentava-se em mais de 90% dos casos (ABREN, 2020). Esta tecnologia se destaca por sua eficiência no tratamento dos resíduos, permitindo o recebimento de variadas composições, assim como a redução de sua umidade (Gu,



2019). No Brasil, a utilização deste tipo de usina em regiões com mais de 1 milhão de habitantes teria potencial para reduzir 51 milhões CO₂ eq.t⁻¹. ano⁻¹ e recuperar 800.000 t.ano⁻¹ de metais (ABREN, 2022). Ainda, segundo Aracil et al. (2018), a substituição do sistema de manejo baseado na disposição em aterro por unidades WTE poderia resultar em redução de impactos climáticos e emissões com carga poluidora de 454 kg CO₂ eq.t⁻¹. ano⁻¹.

Com intuito de promover o desenvolvimento da recuperação energética de RSU dentre as medidas mais recentes estão a Portaria Interministerial n° 274 de 2019, que disciplina e condiciona a operação em usinas nomeadas como usinas de recuperação energética de resíduos sólidos urbanos (URE) e, a norma brasileira regulamentadora (NBR) 16.849 de 2020, que estabelece a elegibilidade e preparo dos resíduos sólidos urbanos para fins energéticos (RSUE), disponibilizados a partir das unidades de preparo. Por conseguinte, a Portaria MME n° 435/2020 passa a incluir a recuperação energética de resíduos em leilões de compra de energia no período de 2021 a 2023, provenientes de novos empreendimentos, permitindo a reserva de sua capacidade. Essas novas medidas representam importantes avanços e proporcionam maior foco a outros tipos de destinações propondo alternativas ao aterro sanitário e empregando maior confiabilidade na viabilidade de projetos em suas fases iniciais.

Os leilões de energia atribuídos para geração proveniente de novos empreendimentos, contribuem para tornar as fontes alternativas atrativas, fornecendo segurança aos investidores e competitividade a nível de mercado, possibilitando o estabelecimento de contratos a longo prazo e obtenção de energia em atendimento à crescente demanda (Tomasquim et al., 2021). No entanto, é importante fornecer as tecnologias menos maduras instrumentos que possibilitem atrair mais atenção dos investidores, considerando seus elevados custos em comparação a fontes que já possuem alta potência instalada (Del Rio; Kiefer, 2022).

Destacando também a instituição da lei 14.300/2022 do marco legal da microgeração e minigeração distribuída, o qual estabelece como minigeração distribuída a central distribuidora que possui potência instalada para fontes despacháveis e não despacháveis, contemplando as UREs. Não obstante, a lei altera o antigo modelo de compensação baseado na creditação de 100% da energia injetada na rede, cuja transição será realizada a cobrança tarifária dos custos de operação e manutenção do serviço de distribuição, propondo compensações parciais a partir de 2023, conforme Tabela 3. O principal objetivo da nova lei é reduzir os aumentos tarifários repassados aos consumidores que ocorreriam na tentativa de evitar a falência das concessionárias se o sistema de compensação fosse mantido com o aumento da potência instalada, resultando na chamada espiral da morte, que será abordado na próxima seção (Costa et al. 2022).

Tabela 3: Cobrança tarifárias devidas ao serviço de distribuição de energia (em %)

2023	2024	2025	2026	2027	2028
15%	30%	45%	60%	75%	90%

Segundo Iglesias e Vilaça (2022), dentre as fontes que se enquadram na geração distribuída instaladas há dominância de 99,9% por fotovoltaicas, o que representa uma lacuna no desenvolvimento das demais fontes e necessidade de investimentos. Dos 9.810 GWh gerados em 2020 por fontes de MMGD, 9.019 GWh é contabilizado a fotovoltaica (EPE, 2022). No estado do Espírito Santo, com a proposta de incentivar fontes renováveis e diversificar sua matriz elétrica, o estado promoveu o lançamento de um caderno de ações nomeado como rotas estratégicas para o futuro da indústria, correspondendo a aplicações de ações de curto, médio e longo prazo até 2035 (SENAI, 2022).

Para a MMGD as ações propostas voltadas ao mercado têm objetivo de aperfeiçoar a geração de energia e torná-la mais atrativa para investidores, dentre as ações constam estímulos a programas para instalação de geração distribuída, implementação de instrumentos econômicos previstos pela PNRS com foco do desenvolvimento da recuperação energética, mapeamento das linhas de créditos exclusivas a geração distribuída e estímulos a implementação de plantas pilotos com baixa emissão. Enquanto, na orientação a novas políticas as ações se voltam a ampliação de linhas de financiamento com facilitação de garantias, ampliação de programas de financiamentos geração distribuída, estímulos à criação de planos municipais para redução das emissões incluindo o aproveitamento do potencial energético dos resíduos sólidos, dentre outras (SENAI, 2022).

Segundo Gu, Liu e Wang (2021), a aplicação de políticas e incentivos à recuperação energética fornecem orientação para o desenvolvimento sustentável das usinas e melhorias na gestão sustentável dos resíduos, trazendo benefícios também à população com a criação de empregos, redução de impactos ao meio ambiente e a saúde populacional. Para Batista et al. (2021), desconsiderar os aspectos financeiros, sociais e institucionais das regiões fada as usinas a sua inviabilidade, sendo orientada a criação de medidas regionais específicas para que seus efeitos alcancem o campo da inovação com estímulos ao desenvolvimento de novas tecnologias.

3.2 Entraves e limitações para o aproveitamento energética de Resíduos Sólidos Urbanos

Para De Oliveira e Carneiro (2020), as dificuldades inerentes a políticas que integram a recuperação energética demonstram-se com maior ocorrência na fase de implementação, dada as adequações necessárias para alcance dos objetivos do que se propôs a concretizar. Nos países em que a priori das políticas são direcionadas a gestão ambientalmente correta de resíduos e recuperação energética, se concentram em estímulos que evitem o gerenciamento incorreto do RSU por meio de fiscalizações, incentivos e programas educacionais (Lin et al., 2022; Zhu et al., 2020; Mukherjee et al., 2020; Castillo-Giménez; Montañés; Picazo-Tadeo, 2019). O estabelecimento destas estratégias quando consolidadas de forma adequada permitem a redução de custos com sistema de gestão e manejo de resíduos propiciando, também, a redução de emissão de gases de efeito estufa e redução de disposição em aterro sanitário, sendo esta meta de diversos países para estabelecimento da economia circular (He; Lin, 2019; Silva; Copanema, 2019).



A proposta de diversificação da matriz elétrica brasileira iniciou-se com os estímulos através da criação do Programa de Incentivo às Fontes Alternativas de Energia Elétrica (PROINFA), elaborado através da Lei 10.438 de 2002, com objetivo de aumentar a participação de produtores autônomos no Sistema Interligado Nacional (BRASIL, 2002). No entanto, devido ao aumento da tarifação de energia para o período, o setor elétrico precisou passar por reforma em 2003, provocando também mudanças na segunda fase do PROINFA, afetando o desenvolvimento de forma igualitária das opções de geração de energia de fontes renováveis, considerando a restrição da participação de novas fontes (Goldenberg, Prado, 2003, Dutra, Szklo, 2008), que pode ser entendido meramente conforme a Figura 2.

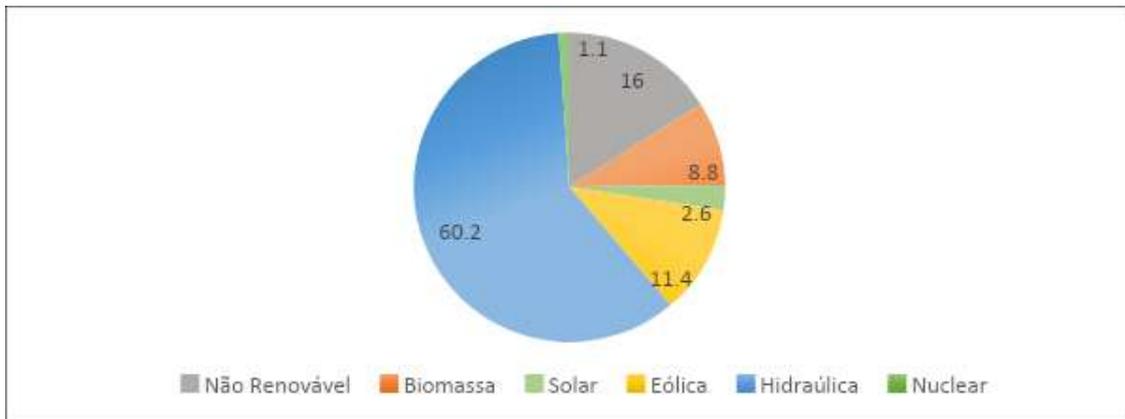


Figura 2: Participação das Fontes na Capacidade Instalada.

A Figura 2 apresenta a participação das fontes de energia na potência instalada, demonstrando que o desenvolvimento das fontes não ocorreu de forma igualitária, mesmo com os incentivos aplicados. Estas irregularidades também podem estar relacionadas com o fenômeno denominado como espiral da morte. Caracterizando-se por uma retroalimentação de ações que promovem impactos negativos ao sistema, criando um círculo vicioso, onde ocorre o aumento de forma ininterrupta de tarifas com o objetivo de salvaguardar a sustentabilidade financeira das concessionárias em decorrência do aumento da participação das fontes de geração distribuída, esquematizado na Figura 3 (COSTA et al., 2022).

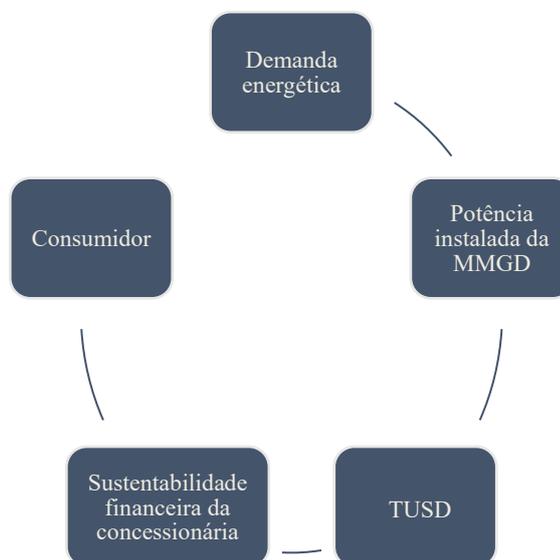


Figura 3: Representação esquemática de uma Espiral da Morte.

O círculo vicioso em que se encontra uma espiral da morte geralmente inicia-se com o aumento da demanda energética, acarretando o aparecimento de prossumidores e demais produtores, intervindo sobre o aumento da potência instalada destas instalações. Esse aumento, por sua vez, acarreta encargos na Tarifação do Uso do Sistema de Distribuição (TUSD). A dinâmica prossegue com esses encargos sendo passados às concessionárias, que encontram as opções de repassar seus déficits ao consumidor final, arcar com estas despesas e arriscar sua sustentabilidade ou realizar a taxação dos casos em que a geração é maior que o consumo. Segundo Chen (2023) as políticas destinadas à resolução deste problema devem promover um imposto ajustável, de maneira a acompanhar a geração de energia e as despesas consequentes disto, devendo atentar-se à iminência de investimentos cruzados que resultam na prossecução da espiral.



Outro aspecto importante para recuperação energética é a qualidade do material tanto para reciclagem convencional, quanto para a recuperação energética. Os resultados de Gu, Liu e Wang. (2021) apontam para a eficiência mínima de 0,336 MWh.t⁻¹ a 0,449 MWh.t⁻¹ sem a separação de recicláveis e após a retirada de resíduos de 30%, 60% ou 90% de resíduos alimentares a eficiência alcançou 1,114 MWh.t⁻¹, com poder calorífico (PCI) de 10,496 para 14,521 MJ.kg⁻¹, usando a incineração. Padilha e Mesquita (2022) consideraram que a massa total combustível passível para incineração compõe 71,2% dos RSU, onde 6,7% decorrem de inertes, 51,4% de orgânicos, caso não ocorra a compostagem, 13% de frações rejeitadas de papel. Usando como rendimento 30%, seus resultados alcançaram a conversão de 49,9% dos resíduos em calor e 21,3% em cinzas dispostas em aterro.

Com divergentes hábitos de consumo da população, os RSU possuem diferentes características e composições que dependem das localidades. Em razão disto, os resultados obtidos com a conversão energética podem variar de acordo com a eficiência usada. Segundo Saliada e Calderon (2022), com a utilização de um incinerador convencional, a eficiência pode variar de 13,5% a 30,6%, com geração de energia de 360 kWh.t⁻¹ a 1491 kWh.t⁻¹. Considerando a variação de eficiência de 16% a 30,6%, a conversão alcançada pode ser de 373 kWh.t⁻¹ a 990 kWh.t⁻¹ com a utilização de um incinerador em grelha.

Para Padilha e Mesquita (2022), os custos elevados para rotas em que processos térmicos são aplicados, exigem algum tipo de complementação ou compensação, pois o Capex e Opex se tornam equivalentes ao seu potencial de geração, mesmo com alta recepção de resíduos. Caso a necessidade de incentivos não seja passível de ser suprida, o consumo desta fonte acaba restrito a clientes com alto poder de pagamento em razão de suas taxas.

Os custos de capex e opex podem ainda variar em razão da escala de processamento da tecnologia escolhida, eficiência, tratamentos, distribuição da energia e aditivos com o monitoramento de gases, sendo necessária sua avaliação (Jucá et al., 2014; EPE, 2018). Se tratando do aterramento de resíduos, os custos totais para um aterro de grande porte com capacidade para recebimento de 2.000 t⁻¹.dia⁻¹ de resíduos considerando as etapas de pré-implantação, implantação e operação, são da ordem de R\$ 483 milhões. Já para aterros de médio porte com capacidade de 800 t⁻¹.dia⁻¹ esses valores ficam em torno de R\$ 206 milhões, quando comparados a UREs de incineração. Assim, os custos totais de investimentos e operação podem chegar a R\$ 473 milhões para usinas com capacidade de 650 t⁻¹.dia⁻¹ e R\$ 740 milhões para UREs para processamento de 1.300 t⁻¹.dia⁻¹ (Jucá et al., 2014; ABETRE; FGV, 2009).

Em suma, a transição para práticas sustentáveis de gestão de resíduos e recuperação energética requer abordagens integradas, considerando aspectos ambientais, econômicos e sociais. A eficácia dessas práticas dependerá da implementação efetiva de políticas, investimentos em tecnologias avançadas e o engajamento contínuo de diversos setores da sociedade.

De fato, o impulsionamento de medidas que aumentem a disponibilidade de resíduos para a reciclagem, também é de interesse da recuperação energética, considerando em termos de qualidade do material rejeitado da triagem. Deste fato, a implementação adequada poderia garantir reduções nos custos de operação com etapas de pré-tratamento, sendo importante também garantir à população conhecimento sobre sua valoração como fonte de energia e novas oportunidades de emprego (Malav et al., 2020). Com isso, as vantagens com a recuperação energética não se restringem apenas a utilização como alternativa à disposição em aterro. Os custos evitados com investimento em Usinas de recuperação energética (URE) podem chegar a 487 R\$/MWh (ABREN, 2022).

Considerações Finais

A revisão realizada possibilitou a identificação dos principais obstáculos ligados à recuperação energética de resíduos, bem como a proposição de soluções para as questões levantadas. As políticas de incentivo, quando direcionadas às unidades ainda em fase de desenvolvimento, desempenharam um papel crucial no estabelecimento dessas instalações, oferecendo meios para sua consolidação e permitindo sua competição com outras fontes de geração de energia. Como resposta às questões levantadas, tem-se:

- Dentre as principais políticas identificadas ao longo da revisão que podem ser integradas ao desenvolvimento da recuperação energética, destacam-se, políticas de cunho educacional, visando a disseminação de informações para aceitação pública, reforma regulatória propondo a implementação de incentivos financeiros, isenções fiscais acompanhadas ao status de desenvolvimento destas usinas e incentivos a compra de energia oriunda desta fonte.

- No campo das barreiras, os entraves identificados se associam ao tempo de retorno financeiro que as usinas enfrentam devido aos altos custos de capex e opex, além da diversificação dos resíduos gerados que podem variar de acordo com a região de análise. Outras questões relacionam-se à ausência de disseminação de informações, além das incertezas regulatórias que acompanham o desenvolvimento das usinas.

- O principal obstáculo oriundo da lei 14.300, refere-se a não observância da potência instalada das fontes renováveis, dificultando o desenvolvimento das mesmas. Realizar a taxação sem considerar seu status de desenvolvimento, inibe o crescimento de novas fontes e, por consequência, reduz sua competitividade de mercado, fortalecendo fontes que obtêm investimentos cruzados.

Assim, como indicam Octavianthy et al., (2022) torna-se imprescindível uma análise abrangente que contemple estudos relacionados à futura redução ou estabilização dos custos associados a essas usinas, considerando as novas tarifas. No entanto, Song et al., (2023) afirmam que é necessário considerar a opinião pública, realizando pesquisas que proporcionem a identificação das relações causais entre as ações dos entes interessados e seus impactos para aceite e desenvolvimento dos projetos. Além desses destaques, outro ponto também se concentra na identificação das principais ameaças oriundas da instalação de projetos WTE. A definição desses problemas segundo Caferra, D' Adamos, Morone (2023) pode influir sobre



o aumento do apoio público. Este trabalho se concentrou no levantamento de entraves relacionados à recuperação energética, se mantendo como uma revisão.

Portanto, considerando a limitação deste trabalho, é sugerido que estudos futuros avaliem o efeito que o fenômeno espiral da morte pode acarretar sobre a viabilidade financeira a longo prazo dessas usinas, bem como indicações de possíveis soluções para a problemática.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Universidade Federal do Espírito Santo e a Fundação Espírito Santense de Tecnologia pelo apoio durante a realização deste estudo.

Referências Bibliográficas

ABREN - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS. **Plano institucional**. 2020. Disponível em: <<https://abren.org.br/wp-content/uploads/2020/06/Plano-Institucional-ABREN-2020-mai2020.pdf>>. Acesso em: 12 dez. 2023.

ABREN - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE RECUPERAÇÃO ENERGÉTICA DE RESÍDUOS. **Benefícios Socioambientais Das Usinas De Recuperação Energética de Resíduos: Contribuição À CONSULTA PÚBLICA MME Nº 118/2022**. Disponível em: <<https://abren.org.br/?s=beneficios+socioambientais>>. Acesso em: 15 dez. 2023.

ABETRE - Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos e Efluentes, FGV-Fundação Getúlio Vargas. **Estudo sobre os Aspectos Econômicos e Financeiros da Implantação e Operação de Aterros Sanitários 2009**.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Norma Brasileira nº NBR 16.849, de 10 de fevereiro de 2020. Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos - Requisitos. Disponível em: <<https://www.normas.com.br/visualizar/abnt-nbr-nm/12164/nbr16849-residuos-solidos-urbanos-para-fins-energeticos-requisitos>>. Acesso em: 04 jan. 2023.

ALZATE, Santiago; RESTREPO-CUESTAS, Bonie; JARAMILLO-DUQUE, Álvaro. Municipal solid waste as a source of electric power generation in Colombia: A techno-economic evaluation under different scenarios. **Resources**, v. 8, n. 1, p. 51, 2019.

AJZEN, I. The theory of planned behavior. **Organizational behavior and human decision processes**, v. 50, n. 2, p. 179-211, 1991.

ARACIL, J.; GORDILLO, F. **Dinámica de sistemas**. Madrid: Alianza editorial, 1997.

BATISTA, Marcio et al. A framework for sustainable and integrated municipal solid waste management: Barriers and critical factors to developing countries. **Journal of Cleaner Production**, v. 312, p. 127516, 2021.

BOLOY, R. A. M. et. al. Waste-to-energy technologies towards circular economy: a systematic literature review and bibliometric analysis. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 232, n. 7, p. 1-25, 2021.

BUI, T.-D. et al. Opportunities and challenges for solid waste reuse and recycling in emerging economies: A hybrid analysis. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 177, p. 105968, 2022.

BHATIA, Ravi Kant et al. Conversion of waste biomass into gaseous fuel: present status and challenges in India. **BioEnergy Research**, v. 13, p. 1046-1068, 2020.

BRASIL. Lei Nº 10.438, de 26 de abril de 2002. Dispõe sobre a expansão da oferta de energia elétrica emergencial; dá nova redação às Leis nº 9.427, de 26 de dezembro de 1996, nº 9.648, de 27 de maio de 1998, nº 3.890-A, de 25 de abril de 1961, nº 5.655, de 20 de maio de 1971, nº 5.899, de 5 de julho de 1973, nº 9.991, de 24 de julho de 2000, e dá outras providências.

BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, 03 ago. 2010.

BRASIL, Decreto Nº 11.043, de 13 de abril de 2022 – Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES). Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2022/decreto/d11043.htm>. Acesso em: 04 jan. 2023.

BRASIL. Portaria Interministerial nº 274, de 30 de abril de 2019. Disciplina a recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos referida no § 1º do art. 9º da Lei nº 12.305, de 2010 e no art. 37 do Decreto nº 7.404, de 2010. Brasília, DF, 02 maio 2019.



BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Portaria nº 435, de 4 de dezembro de 2020. Disponível em: <https://antigo.mme.gov.br/documents/72128/975491/Portaria_n_435-2020/a6daed13-2964-533c-bb73-864908ff0188?version=1.0>. Acesso em: 04 jan. 2023.

BRASIL. Lei nº 14.300, de 6 de janeiro de 2022. Institui o marco legal da microgeração e minigeração distribuída, o Sistema de Compensação de Energia Elétrica (SCEE) e o Programa de Energia Renovável Social (PERS); altera as Leis nºs 10.848, de 15 de março de 2004, e 9.427, de 26 de dezembro de 1996; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 7 jan. 2022. Seção 1, p. 1. Disponível em: <<https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?jornal=515&pagina=4&data=07/01/2022>>. Acesso em: 04 jan. 2023.

CAFERRA, Rocco; D'ADAMO, Idiano; MORONE, Piergiuseppe. Wasting energy or energizing waste? The public acceptance of waste-to-energy technology. **Energy**, v. 263, p. 126123, 2023.

CASTILLO-GIMÉNEZ, J.; MONTAÑÉS, A.; PICAZO-TADEO, A. J. Performance and convergence in municipal waste treatment in the European Union. **Waste Management**, v. 85, p. 222-231, 2019.

COSTA, I. M.; DIAS, M. Ferreira. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. **Energy Reports**, v. 6, p. 878-884, 2020.

COSTA, V. B.F. et al. Socioeconomic and environmental consequences of a new law for regulating distributed generation in Brazil: A holistic assessment. **Energy Policy**, v. 169, p. 113176, 2022.

CUDJOE, D.; HAN, M. Economic and environmental assessment of landfill gas electricity generation in urban districts of Beijing municipality. **Sustainable Production and Consumption**, v. 23, p. 128-137, 2020.

CHAVES, G. L. D.; SIMAN, R. B.; CHANG, Ni-Bin. Policy analysis for sustainable refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 294, p. 126344, 2021.

CHEN, Yihsu; TANAKA, Makoto; TAKASHIMA, Ryuta. Death spiral, transmission charges, and prosumers in the electricity market. **Applied Energy**, v. 332, p. 120488, 2023.

D'AMATO, A. et al. Illegal waste disposal: Enforcement actions and decentralized environmental policy. **Socio-economic planning sciences**, v. 64, p. 56-65, 2018.

DE OLIVEIRA, L. M. F. CARNEIRO, R. Políticas públicas e geração de energia através da biomassa dos resíduos sólidos no Brasil. **Energia na Agricultura**, v. 35, n. 3, p. 370-387, 2020.

DEL RIO, P. KIEFER, C.P. Which policy instruments promote innovation in renewable electricity technologies? A critical review of the literature with a focus on auctions. **Energy Research & Social Science**, v. 89, p. 102501, 2022.

DUTRA, R. M.; SZKLO, A. S. Incentive policies for promoting wind power production in Brazil: Scenarios for the Alternative Energy Sources Incentive Program (PROINFA) under the New Brazilian electric power sector regulation. **Renewable Energy**, v. 33, n. 1, p. 65-76, 2008.

EPE. Estudo sobre a Economicidade do Aproveitamento dos Resíduos Sólidos Urbanos em Aterro para Produção de Biometano. Política Agrícola 2018. Disponível em <<https://www.epe.gov.br/pt/imprensa/noticias/estudo-sobre-a-economicidade-do-aproveitamento-dos-residuos-solidos-urbanos-em-aterro-para-producao-de-biometano>>. Acesso em: 10 nov. 2023

EPE - Empresa de Pesquisa Energética. **Balanco Energético Nacional (BEN) 2022**: Ano base 2021. Disponível em: <<https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/balanco-energetico-nacional-2022>>. Acesso em: 10 nov. 2023.

FEDOTKINA, O.; GORBASHKO, E.; VATOLKINA, N. Circular economy in Russia: Drivers and barriers for waste management development. **Sustainability**, v. 11, n. 20, p. 5837, 2019.

FERNANDO, R. L. S. Gestão de resíduos sólidos de governos locais na província ocidental do Sri Lanka: uma análise de implementação. **Gestão de Resíduos**, v. 84, p. 194-203, 2019.



- GOLDENBERG, J.; PRADO, L. T. S. Reforma e crise do setor elétrico no período FHC. **Tempo social**, v. 15, p. 219-235, 2003.
- GU, Tianbao et al. Municipal solid waste incineration in a packed bed: A comprehensive modeling study with experimental validation. **Applied Energy**, v. 247, p. 127-139, 2019.
- GU, W.; LIU, D.; WANG, C. Energy recovery potential from incineration using municipal solid waste based on multi-scenario analysis in Beijing. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 21, p. 27119-27131, 2021.
- HE, Jiaxin; LIN, Boqiang. Assessment of waste incineration power with considerations of subsidies and emissions in China. **Energy Policy**, v. 126, p. 190-199, 2019.
- HERRADOR, M. et al. Circular economy and zero-carbon strategies between Japan and South Korea: A comparative study. **Science of The Total Environment**, v. 820, p. 153274, 2022.
- HINA, M. et. al. Drivers and barriers of circular economy business models: Where we are now, and where we are heading. **Journal of Cleaner Production**, v. 333, p. 130049, 2022.
- HU, J.; Chen, H. Z. P.; Guo, P. Optimal subsidy level for waste-to-energy investment considering flexibility and uncertainty. **Energy Economics**, v. 108, p. 105894, 2022.
- IGLESIAS, C.; VILAÇA, P. On the regulation of solar distributed generation in Brazil: A look at both sides. **Energy Policy**, v. 167, p. 113091, 2022.
- JUCÁ, F. J. et al. Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. **UFPE**, 2014.
- KAZA, S. et. al. What a waste 2.0: a global snapshot of solid waste management to 2050. **World Bank Publications**, 2018.
- KRAUS, S.; BREIER, M.; DASÍ-RODRÍGUEZ, S. The art of crafting a systematic literature review in entrepreneurship research. **International Entrepreneurship and Management Journal**, v. 16, n. 3, p. 1023-1042, 2020.
- LIN, Y. et al. Quantification of waste heat potential in China: A top-down Societal Waste Heat Accounting Model. **Energy**, v. 261, p. 125194, 2022.
- LU, J. et al. Constraints affecting the promotion of waste incineration power generation project in China: A perspective of improved technology acceptance model. **Technological Forecasting and Social Change**, v. 186, p. 122165, 2023.
- MALAV, L. C. et al. A review on municipal solid waste as a renewable source for waste-to-energy project in India: Current practices, challenges, and future opportunities. **Journal of Cleaner Production**, v. 277, p. 123227, 2020.
- MARIA, C.; GÓIS, J.; LEITÃO, A. Challenges and perspectives of greenhouse gases emissions from municipal solid waste management in Angola. **Energy Reports**, v. 6, p. 364-369, 2020.
- MUKHERJEE, C. et al. A review on municipal solid waste-to-energy trends in the USA. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 119, p. 109512, 2020.
- OCTAVIANTHY, D. et al. Multi-period Enviro-Economic Optimization of Municipal Solid Waste to Electricity. **Waste and Biomass Valorization**, p. 1-16, 2022.
- PADILHA, J. L.; MESQUITA, A. L. A. Waste-to-energy effect in municipal solid waste treatment for small cities in Brazil. **Energy Conversion and Management**, v. 265, p. 115743, 2022.
- PESSIN, Vilker Zucolotto; YAMANE, Luciana Harue; SIMAN, Renato Ribeiro. Smart bibliometrics: an integrated method of science mapping and bibliometric analysis. **Scientometrics**, v. 127, n. 6, p. 3695-3718, 2022.
- PINHA, A. C. H.; SAGAWA, J. K. A system dynamic modelling approach for municipal solid waste management and financial analysis. **Journal of Cleaner Production**, p. 122350, 2020.
- SENAI - Serviço Nacional de Aprendizagem Industrial. **Rotas estratégicas para o futuro da indústria do Espírito Santo Energia 2035**. Vitória 2022.



SILVA, M.P.V; COPANEMA, L.X.L. Políticas públicas na gestão de resíduos sólidos: experiências comparadas e desafios para o Brasil. **BNDES Set.**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 50, p. 153-200, set. 2019.

SONG, Lingchuan et al. From “not in my backyard” to “please in my backyard”: Transforming the local responses toward a waste-to-energy incineration project in China. **Sustainable Production and Consumption**, 2023.

TALWAR, S. et. al. A Big Data in operations and supply chain management: a systematic literature review and future research agenda. **International Journal of Production Research**, v. 59, n. 11, p. 3509-3534, 2021.

TIAN, J. et. al. Can policy implementation increase public waste sorting behavior? The comparison between regions with and without waste sorting policy implementation in China. **Journal of Cleaner Production**, p. 132401, 2022.

TOLMASQUIM, Maurício T. et al. Electricity market design and renewable energy auctions: The case of Brazil. **Energy Policy**, v. 158, p. 112558, 2021.

TRANG, P. T. T. et al. The effects of socio-economic factors on household solid waste generation and composition: a case study in Thu Dau Mot, Vietnam. **Energy Procedia**, v. 107, p. 253-258, 2017.

WIENCHOL, P.; SZŁĘK, A.; DITARANTO, M. Waste-to-energy technology integrated with carbon capture—Challenges and opportunities. **Energy**, v. 198, p. 117352, 2020.

XIAO, S. et. al. Impactos da política na gestão de resíduos sólidos urbanos em Xangai: uma análise do modelo de dinâmica do sistema. **Journal of Cleaner Production**, v. 262, p. 121366, 2020.

ZHU, D. et al. Analysis of the robustness of energy supply in Japan: Role of renewable energy. **Energy Reports**, v. 6, p. 378-391, 2020.



ESTABILIZAÇÃO DE SOLOS SILTOSOS COM O USO DE ESCÓRIA DE ACIARIA PARA PAVIMENTAÇÃO

1Gabriel Orquizas Mattiello Pedroso, 2Pedro Luís da Costa Junior, 3Daniel Parreira Santana Freitas, 4 Mariana Ferreira Benessiuti Motta

1 UNESP - FEG, e-mail: gabriel.pedroso@unesp.br; 2 UNESP - FEG, e-mail: pedro.jr@unesp.br; 3 UNESP - FEG, e-mail: daniel.parreira@unesp.br; 4 UNESP - FEG, e-mail: mariana.motta@unesp.br

Palavras-chave: Escória de aciaria; estabilização de solos; pavimentação

Resumo

Na construção civil, atualmente, medidas como reciclagem, reaproveitamento e reutilização são essenciais nas práticas da profissão. Sendo assim, no ramo da pavimentação existem diversos estudos para utilizar materiais não convencionais, como os resíduos. A escória de aciaria (EA) é um resíduo proveniente do processo de refino para a produção do aço. Em geral, devido a sua inutilização após a produção do aço, a EA é descartada em aterros causando assim um processo contínuo de degradação ambiental. Desta forma, este trabalho tem como objetivo avaliar a viabilidade de utilizar a EA na estabilização de dois solos siltosos, com baixa capacidade suporte e alta deformabilidade, provenientes da região do Vale do Paraíba. Para isso, foram realizadas as caracterizações geotécnicas dos solos, ensaios de compactação e avaliação mecânica das misturas de solo e EA. Os ensaios executados na caracterização geotécnica foram os de granulometria, peso específico dos grãos, limites de Atterberg, curva de compactação e classificação MCT, e os ensaios mecânicos efetuados foram o Índice Suporte California e o Módulo de Resiliência. A escória de aciaria foi incorporada aos solos em diferentes teores de 0%, 2,5%, 5% e 7,5% representantes da massa total de escória mais solo. Os resultados mostraram que a presença da EA no solo aumentou a massa específica seca máxima e há uma tendência não clara para a diminuição do teor ótimo de umidade dos solos estudados. Além disso, observou-se uma melhora no comportamento mecânico das misturas, onde o ISC aumentou, a expansão diminuiu e o módulo de resiliência aumentou com a adição da escória. Assim, a melhora no comportamento físico e mecânico das misturas de solo + escória de aciaria evidenciam a viabilidade de sua utilização em obras de pavimentação, o que traz benefícios, devido ser um material de baixo custo e seu reaproveitamento reduz os impactos ambientais no meio físico.

Introdução

O Brasil é o décimo segundo maior exportador de produtos siderúrgicos do mundo. Entretanto, a indústria siderúrgica requer uma grande quantidade de matérias-primas e energia. Essa indústria, em seu processo de produção do aço gera uma grande quantidade de resíduos (IAB, 2021). A escória de aciaria (EA) é um resíduo proveniente do processo de refino para a produção de aço de alta resistência. Em geral, a EA é descartada em aterros devido à sua inutilização após a produção do aço. Portanto, são necessárias grandes áreas para a sua disposição, assim, causam um processo contínuo de degradação ambiental (Nicolau et al, 2001). Uma grande alternativa para a utilização desses resíduos é a substituição de agregados naturais e a estabilização de solos utilizados na construção civil.

A região do Vale do Paraíba -SP é caracterizada pela predominância de xistos, micaxistos e filitos, tendo também gnaisses em locais mais restritos. Os solos de micaxistos e de gnaisses, não apresentam facilidade de compactação, como também são pobres como subleito e camadas de pavimento, uma vez que dispõem de baixa capacidade de suporte e alta expansão (Ramos, 2020). Portanto, é comum adotar alternativas para estabilizar os solos da região, para assim, este apresentar características adequadas para utilização.

Uma alternativa viável para estabilização de solos é a utilização da EA. Uma das formas de sua aplicação é como substituição de agregados naturais com uma granulometria similar. Entretanto, Montenegro et al. (2013) mostrou que o material apresenta baixa reatividade como ligante, o que pode ser um indicativo para a melhoria de solos de baixa capacidade de suporte. Os estudos de Kawahashi et al, (2010) e Brand et al (2020) avaliaram as características geotécnicas e mecânicas de diferentes solos estabilizados com EA. Complementarmente, as pesquisas de Tran et. al, (2010) e Lopes et al (2021) avaliaram solos com comportamento tropical estabilizados com EA. Os estudos citados mostraram que a inserção da EA promove um ganho nas propriedades físicas e mecânicas do solo estabilizado, apresentando um ganho em deformabilidade e resistência.

Contudo os estudos utilizando EA na estabilização de solos é recente e escasso. Portanto, ainda há lacunas no conhecimento deste material, especialmente quanto ao seu comportamento mecânico em ensaios específicos para pavimentação (Módulo Resiliente e Índice de Suporte California) e para diferentes tipos de solo. Desse modo, este estudo tem por objetivo avaliar as características mecânicas e físicas de três diferentes teores de EA, considerando dois solos siltosos (saprolítico) com baixa capacidade de suporte característico da região do Vale do Paraíba - SP.

Material e Métodos

Materiais

Neste trabalho foram utilizadas duas amostras de solos siltosos coletados em uma jazida de empréstimo localizada na Estrada do Jericó, no município de Cunha – SP. Ambas são amostras deformadas de solos residuais superficiais, sendo que uma



possui coloração amarela e a outra, avermelhada. As amostras foram levadas ao laboratório de mecânica dos solos da UNESP – FEG, onde foram preparadas (secagem, destorroamento, quarteamento, pesagem e peneiramento) para ensaios de caracterização geotécnica, conforme a NBR 6457 (ABNT, 2016a).

A caracterização geotécnica das amostras de solos foi realizada conforme os seguintes ensaios: i) Análise granulométrica conjunta, de acordo com a NBR 7181 (ABNT, 2016b); ii) Limite de liquidez, segundo a NBR 6459 (ABNT, 2016c) e Limite de plasticidade, segundo a NBR 7180 (ABNT, 2016d); iii) Massa específica dos grãos do solo, segundo a NBR 6458 (ABNT, 2016e); iv) Classificação MCT, conforme a DNIT ME 258 (DNIT, 2023).

A amostra de escória de aciaria elétrica foi obtida em um aterro especializado localizado na cidade de Taubaté – SP, que recebe o material produzido pela Gerdau Pindamonhangaba – SP, destinando-o ao descarte. Após a coleta, o material apresentava uma granulometria grossa com diâmetro aproximado de 19 mm. Para a preparação do material, este foi moído em um britador de mandíbula para a redução da granulometria em partículas de menores diâmetros. Com isso, o material aumentou sua superfície específica e apresentou granulometria ideal para sua utilização na estabilização de solos. A caracterização física da escória de aciaria foi realizada pela distribuição granulométrica do material após sua preparação.

Ressalta-se que tanto a escória de aciaria como os dois solos foram preparados, conforme a NBR 6547 (ABNT, 2016a), antes de seu uso nos ensaios explicados a seguir. Assim, ambos os materiais foram passados na peneira 4,75 mm (#4).

Métodos

Os dois tipos de solos utilizados nesse estudo foram identificados como Solo 1 e Solo 2. Para cada um dos solos, foram estudadas quatro misturas de escória de aciaria mais solo nas seguintes proporções: (I) 97,5% solo e 2,5% EA; (II) 95% de solo e 5% EA; (III) 92,5% solo e 7,5% EA; e (IV) formada de 100% de solo. Os teores foram calculados em relação a massa seca das misturas. Essa proporção foi escolhida por abranger os valores de dosagem recomendados pela NBR 12253 (ABNT, 1992).

Para cada uma das misturas contendo diferentes teores de EA foi realizado o ensaio de compactação. Em seguida, com os dados obtidos foi possível elaborar as curvas de compactação para o solo natural e as diferentes misturas de EA, e assim, verificar a influência da EA na umidade ótima e na massa específica máxima do solo.

Os ensaios de compactação foram realizados de acordo com as instruções da norma técnica NBR 7182 (ABNT, 2016f). Utilizou-se energia de compactação normal conforme a recomendação do DNIT para camadas de subleito de pavimentos flexíveis, ou seja, utilizou-se o soquete de 2,5kg, com altura de queda de 30,5 cm, em 3 camadas de 25 golpes cada no cilindro pequeno (1000 cm³ de volume). Para um ajuste preciso da curva de compactação, foram obtidos ao mínimo 6 pontos em diferentes umidades.

A avaliação dos parâmetros mecânicos de cada mistura será realizada a partir da determinação do Índice de Suporte Califórnia (ISC) e do Módulo de Resiliência (MR), onde para cada teor de EA foram preparadas três réplicas de CPs, e serão apresentados os valores médios entre elas. Os corpos-de-prova para as avaliações mecânicas foram moldados na energia normal, conforme recomendação do DNIT para materiais de subleito, e somente na umidade ótima, a qual foi obtida anteriormente na curva de compactação. Foi feita a verificação do teor de umidade e massa específica seca de moldagem do corpo-de-prova, utilizando o critério de aceitação de grau de compactação $\geq 100\%$ e desvio de umidade $\leq 2\%$.

O ensaio de ISC foi realizado segundo a norma técnica DNIT-ME 172 (DNIT, 2016). Para a determinação do ISC e consequentemente da expansão, o material é compactado dentro de um cilindro metálico de dimensões (15,24 cm \pm 0,05 cm de diâmetro interno e 17,78cm \pm 0,02 cm de altura). A fim de verificar a perda de resistência do material quando em contato com a água, os ensaios foram realizados na condição inundada. Na condição imerso em água, foram medidas as variações volumétricas do material durante 4 dias, para, posteriormente, calcular a sua expansão (%). Após a imersão, o cilindro é levado à ruptura na prensa para a determinação do ISC.

O MR é um parâmetro que relaciona à capacidade de deformação elástica do material em função do nível de tensões sob carregamento cíclico (Bernucci et al. 2022). Assim, ensaios de MR para solos são realizados em câmara triaxial de carregamento cíclico com frequência de 1 um ciclo por segundo, conforme a norma técnica DNIT 134 (2018). O MR é um dos principais parâmetros de entrada em uma análise mecanística quando deseja-se projetar um pavimento. Para a realização dos ensaios, os corpos de prova foram moldados com diâmetro de 100 mm e altura de 200 mm. Após a moldagem, foram submetidos a dezoito pares de tensões, seguindo as recomendações da DNIT 134 (2018).

Resultados e Discussão

Caracterização geotécnica e curvas de compactação

As curvas granulométricas dos dois solos e da escória de aciaria são apresentadas na Figura 1. A Tabela 1 apresenta a caracterização geotécnica dos solos utilizados nesse estudo.

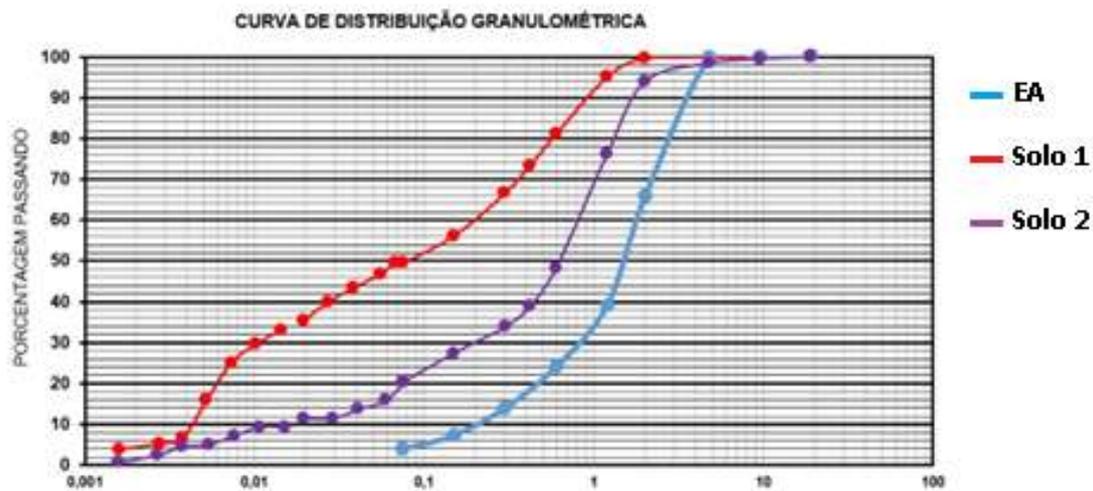


Figura 6: Curva de distribuição granulométrica.

Tabela 4: Caracterização geotécnica dos solos

Parâmetro	Solo 1	Solo 2
LL	40,5%	29,8%
LP	Não plástico	Não plástico
IP	-	-
Gs	2,64	2,65
MCT	NS	NS
Pedregulho	0,4%	6,2%
Areia grossa	4,1%	45,0%
Areia média	24,1%	10,4%
Areia fina	25,6%	23,0%
Silte	41,4%	14,6%
Argila	4,4%	0,8%

Observa-se que ambos os solos são siltosos e classificados como silte não laterítico (NS') pela classificação MCT, entretanto o solo 1 possui uma menor quantidade de argila, conseqüentemente, uma maior porcentagem na faixa de areia do que o solo 2. Logo, o solo 1 é classificado como silte arenoso e o solo 2 como areia siltosa pela NBR 7181 (ABNT, 2016b). Verifica-se também que os solos não apresentam plasticidade. Essa caracterização geotécnica nos mostrou que são solos residuais gnaises bem característicos dessa região do Vale do Paraíba, e que apresentam como características a dificuldade de compactação e a baixa capacidade de suporte como camada de pavimento (Kawahashi et al. 2010).

A Figura 2 apresenta as curvas de compactação para as misturas de solo + escória e solo natural para os dois diferentes solos estudados obtidas pelo ensaio de compactação na energia normal. A Tabela 2 apresenta um resumo das massas específicas seca máximas (γ_d) e teor de umidade ótimo (w_{ot}) das curvas de compactação.

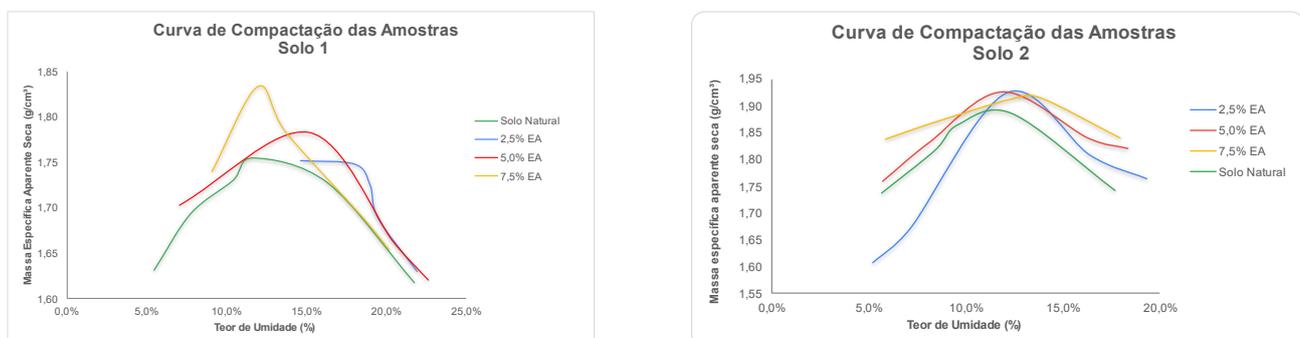


Figura 7: Curva de compactação: (a) Solo 1; (b) Solo 2.



Tabela 5: Teores ótimos de umidade e massa específica seca máxima para cada mistura

Tipo da mistura	w_{ot} (%)	γ_d (g/cm ³)
Solo 1 0% EA	13,23	1,75
Solo 1 2,5% EA	16,23	1,75
Solo 1 5,0 % EA	13,29	1,78
Solo 1 7,5% EA	13,06	1,80
Solo 2 0% EA	11,83	1,87
Solo 2 2,5% EA	13,59	1,89
Solo 2 5,0 % EA	12,67	1,91
Solo 2 7,5% EA	12,14	1,91

Percebe-se que a massa específica seca máxima aumenta conforme há o aumento do teor de escória de aciaria, fato este decorrente a maior massa específica real da escória em relação a massa específica dos solos analisados. Comparando com as pesquisas realizadas por Lopes et al. (2021) e Tran et al. (2022), foram observadas as mesmas tendências deste trabalho em relação a massa específica seca máxima. Para os solos analisados, percebe-se que não há um padrão na variação da umidade ótima, no entanto, há uma tendência a diminuição da umidade com o aumento do teor de escória. Segundo Zhou et al. (2021) essa tendência pode ser justificada devido as reações químicas entre os dois materiais, o qual, devido os solos analisados serem pouco reativos estas reações podem ter sido amenizadas.

Propriedades mecânicas

Na Tabela 3 são apresentados os resumos dos resultados obtidos para valores de expansão (%) após os quatro dias de imersão em água e os valores de ISC após a submersão.

Tabela 6: ISC e expansão (%) para os diferentes teores de EA

Tipo da mistura	Expansão (%)	ISC
Solo 1 0% EA	1,50	4
Solo 1 2,5% EA	0,46	12
Solo 1 5,0 % EA	0,45	6
Solo 1 7,5% EA	0,23	4
Solo 2 0% EA	0,14	5
Solo 2 2,5% EA	0,02	15
Solo 2 5,0 % EA	0,04	10
Solo 2 7,5% EA	0,03	5

Observa-se que há uma tendência de diminuição da expansão com o aumento do teor de escória para solo 1, o qual apresenta maiores valores de expansão. Também verifica-se essa diminuição para o solo 2, entretanto o solo 2 por ser menos argiloso já apresenta baixos valores de expansão. Os estudos de Lopes et al. (2021), Ismail et al. (2019) e Parsaei et al. (2021) atribuem essa diminuição da expansão por conta das reações químicas entre os materiais, gerando uma floculação das partículas e por consequência a cimentação alterando a estrutura do material.

Para os valores de ISC, verificou-se que houve um padrão entre os solos ensaiados, onde ocorreu a triplicação do ISC do Natural para o teor de 2,5% de escória de aciária. Além disso, foi constatado que para o teor de 7,5% ambos apresentam o mesmo ISC que fora aferido para os Naturais. A Figura 3 retrata o comparativo entre o o ensaio de ISC para todos os teores para cada solo conforme mostrado na Tabela 3. Dessa forma, é possível observar que o Solo 2 possui valores maiores de ISC para todos os teores abordados.



Figura 3: Comparação do ISC do Solos.



Ao comparar com as pesquisas realizadas por Lopes et al. (2021), observa-se que o teor de escória utilizado pelos autores foi maior. Consequentemente, a tendência de aumentar o ISC com a presença da escória foi mais acentuada. Entretanto, acredita-se que, devido ao tipo de solo utilizado nessa pesquisa, não houve a formação de compostos cimentícios, como C-S-H, promovida pelo ferro presente na escória, diferentemente do que foi relatado por Lopes et al. (2021) e Ismail et al. (2019). Os autores relatam que essas reações químicas podem ocorrer caso haja um período de cura maior, visto que não foi adotado período de cura nesta pesquisa.

Figura 4 apresenta os resultados de MR das misturas avaliadas. Ressalta-se que foi utilizado o modelo linear com a tensão confinante no eixo das abscissas em escala linear para representar o MR. O modelo linear não é o que apresenta o maior R^2 , mas é o que melhor representa visualmente o efeito da adição da escória.

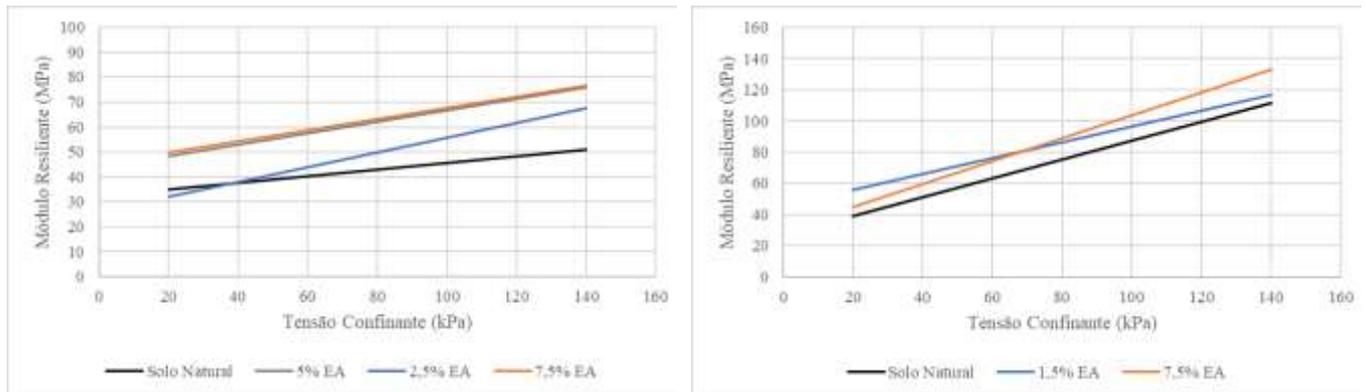


Figura 4: Resultados de MR: (a) Solo 1; (b) Solo 2.

Observa-se que, em todas as misturas, para ambos os tipos de solo, a adição da escória aumenta os valores de MR quando comparados às amostras de solo natural. Assim, a adição da escória promove uma melhora na resposta do material sob carregamento cíclico. Entretanto, verifica-se que a maior variação dos valores de MR ocorre no primeiro teor de escória, e que, à medida que o teor de escória aumenta, não há grandes ganhos nos valores de MR. Ressalta-se que o aumento no MR é de grande importância para a resposta estrutural de um pavimento. Comparando com a pesquisa realizada por Lopes et al. (2021), verifica-se que os autores também relataram um aumento do MR com a presença da escória, além de observar um ganho menos acentuado para solos mais siltosos.

Considerações finais

Em função dos solos estudados terem baixa capacidade de suporte e o problema ambiental que é o acúmulo de escória nos aterros, fez-se necessário a pesquisa realizada neste trabalho. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da escória de aciaria na estabilização de solos siltosos com a finalidade de melhorar seu comportamento físico e mecânico.

Conclui-se que a adição da escória de aciaria aumentou a massa específica seca máxima e há uma tendência não clara para a diminuição do teor ótimo de umidade dos solos estudados. Além disso, verificou-se uma melhora no comportamento mecânico das misturas, visto que o ISC aumentou, a expansão diminuiu e o MR aumentou com a presença da escória.

A melhora no comportamento físico e mecânico das misturas de solo + escória de aciaria evidencia a viabilidade de sua utilização em obras de pavimentação, o que traz benefícios, devido ser um material de baixo custo e seu reaproveitamento reduz os impactos ambientais no meio físico.

Agradecimentos

Agradecemos à Faculdade de Engenharia e Ciências de Guaratinguetá – FEG – UNESP (Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho) por conceder acesso aos laboratórios utilizados na pesquisa, e toda a equipe que colaboraram com as atividades. E agradecemos ao Instituto Mauá de Tecnologia pelo apoio e conceder acesso aos laboratórios utilizados na pesquisa.

Referências Bibliográficas

Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016a). NBR 6457. Amostras de solo-Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016b). NBR 7181. Análise granulométrica dos solos - Procedimento. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016c). NBR 6459. Determinação do Limite de Liquidez - Método de Ensaio. Rio de Janeiro.



- Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016d). NBR 7180. Solo – Determinação do Limite de Plasticidade – Método de Ensaio. Rio de Janeiro.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016e). NBR 6458. Grãos de pedregulho retidos na peneira de abertura 4,8 mm –
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (1992). NBR 12253. Solo cimento – Dosagem para emprego em camada de pavimento. Rio de Janeiro.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016f). NBR 7182. Solo–Ensaio de Compactação - Método de ensaio. Rio de Janeiro.
- Determinação da massa específica, da massa específica aparente e da absorção de água. Rio de Janeiro.
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (2023). DNIT-ME 228. Solos – Ensaio de compactação em equipamento miniatura – Método de ensaio. Brasília.
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (2016). DNIT-ME 172. Solo – Determinação do Índice de Suporte Califórnia Utilizando Amostras não Trabalhadas. Brasília.
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (2018). DNIT-ME 134. Pavimentação - Solos - Determinação do Módulo de Resiliência. Brasília.
- Nicolau, Luís et al. (2001) Caracterização de escórias com vista à sua utilização em camadas de sub-base e base de pavimentos rodoviários. Geotecnia, n. 91, p. 85-94.
- Montenegro, J.M., Celemín-Matachana, M., Cañizal, J., & Setién, J. (2013) Ladle furnace slag in the construction of embankments: Expansive behavior. Journal of Materials in Civil Engineering, 25(8), p. 972–979.
- Kawahashi, J. et al. (2010). Estabilização de solos siltosos expansivos de São Paulo com ligantes com elevado teor de escória para pavimentação. TRANSPORTES, v. 18, n. 2.
- Lopes, E. C. et al. (2021). Application of electric arc furnace slag for stabilisation of different tropical soils. International Journal of Pavement Engineering, v. 23, n.14, p. 5003-5014.
- IAB-Instituto Aço Brasil. Relatório de Sustentabilidade (2021). Disponível em:<Relatório de Sustentabilidade - 2021 (acobrasil.org.br)>. Acesso em: 09 de junho. de 2024.
- Ismail, A. I. M., Awad, S. A. & Mwafy, M. A. G. (2019). The Utilization of Electric Arc Furnace Slag in Soil Improvement. Geotechnical and Geological Engineering, 37, 401-411.
- Tran, N. Q. et al. (2022). Improved mechanical and microstructure of cement-stabilized lateritic soil using recycled materials replacement and natural rubber latex for pavement applications. Construction and Building Materials, v. 347, p. 128547.
- Zhou, M., Cheng, X., and Chen, X., (2021). Studies on the volumetric stability and mechanical properties of cement-fly-ash-stabilized steel slag. Materials, 14 (3), 1–16.



RECUPERAÇÃO DE METAIS EM APARELHOS CELULARES E O NÍVEL DE MATURIDADE TECNOLÓGICA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

1Aline Deitos, 2Roxane Oliveira, 3Regina Célia Espinosa Modolo, 4Carlos Alberto Mendes Moraes, 5Feliciane Andrade Brehm

1 Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil – PPGEC - Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), e-mail: aline.deitos@gmail.com; 2 UNISINOS, e-mail: oliveiraroxane@gmail.com; 3 UNISINOS, e-mail: reginaem@unisin.br; 4 UNISINOS, e-mail: cmoraes@unisin.br; 5 UNISINOS, e-mail: felicianeb@unisin.br

Palavras-chave: Smartphone; Nível de maturidade tecnológica; Recuperação.

Resumo

Smartphones e telefones celulares são considerados equipamentos eletroeletrônicos (EEE) cuja composição elementar envolve a presença de vários metais críticos e preciosos, sendo essenciais para a fabricação dos componentes destes produtos. Devido a isso, faz-se necessário estudos que visam a recuperação dos metais provenientes deste tipo de resíduo de equipamento eletroeletrônico (REEE). Muitos trabalhos empregam técnicas para a recuperação de metais como a hidrometalurgia e biohidrometalurgia. Através da aplicação da norma ISO 16290:2013 é possível descobrir o nível de maturidade tecnológica destes estudos, que é um índice que demonstra o nível de maturidade da nova tecnologia, auxiliando no desenvolvimento e orientação de pesquisas. Assim, o objetivo do trabalho foi fazer uma revisão sistemática de literatura visando a recuperação de metais em smartphones e telefones celulares pós consumo para verificar o nível de maturidade tecnológica destes estudos. A metodologia empregada foi a revisão sistemática de literatura através de 4 etapas, elaboração de questões de pesquisa, processo de busca, triagem e análise dos resultados. Avaliou-se 95 artigos, sendo que apenas 27 responderam à questão geral e 7 as questões específicas. Percebeu-se que 04 estudos empregaram o processo hidrometalúrgico para a recuperação de metais de smartphones e telefones celulares pós consumo em que o nível de maturidade se encontra como TRL4, ou seja, em escala laboratorial. Os outros 03 artigos enquadram-se como TRL3, em que foi classificado como prova de conceito, uma vez que caracterizaram os resíduos, uso de diferentes técnicas para o processo mecânico/físico e uso de software estatístico para definir concentração de metais e avaliação do potencial econômico da reciclagem dos aparelhos celulares.

Introdução

Os equipamentos eletroeletrônicos (EEE) são definidos como peças, equipamentos e partes que para o seu correto funcionamento necessitam de correntes elétricas, assim como os equipamentos de transformação, transmissão, geração e medição dessas correntes e campos. Os EEE podem ser tanto de uso comercial, industrial, serviços e doméstico (ABNT, 2013).

Alguns exemplos de EEE são os eletrodomésticos, equipamentos de informática e telecomunicações, brinquedos, ferramentas eletroeletrônicas, entre outros (ABNT, 2013). A Diretiva 2012/19/UE apresenta algumas categorias de EEE, sendo uma delas os equipamentos de tecnologia da informação (TI) e telecomunicações que incluem os telefones celulares (European Commission, 2012).

Os EEE ao final de sua vida útil são denominados de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos (REEE) (ABNT, 2013; Forti *et al.*, 2020). Esses equipamentos são muito complexos uma vez que possuem até 69 elementos da tabela periódica, podendo ser metais preciosos (ouro, cobre, prata etc.), metais não críticos (como o ferro) (Forti *et al.*, 2020) e metais críticos (germânio, cobalto, paládio, gálio, alumínio etc.) (European Commission, 2023).

Com relação aos smartphones e telefones celulares, tem-se a presença de metais, como por exemplo, estanho (Sn), alumínio (Al), níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn) (Nasiri *et al.*, 2022; Tantawi; Hua, 2021), ouro (Au), ferro (Fe), gálio (Ga), neodímio (Nd), silício (Si), entre outros (Flerus; Friedrich, 2020; Tantawi; Hua, 2021). Alguns metais presentes nestes EEE são essenciais para a sua fabricação, entretanto fatores como a escassez geológica e questões geopolíticas podem afetar a sua produção (Venditti, 2021).

Os materiais críticos são aqueles com importância econômica e risco de abastecimento, podendo impedir o desenvolvimento das tecnologias (União Europeia, 2020). Deste modo, cada país possui a definição de matéria-prima crítica, tendo em vista que um país pode considerar como crítico e outro como estratégico (IPEA, 2022). Conforme publicado na Resolução nº 2/2021 pela Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral, o Comitê Interministerial de Análise de Projetos de Minerais Estratégicos (CTAPME) definiu a lista dos minerais estratégicos para o Brasil cujo os bens minerais são de interesse para uso em produtos e processos de alta tecnologia, que possuem vantagens comparativas e essenciais para a economia e aqueles em que o país precisa de importação em elevado percentual já que são relacionados ao suprimento de setores fundamentais da economia (Brasil, 2021).

Diante disso, a recuperação de metais provenientes dos smartphones ou telefones celulares pós consumo são fundamentais, sendo necessárias pesquisas na área. Muitos estudos abordam técnicas para a recuperação de metais neste tipo de resíduo, como por exemplo, a pirometalurgia (Park; Han; Park, 2019), a hidrometalurgia (Doidge *et al.*, 2019; Flerus; Friedrich, 2020; Rao *et al.*, 2021) e a biohidrometalurgia (Pourhossein *et al.*, 2021; Nasiri *et al.*, 2022).



Os métodos de tratamento de REEE ocorrem através de três etapas, em que a primeira é o pré-tratamento envolvendo a desmontagem, normalmente de modo manual. Posteriormente tem-se a etapa de beneficiamento por meio de processos físicos, como a cominuição em moinhos, classificação granulométrica, separação magnética e eletrostática etc., com o intuito de concentrar os metais de interesse. A última etapa compreende a recuperação e refino dos metais, sendo este por processos metalúrgicos, como a pirometalurgia e a hidrometalurgia. Uma alternativa a esses processos é a biohidrometalurgia (Giese; Xavier; Lins, 2018).

O processo mecânico ou físico em geral é a primeira etapa para a recuperação de metais em REEE cujo objetivo é desprender os elementos metálicos encapsulados (Isildar *et al.*, 2018). Este processo envolve as etapas de cominuição/trituração através de moinho, britagem, separação magnética, classificação granulométrica para análise do tamanho de partículas utilizando peneiras (Isildar *et al.*, 2018; Andrade *et al.*, 2022).

A pirometalurgia é um processo que utiliza altas temperaturas separando os materiais de interesse dos materiais orgânicos e outros contaminantes através da escória e emissões. Este processo pode ser por meio da incineração, fusão, pirólise, sinterização etc. As ligas metálicas obtidas nesse processo são impuras necessitando, assim, de um processo de refino (Veit, 2005). Algumas desvantagens do processo são a emissão de gases tóxicos, como dioxinas/furanos e metais voláteis, e poeira (Sethurajan *et al.*, 2019).

A hidrometalurgia faz o uso de agentes ácidos, como por exemplo, o ácido sulfúrico, nítrico, clorídrico, em que ocorre a lixiviação para a recuperação de metais (Giese; Xavier; Lins, 2018). Alguns parâmetros importantes para obtenção da eficiência máxima de lixiviação são a temperatura, concentração do lixiviante, agitação e tamanho da partícula. Esta técnica possui vantagens como alta taxa de recuperação de metais, e se comparado com a pirometalurgia tem-se a ausência de geração de escória e menor geração de emissões e consumo de energia. Porém apresenta desvantagens como cinética de lixiviação lenta, geração de efluentes líquidos e lodo em grandes quantidades (Sethurajan *et al.*, 2019).

A biohidrometalurgia utiliza processos pautados na natureza para a extração de metais operando em pressão e temperaturas suaves, além de buscar a redução no uso de beneficiamento de minérios, como a cominuição, e consequentemente diminuir a geração de resíduos. A biolixiviação usa os microrganismos para solubilizar e recuperar metais. As bactérias empregadas nesse processo são capazes de gerar o ácido sulfúrico, oxidar os minérios de ferro e/ou enxofre, acelerar a velocidade de oxidação de vários sulfetos minerais, e que atacam o sulfeto ocasionando a solubilização e resultando na extração do metal de interesse (Giese; Xavier; Lins, 2018). Um termo utilizado para a biohidrometalurgia é a biomineração urbana em que faz o uso de sistemas biológicos composto por dois sistemas biológicos combinados, sendo a primeira fase a biolixiviação para solubilizar os metais e a segunda é composta pela biossorção com o intuito de recuperar e separar de modo seletiva os metais (Kucuker; Kuchta, 2018). Deste modo, a biolixiviação faz parte da biohidrometalurgia.

Dada a importância deste assunto, faz-se necessário verificar o nível de maturidade tecnológica (TRL) dos estudos disponíveis na base de dados. A Norma ISO 16290:2013 padroniza a aplicação da “*Technology Readiness Levels*” (TRLs), apresentando detalhadamente os diferentes termos e conceitos utilizados ao longo da sistematização dos critérios de classificação para cada um dos nove níveis da escala de prontidão de tecnologia, desenvolvida para demonstrar o nível da nova tecnologia no que diz respeito à sua utilização em futuros sistemas espaciais (NASA, 2004), tornando-se um indicador de uso global para analisar os riscos associados ao processo de desenvolvimento tecnológico, auxiliando na tomada de decisão e orientação para pesquisas e desenvolvimentos. A Figura 01 apresenta os nove níveis de maturidade divididos pelas fases de desenvolvimento.

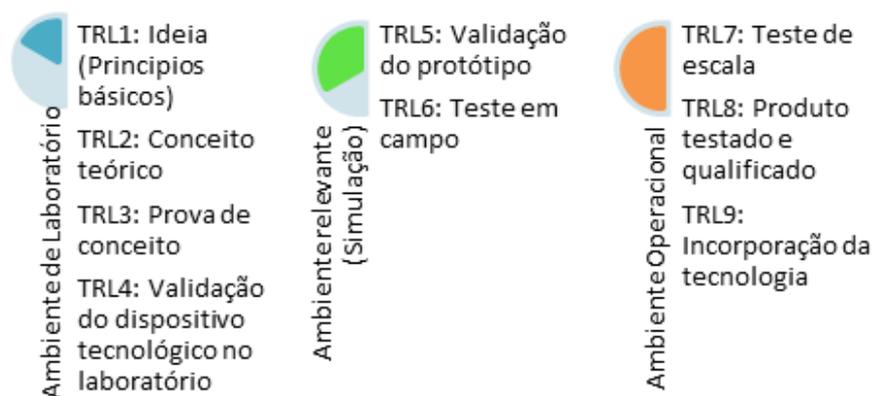


Figura 01: Níveis de maturidade tecnológica.

Fonte: Adaptado de ABNT (2013)

Nas escalas iniciais TRL1 e TRL2, a nova tecnologia é considerada um modelo teórico, e a partir da TRL 3 até a 4 para aos ensaios em laboratório. A formalização de protótipos a partir do TRL5 e TRL6, e iniciando a escala operacional do TRL7 e TRL8, nível de produção industrial e comercialização no TRL9.

Através do exposto, o objetivo deste trabalho foi fazer uma revisão sistemática de literatura visando a recuperação de metais em smartphones ou de telefones celulares pós consumo para verificar o nível de maturidade tecnológica destes estudos.



Metodologia

Para o desenvolvimento do presente trabalho foi realizada uma revisão sistemática de literatura, a Figura 02 apresenta a descrição das etapas da metodologia utilizada, baseada na metodologia desenvolvida por Alves *et al.* (2021).

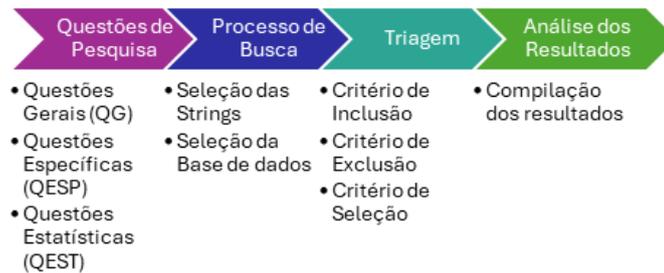


Figura 02: Metodologia da Revisão Sistemática de Literatura.

Fonte: Adaptado de Alves *et al.* (2021)

Deste modo, a primeira etapa foi formular as questões de pesquisa, conforme Quadro 01, sendo elas: Questão Geral (QG), Questões Específicas (QESP) e Questões Estatísticas (QEST). A questão geral visa verificar estudos relacionados aos tipos de REEE que estão recuperando metais. Já as questões específicas visam o atendimento do objetivo do presente trabalho, sendo que a questão específica 1 possui como foco os smartphones ou telefones celulares pós consumo.

Quadro 01: Questões de pesquisa elaboradas para aplicação da metodologia da revisão sistemática de literatura

Questões de Pesquisa	Descrição
Questão Geral (QG)	Quais estudos estão relacionados aos REEE visando a recuperação de metais?
Questão Específica 1 (QESP1)	Quais estudos estão realizando a recuperação de metais em smartphones ou de telefones celulares pós consumo?
Questão Específica 2 (QESP2)	Qual o nível de maturidade tecnológico dos estudos?
Questão Estatística 1 (QEST1)	Quantos artigos publicados por ano?
Questão Estatística 2 (QEST2)	Onde foram publicados os artigos?

A segunda etapa consistiu no processo de busca, que foi realizado no dia 17 de novembro de 2023, através da seleção das “Strings” para busca no banco de dados e seleção do banco de dados para pesquisa. As “Strings” foram selecionadas a fim de responder a QG do presente trabalho, sendo necessário incluir as expressões de modo que a maior parte dos sinônimos fosse contemplada. Foram utilizados os termos de ligação “OR” e “AND” para que a base de dados compreendesse as ligações entre as palavras e realizasse a busca de forma mais completa na sua base. As “Strings” utilizadas no trabalho foram: (“MOBILE PHONE” OR “SMARTPHONE”) AND (“RECOVERY OR RECYCLING”) AND (“CRITICAL METALS” OR “STRATEGIC METALS” OR “PRECIOUS METALS”). O banco de dados selecionado para a pesquisa dos artigos foi a base de dados: Science Direct, utilizando o recurso “pesquisa avançada”.

Posteriormente, realizou-se o processo de triagem dos artigos para refino e direcionamentos dos artigos selecionados pela metodologia para que estes respondam as questões de pesquisa propostas. Foram aplicados critérios de inclusão, exclusão e de seleção, apresentados na Quadro 02.

Quadro 02: Critérios utilizados para exclusão, inclusão e seleção na revisão sistemática

Critério	Descrição
Critério de Inclusão (CI1)	Artigos de Pesquisa
Critério de Inclusão (CI2)	Acesso aberto e Arquivo aberto
Critério de Exclusão (CE)	Artigos publicados anteriores ao ano de 2020
Critério de Seleção 1 (CS1)	Aplicação de técnicas para recuperação de metais em REEE

A base de dados da Science Direct permite o refino por tipo de publicação, sendo os critérios de inclusão os Artigos de Pesquisa (*Research articles*) e Acesso aberto e Arquivo aberto (*Open access & Open archive*) e foi utilizado o critério de exclusão os artigos de pesquisa publicados antes de 2020.

O critério de seleção foi aplicado a todos os artigos triados pelos CI e CE, sendo realizado a seleção dos artigos que atenderam ao CS1 através da leitura da sessão “Abstract” de cada artigo.

Por fim, os artigos resultantes do processo de triagem da presente revisão sistemática foram analisados conforme o seu nível de maturidade tecnológica de cada pesquisa desenvolvida, para tanto foram comparadas as descrições dos processos das pesquisas na recuperação de metais de smartphones e telefones celulares pós consumo com os 9 níveis descritos na ISO 16290:2013, resultando em uma análise de maturidade dos estudos.



Resultados e Discussão

Através da aplicação da metodologia da revisão sistemática de literatura os resultados obtidos no processo de busca e triagem são demonstrados na Figura 03. A busca na base de dados pelas “strings” resultou em 1.550 artigos, o processo de triagem de CE resultou em 819 artigos, aplicando a triagem de CI1 e CI2 foram obtidos 95 artigos. A seleção dos artigos CS1 resultou em 27 artigos.

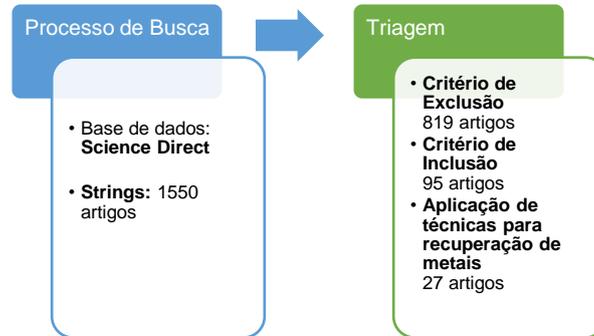


Figura 03: Resultado do processo de busca e triagem.

Os 27 artigos foram avaliados quanto a Questão Geral, sendo os estudos relacionados aos REEE visando a recuperação de metais. A Tabela 01 apresenta o método/aplicação de técnicas para a recuperação de metais em REEE.

Tabela 01: Resposta da Questão Geral quanto o método de recuperação de metais em REEE

Método	Quantidade
Hidrometalurgia	13
Lixiviação	6
Biolixiviação	1
Biolixiviação/Biohidrometalurgia	1
Britagem	1
Peneiramento	1
Pirometalurgia	1
Precipitação	1
Separação magnética	1
Trituração	1

Os métodos de recuperação de metais descritos nos artigos levantados nesta revisão sistemática podem ser divididos em dois grupos: aplicação de métodos de recuperação e processo mecânico/físico. Dos artigos avaliados, 14,81% focaram em processo mecânico/físico, sendo estes: britagem, peneiramento, trituração e separação magnética. Os métodos de recuperação representaram o total de 85,197% em que: 74,07% dos artigos aplicaram o processo hidrometalúrgico para recuperação de metais em REEE, sendo que 13 dos artigos trataram o método como hidrometalurgia e outros 06 como lixiviação e 01 precipitação; 7,41% utilizaram a técnica de biolixiviação, e a mesma dualidade de nomenclaturas dos métodos ocorreu em 02 artigos, referentes a biolixiviação e biohidrometalurgia que tratam do mesmo método de recuperação; e 3,70% representam a aplicação do processo de pirometalurgia.

Classificando os artigos que apresentaram métodos de recuperação de metais por tipos de REEE, demonstrados na Tabela 02, foi possível identificar que 07 destes estavam relacionados a recuperação de metais em smartphones ou de telefones celulares pós consumo em resposta a QESP 1.

Tabela 02: Classificação dos tipos de REEE em resposta a QESP 1

Tipo de REEE	Quantidade
Bateria de Lítio	8
Placa de circuito impresso diversos	5
Smartphones e telefones celulares pós consumo	7
Tela de cristal líquido (ou “Liquid Crystal Display” (LCDs)	3
Capacitores	1
REEE diversos	1
Motores elétricos	1
Pinos de Computadores	1



Bachér, Rintala e Horttanainen (2022) em seu estudo compararam dois tipos de britadores na liberação do conjunto de circuito impresso (PCA) de telefones celulares e identificaram a geração e composição de poeira em relação ao tipo de britador, concluindo que o moinho de martelo gera partículas de PCA mais bem liberadas do que o moinho de corte e que o moinho de martelos perde mais materiais e metais valiosos na fração fina.

Gómez *et al.* (2023-b), utilizaram a hidrometalurgia para recuperação de elementos terras raras (ETR) em alto falantes de telefones celulares em fim de vida. Em outro estudo, Gómez, Grimes e Fowler (2023), propõem um novo sistema de lixiviação-eletoextração dupla à base de líquido iônico para recuperação de cobre em placas de circuito impresso (PCI) de celulares em fim de vida. Rao *et al.* (2021) utilizaram também o processo hidrometalúrgico para recuperar cobre e níquel em PCI de telefones celulares e apresentaram uma otimização do processo de lixiviação a fim de obter um processamento mais limpo para a separação do ouro dos metais básicos dominantes. Wang *et al.* (2021), também estudaram a recuperação de ouro em PCI através da aplicação de hidrometalurgia, a fim de propor um método de ecológico e eficiente para obtenção de metais preciosos a partir de REEE.

Os autores que estudaram os smartphones ou telefones celulares pós consumo cujo processo foi o hidrometalúrgico focaram na recuperação de metais preciosos, como o ouro e cobre, elementos terras raras (ETR), como o neodímio e praseodímio, e o níquel considerado pela União Europeia como estratégico para sua economia, conforme apresentado no Quadro 03.

Quadro 03: Identificação do metal recuperado através do processo hidrometalúrgico

Autor	Metal estudado/recuperado	Parte do smartphone / telefone celular estudado
Gómez <i>et al.</i> (2023-b)	ETR leves (Neodímio e Praseodímio) com $\geq 90\%$ de eficiência e pureza de produto de $\geq 98\%$. ETR pesados valiosos (Disprósio e Térbio) são retidos nos resíduos com potencial para recuperação	Alto falante dos telefones celulares
Rao <i>et al.</i> (2021)	Cobre, Níquel e Ouro	PCI de telefones celulares
Wang <i>et al.</i> (2021)	Ouro	PCI de telefones celulares
Gómez, Grimes, Fowler (2023)	Cobre	PCI de telefones celulares

Para maior compreensão em qual nível de maturidade tecnológica as pesquisas desenvolvidas para recuperação de metais de smartphones e telefones celulares pós consumo foi realizada a avaliação dos 07 artigos resultantes da revisão sistemática através dos 9 níveis descritos na ISO 16290:2013. No Quadro 04 são apresentados os resultados obtidos.

Quadro 04: Classificação dos artigos selecionados na QESP1 quanto ao nível de maturidade tecnológica

Autor	TRL
Bachér, Rintala e Horttanainen (2022)	TRL3: Prova de conceito
Baez <i>et al.</i> (2022)	TRL3: Prova de conceito
Gómez <i>et al.</i> (2023-a)	TRL3: Prova de conceito
Gómez <i>et al.</i> (2023-b)	TRL4: Validação em laboratório
Gómez, Grimes, Fowler (2023)	TRL4: Validação em laboratório
Rao <i>et al.</i> (2021)	TRL4: Validação em laboratório
Wang <i>et al.</i> (2021)	TRL4: Validação em laboratório

Dentre os estudos avaliados, os 04 artigos que aplicaram o método de hidrometalurgia, sendo o de Gómez *et al.* (2023-b), Gómez, Grimes e Fowler (2023), Rao *et al.* (2021) e Wang *et al.* (2021), enquadram-se em TRL4 que caracteriza ainda maturidade à nível de laboratório, evidenciando que há a necessidade de dar continuidade aos estudos e iniciar uma caminhada para desenvolver uma tecnologia ou padrão de recuperação de metais em smartphones e telefones celulares pós consumo.

Em relação aos outros 03 artigos, estes são definidos como TRL3 relacionando-se a prova de conceito, uma vez que os estudos realizaram atividades laboratoriais quanto a caracterização química destes resíduos, uso de diferentes técnicas para o processo mecânico/físico e uso de software estatístico para definir concentração de metais e avaliação do potencial econômico da reciclagem dos aparelhos celulares, conforme apresentado a seguir.

Bachér, Rintala e Horttanainen (2022) avaliaram o uso de dois tipos de britadores (moinho de martelo e moinho de corte) quanto a liberação de conjuntos de placas de circuito impresso e na geração de poeira de resíduo de smartphones e telefones celulares pós consumo.

Baez *et al.* (2022) realizaram a caracterização química de resíduos de placas de circuito impresso de equipamentos de TI e telecomunicações (como por exemplo, computadores, modems, telefones celulares, etc) já triturados e moídos provenientes de três empresas de reciclagem de REEE. Além disso, realizaram uma análise de correlação por meio de software estatístico com o objetivo de definir a relação entre a concentração de metais e as diferentes faixas de tamanho de partícula.

Gómez *et al.* (2023-a) caracterizaram os resíduos multigeracionais de telefones celulares (“feature phones”, telefones multimídia e smartphones) por meio de técnicas analíticas para determinar a composição elementar, a fração orgânica, a



morfologia e distribuição de fases. O objetivo foi verificar o conjunto de metais presentes em maior concentração dentro dos componentes-chave (placa de circuito impresso, tela, invólucro, eletrônicos (câmeras e alto-falantes) dos diferentes aparelhos celulares pós consumo visando a recuperação do valor do metal. Realizou-se o potencial econômico da reciclagem dos aparelhos celulares utilizando a base de preço de mercado de metais do ano de 2021 juntamente com as informações obtidas da concentração de metais em cada componente dos aparelhos celulares.

Em relação as questões estatísticas, a Figura 04 apresenta a quantidade de artigos publicados por ano referente aos estudos relacionados aos REEE visando a recuperação de metais em resposta a QEST1.

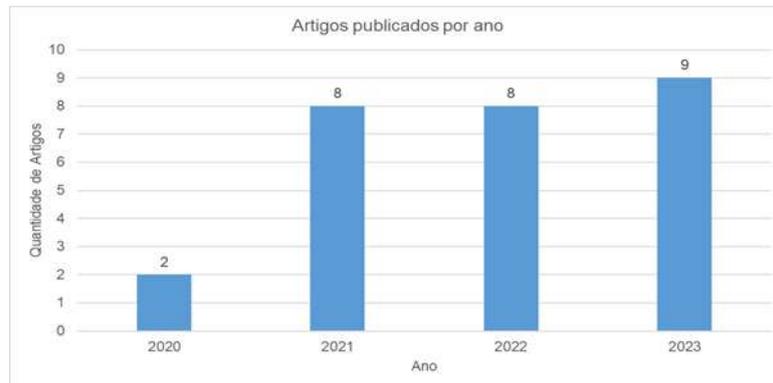


Figura 04: Artigos publicados por ano em resposta a QEST 1.

Respondendo a QEST 2, na Figura 05 estão apresentadas as revistas que os 27 artigos foram publicados. Destaca-se que a maior quantidade de artigos foi publicada na revista “*Hydrometallurgy*”, este dado é importante pois demonstra em quais revistas tem sido publicados artigos que respondem as questões deste artigo, sendo um indicador para tomada de decisão para futuras publicações.

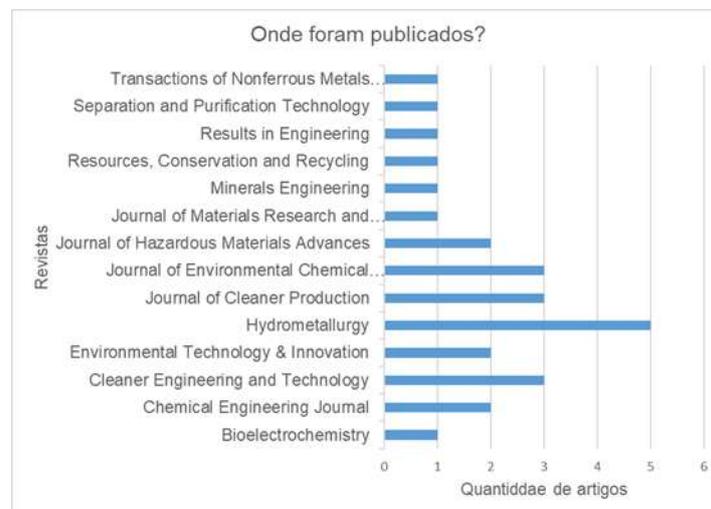


Figura 05: Revistas onde os artigos avaliados foram publicados em resposta a QEST2.

Considerações Finais

A recuperação de metais provenientes de smartphones e telefones celulares pós consumo é uma questão de suma importância e deve estar no centro das discussões mundiais, pois esses resíduos possuem diversos metais críticos e com alto valor econômico.

A presente revisão sistemática de literatura demonstrou que grande parte dos artigos avaliados quanto à recuperação de metais proveniente de smartphones e telefones celulares pós consumo está relacionada com o processo hidrometalúrgico e em um nível de maturidade tecnológica na fase de prova de conceito e laboratorial, respectivamente TRL3 e TRL4. Isto significa que ainda não há estudos publicados com foco em escala piloto e industrial nesta base de dados. Assim, é essencial o desenvolvimento e publicação de estudos na área de recuperação de metais presentes neste tipo de resíduo, seja aplicado em escala piloto ou industrial com o objetivo de avaliar melhor aspectos tanto econômico quanto ambiental.

Comentários finais

A partir da revisão sistemática realizada, verificou-se que mesmo sendo necessário o desenvolvimento de novas tecnologias em escala industrial para recuperação dos materiais, os estudos estão em TRL baixo, necessitando ainda de



desenvolvimento para que seja possível realizar a recuperação de metais presentes em smartphones ou telefones celulares pós consumo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao CNPq e CAPES pelas bolsas de DTI dos pesquisadores, doutorado, e de Pesquisadores em Desenvolvimento Tecnológico e Extensão Inovadora – DT2.

Referências Bibliográficas

ALVES, Kátlyn Renata Santos *et al.* SYSTEMATIC MAPPING OF PHOSPHORUS RECOVERY FROM INDUSTRIAL WASTEWATER. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, v. 14, n. 2, p. 673, 2021

ANDRADE, L. M. *et al.* Copper recovery through biohydrometallurgy route: chemical and physical characterization of magnetic (m), non-magnetic (nm) and mix samples from obsolete smartphones. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 2022. (DOI: 10.1007/s00449-022-02775-z)

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 16156**: Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos- Requisitos para atividade de remanufatura reversa. Rio de Janeiro: ABNT, 2013.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). ISO/FDIS 16290:2013. Space systems – Definition of the Technology Readiness Levels (TRLs) and their criteria of assessment. International Organization for Standardization, Switzerland, 2013, 12 p.

BACHÉR, J.; RINTALA, L.; HORTTANAINEN, M. The effect of crusher type on printed circuit board assemblies' liberation and dust generation from waste mobile phones. *Minerals Engineering*. v. 185, 2022. (DOI: 10.1016/j.mineng.2022.107674)

BAEZ, A. G. *et al.* Characterization of industrially pre-treated waste printed circuit boards for the potential recovery of rare earth elements. *Environmental Technology & Innovation*. v. 27, 2022. (DOI: 10.1016/j.eti.2022.102481)

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. **Resolução N° 2, de 18 de junho de 2021**. Brasília, DF: Ministério de Minas e Energia, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/noticias/mme-lanca-relatorio-anual-do-comite-interministerial-de-analise-de-projetos-de-minerais-estrategicos/resolucao2CTAPME.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2024.

CARREIRA, A. R. F. *et al.* Super concentrated HCl in a deep eutectic solvent as media for the integrated leaching and separation of metals from end-of-life lithium-ion batteries. *Chemical Engineering Journal*. v. 475, 2023. (DOI: 10.1016/j.cej.2023.146374)

CASTRO, P.; BABOS, D. V.; PEREIRA FILHO, E. R. Calibration strategies for the direct determination of rare earth elements in hard disk magnets using laser-induced breakdown spectroscopy. *Talanta*. v. 208, 2020. (DOI: 10.1016/j.talanta.2019.120443).

CHARLES, R. G. *et al.* Towards Increased Recovery of Critical Raw Materials from WEEE– evaluation of CRMs at a component level and pre-processing methods for interface optimisation with recovery processes. *Resources, Conservation and Recycling*. v. 161, 2020. (DOI: 10.1016/j.resconrec.2020.104923)

CHERNYAEV, A. *et al.* The efficiency of scrap Cu and Al current collector materials as reductants in LIB waste leaching. *Hydrometallurgy*. v. 203, 2021. (DOI: 10.1016/j.hydromet.2021.105608)

DOIDGE, Euan *et al.* Evaluation of Simple Amides in the Selective Recovery of Gold from Secondary Sources by Solvent Extraction. *ACS Sustainable Chem. Eng.* v. 7, 17, p. 15019–15029, 2019. (DOI: 10.1021/acssuschemeng.9b03436).

EUROPIAN COMISSION. **Study on the critical raw materials for the EU 2023**. Publications Office of the European Union, 2023. (DOI: 10.2873/725585)

EUROPEAN COMISSION. Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). 2012. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:02012L0019-20180704>. Acesso em 19 dez. 2023

FLERUS, Benedikt; FRIEDRICH, Bernd. Recovery of Gallium from Smartphones—Part II: Oxidative Alkaline Pressure Leaching of Gallium from Pyrolysis Residue. *Metals*. v. 10 (12), p. 1565, 2020. (DOI: 10.3390/met10121565).



- FORTI, Vanessa *et al.* **The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows and the circular economy potential.** United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), Bonn/Geneva/Rotterdam, 2020. Disponível em: <https://ewastemonitor.info/gem-2020/>. Acesso em 16 dez. 2023.
- GANDE, V. V. *et al.* Sequential recovery of metals from waste printed circuit boards using a zero-discharge hydrometallurgical process. **Cleaner Engineering and Technology**. v. 4, 2021. (DOI: 10.1016/j.clet.2021.100143)
- GIESE, E. C.; XAVIER, L. H.; LINS, F. A. F. Biominação Urbana: O futuro da reciclagem de resíduos eletroeletrônicos. **Brasil Mineral**. n. 385, p. 36-39, 2018. Disponível em: <https://www.cetem.gov.br/antigo/images/periodicos/2018/biomineracao-urbana.pdf>. Acesso em 20 dez. 2023
- GÓMEZ, M. *et al.* Critical and strategic metals in mobile phones: A detailed characterisation of multigenerational waste mobile phones and the economic drivers for recovery of metal value. **Journal of Cleaner Production**. v. 419, 2023-a. (DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.138099)
- GÓMEZ, M. *et al.* Novel closed-loop recovery of light rare earth elements, as their oxides, from end-of-life mobile phone speakers using [Hbet][Tf2N]. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 11, 2023-b. (DOI: 10.1016/j.jece.2023.111001)
- GÓMEZ, M. *et al.* Novel resource-efficient recovery of high purity indium products: Unlocking value from end-of-life mobile phone liquid crystal display screens. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 11, 2023-c. (DOI: 10.1016/j.jece.2023.111327)
- GÓMEZ, M.; GRIMES, S.; FOWLER, G. Novel hydrometallurgical process for the recovery of copper from end-of-life mobile phone printed circuit boards using ionic liquids. **Journal of Cleaner Production**. v. 420, 2023. (DOI: 10.1016/j.jclepro.2023.138379)
- HAN, B.; HAQ, R. A.; LOUHI-KULTANEN, M. Lithium carbonate precipitation by homogeneous and heterogeneous reactive crystallization. **Hydrometallurgy**. v. 195, 2020. (DOI: 10.1016/j.hydromet.2020.105386)
- HUBENOVA, Y. *et al.* Efficient gold recovery by microbial electrochemical technologies. **Bioelectrochemistry**. v. 149, 2023. (DOI: 10.1016/j.bioelechem.2022.108311)
- IGLESIAIS-GONZÁLEZ, N. *et al.* The BRISA process as a path for efficient copper recovery from waste PCBs. **Hydrometallurgy**. v. 205, 2021. (DOI: 10.1016/j.hydromet.2021.105750)
- ILLÉS, I. B.; KÉKESI, T. The application of selective leaching and complex anion exchange in a novel aqueous process to produce pure indium from waste liquid crystal display panels. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. v. 10, 2022. (DOI: 10.1016/j.jece.2022.108420)
- ILLÉS, I. B.; NAGY, S.; KÉKESI, T. The recycling of pure metallic indium from waste LCD screens by a combined hydro-electrometallurgical method. **Hydrometallurgy**. v. 213, 2022 (DOI: 10.1016/j.hydromet.2022.105945)
- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **MINERAIS ESTRATÉGICOS E CRÍTICOS: UMA VISÃO INTERNACIONAL E DA POLÍTICA MINERAL BRASILEIRA**. 2022. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/11197/1/td_2768.pdf. Acesso em: 19 dez. 2023.
- ISILDAR, A. *et al.* Electronic waste as a secondary source of critical metals: Management and recovery technologies. **Resources, Conservation & Recycling**. V. 135, p. 296-312, 2018. (DOI: 10.1016/j.resconrec.2017.07.031).
- KUCUKER, M.A.; KUCHTA, K. Biomining – biotechnological systems for the extraction and recovery of metals from secondary sources. **Global NEST Journal**. v. 20, p. 737 – 742, 2018. DOI: 10.30955/gnj.002692
- MENNIK, F.; DINÇ, N. I.; BURAT, F. Selective recovery of metals from spent mobile phone lithium-ion batteries through froth flotation followed by magnetic separation procedure. **Results in Engineering**. v. 17, 2023. (DOI: 10.1016/j.rineng.2022.100868)
- MURALI, A. *et al.* Optimized bioengineered copper recovery from electronic wastes to increase recycling and reduce environmental impact. **Journal of Hazardous Materials Advances**. v. 5, 2022. (DOI: 10.1016/j.hazadv.2021.100031)



- MUSCETTA, M. et al. Recovery of nickel from spent multilayer ceramic capacitors: A novel and sustainable route based on sequential hydrometallurgical and photocatalytic stages. **Separation and Purification Technology**. v. 326, 2023. (DOI: 10.1016/j.seppur.2023.124780)
- NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION – NASA. **Technology Readiness Levels: introduction**. 2004. Disponível em: <<http://web.archive.org/web/20051206035043/http://as.nasa.gov/aboutus/trlintroduction.html>>.
- NASIRI, Tannaz et al. Remediation of metals and plastic from e-waste by iron mine indigenous acidophilic bacteria. **Waste Management & Research**. V. 41(4), p. 894– 902, 2022. (DOI: 10.1177/0734242x221126418).
- NSHIZIRUNGU, T. et al. Innovative green approach for recovering Co₂O₃ nanoparticles and Li₂CO₃ from spent lithium-ion batteries. **Journal of Hazardous Materials Advances**. v. 9, 2023. (DOI: 10.1016/j.hazadv.2023.100242)
- PARK, H. S.; HAN, Y. S.; PARK, J. H. Massive Recycling of Waste Mobile Phones: Pyrolysis, Physical Treatment, and Pyrometallurgical Processing of Insoluble Residue. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**. V. 7, p. 14119-14125, 2019. (DOI: 10.1021/acssuschemeng.9b02725).
- PERERA, C. G. et al. Copper leaching from wastes electrical and electronic equipment (WEEE) using alkaline monosodium glutamate: Thermodynamics and dissolution tests. **Cleaner Engineering and Technology**. v. 5, 2021. (DOI: 10.1016/j.clet.2021.100312)
- QU, L. et al. Enhancement of leaching of cobalt and lithium from spent lithium-ion batteries by mechanochemical process. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**. v. 32, p. 1325-1335, 2022. (DOI: 10.1016/S1003-6326(22)65877-1)
- RAO, M. D. et al. Optimization of process parameters for the selective leaching of copper, nickel and isolation of gold from obsolete mobile phone PCBs. **Cleaner Engineering and Technology**. v. 4, 2021. (DOI: 10.1016/j.clet.2021.100180)
- SETHURAJAN, M. *et al.* Recent advances on hydrometallurgical recovery of critical and precious elements from end of life electronic wastes - a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. v. 49, p. 212-275, 2019. (DOI: 10.1080/10643389.2018.1540760)
- SETHURAJAN, M. et al. Hydrometallurgical leaching and recovery of cobalt from lithium ion battery. **Environmental Technology & Innovation**. v. 28, 2022. (DOI: 10.1016/j.eti.2022.102915)
- TANTAWI, Omae; HUA, Inez. Temporal evolution of metallic element composition and environmental impact in consumer electronic devices: A study of smartphones. **Resources, Conservation & Recycling**. v. 175, 2021. (DOI: 10.1016/j.resconrec.2021.105886).
- TRAN, T. T.; LIU, Y.; LEE, M. S. Separation of cobalt, nickel, and copper metal using the mixture of HCl in ethylene glycol and Aliquat 336 in kerosene. **Journal of Materials Research and Technology**. v. 14, p. 2333-2344, 2021. (DOI: 10.1016/j.jmrt.2021.07.139)
- VEIT, H. M. **Reciclagem de Cobre de Sucatas de Placas de Circuito Impresso**. 2005. 115f. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalurgia e Materiais) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- VENDITTI, B. **Visualizing the Critical Metals in a Smartphone**. 2021. Disponível em: <https://elements.visualcapitalist.com/critical-metals-in-a-smartphone/>. Acesso em 19 dez. 2023.
- WANG, R. et al. Recycling gold from printed circuit boards gold-plated layer of waste mobile phones in “mild aqua regia” system. **Journal of Cleaner Production**. v. 278, 2021. (DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123597)
- WSTAWSKI, S. et al. Studies on copper(II) leaching from e-waste with hydrogen sulfate ionic liquids: Effect of hydrogen peroxide. **Hydrometallurgy**. v. 205, 2021. (DOI: 10.1016/j.hydromet.2021.105730)
- XIA, D. et al. Sustainable route for Nd recycling from waste electronic components featured with unique element-specific sorting enabling simplified hydrometallurgy. **Chemical Engineering Journal**. v. 441, 2022. (DOI: 10.1016/j.cej.2022.135886)



AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO BIOCARVÃO PROVENIENTE DE BAGAÇO DE UVAS PARA A ADSORÇÃO DE AZUL DE METILENO

1Bruna Soares Campelo Vallim, 2João Marcos Ribeiro Farah Silva, 3Valéria Guimarães Silvestre Rodrigues, 4Érica Leonor Romão, 5Mariana Consiglio Kasemodel

1 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: brunavallim@usp.br, 2 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: joao.farah@usp.br, 3 Escola de Engenharia de São Carlos (EESC-USP), e-mail: valguima@usp.br, 4 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: ericaromao@usp.br, 5 Escola de Engenharia de Lorena (EEL-USP), e-mail: mariana.kasemodel@usp.br

Palavras-chave: Vinícola; Pirólise; Corante; Sorção.

Resumo

O bagaço de uva é o principal resíduo orgânico sólido das indústrias vinícolas. Seu reuso é importante para a redução dos impactos ambientais negativos associados aos tratamentos convencionais deste resíduo, que envolvem incineração e disposição em aterros. Neste contexto, a aplicação de resíduos agroindustriais para a produção de biocarvão vem crescendo como uma alternativa para o reuso de resíduos. O biocarvão é um material produzido por processo termoquímico que pode ser aplicado para a remediação de áreas contaminadas, para melhoria do solo, estoque de carbono, saneamento ambiental, entre outros. Dentre as aplicações, destaca-se o uso deste material para o tratamento de efluentes contaminados por corantes por meio de processos adsorptivos. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o processo adsorptivo de três materiais provenientes de bagaço de uvas em solução de azul de metileno, corante orgânico sintético amplamente utilizado na indústria têxtil. Para isso, foram caracterizados os materiais biocarvão de bagaço de uva pirolisado a 300 °C por 60 minutos (BBU-300) e biocarvão de bagaço de uva pirolisado a 500 °C por 60 minutos (BBU-500) considerando os parâmetros físico-químicos (pH, delta pH, potencial redox - Eh e condutividade elétrica - CE). Os estudos de adsorção foram realizados com materiais pirolisados por meio de ensaios de equilíbrio em lote de 24 horas com variação de concentração do azul de metileno de 0 a 500 mg L⁻¹. Os dados experimentais foram analisados considerando a eficiência de adsorção, a capacidade de adsorção e isotermas de adsorção (modelos não lineares de Langmuir, Freundlich e Sips). Como resultado, foi verificado que o processo térmico resultou em materiais de característica alcalina e redutora (BBU-300, pH = 8,9 e BBU-500, pH = 10,1). Notou-se também um aumento da CE com o aumento da temperatura de pirólise. De forma geral, o aumento da concentração inicial de azul de metileno implicou em uma redução da eficiência de adsorção e em um aumento da capacidade adsorptiva. Neste estudo, verificou-se que a eficiência de remoção de azul de metileno foi conforme a seguinte ordem para as amostras testadas BBU-300 > BBU-500, ou seja, o processo térmico reduziu a capacidade de adsorção do material. Os dados experimentais do BBU-300 foram melhor ajustados aos modelos de Sips (R² = 0,9901) > Langmuir (R² = 0,9752) > Freundlich (R² = 0,8819); e os dados experimentais do BBU-500 melhor se enquadraram aos modelos de Freundlich (R² = 0,8160) > Langmuir (R² = 0,5834), não sendo obtido ajuste relevante ao modelo de Sips. A capacidade de adsorção máxima q_m previstas utilizando o modelo de Langmuir seguem a ordem: BBU-300 (19,4 mg g⁻¹) > BBU-500 (5,7 mg g⁻¹). Desta forma, conclui-se que os materiais avaliados podem ser aplicados para a remoção de azul de metileno de soluções aquosas e que o material produzido em pirólise de baixa temperatura foi mais eficiente para remoção de azul de metileno.

Introdução

O bagaço de uva é o principal resíduo orgânico sólido das indústrias vinícolas, resultante dos processos de prensagem e/ou fermentação, é gerado em grandes quantidades em muitas partes do mundo (Beres et al., 2017). O bagaço de uva é composto principalmente de cascas de uva, sementes e alguns caules, é o principal subproduto gerado após a vinificação (Beres et al., 2017; Jin et al., 2020). Este material pode representar 25% de toda uva utilizada no processo de vinificação (Beres et al., 2017). A incineração ou o descarte deste material pode implicar em impactos ambientais negativos, como o aumento dos gases de efeito estufa e a proliferação de vetores (Jin et al., 2020).

Dada a crescente prevalência da produção de vinho em diferentes regiões do mundo, é de grande importância reduzir os impactos ambientais negativos causados pelo bagaço de uva. Isto pode ser alcançado, em parte, através da geração de produtos de valor acrescentado (Jin et al., 2020). Neste contexto, a produção de biocarvão a partir de resíduos orgânicos vem crescendo nos últimos anos.

O biocarvão é um sólido poroso contendo carbono produzido pela transformação termoquímica de materiais orgânicos em uma atmosfera deficiente em oxigênio (Dong et al., 2024). Este material possui propriedades físicas e químicas que são adequadas para armazenamento seguro e de longo prazo. Estas propriedades estão condicionadas a biomassa e ao processo termoquímico utilizado. As aplicações potenciais do biocarvão incluem reservas de carbono, melhoria da fertilidade do solo, remediação da poluição, reciclagem de subprodutos/resíduos agrícolas, redução das emissões de gases de efeito estufa e melhoria do crescimento das plantas e rendimento de grãos (Dong et al., 2024). Neste contexto, destaca-se a aplicação do biocarvão como adsorvente de corantes orgânicos sintéticos de sistemas aquosos.

Os corantes orgânicos sintéticos são amplamente utilizados na indústria têxtil devido a variedade de cor, solubilidade e aplicabilidade. Destaca-se, o azul de metileno, um dos corantes mais utilizados por apresentar alta solubilidade, brilho, resistência e ampla aplicabilidade (Lermen et al., 2021). O azul de metileno faz parte de uma classe de corantes classificada como reativa e de maior estabilidade química, por apresentar grupamentos – N = N – ligados a cadeias aromáticas (Honorato et al., 2015). Os efluentes com a presença de corantes impactam diretamente os corpos d'água, podendo provocar diversos problemas ambientais como dificuldade de penetração da luz, diminuição da atividade fotossintética e, conseqüentemente, desequilíbrio do ecossistema aquático. A remoção deste corante não é realizada pelo tratamento de efluentes tradicional, sendo necessário aplicar técnicas como filtragem, oxidação, processos fotoquímicos, adsorção, entre outras (Honorato et al., 2015). Dentre esses métodos, destaca-se a adsorção, por ser um processo simples, eficiente e de baixo custo.

Desta forma, a produção de biocarvão de casca de uva pode fomentar a economia circular e ser aplicado para o tratamento de efluentes contendo azul de metileno. Neste contexto, conhecer as propriedades adsorptivas deste material é fundamental. Os mecanismos de adsorção são frequentemente analisados usando modelos de isotermas, como Freundlich, Langmuir e Sips (Majd et al., 2022). As isotermas são equações matemáticas que descrevem a forma como o adsorvente adsorverá o soluto, prevendo a quantidade de material adsorvido em função da pressão (ou concentração) a uma temperatura constante (Majd et al., 2022). O modelo de Langmuir é aplicado em superfícies homogêneas e assume que os comportamentos do adsorvente e do adsorvato são ideais; a isoterma de Freundlich é aplicada em estudos de adsorção em superfícies multisítios, descrevendo a heterogeneidade da superfície; e o modelo de Sips é um modelo híbrido resultante da combinação entre as isotermas de Langmuir e Freundlich (Majd et al., 2022).

Portanto, o objetivo deste trabalho foi de avaliar o potencial uso do biocarvão de bagaço de uva produzido a 300 °C e 500 °C para a remoção de azul de metileno de soluções aquosas.

Materiais e Métodos

Preparo das amostras

A biomassa de bagaço de uva utilizada neste trabalho é proveniente da região nordeste do Brasil. Este material foi seco ao sol e pirolisado em atmosfera inerte de nitrogênio nas temperaturas de 300 e 500 °C por 60 minutos. Sendo assim, foram obtidas o biocarvão de bagaço de uva pirolisado a 300 °C (denominado de BBU-300) e o biocarvão de bagaço de uva pirolisado a 500 °C (denominado de BBU-500) (Figura 1). Para os ensaios de adsorção, o material foi cominuído utilizando um moinho de facas e passado na peneira #30 (0,60 mm).

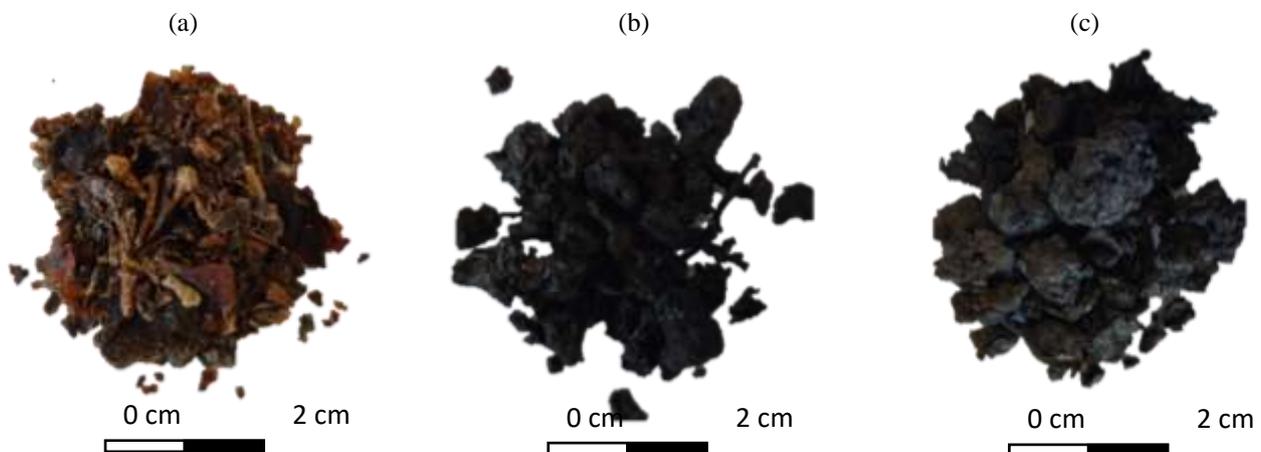


Figura 1: Imagem das amostras (a) bruta (sem tratamento térmico), (b) BBU-300 e (c) BBU-500.

Fonte: Autoria própria

Caracterização físico-química

Os ensaios de caracterização da biomassa pirolisada foram realizados conforme descrito na Tabela 1. Os ensaios foram realizados em triplicatas, com obtenção dos valores médios e seus respectivos desvios padrões.



Tabela 1: Ensaios de caracterização físico-química realizados para os adsorventes

Ensaio	Descrição	Referência
Parâmetros físico-químicos (pH, ΔpH, Eh)	Ensaios realizados a partir da preparação de solução 1:2,5 (biomassa/biocarvão: água deionizada), homogeneização com bastão de vidro e leitura em PHmetro digital (BEL Engineering). ΔpH foi obtido a partir da diferença entre o pH medido em solução 1M de cloreto de potássio (KCl) e pH medido em água.	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997)
Condutividade elétrica (CE)	Ensaios realizados a partir da preparação de solução 1:2 (biomassa/biocarvão: água deionizada), homogeneização com bastão de vidro e leitura em condutivímetro digital (BEL Engineering).	Adaptado de Instituto Agrônomo de Campinas (1991)

Estudos de sorção com azul de metileno

O estudo de sorção foi realizado com o intuito de avaliar a influência da temperatura do processo termoquímico e da concentração inicial de AM. Para isso, foram realizados ensaios de equilíbrio em lote (ROY et al., 1992) em tubos *Falcon* de 15 mL, onde foi adicionada a massa de adsorvente (BBU-300 e BBU-500), a solução de azul de metileno com volume controlado de 10 mL. Para avaliar a influência da concentração inicial de AM, variou-se a concentração inicial da solução de corante (30, 60, 125, 250 e 500 mg L⁻¹), mantendo fixa a massa de adsorvente (0,10 g) e o pH natural da solução. Todos os ensaios foram realizados por um período de 24 horas em *shaker* de bancada com ajuste para 100 rpm e temperatura ambiente (27 °C).

A concentração de corante foi determinada por Espectrofotômetro UV (modelo K37-UVVIS da marca KASVI), usando um recipiente de quartzo de 10,0 mm de percurso óptico. A absorbância das amostras em água (controle) também foi determinada para avaliar se os adsorventes eliminaram algum resíduo para a solução aquosa que pudesse afetar a sua cor.

A porcentagem de adsorção e a capacidade de adsorção no tempo equilíbrio (após 24 horas de ensaio), q_e (mg g⁻¹), foram calculadas utilizando as Eqs. (1) e (2), respectivamente:

$$Eficiência\ de\ remoção\% = 100 \cdot (C_o - C_e)/C_o \quad (1)$$

$$q_e = (C_o - C_e) \times V/m \quad (2)$$

Onde: C_o e C_e são a concentração inicial e a concentração de azul de metileno no equilíbrio (mg L⁻¹), respectivamente. V é o volume de solução contendo azul de metileno (L), e m é a massa de adsorvente (g).

Isotermas de adsorção

Para identificar o processo que melhor representa a adsorção de azul de metileno nos materiais analisados, foram empregados três modelos de adsorção não linear utilizando o *software* Origin. Os dados experimentais utilizados foram obtidos a partir dos estudos de sorção com variação da concentração inicial de azul de metileno, conforme descrito no item anterior. Os modelos não lineares estão descritos na Tabela 2 a seguir.

Tabela 2: Modelos de isotermas utilizados para compreender a associação entre a quantidade de azul de metileno adsorvida nos materiais BBU-300 e BBU-500

Modelo	Equação não linear
Langmuir - 1	$q_e = \frac{q_m K_L C_e}{1 + K_L C_e}$
Freundlich	$q_e = K_F C_e^{1/n}$
Sips	$q_e = \frac{q_m K_S C_e^n}{1 + K_S C_e^n}$

Onde C_e (mg L⁻¹) é a concentração de equilíbrio; q_e (mg g⁻¹) é a quantidade de corante adsorvido no equilíbrio; q_m (mg g⁻¹) e K_L (L mg⁻¹) são constantes de Langmuir relacionadas à capacidade de adsorção e à energia de adsorção, respectivamente; K_F (mg L⁻¹)(L mg⁻¹) é a constante de adsorção de Freundlich; $1/n$ é uma medida da intensidade de adsorção; n é o fator de heterogeneidade; K_S é (L mg⁻¹) é a constante de Sips.



Resultados e Discussão

Caracterização dos biocarvões de bagaço de uva

Os dados da caracterização físico-química do BBU-300 e BBU-500 constam na Tabela 3. Conforme o material foi sujeito ao processo térmico, notou-se um aumento em seu pH. Esta mudança de pH é devido ao processo de carbonização, quando os grupos funcionais ácidos são removidos e os sais dos elementos alcalinos e alcalino-terrosos tornam-se enriquecidos (Singh et al., 2018). Esses sais incluem (i) sais facilmente solúveis, (ii) carbonatos, (iii) sais moderadamente óxidos e hidróxidos metálicos solúveis e (iv) silicatos (especialmente quando as matérias-primas contêm partículas de solo) (Singh et al., 2018). O aumento da salinidade foi observado a partir do incremento da CE do material, chegando a ser superior a $10000 \mu\text{S cm}^{-1}$ quando pirolisado a 500°C .

O potencial redox está relacionado com a tendência de uma determinada espécie química adquirir (oxidar) ou doar elétrons (reduzir). Nos materiais avaliados, verificou-se que o potencial redox é redutor. O ΔpH é um parâmetro tipicamente determinado para materiais geológicos que representa o balanço de cargas presente na superfície do material. Quando este balanço é negativo, há uma predominância de cargas negativas na superfície do material, o que favorece a adsorção de cátions. Conforme determinado, nos materiais analisados o ΔpH foi negativo, favorecendo a adsorção de cátions.

Tabela 3: Parâmetros de caracterização físico-química dos adsorventes provenientes de bagaço de uva

Parâmetros	BBU-300	BBU-500
pH (H ₂ O)	$8,9 \pm 0,1$	$10,1 \pm 0,0$
ΔpH	$-0,20 \pm 0,00$	$-1,00 \pm 0,10$
Eh [mV]	$-85,0 \pm 2,8$	$-143,0 \pm 0,0$
CE [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	$5336,5 \pm 825,2$	$12125,0 \pm 784,9$

Avaliação do tratamento térmico e da concentração inicial de azul de metileno nos estudos de adsorção

Os resultados da avaliação do processos adsorção visando identificar a influência da concentração inicial de azul de metileno e do tratamento térmico do bagaço de uvas são apresentados na Figura 2.

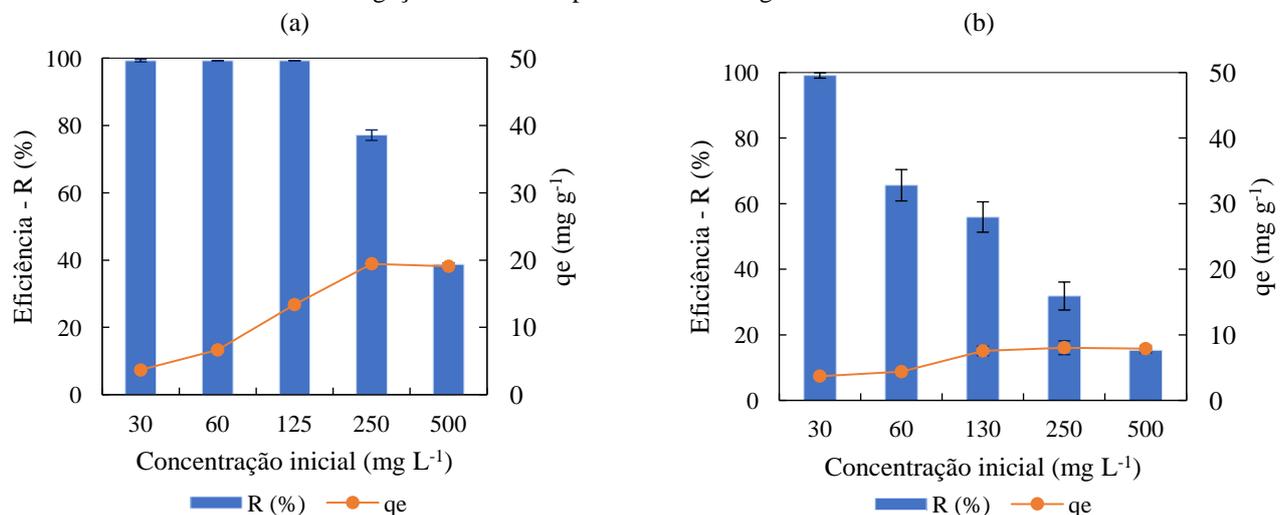


Figura 2. Avaliação da concentração inicial de azul de metileno nos parâmetros eficiência de adsorção (R) e capacidade de adsorção após 24 horas de ensaio para as amostras de (a) BBU-300 e (b) BBU-500.

O aumento da concentração inicial de azul de metileno implicou em uma redução da eficiência de adsorção e em um aumento da capacidade adsorptiva (Figuras 2a e 2b). O uso de concentrações maiores pode proporcionar uma saturação dos sítios de adsorção, no entanto, a ocupação dos sítios está condicionada a disponibilidade destes na superfície do material.

Neste estudo, conforme a temperatura da pirólise foi elevada, verificou-se uma redução da eficiência e da capacidade adsorptiva. Para o material BBU-300, foram obtidas eficiências superiores a 99% para as concentrações iniciais mais baixas (30 a 125 mg L^{-1}). Nas concentrações 250 e 500 mg L^{-1} , a eficiência foi reduzida para menos de 80%, no entanto, a capacidade adsorptiva foi mais elevada (aproximadamente 20 mg g^{-1}). No caso do BBU-500, observou-se que o material foi menos eficiente para a remoção de azul de metileno da solução, sendo obtida as menores capacidades de adsorção, inferior a 10 mg g^{-1} independente da concentração inicial de azul de metileno.



Jin et al. (2020) avaliaram o uso de bagaço de uva pirolisado a 300, 500 e 700 °C com tempo de residência de 2 horas para a remoção de chumbo (Pb) de solução aquosa. De acordo com os autores, o biocarvão produzido a 500 °C apresentou melhor eficiência de remoção de Pb, seguido pelo biocarvão produzido a 700 °C e 300 °C. Durante a pirólise do biocarvão, à medida que a temperatura aumenta e os produtos da pirólise de moléculas pequenas gaseificam, uma estrutura de poros multidispersos gradualmente se forma e eleva a área de superfície específica do biocarvão (Dong et al., 2024). Estas condições tornam estes materiais favoráveis para a aplicação como adsorventes. No presente estudo, o aumento da temperatura de pirólise não favoreceu o processo adsorptivo, sendo necessário mais estudos para identificar a área de superfície específica e os grupos funcionais formados.

Isotermas de adsorção

Os ensaios de adsorção variando a concentração foram avaliados utilizando os modelos não lineares de Langmuir, Freundlich e Sips (Figuras 3a e 3b). Os parâmetros obtidos a partir do ajuste das equações não lineares aos dados experimentais estão disponíveis na Figura 3. Conforme verificado a partir dos dados da Tabela 4, os dados experimentais do BBU-300 foram melhor ajustados aos modelos de Sips ($R^2 = 0,9901$) > Langmuir ($R^2 = 0,9752$) > Freundlich ($R^2 = 0,8819$). Enquanto os dados experimentais do BBU-500 melhor se enquadraram aos modelos de Freundlich ($R^2 = 0,8160$) > Langmuir ($R^2 = 0,5834$), não sendo obtido ajuste relevante ao modelo de Sips.

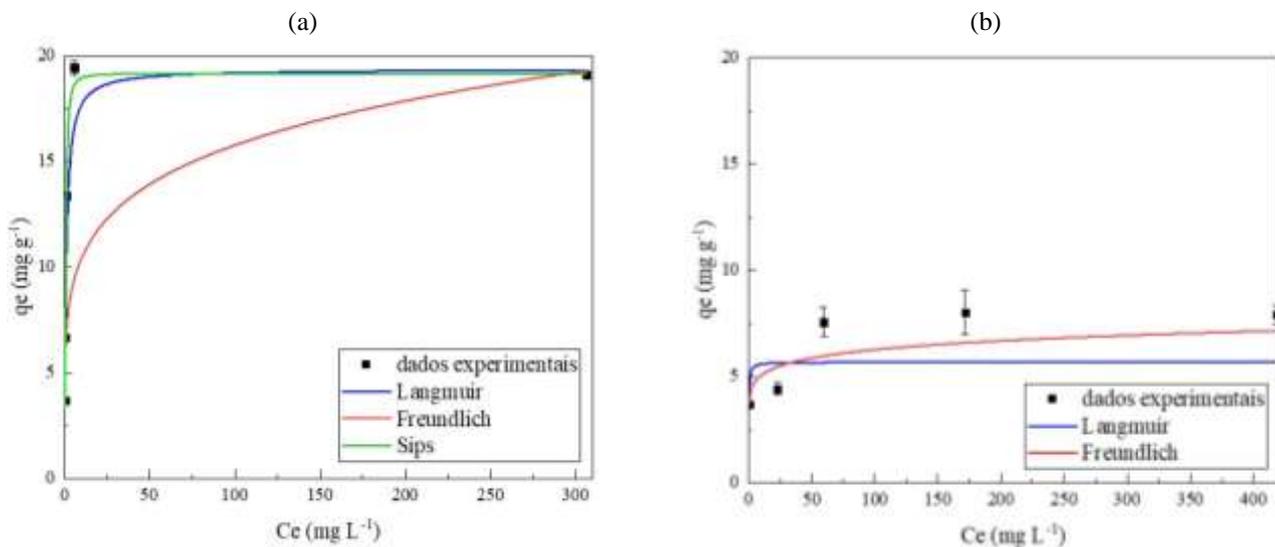


Figura 3: Isotermas de adsorção de Langmuir, Freundlich e Sips aplicados aos dados experimentais de adsorção das amostras (a) BBU-300 e (b) BBU-500.

Tabela 4: Comparação dos modelos de isotermas e seus parâmetros obtidos a partir do ensaio de adsorção das amostras BBU-300 e BBU-500

Modelo	Parâmetros	BBU-300	BBU-500
Langmuir	q_m (mg g ⁻¹)	19,4 ± 1,1	5,7 ± 1,0
	K_L (L g ⁻¹)	1,0 ± 0,2	5,6 ± 2,8
	R^2	0,9752	0,5834
Freundlich	K_F (mg g ⁻¹)	6,9 ± 1,6	4,1 ± 0,1
	n_F	5,6 ± 1,4	10,7 ± 2,3
	R^2	0,8819	0,8160
Sips	q_m	19,2 ± 0,6	-
	K_S (L g ⁻¹)	1,8 ± 0,4	-
	n	1,7 ± 0,3	-
	R^2	0,9901	-

Observação: os dados em negrito representam o modelo com melhor ajuste aos dados experimentais.



Os melhores ajustes das amostras bruta e pirolisada a 300 °C ao modelo de Sips implica que a adsorção é monocamada, podendo o sistema ser homogêneo ou heterogêneo. No modelo de Sips, quando n é igual a 1, o modelo é igual ao de Langmuir, no entanto, quando a concentração é baixa, o modelo se ajusta ao modelo de Freundlich (Chen et al., 2022). Desta forma, a heterogeneidade está associada ao fator n , e quando este é igual a 1, os sítios de adsorção estão distribuídos de forma homogênea.

Os dados experimentais da biomassa pirolisada a temperatura de 500°C se ajustaram melhor ao modelo de Freundlich, indicando que o processo ocorre em uma superfície heterogênea composta por vários sítios de adsorção (Chen et al., 2022). De acordo com este ponto de vista, a quantidade adsorvida é a soma da adsorção em todos os sítios até a energia de adsorção decrescer exponencialmente ao final do processo adsorptivo (Chen et al., 2022). Além disso, o modelo de Freundlich não é restrito a adsorção em monocamada e pode ser aplicada a superfícies de multicamada. O processo de pirólise, especialmente em temperaturas mais elevadas é responsável pela formação de estruturas complexas, com presença de poros e sítios de adsorção, que pode ter contribuído para a heterogeneidade da amostra. Estudos da superfície do adsorvente são requeridos para um melhor entendimento e associação aos parâmetros de adsorção.

A vantagem do uso dos modelos de Sips e Langmuir é poder prever a capacidade adsorptiva máxima (q_m), que representa o máximo de adsorvato que um grama de adsorvente é capaz de reter. Neste caso, nota-se que os valores os valores de q_m previstos utilizando o modelo de Langmuir seguem a ordem: BBU-300 (19,4 mg g⁻¹) > BBU-500 (5,7 mg g⁻¹). Utilizando o modelo de Sips, que os valores os valores de q_m previstos foi de 19,2 mg g⁻¹ (BBU-300). Desta forma, confirma-se que a amostra BBU-300 foi mais eficiente para a remoção do azul de metileno de solução aquosa. No entanto, recomenda-se ensaios adicionais para o entendimento da superfície destes materiais e a possibilidade de reuso a partir do processo de dessorção.

Conclusão

Neste estudo, foi caracterizado e avaliado o potencial de adsorção de dois materiais provenientes de bagaço de uva pirolisados em duas temperaturas distintas (BBU-300 e BBU-500). Conclui-se que o processo termoquímico tornou os materiais alcalinos e redutores.

Nos estudos de adsorção verificou-se que o processo de pirólise e a concentração inicial de azul de metileno influenciam diretamente no processo. O aumento da temperatura do tratamento térmico implicou em uma redução da eficiência e da capacidade de adsorção do material. O aumento da concentração inicial de azul de metileno também implicou em uma redução da eficiência do processo, principalmente considerando concentrações de 500 e 250 mg L⁻¹ para os biocarvões (BBU-300 e BBU-500).

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio ao Projeto n° 403924/2021-9 e a Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa concedida (Processo n° 23/12078-6).

Referências Bibliográficas

Chen, Z., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S. & Zhou, Y. (2022). Isotherm models for adsorption of heavy metals from water – a review. *Chemosphere*, 307, 135545. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135545>.

Dong, X., Chu, Y., Tong, Z., Sun, M., Meng, D., Yi, X., Gao, T., Wang, M. & Duan, J. (2024). Mechanisms of adsorption and functionalization of biochar for pesticides: A review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 272, 116019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116019>.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2017). Manual de Métodos de Análise de Solo. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo>. Acesso em 21 de abril de 2024.

Honorato, A. C., Machado, J. M., Celante, G., Borges, W. G. P., Dragunski, D. C. & Caetano, J. (2015). Biossorção de azul de metileno utilizando resíduos agroindustriais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 19(7), 705–710. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n7p705-710>

IAC - Instituto de Agrônomo de Campinas (2009). Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agrônomo de Campinas. Disponível em: https://www.iac.sp.gov.br/produtoseservicos/analisedosolo/docs/Boletim_Tecnico_106_rev_atual_2009.pdf. Acesso em 15 de setembro de 2023.

Jin, Q., Wang, Z., Feng, Y., Kim, Y. T., Stewart, A. C., O'Keefe, S. F., Neilson, A. P., He, Z. & Huang, H. (2020). Grape pomace and its secondary waste management: Biochar production for a broad range of lead (Pb) removal from water, *Environmental Research*, 186, 109442, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109442>.



Lermen, A. M., Fronza, C. S., Diel, J. C., Schein, D., Clerici, N. J., Guimarães, R. E., Boligon, S. D. & Scher, A. C. (2021). A utilização de resíduos agroindustriais para adsorção do corante azul de metileno: uma breve revisão / The use of agro-industrial waste for adsorption of the blue dye of methylene: a brief review. *Brazilian Applied Science Review*, 5(1), 273–288. <https://doi.org/10.34115/basrv5n1-017>

Fronza, C. S., Diel, J. C., Schein, D., Clerici, N. J., Guimarães, R. E., Boligon, S. D. & Scher, A. C. (2021). A utilização de resíduos agroindustriais para adsorção do corante azul de metileno: uma breve revisão / The use of agro-industrial waste for adsorption of the blue dye of methylene: a brief review. *Brazilian Applied Science Review*, 5(1), 273–288. <https://doi.org/10.34115/basrv5n1-017>

Majd, M. M., Kordzadeh-Kermani, V., Ghalandari, V., Askari, A. & Sillanpää, M. (2022). Adsorption isotherm models: A comprehensive and systematic review (2010–2020), *Science of The Total Environment*, 812, 151334. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151334>

Singh, B., Dolk, M. M., Shen, Q. & Camps-Arbestain, M. (2018). Biochar pH, electrical conductivity and liming potential. In *Biochar: A Guide to Analytical Methods*. Balwant Singh et al (Editors). CSIRO PUBLISHING, 2017. ProQuest Ebook Central. Disponível em: <http://ebookcentral.proquest.com/lib/usyd/detail.action?docID=4826498>. Acesso em 21 de abril de 2024.

Roy, W. R., Krapac, I. G., Chou, S. F. J. & Griffin, R. A. (1991). Batch-type Procedures for Estimating Soil Adsorption of Chemicals. Disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/100018S4.PDF?Dockey=100018S4.PDF>. Acesso em 15 de setembro de 2023



CONSTRUÇÃO COM FARDOS DE PALHA E REBOCOS NATURAIS: UMA ABORDAGEM DE PRODUÇÃO MAIS LIMPA

1Gabriela Malgarin de Lima, 2Carlos Alberto Mendes Moraes, 3Regina Célia Espinosa Modolo

1 Unisinos, e-mail: gabrielaml@unisinos.edu.br; 2 Unisinos, e-mail: cmoraes@unisinos.br; 3 Unisinos, e-mail: reginaem@unisinos.br

Palavras-chave: construção natural; rebocos naturais; produção mais limpa.

Resumo

A combinação da construção com fardos de palha e rebocos naturais tem se mostrado como uma solução mais sustentável do que o modelo convencional e com alto potencial de conforto térmico, principalmente considerando regiões com elevada amplitude térmica anual, como o é na região sul do Brasil. A partir da análise de uma residência particular construída com fardos de palha e acabamentos à base de cal e terra, na cidade de Três Coroas, RS, o presente trabalho relaciona os conceitos e técnicas utilizadas com os níveis de produção mais limpa e os benefícios obtidos pela construção natural. A produção mais limpa (P+L), como uma ferramenta de gestão ambiental, é utilizada para analisar as práticas construtivas escolhidas nesta obra. Nela se discute os aspectos do processo construtivo. Através da P+L percebe-se que o resgate de técnicas de construção natural atua principalmente no nível 1 de produção, abrindo a discussão para a necessidade de novas pesquisas e compartilhamento de conhecimento sobre construção natural para avanços na sustentabilidade da construção civil no Brasil.

Introdução

A construção civil no Brasil, como nos demais países em desenvolvimento, representa alto potencial de desenvolvimento socioeconômico, já que ainda possui uma grande carência de infraestrutura. No entanto, essa indústria também está associada a diversos impactos ambientais significativos, como o consumo de recursos naturais, geração de resíduos, emissões atmosféricas, entre outros.

A construção natural ou bioconstrução é uma abordagem arquitetônica e de construção civil que se baseia no uso de técnicas ancestrais, materiais naturais locais gerados a partir de recursos tecnológicos disponíveis, visando a sua viabilidade. Essa abordagem tende a minimizar o impacto ambiental, promover a sustentabilidade e criar ambientes mais saudáveis e confortáveis, com o mínimo de uso de energia.

A construção natural, desde a concepção de um projeto, foca no uso de técnicas e estratégias simples e acessíveis, tornando-a adequada para diversas comunidades ao redor do mundo. Dessa forma, as técnicas de construção natural vão ao encontro de alguns dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que compõe uma agenda mundial formada por 17 objetivos e 169 metas a serem atingidas até 2030, visando o desenvolvimento sustentável mundial.

Nesse sentido, aprofundar o estudo sobre alternativas que empreguem benefícios socioambientais na construção civil é imprescindível para que sejam feitas escolhas mais coerentes com o foco no desenvolvimento sustentável. Faz-se necessário, portanto, avaliar técnicas e insumos que representem menor impacto ambiental, assim como estratégias para melhor aproveitamento dos recursos naturais e fontes mais eficientes de geração de energia.

São diversas as técnicas caracterizadas como construção natural, oriundas do resgate ancestral de técnicas construtivas. Todas elas foram desenvolvidas a partir da relação dos seres humanos com os recursos disponíveis na natureza e o contexto climático em que estavam inseridos. (BRYCE, WEISMANN, 2021).

Na construção natural consideram-se materiais e insumos que representam baixo impacto ambiental, como estratégia para melhor aproveitamento dos recursos naturais e fontes alternativas e eficientes de geração. Além disso, a técnica escolhida deverá estar adequada às necessidades de cada contexto geográfico, climático e cultural, aos recursos disponíveis no local e à viabilidade técnica e financeira da obra.

A ferramenta de gestão Produção mais limpa também será abordada neste tópico, valendo-se de suas referências para entender a contribuição que a construção natural pode trazer através do olhar da redução da poluição no processo construtivo.

Entre as opções construtivas alinhadas com a sustentabilidade está o uso de fardo de palha. A palha se enquadra como um material sustentável por várias características: é oriunda de fonte renovável, natural e atóxica, que captura carbono durante sua produção, é leve e de custo relativamente baixo. Além disso, é resistente, um ótimo isolante térmico e acústico que combinado com a massa térmica da terra ganha um aumento no seu potencial. (NITZKIN, TERMENS, 2010)

A construção com fardos de palha surgiu no final do século XIX. Bohadana (2007) observou o ressurgimento da construção com fardos de palha desde os anos 1970 como uma resposta a questões ambientais. Minke e Mahlke (2006) também discutiram essa renovação, citando avanços e regulamentações desde os anos 1990. No Chile, Acevedo, Carrillo e Broughton (2019) desenvolveram um sistema construtivo aprovado oficialmente, utilizando terra-palha e fardos de palha, evidenciando a adaptabilidade e aceitação dessa técnica construtiva. Basicamente, são duas técnicas de construção com fardos de palha: a de parede portante e a de parede não portante, com algumas variações destas técnicas em diferentes regiões.

A palha é proveniente da produção de grãos (trigo, centeio, cevada, aveia, milho). Minke e Mahlke (2006) recomendam o uso de fardo da palha trigo, arroz e centeio, cujas dimensões dos fardos menores, comprimidos com pressão de 80 a 120 kg/m³,



são da ordem de 35 cm x 50 cm x 50 cm a 120 cm (altura x largura x comprimento). Outras dimensões e compactidade dos fardos variam em função da capacidade da enfardadeira e tipo de palha. Os fardos devem estar secos, compactados e sempre protegidos da chuva e umidade.

Os problemas significativos relacionados ao emprego de fardos de palha são o contato com umidade, o mofo e pequenos roedores durante o acondicionamento do material. Para evitar o acesso de água à palha, os fardos devem ser colocados distantes de, pelo menos, 20 cm do nível do terreno. Na elaboração do projeto, deve-se considerar a proteção das paredes contra a umidade, com a execução de grandes beirais, mesmos em regiões de clima seco.

As construções de fardo de palha são conhecidas por suas propriedades isolantes naturais e seu apelo ecológico. No entanto, a construção e o revestimento adequados são fundamentais para garantir a durabilidade e a segurança da estrutura.

O uso de materiais como cal e terra, assim como palha, esterco, mucilagem de cactos, são amplamente difundidos dentro das práticas da construção ancestral realizadas na bioconstrução.

O reboco para casa de palha deve ser permeável ao vapor de água a fim de evitar possíveis condensações, proporcionar maior conforto graças à sua capacidade de regular a umidade ambiental e facilitar a evaporação. Regra geral, recomenda-se que o reboco exterior seja mais permeável que o interior. Na ordem, o mais permeável é o solo argiloso, seguido da cal e por último o cimento Portland, menos recomendado. (NITZKIN, TERMENS, 2010)

A Produção Mais Limpa (P+L) é uma abordagem estratégica contínua de gestão ambiental que visa minimizar o impacto ambiental dos processos de produção, reduzindo a geração da poluição e os riscos ambientais. Ela se concentra na prevenção da poluição, atuando em melhorias direcionadas à fonte da geração, ao invés de focar no tratamento da poluição (técnica de fim de tubo). A P+L baseia-se em princípios de eficiência, conservação e sustentabilidade. (SENAI-RS, 2003).

Por meio de uma metodologia desenvolvida pela United Nation Industrial Development Organization (UNIDO), o Centro Nacional de Tecnologias Limpas atuava implantando o Programa de Produção Mais Limpa, junto aos setores produtivos, a partir da identificação de técnicas que permitissem a minimização da poluição, de uso de recursos naturais e o aumento à eficiência energética. A implantação desse programa envolvia desde as etapas de planejamento e organização, pré-avaliação e diagnóstico, estudos de viabilidade técnica, econômica e ambiental até a implementação das opções e plano de continuidade (SILVA, QUELEAS, AMORIM, 2017).

Dentro da metodologia de Produção mais Limpa, a avaliação dos aspectos e impactos de um processo está entre os principais pontos, que dão o direcionamento para a urgência de uma melhoria, seja ela devido ao desperdício de recurso identificado ou o impacto ambiental ocasionado por determinada atividade. Conforme NBR ISO 14001 (ABNT, 2015), a identificação de aspectos ambientais leva em consideração entradas e saídas do processo, em diferentes condições operacionais para que possam ser previstos procedimentos de emergência, conforme risco, medidas adequadas, preventivas e corretivas.

O objetivo da ferramenta de P+L é a integração dos requisitos ambientais aos processos de produção, a fim de reduzir os resíduos e as emissões em termos de quantidade e periculosidade. As ações de melhorias podem acontecer em diferentes níveis, dentro de um processo produtivo. A Figura 1 apresenta os níveis da produção mais limpa.

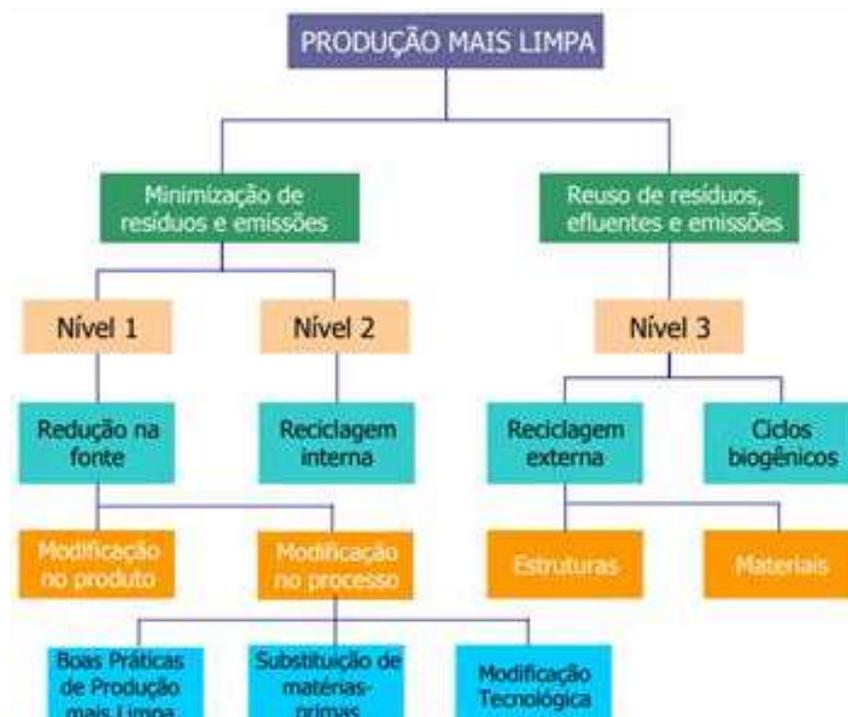


Figura 1: Níveis de Produção mais Limpa.

Fonte: SENAI-RS, 2003



Dentro desse processo, as ações são divididas em níveis sendo:

- Nível 1 - contribuições para a minimização de resíduos e emissões na fonte;
- Nível 2 - reintegração dos resíduos ao processo produtivo que não puderam ser eliminados (reciclagem interna);
- Nível 3 - resíduos que não puderam ser reintegrados e são reciclados por agentes externos à empresa (tratamento externo, aterro industrial). (SILVA, QUELEAS, AMORIM, 2017).

As ações mais efetivas do ponto de vista ambiental se encontram do nível 1, quando elas atuam focadas na não geração da poluição, ao invés de técnicas chamadas de fim-de-tubo, quando as ações são voltadas a gerenciar uma poluição já gerada.

A presente pesquisa exploratória discorre sobre estratégias e etapas construtivas de uma casa, executada na cidade de Três Coroas/RS, com vedação de paredes com fardos de palha e rebocos a base de cal, terra e outros materiais naturais e atóxicos. Além disso, faz uma análise a partir da ótica da ferramenta de gestão ambiental Produção Mais Limpa. Portanto para alcançar os objetivos desta pesquisa se fez um levantamento bibliográfico sobre produção mais limpa, construção com fardo de palha e rebocos naturais, além valer-se dos conhecimentos práticos para execução da obra. A partir da escolha das técnicas escolhidas para execução da obra e do relato dos moradores, foi feita uma correlação com os níveis de produção mais limpa em que elas se enquadram.

Material e Métodos

A Figura 2 apresenta um fluxograma contendo as etapas para execução da obra.

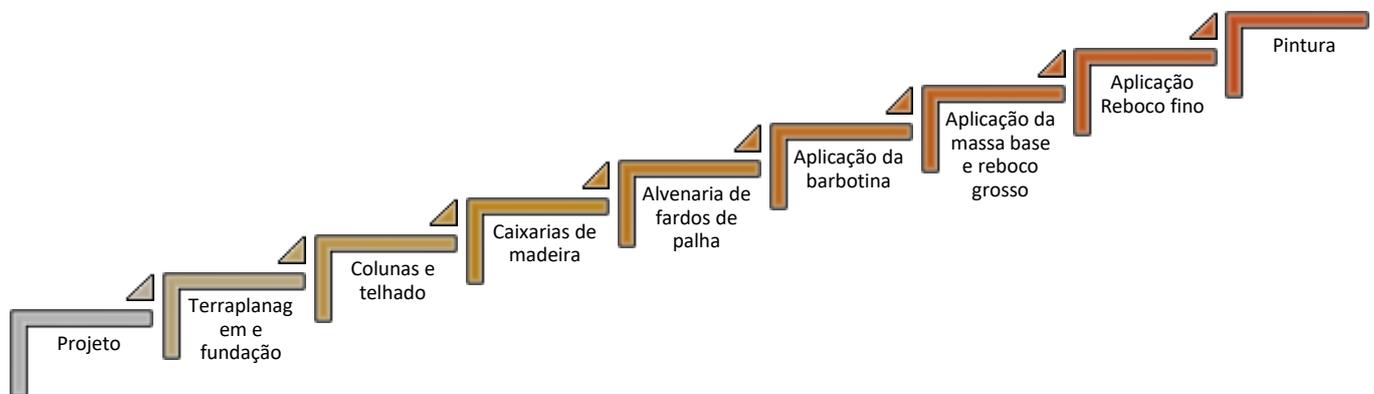


Figura 2: Fluxograma das etapas de execução da obra.

O sistema projetado foi composto por uma caixaria em madeira fixada a estrutura de madeira de eucalipto roliço, onde os fardos eram comprimidos nos dois sentidos, horizontal e vertical. Os fardos foram empilhados no sentido de cutelo, diferentemente do sentido padrão, que é realizado como no assentamento de tijolos, devido, principalmente, a redução da quantidade de fardos disponíveis. Foi realizada a paginação dos fardos, de acordo com a trama da caixaria e as dimensões das peças.



Figura 3: Assentamento dos fardos.

Fonte: Acervo autora



Após a montagem dos fardos, foi aplicada a barbotina, direto na palha, com auxílio de um equipamento adaptado (um aspirador de pó com fluxo de ar invertido), dando efeito de chapisco. Essa estratégia agiliza a aplicação pois impregna as irregularidades da superfície do fardo, no entanto, ao optar pelos fardos em cutelo, as fibras da palha ficam no sentido da parede, oferecendo menos reentrâncias e uma superfície mais lisa, de menor aderência.

Devido a essa redução de reentrância foi necessário aplicar uma massa base, úmida e fina, a fim de moldar a palha, para então, antes de secar, aplicar o emboço. Com o emboço realizado, se garante maior conforto térmico, corrige-se o prumo e é possível conferir proteção, sobretudo sendo este emboço à base de cal e terra. Para um acabamento com maior nível estético, partiu-se de linhas mestras que guiaram o alinhamento da parede, o que conferiu mais rapidez e qualidade no acabamento.

O reboco fino escolhido foi a base de cal e areia, pois tem maior resistência à umidade que os rebocos de terra. Nesta etapa, utilizou-se também mucilagem de cactos que é baba que os cactos soltam depois de um período de molho, que também agrega características de proteção à parede e plasticidade à massa. De maneira geral, os revestimentos podem ser feitos de materiais como argamassa de barro, estuque ou outros, dependendo das especificações e requisitos locais, não sendo aconselhado o cimento.



Figura 4: Aplicação de barbotina e reboco grosso.

Fonte: Acervo da autora

Por fim, foi realizada uma pintura com tinta de mineral, a fim de dar o acabamento final, sempre preservando a característica de trocas gasosas das paredes. A tinta mineral é fabricada com silicato de potássio, que nada mais é do que vidro em forma líquida que não mofa e permite a troca de vapores do ar. Além disso, não utiliza materiais derivados de petróleo em sua composição. (KROTEN, 2021).



Figura 5: Casa pronta após a pintura mineral.

Fonte: Acervo da autora

A tinta mineral utilizada foi uma tinta comercial, pronta, de uma empresa do estado de Santa Catarina, que oferece produtos à base de cal e outros minerais padronizados e atende o mercado da construção natural. Antes da tinta foi passado uma



cobertura de fundo, também fornecida pela empresa. Essas camadas de pintura mineral reforçam a proteção das paredes ao mesmo tempo que mantém a higroscopicidade.

A figura 5 tem por objetivo ilustrar as principais etapas construtivas dessa obra, sendo que as executadas pela equipe de bioconstrução compreenderam desde a alvenaria dos fardos de palha até a pintura.

A fim de conhecer os dados sobre o conforto térmico da residência, os moradores realizaram a medição da temperatura interna e externa, com auxílio de um termo higrômetro digital, da marca *Exbom*, modelo fepro-MUT600S. Para isso, eles colocaram o termômetro em um dormitório construído com paredes de fardo de palha e rebocos de terra e cal, além de um sensor externo. Vale ressaltar que nos dias em que houve medições a estufa *Rocket* não foi ascendida.

Resultados e Discussão

Os resultados estão divididos em: apresentação e análises dos dados coletados de medição de temperatura e análise qualitativa dos materiais utilizados na construção natural relacionados aos níveis de produção mais limpa.

A construção da casa com fardos de palha foi uma demanda de clientes, que optaram por se mudar da região central do país para o sul, com o objetivo de se dedicarem a prática budista, mas temiam a dificuldade na adaptação ao clima frio do Sul e priorizavam a sustentabilidade como valor pessoal. A cidade de Três Coroas apresenta um clima temperado, com uma temperatura média anual de 18.0 °C e precipitação média anual de 2087 mm, janeiro o mês mais quente, com uma média de 22 °C, enquanto julho o mais frio, com uma média de 13.0 °C. A umidade relativa mais baixa durante o ano é em novembro (77.09 %). O mês com maior umidade é junho (83.50 %). No entanto, o Templo Budista se localiza em um dos pontos mais altos de Três Coroas, e o terreno dessa residência está inserido em uma área intensamente arborizada, o que faz com que as temperaturas sejam mais baixas e a umidade do ar maior.

O sistema construtivo de paredes de fardo de palha foi a principal estratégia para garantir o conforto térmico dentro da casa, porém foram utilizados sistemas complementares como o isolamento térmico da laje do piso e do forro, telhas termoacústicas e uma estufa foguete de alta eficiência (Estufa *Rocket*). Essa é uma edificação mista em sistemas construtivos, estruturais e de bioclimatismo, com grandes desafios e aprendizados ao longo do processo.

Para o clima do sul do Brasil, úmido, frio e intenso de maneira geral a utilização de cal na argamassa apresenta um ótimo desempenho térmico e de acabamento, com propriedades antifúngicas e antibactericida, o que auxilia na qualidade do ar mas também na proteção das paredes (BRYCE, WEISMANN, 2021). Assim como o reboco grosso e fino, as tintas naturais permitem as trocas de gases, que favorece conforto climático e a saúde da própria construção.

Além dos benefícios já identificados a partir da substituição de matérias-primas para redução do impacto da obra, durante a sua execução, existem outros que são percebidos após o uso da moradia. Os proprietários, impactados com a sensação térmica dentro da residência, começaram a coletar dados para mostrar a seus familiares. Para isso, eles colocaram o termômetro em um dormitório construído com paredes de fardo de palha e rebocos de terra e cal, além de um sensor externo, conforme tabela 1.

Tabela 1: Registros de temperaturas interna x externa

Dia	Hora	Temp. Externa	Temp. Interna
28/mai	09:08	11.4	19.3
14/jul	08:48	6.2	18.1
15/jul	06:42	4.5	15.6
18/jul	06:46	3.0	14.6
27/ago	07:52	4.8	17.9
28/ago	06:04	2.4	15.2

Em busca de mais informações sobre a sensação térmica da residência, começaram duas medições por dia para avaliarem a variação da temperatura, principalmente interna, conforme tabela 2.

Tabela 2: Registros de temperaturas interna x externa

Dia	Hora	Temp. Externa	Temp. Interna
11/out	11h	18.4	20.2
	22h	13.1	19.1
12/out	07:38	11.2	17.4
13/out	10:55	12.7	17.8
14/out	9h	15.3	17.1
	18:45	14.6	17.9
15/out	13h	20.3	24.6
16/out	09:30	17.1	19.1

Percebe-se que em nenhum momento as temperaturas internas estiveram abaixo de 14,6°C, conferindo alto conforto térmico mesmo em dias com temperatura externa de 3°C. Segundo relato dos moradores não houve problema de umidade escorrendo nas paredes em dias propícios a esse tipo de evento, diferentemente do que aconteceu nas residências vizinhas, que são de construção convencional.



As paredes de fardo de palha têm como principal aspecto a ocupação de área de terra e aspectos produtivos da aveia, uso de combustível fóssil para beneficiamento e transporte da matéria prima, e área de acondicionamento. Contudo, acaba com um dos maiores problemas nos canteiros de obras que é a quantidade significativa de resíduos e entulhos, resultantes do não aproveitamento de todo material. Como os fardos de palha provém da natureza local, não causará impacto negativo para o meio ambiente quando seu descarte. (KONRAD et al 2018). Outro aspecto é a utilização de materiais como pregos novos ou pregos tortos que podem ser reutilizados na própria obra, assim como as cordas dos fardos que também puderam ser reutilizadas para amarrações da própria estrutura.

Este tipo de construção confere aspectos positivos também como conforto térmico, que no decorrer do uso incide em menor uso de energia, e ser de fonte vegetal, renovável, atóxico e de baixo impacto ambiental em comparação a indústria de cerâmica vermelha, por exemplo. De acordo com Konrad et al (2018) a espessura, textura e composição desses materiais possibilitam uma boa isolamento térmica e acústica, isso porque as paredes com fardos configuram um sistema de massa comprimida com ar no seu interior que atua como isolante, ou seja, é termicamente eficiente, pois conserva a temperatura no interior da edificação.

O reboco grosso traz como principais aspectos a extração, beneficiamento e transporte da areia, assim como da cal. Contudo, embora a cal exija grandes quantidades de energia para ser produzida (além dos impactos da extração), a temperatura na qual a cal é queimada é muito inferior à necessária para o cimento. (BRYCE, Katy; WEISMANN, 2021). A terra utilizada veio da própria terraplanagem do terreno. A palha picada é reutilizada dos fardos que se desmancharam no processo de transporte e água utilizada na obra foi 100% da chuva, coletada diretamente do telhado em uma cisterna. Os rebocos a base de argila e cal são muito utilizados nos acabamentos devido ao conforto térmico com preservação da higroscopicidade. Com suas propriedades antifúngicas e bactericidas a cal oferece maior proteção contra umidade, preservando ainda a qualidade do ar no ambiente e conferindo maior resistência às intempéries em comparação com rebocos somente de terra (BRYCE, WEISMANN, 2021).

De acordo com Faria (2018), as argamassas mistas de terra e cal, comparativamente a argamassas só de cal podem apresentar vantagens econômicas, ambientais e técnicas. São vantagens ambientais e econômicas pela formulação das argamassas com menores teores de ligante produzido especificamente (a cal), substituindo-o parcialmente por terra argilosa. A terra, idealmente, pode ser proveniente de escavações para trabalhos de construção, sendo classificada como resíduo de construção e demolição (RCD) inerte, e reduzindo o volume de RCD a ser gerido. São vantagens técnicas também devido a adequada trabalhabilidade, retração controlada, resistências mecânicas relativamente baixas, que lhes propiciam compatibilidade com uma grande gama de suportes com boa aderência e resistência às ações correntes. (FARIA, 2018).

Nesta etapa também foram gerados resíduos de fita adesiva, plásticos e látex de equipamento de proteção individual (epi), ou usados para acabamentos, onde há junções entre diferentes materiais (parede de arranque em pedra grês com parede de palha, ou em pilares de madeira, por exemplo). Um ponto relevante é que com o uso de boas práticas no canteiro de obra (obra limpa e cobertura do chão) foi possível recuperar a massa que caía, antes de secar, e recolocá-la em uso.

O reboco fino permite o uso de menos quantidade de material, sendo os aspectos já mencionados referentes a areia e a cal, assim como resíduos plásticos de ferramentas, fitas adesivas, lonas para proteção das aberturas e epi's. Nesta etapa entra o uso da poda de cactos Palma, que confere benefícios de plasticidade à massa e vem de fonte renovável.

Como já mencionado, a tinta utilizada para acabamento é um material atóxico, de base mineral, que teve como principal aspecto a logística do estado de Santa Catarina ao Rio Grande do Sul. Além disso, a geração de resíduos sólidos foi uma das ferramentas, fitas adesivas e epi.

Este método construtivo a longo prazo também reduz o trabalho de manutenção das paredes, sendo desnecessária a etapa de lixação antes da nova pintura.

Fazendo uma relação com a Figura 4, pode-se perceber que a maioria das práticas se encaixa no nível 1 de produção mais limpa, mais especificamente agindo na redução de poluição na fonte. O produto final segue sendo casa, mas construída sobre um novo conceito que implica na modificação da maioria das matérias-primas utilizadas, todas com menor impacto ambiental em relação à construção convencional, uma vez que na construção natural pode-se não utilizar cerâmica queimadas, cimento, nem insumos tóxicos.

A ferramenta de produção mais limpa traz para a linguagem dos processos produtivos o nível de atuação das práticas de Bioconstrução. Neste artigo ela não pode ser aprofundada, mas ela poderia ser utilizada para propostas de melhorias ainda maiores através da identificação detalhada dos aspectos e impactos. Contudo, percebe-se uma limitação para expressar a magnitude dos resultados quando, além de mitigar impactos, a técnica confere benefícios, como no caso deste estudo.

Conforme Bryce, Weismann (2021), os materiais de base vegetal, como cânhamo, linho e a palha, atuam na remoção de CO₂ da atmosfera. Através do crescimento do material vegetal, o dióxido de carbono é absorvido, convertido em oxigênio e depois liberado na atmosfera. Os edifícios construídos com estes materiais geralmente também apresentam bons valores de isolamento construído, ou massa térmica (a capacidade de armazenar calor) e podem, assim, reduzir as emissões de carbono, minimizando a necessidade de aquecimento de um edifício.

Um aspecto muito importante dessa obra é o conforto térmico que se reflete no consumo de energia durante o uso da residência. Em tempos de crise climática investir neste conforto independente de ar-condicionado artificial é uma questão de estratégia. A cisterna também auxilia na resiliência dos moradores, sendo a principal fonte de água. Através de estratégias como estas a construção civil pode auxiliar o alcance de metas estipuladas em ODS, como objetivo 9 que trata de infraestrutura sustentável e de qualidade, objetivo 11 que trata de cidades e comunidades sustentáveis, ou ainda objetivo 12 que traz a importância do consumo e produção responsáveis.



A construção natural apresenta-se como um método construtivo que precisa ser melhor estudado e difundido pois demonstra um enorme potencial de atender parte das demandas relacionadas às questões ambientais. A partir desta análise pode-se concluir de forma preliminar, que as técnicas de construção natural possuem um grande potencial para mitigar impactos e ainda acarretar benefícios em prol do desenvolvimento sustentável, necessárias para a manutenção da vida.

Considerações Finais

Em tempos de crise climática, que assola principalmente pessoas em situação de maior vulnerabilidade, o resgate e o compartilhamento de técnicas que tragam menor impacto ambiental e maior resiliência para as moradias tornam-se urgentes. E assim sendo, a difusão de técnicas de bioconstrução vai ao encontro da agenda mundial para o atendimento de metas para o desenvolvimento sustentável, relacionadas ao tema.

A partir da análise da ferramenta de P+L, as técnicas e materiais adotados nas práticas de construção natural atuam diretamente na redução da poluição direto na fonte, e ainda geram menor impacto ocupacional para os trabalhadores, uma vez que os materiais são livres de compostos voláteis orgânicos. Os relatos dos moradores e os dados coletados sobre a temperatura indicam que o conforto térmico e acústico da moradia é superior às construções convencionais e diminuem os impactos relacionados a consumo de energia após a ocupação da moradia.

Importante ressaltar que a bioconstrução alia consciência ambiental, que deve ser parte do desenvolvimento humano, e junto disso pode atender a diferentes desejos estéticos e, portanto, à diferentes públicos-alvo. O seu escalonamento depende da difusão dos seus benefícios, do uso de maquinários e de capacitação de mão de obra.

Referências Bibliográficas

ACEVEDO, R.; CARRILLO, O.; BROUGHTON, J. Construcción en quinchu liviana, sistemas constructivos sustentables de reinterpretación patrimonial. Chile, 2019. Disponível em: <<http://redeterrabrasil.net.br/outras-publicacoes-tema-1/>>.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR ISO 14001: sistemas de gestão ambiental: requisitos com orientações para uso. Rio de Janeiro, 2015.

BOHADANA, Ingrid Pontes Barata. Avaliação de habitação de interesse social rural, construída com fardos de palha, terra e cobertura verde, segundo critérios de sustentabilidade. Porto alegre, 2007. Dissertação, Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

BRYCE, Katy; WEISMANN, Adam. Clay and Lime Renders - Plasters and paints: A how-to guide to using natural finishes. Ed. Green Books. England: Cambridge, 2021.

CLIMATE DATA (s.d). Clima em Três Coras. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/rio-grande-do-sul/tres-coroas-43834/>>. Acesso: 08 de outubro de 2023.

FARIA, Paulina. Argamassas de cal e terra: características e possibilidades de aplicação. Caparica – Portugal, 2018. Disponível: <<https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000400292>>. Acesso em: abr. 2024.

Konrad et al (2018). Bioconstruções: o fardo de palha como elemento construtivo. Disponível em: <<file:///C:/Users/User/Documents/Bioconstrucao/Referencial%20teorico/Cient/BIOCONSTRUCOES%20O%20FARDO%20DE%20PALHA%20COMO%20ELEMENTO%20CONSTRUTIVO.pdf>>. Acesso em março 2024.

KROTEN ecotintas. Por que usar tinta mineral? Conheça os benefícios. Pomerode, 2021. Disponível em: <https://www.krotentintas.com.br/2021/08/27/por_que_usar_tinta_mineral/#:~:text=A%20tinta%20mineral%20%C3%A9%20usada,que%20essa%20tinta%20n%C3%A3o%20descasca.>. Acesso em: 17 abr. 2024.

MINKE, Gernot; MAHLKE, Friedermann. Manual de construcción con fardos de paja. Montevideo: Fin de Siglo, 2006.

NITZKIN, Rikki; TERMENS, Maren. Casas de Praia: una guía para autoconstructores. Editora EcoHabitar: Espanha, 2010.

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM INDUSTRIAL. SENAI-RS. Implementação de Programas de Produção Mais Limpa. Porto Alegre, 2003. Disponível em: <[file:///C:/Users/User/Downloads/manual_implementacao_pmais1%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/User/Downloads/manual_implementacao_pmais1%20(1).pdf)>. Acesso em: dez. 2023.

SILVA, Júlio César Borges da; QUELEAS, Osvaldo Luiz Gonçalves; AMORIM, Marisa Fasura de. Análise comparativa de modelos e práticas de gestão ambiental em pequenas e médias empresas do setor da construção civil a partir de estudos teóricos. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/inter/a/Sb86ZXR9P8jRbGgd8z9xn7q/?lang=pt&format=pdf>>. Acesso em: dez. 2023.



POTENCIAL DE DETOXIFICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO POR MEIO DA AÇÃO DE MICRORGANISMOS PRESENTES NO SOLO

1Beatriz Belchor de Lara, 2Marcelo Hidemassa Anami 3Bruno de Oliveira Freitas,
4Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: beatrizlara36@gmail.com; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: mhanami@utfpr.edu.br; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: brunofreitas@utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Biorremediação; UFCs; Agentes bioestimulantes.

Resumo

O Lodo de Esgoto, denominado neste trabalho como LE é um componente com uma composição diversificada, podendo conter matéria orgânica, nutrientes, microrganismos alóctones e patogênicos e metais tóxicos. A biorremediação é um processo que permite reduzir as características tóxicas de um composto pela ação dos próprios microrganismos presentes no meio, conhecidos como agentes bioestimulantes. Este estudo teve como objetivo investigar a capacidade de detoxificação do LE utilizando solo agrícola e solo *in natura* como agentes biorremediadores, avaliando o potencial de redução da toxicidade das composições LE + solo nas proporções (1:1) e (1:3) nos períodos (T0) antes do tratamento e (T1) após 60 dias de biorremediação. Para a avaliação, foram realizadas análises microbiológicas e químicas em cada unidade amostral. As análises microbiológicas revelaram uma alta concentração de Unidades Formadoras de Colônias (UFCs) de bactérias no início do processo de biorremediação (T0) e predominâncias de UFCs de fungos no final (T1). As análises químicas mostraram uma maior redução de matéria orgânica no LE e uma redução de pelo menos um macronutriente em cada amostra. Em contrapartida, houve um aumento de micronutrientes, destacando-se o solo agrícola, que apresentou maior disponibilidade de nutrientes em comparação ao solo *in natura*.

Introdução

O lodo de esgoto sanitário (LE), classificado como biossólido, é um subproduto gerado durante o tratamento de esgoto, destacando-se por seu considerável potencial de reciclagem, possibilitando sua re inserção no ciclo biológico como substrato para plantas (GABERLINNI, 2022). A sua composição varia de acordo com a fonte do esgoto sanitário, podendo ter origem doméstica ou exibir características típicas de efluentes industriais (FARIA, 2018). Embora apresente uma variada composição, esta não inclui apenas compostos benéficos como água, nutrientes e matéria orgânica, mas também compostos orgânicos persistentes, microrganismos patogênicos e metais tóxicos (SANTOS, 2018).

A problemática reside na diversidade dos patógenos que podem ser identificados na composição do LE. Destacam-se a *Escherichia coli*, *Salmonella* spp., ovos de Helmintos e *Clostridium perfringens*, todos capazes de resistir a diversas condições ambientais e sobreviver por longos períodos. Entre estes, destacam-se, a *Salmonella* spp. devido à sua elevada presença no lodo de esgoto, sendo responsável por inúmeras doenças gastrointestinais e sua resistência ao tratamento convencional de esgoto sanitário, resultando na presença de cepas mesmo após o processo de tratamento nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs). Os Helmintos, por sua vez, apresentam um potencial significativo de propagação de doenças, pois a contaminação de um hospedeiro requer apenas a presença de um único ovo. Além disso, eles exibem maior resistência aos processos de tratamento do lodo, podendo sobreviver por meses ou até mesmo anos (ZANUZZI et al., 2022).

Considerando o potencial de toxicidade do lodo de esgoto, sua disposição ambientalmente adequada, não deve ser apenas preocupação dos órgãos públicos, mas também de toda a população, uma vez que devido suas características, sua disposição inadequada afeta não apenas ao meio ambiente, mas a saúde pública (BOINA, 2012). Dentre os meios de destinação mais comuns, tem-se incineração, aterros industriais, compostagem, área degradadas, áreas agrícolas, além do descarte irregular em corpos hídricos (BARBOSA, 2018; GOMES, 2019; FIGUEIREDO, 2019).

Como um meio mais nobre e ecologicamente correto para gestão do LE, a sua utilização em solos agrícolas tem sido objeto de diversos estudos, representando uma alternativa de baixo custo (MEDEIRO et al. 2022; FILIPPI, 2022; LINS & LIMA, 2022), bem como é uma técnica já regulamentada por meio da Resolução CONAMA nº 498 de 2020, que “define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólidos em solos e dá outras providências”, nos Art. 8º e 9º são definidos aspectos a serem caracterizados no biossólido para seu uso no solo, sendo estes: potencial agrônomo, atratividade de vetores, substâncias químicas e qualidade microbiológica, bem como sua classificação (Classe A ou Classe B) de acordo com as características de sua composição. Já, por meio da Política Nacional de Resíduos Sólidos - Lei nº 12.305 de 2010, são apresentadas diretrizes quanto a sua reciclagem.

O fundamental é que antes de sua disposição o LE passe por algum processo de tratamento que reduza seus níveis de toxicidade e patogenicidade. A associação do LE ao solo por meio da técnica de biorremediação tem se mostrado eficiente na redução da detoxificação do biossólido (MAZZEO et al., 2015; SANTOS, 2018).

Diversos estudos têm se dedicado à análise do potencial de detoxificação do LE utilizando o solo como agente bioestimulante (BITTENCOURT, 2017; SOUZA, 2021; FILIPPI, 2022; SANTOS, 2023). No entanto, é relevante observar que existe uma carência de pesquisas que abordem a eficácia do processo de detoxificação por meio dos microrganismos presentes em solos com diferentes características.



Considerando o que foi apresentado anteriormente, o objetivo deste estudo foi observar a eficácia da detoxificação do LE por meio do processo de biorremediação, utilizando diferentes tipos de solos como agentes bioestimulantes. Para isso, foram preparadas associações do LE com solo agrícola e solo de floresta, referido neste estudo como solo *in natura*, com o propósito de caracterizar a composição de nutrientes e quantificar a presença de bactérias e fungos antes e após o período de 60 dias de tratamento.

Material e métodos

Para o presente estudo foi utilizando LE proveniente do processo de tratamento de esgoto por meio de Reatores Anaeróbicos de Leito Fluidizado (RALF), dispostos em leito de secagem sem receber qualquer tratamento para sua estabilização. O resíduo foi coletado na Estação de Tratamento de Esgoto pertencente à Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR) no município de Londrina-PR.

Ambos os solos, de área de floresta (solo *in natura*) e agrícola, utilizados como agentes biorremediadores, foram coletados em uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) e áreas agricultáveis, respectivamente, de uma fazenda localizada no Município de Jaguapitã – PR.

É importante destacar que houve um cuidado para manter um padrão granulométrico consistente entre as duas amostras de solo, passando por uma peneira de 2,0 mm.

Os tratamentos foram montados em frascos de polietileno de alta densidade (PEAD) de volume 2 L (em triplicata), sendo de amostras puras de LE; Solo Agrícola e Solo *in natura*; e suas respectivas associações de LE + Solo Agrícola e LE + Solo *in natura* nas proporções (3:1) e (1:1) (v/v), totalizando 21 unidades experimentais. Todas as unidades, com exceção do LE, foram regadas com água destilada até atingirem umidade entre 40% e 50%.

Para o processo de biorremediação, as unidades foram dispostas de forma randômica e mantidas por um período de 60 dias em Estufa de Vegetação construída na propriedade da UTFPR, Campus Londrina, onde permaneceram a temperatura ambiente e protegidas contra intempéries (chuva, ventos).

Ensaios Microbiológicos e Análises Químicas

Foram coletadas amostras das 21 unidades experimentais no tempo (T0) antes do processo de biorremediação e (T1) após 60 dias de tratamento.

Para os ensaios microbiológicos foram coletadas 50g de cada tratamento armazenados em frascos estéreis. De cada 50g foi pesado 10g e transferidos para Erlenmeyer contendo 90 mL de solução salina (primeira diluição 10^{-1}) onde foram feitas diluições seriadas até 10^{-5} (MICROBIOLOGIA BÁSICA, 2010).

Como meio para o crescimento de bactérias e fungos, Placas de Petri foram previamente preparadas contendo meio de cultura estéril Plate Count Agar (PCA) e Sabouraud. Para cada amostra/associação foram selecionadas 2 (duas) placas de cada meio (duplicatas) onde em cada uma foi inoculado 0,1 mL das seguintes diluições 10^{-1} , 10^{-3} e 10^{-5} . As placas de PCA foram incubadas em estufa a 35°C por 24 horas e as placas de Sabouraud em estufa a 25°C por 72 horas.

As etapas do ensaio microbiológico até a incubação de bactérias e fungos, estão representadas na Figura 1.

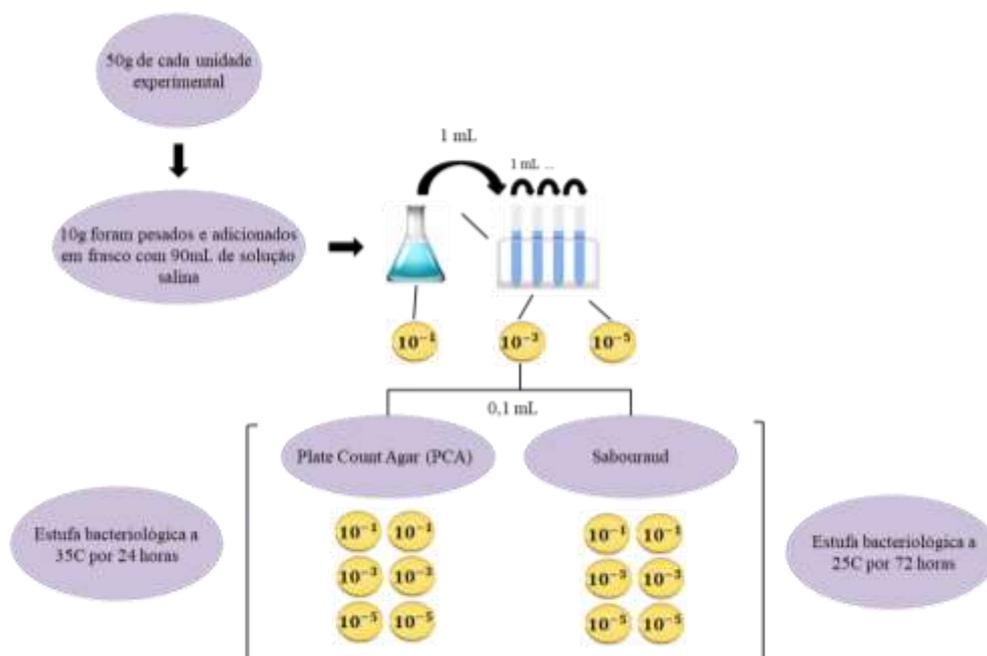


Figura 1 - Esquema da etapa de diluição em série, inoculação e incubação de placas de bactérias e fungos para análise microbiológica.



Passado o período de incubação, por meio de análises quantitativas, foi determinado o número de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) por g de amostra e realizada a caracterização colonial. Segundo o objetivo, foram selecionadas as placas que apresentaram entre 30 e 300 colônias, sendo as placas correspondendo as diluições 10^{-5} as utilizadas neste estudo.

A Equação 1, representada a seguir, foi utilizada para a determinação das UFCs:

$$UFC = (n^\circ \text{ de colônias}) \times 10^{**} \times (\text{diluição utilizada para a contagem}) \quad (1)$$

Onde:

UFC: significa Unidade Formadora de Colônia;

10^{**} : é o fator de correção utilizado quando a quantidade de amostras inoculadas na placa de Petri foi 0,1 mL.

As análises químicas por sua vez, foram encaminhadas para laboratório especializado, onde foram realizados ensaios para a determinação de micronutrientes, macronutrientes e reações químicas (Figura 2), utilizando os seguinte extratores: Ca, Mg, Al (KCL 1 mol/L); B ($BaCl_2$); S ($Ca(H_2PO_4)_2$ 0,01 mol/L) e P, K, Cu, Zn, Fe, Mn, Na(MEHLICH-1).

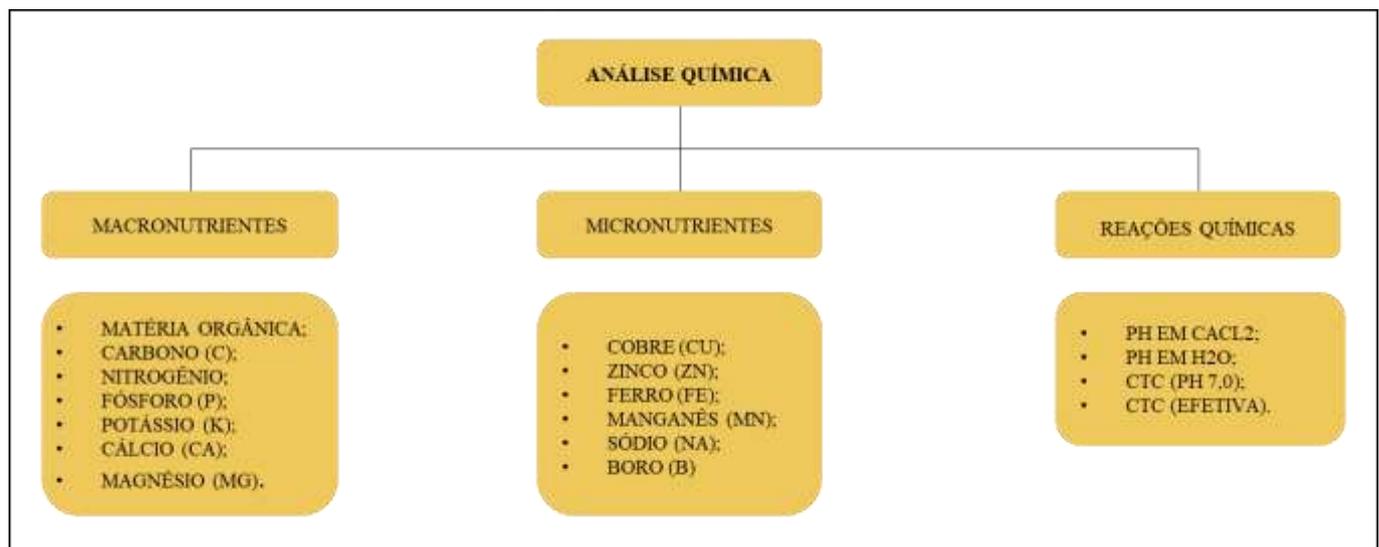


Figura 2 - Fluxograma das análises químicas realizadas em laboratório especializado.

Legenda: CTC: Capacidade de Troca Catiônica

Resultados e Discussão

Ensaio Microbiológicos

Os resultados da média e desvio padrão das Unidades Formadoras de Colônias (UFCs) de bactérias e fungos obtidos nas análises microbiológicas das unidades experimentais durante o período de 60 dias de tratamento (T0 e T1), estão representados na Figura 3.

No início do processo de biorremediação das unidades experimentais (T0), de acordo com os resultados (Figura 3) os valores de concentração de UFCs/g de bactérias se mostraram superiores aos valores de UFCs/g de fungos, com exceção da associação SIn + LE (3:1) que apresentou aproximadamente 50 milhões de UFCs/g de bactérias para 120 milhões de UFCs/g de fungos. Bem como, também pode ser observado um aumento das UFCs/g de bactérias após o período de biorremediação (T1) nas associações contendo solo *in natura* em ambas as proporções de (1:1) e (3:1) apresentando 85 milhões e 82,5 milhões de UFCs de bactérias, respectivamente e SA + LE (1:3) com 119,5 milhões. Nas demais amostras para o mesmo período, obtiveram-se resultados de mesma proporção entre UFCs/g de bactérias e fungos para a associação SA + LE (1:1) com aproximadamente 2,2 milhões UFCs/g e menor proporção de UFCs/g de bactérias para as associações contendo S.A, S.In e LE, as quais apresentaram valores aproximados de 460 mil, 1,28 milhões e 133 milhões de UFCs/g em suas respectivas proporções.

A hipótese é que o elevado número de colônias de bactérias em algumas associações, tanto durante o período inicial do processo de biorremediação quanto após 60 dias de tratamento, esteja relacionado à degradação da matéria orgânica lábil, ou seka, o material orgânico de fácil decomposição. Isso ocorre devido à capacidade das bactérias de degradar essas moléculas com maior facilidade e rapidez. Por outro lado, os fungos possuem uma maior capacidade de degradar componentes recalcitrantes, ou seja, as moléculas mais fáceis de decompor (MONTEIRO, 2019).

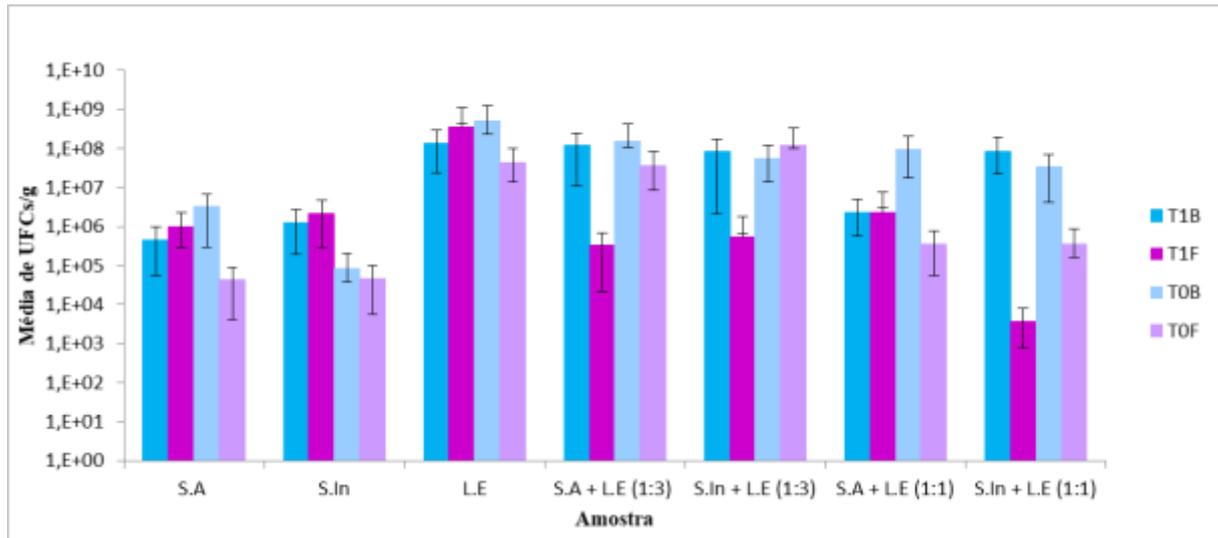


Figura 3 - Média e desvio padrão das Unidades Formadoras de Colônias (UFCs) de bactérias e fungos por grama de cada unidade experimental para os períodos T0 e T1.

Legenda: (S.A) = Solo Agrícola; (S.In) = Solo *in natura*; (L.E) = Lodo de Esgoto; S.A + LE (1:1) e (1:3) = Solo Agrícola associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); S.In + LE (1:1) e (1:3) = Solo *in natura* associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); (T1B) = Quantidade de bactérias após-processo de biorremediação; (T1F) = Quantidade de fungos após-processo de biorremediação; (T0B) = Quantidade de bactérias antes do processo de biorremediação; (T0F) = Quantidade de Fungos antes do processo de biorremediação.

Análises Químicas

Os resultados de micronutrientes, macronutrientes e reações químicas das unidades experimentais obtidas durante os 60 dias de tratamento (T0 e T1), estão representados nos Quadros 1, 2 e 3, respectivamente.

Quadro 1 – Resultados de micronutrientes das unidades experimentais (T0 e T1)

AMOSTRAS:	S.A	S.In	L.E	S.A + L.E (1:3)	S.In + L.E (1:3)	S.A + L.E (1:1)	S.In + L.E (1:1)
MICRONUTRIENTES							
T0 (mg/dm³)							
Cobre (Cu)	19,51	12,54	21,17	25,91	20,46	24,76	21,43
Zinco (Zn)	5,12	3,93	191,00	134,29	138,5	112,77	58,84
Ferro (Fe)	18,85	12,84	351,05	208,61	157,19	174,74	99,25
Manganês (Mn)	34,72	63,07	37,13	68,93	48,22	65,68	82,65
T1 (mg/dm³)							
Cobre (Cu)	17,19	12,68	19,61	20,49	19,65	20,59	18,62
Zinco (Zn)	4,25	3,83	196,31	152,15	131,01	112,62	97,21
Ferro (Fe)	21,5	16,96	275,52	186,76	170,97	120,28	119,37
Manganês (Mn)	44,91	66,26	20,8	72,83	90,74	86,64	106,78

Legenda: (S.A) = Solo Agrícola; (S.In) = Solo *in natura*; (L.E) = Lodo de Esgoto; S.A + LE (1:1) e (1:3) = Solo Agrícola associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); S.In + LE (1:1) e (1:3) = Solo *in natura* associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); (T0) = Período antes do processo de biorremediação; (T1) = Período pós-processo de biorremediação.

Comparando os resultados de micronutrientes para os períodos T0 e T1, foi observado a redução na concentração de Cobre (Cu) para todas as associações, com exceção da S.In que em T0 apresentou concentração de 12,54 mg/dm³ e aumento para 12,68 mg/dm³. Para o Zinco (Zn) houve aumento nas seguintes associações: L.E com 196,31 mg/dm³; SA + LE (3:1) com 152,15 mg/dm³ e S.In + LE (1:1) com 97,21 mg/dm³. As concentrações de Ferro (Fe) obtiveram aumento nas amostras de S.A com 21,5 mg/dm³; S.In com 16,96 mg/dm³ e em ambas as associações de SIn + LE (1:1) e (3:1) com 119,37 mg/dm³ e 170,97 mg/dm³. A única associação que apresentou redução de Manganês (Mn) em sua composição foi LE de 37,13 para 20,8 mg/dm³.



Quadro 2 – Resultados de macronutrientes das unidades experimentais (T0 e T1)

AMOSTRAS:	S.A	S.In	L.E	S.A + L.E (1:3)	S.In + L.E (1:3)	S.A + L.E (1:1)	S.In + L.E (1:1)
MACRONUTRIENTES							
T0							
(g/dm³)							
Matéria Orgânica	33,19	39,15	81,28	55,32	66,81	51,91	53,62
Carbono (C)	19,30	22,76	47,25	32,16	38,84	30,18	31,17
Nitrogênio Total	1,66	1,96	4,06	2,77	3,34	2,6	2,68
(mg/dm³)							
Fósforo (MEHLICH-1)	39,26	5,08	254,02	187,98	140,56	150,41	76,9
(cmol/dm³)							
Potássio (K ⁺)	0,88	0,64	1,11	0,97	0,96	1,06	0,8
Cálcio (Ca ⁺²)	9,77	11,51	27,84	18,1	19,95	16,98	14,54
Magnésio (Mg ⁺²)	3,19	3,84	7,55	5,69	6,99	5,19	4,93
T1							
g/dm³							
Matéria Orgânica	35,74	40	54,47	51,06	53,83	48,51	48,51
Carbono (C)	20,78	23,26	31,67	29,69	31,3	28,2	28,2
Nitrogênio Total	1,79	2	2,72	2,55	2,69	2,43	2,43
mg/dm³							
Fósforo (MEHLICH-1)	35,85	4,99	191,05	154,99	131,41	117,2	80,1
cmol/dm³							
Potássio (K ⁺)	0,87	0,72	1,05	1,01	0,87	1,01	0,87
Cálcio (Ca ⁺²)	8,31	10,58	20,12	17,39	16,15	15,22	15,35
Magnésio (Mg ⁺²)	2,81	3,7	6,28	5,56	5,72	4,85	5,13

Fonte: O autor (2022)

Legenda: (S.A) = Solo Agrícola; (S.In) = Solo *in natura*; (L.E) = Lodo de Esgoto; S.A + LE (1:1) e (1:3) = Solo Agrícola associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); S.In + LE (1:1) e (1:3) = Solo *in natura* associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); (T0) = Período antes do processo de biorremediação; (T1) = Período pós-processo de biorremediação.

Com relação à concentração de macronutrientes, para todas as associações com exceção do S.A e S.In, houve redução de matéria orgânica, carbono (C) e Nitrogênio (N). Os macronutrientes Fósforo (F), Cálcio (Ca) e Magnésio (Mg) apresentaram redução em suas concentrações em todas as associações, exceto no S.In + LE (1:1) onde houve aumento de suas concentrações para 80,1 mg/dm³ de (F), 15,35 cmol/dm³ de (Ca) e 5,13 cmol/dm³ de (Mg). Já as associações S.A; L.E e S.A + L.E (1:1) mostram valores menores para o potássio (K).

Por meio da análise dos Quadros 1 e 2, foi possível observar de forma geral, uma maior taxa de redução na concentração de micro e macronutrientes em todas as associações após o período de biorremediação (T1).

Os resultados da análise do pH em CaCl₂ mostram um aumento apenas nas associações LE e S.In + LE (3:1) de pH 5,7 para pH 6,1. Já as reações da capacidade de troca catiônica CTC (pH 7,0) e CTC (efetiva) foram reduzidas após o período de biorremediação (T1) em todas as associações, com exceção do S.In + L.E (1:1).

A presença de um pH mais ácido segundo Rodrigues et. al (2022) pode estar relacionada a liberação de substâncias e/ou compostos acidificados resultantes do metabolismo de bactérias e fungos durante o processo de decomposição da matéria orgânica. Já a CTC efetiva está diretamente relacionada aos teores de matéria orgânica disponível no meio, portanto, pode-se supor que sua redução está ligada a degradação da matéria orgânica e conseqüentemente, menor concentração presente nas associações após o período de biorremediação (T1). Já a CTC em pH 7,0 representa a capacidade que o solo possui em reter cátions como cálcio (Ca), Magnésio (Mg), potássio (K), alumínio (Al) e hidrogênio (H), dessa forma, o resultado está associado a redução na concentração de Ca, Mg e K nas associações em T1 (GUIMARÃES, MATOS E CARPANEZ, 2022). O Al e H não foram detectadas na análise química, provavelmente por estarem abaixo do limite de detecção.



Quadro 3 – Resultados de reações químicas das unidades experimentais (T0 e T1)

AMOSTRAS:	S.A	S.In	LE	S.A + LE (1:3)	S.In + LE (1:3)	S.A + LE (1:1)	S.In + LE (1:1)
REAÇÃO DA AMOSTRA							
T0							
pH em CaCl ₂	5,31	5,47	5,76	5,76	5,74	5,67	5,69
cmol/dm³							
CTC (pH 7,0)	18,63	20,4	41,77	29,27	32,44	27,81	24,72
CTC (Efetiva)	13,87	16,01	36,59	24,81	27,93	23,27	20,3
T1							
pH em CaCl ₂	5,29	5,45	6,1	5,66	6,03	5,04	5,31
cmol/dm³							
CTC (pH 7,0)	17,26	19,75	31,63	28,85	26,69	27,62	26,85
CTC (Efetiva)	12	15,02	27,51	24,03	22,79	21,24	21,39

Fonte: O autor (2022)

Legenda: (S.A) = Solo Agrícola; (S.In) = Solo *in natura*; (L.E) = Lodo de Esgoto; S.A + LE (1:1) e (1:3) = Solo Agrícola associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); S.In + LE (1:1) e (1:3) = Solo *in natura* associado com Lodo nas proporções (1:1) e (1:3); (T0) = Período antes do processo de biorremediação; (T1) = Período pós-processo de biorremediação.

Considerações Finais

Por meio do estudo pode-se concluir que a associação dos microrganismos presentes nos solos e no LE, após o período de biorremediação, foi capaz de reduzir a matéria orgânica presente nas amostras, bem como as quantidades de micronutrientes.

As análises químicas indicam que o solo agrícola é mais rico em nutrientes quando comparado com o solo *in natura* e suas respectivas associações com LE. Por ser um resíduo composto em sua maior parte por matéria orgânica de origem variada, foram observados resultados mais elevados de macro e micronutrientes.

De forma geral pode-se considerar que os próprios microrganismos presentes no solo e no LE, são capazes de degradar a matéria orgânica e os demais componentes presentes no LE, reduzindo sua toxicidade e demonstrando que o método de biorremediação natural pode ser uma técnica eficaz.

Referências Bibliográficas

- BARBOSA, J. G. Gestão ambiental em estações de tratamento de esgoto sanitário: alternativas para o lodo de esgoto. **Revista Especialize On-line IPOG**, v. 01, n. 15, p. 15, 2018. Disponível em: <https://ipog.edu.br/wp-content/uploads/2020/11/jessica-goncalves-barbosa-pagyn12-175131614.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2022.
- BITTENCOURT, S.; AISSÉ, M. M.; SERRAT, B. M. Gestão do uso agrícola do lodo de esgoto: estudo de caso do estado do Paraná, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1129–1139, 2017. DOI: <https://www.scielo.br/j/esa/a/jSf4HxFmndFtpHHPkHjnmHP/?lang=pt>. Acesso em: 26 mar. 2022.
- BOINA, W. L. D. O. **Análise das condições de desaguamento de lodos de ETEs em Bag´S: o caso da ETE -Limoeiro – Presidente Prudente-SP**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2012. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/4332/4632.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 27 mar. 2022.
- FARIA, M. F. **Compostagem de lodo de esgoto e indicadores de patogenicidade**. 2018. Tese de doutorado em Ciência Florestal. Faculdade de Ciências Agrônômicas da Unesp. Botucatu, SP, 2018. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/handle/11449/180485>. Acesso em: 10 nov. 2022.
- FIGUEIREDO, R. S. **Impacto da disposição de esgoto sanitário sobre características físicas e químicas e a comunidade microbiana do solo**. 2019. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2019. Disponível em: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1337M.PDF>. Acesso em: 20 out. 2021.
- FILIPPI, A. C. **Toxicidade de lodo de esgoto sanitário: subsídios para tomada de decisão ambientalmente correta antes da incorporação em solos agrícolas**. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Francisco Beltrão, PR, 2022. Disponível em: https://btd.ibict.br/vufind/Record/UTFPR-12_a692230bf63a2bcd065970dafd7955e8. Acesso em: 04 dez. 2023.



- GARBELLINI, L. R. **Avaliação do potencial toxicológico de substâncias inorgânicas na reciclagem de biossólidos**. 2022. Dissertação (Mestrado em Suatentabilidade). Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, SP, 2022. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/003086832>. Acesso em: 04 dez. 2023.
- GOMES, L. DE A. **Aproveitamento do lodo gerado em estações de tratamento de esgoto e a relação com o meio ambiente**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia de Materiais. Universidade Federal de Minas Gerais, 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/bitstream/1843/32595/1/APROVEITAMENTO%20DO%20LODO%20DE%20ESGOTO.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.
- GUIMARÃES, R. N; MATOS, A. T; CARPANEZ, T. G. Alterações químicas e sanitárias em solos e estéril de mineração receptores de lodo de esgoto sanitário, composto orgânico e fertilizante mineral. **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200225>. Acesso em: 21 nov. 2022.
- LINS, T. C; LIMA, A. S. T. Lodo de Esgoto como alternativa de fertilização agrícola para o município de Igaci-AL. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 8, 2022. DOI: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i8.30461>. Acesso em: 04 dez. 2023
- MAZZEO, D. E. C. et al. Monitoring the natural attenuation of a sewage sludge toxicity using the Allium cepa test. **Ecological Indicators**, v. 56, p. 60–69, 2015. DOI: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/177339/2-s2.0-84928473982.pdf?sequence=1>. Acesso em: 04 nov. 2021
- MEDEIRO, Y. M. et al.; Estimativa econômica no uso do lodo de esgoto para fins agrícolas. **XIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.55449/congea.13.22.VII-031>. Acesso em: 04 dez. 2023.
- MONTEIRO, L. S. V. E. **Sucessão da comunidade fúngica termofílica e termotolerante na compostagem da gordura de frango**. 2019. Trabalho de conclusão de curso (Engenharia Ambiental). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Rio Claro, SP, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/203757>. Acesso em: 21 nov. 2022.
- SANTOS, R. A. **Biodegradação de lodo de ETA e ETE avaliada mediante ensaios de toxicidade e caracterização microbiológica**. 2023. Dissertação (Doutorado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho. Rio Claro, SP, 2023. Disponível em: https://bdt.ibict.br/vufind/Record/UNSP_c9ef66b64cc3b901659407459a977388. Acesso em: 04 dez.2023.
- SANTOS, T. **Avaliação Da Detoxificação De Associações De Lodos De Ete E Eta Pelo Bioensaio De Allium Cepa**. Trabalho de Conclusão de Curso em Ecologia. Universidade Estadula Paulista. Rio Claro, 2018. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/157048/000907049.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 07 nov. 2021.
- SOUZA, A. C. Z. **Uso sustentável de lodo de tratamento de água e esgoto: efeitos fitotóxicos, genotóxicos e possibilidade de uso antes e depois da biorremediação**. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, SP, 2021. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/c6230b99-8996-496f-ae90-cf30ef9c14d5>. Acesso em: 04 dez. 2023.
- ZANUZZI, T. et. al. Adição de cal virgem em lodo de esgoto doméstico para uso agrícola. 2022. **Revista de Iniciação Científica da Ulbra**, v. 20, 2022. DOI: <https://doi.org/10.4322/ric.v0i20.7737>. Acesso em: 04 dez. 2023.



RESÍDUOS ELETRÔNICOS: IMPACTOS AMBIENTAIS, PRÁTICAS DE DESCARTE E ESTRATÉGIAS EDUCACIONAIS PARA ALUNOS DO ENSINO FUNDAMENTAL E MÉDIO EM CAMOCIM-CE

1Bruno Felix da Cruz, 2Rodrigo Pereira de Lacerda

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, campus Camocim, e-mail: bruno.felix36@aluno.ifce.edu.br;

2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, campus Camocim, e-mail: rodrigo.lacerda@ifce.edu.br

Palavras-chave: Educação ambiental; Equipamentos eletrônicos; Palestras educativas.

Resumo

A crescente popularidade de dispositivos eletrônicos no Brasil resultou em um aumento significativo na geração de resíduos eletrônicos nos últimos anos, colocando o país entre os cinco maiores produtores globais. Em 2022, foram geradas 62 milhões de toneladas de resíduos eletrônicos em todo o mundo, dos quais apenas 22,3% foram reciclados de maneira adequada. Atualmente, o Brasil é o maior gerador de resíduos eletrônicos da América Latina. Este artigo discute os principais impactos ambientais desse crescimento exponencial, enfatizando a necessidade de implementar estratégias eficazes de gestão e programas de conscientização, especialmente voltados para estudantes do ensino fundamental e médio, dado que esse grupo representa atualmente uma parcela significativa de consumidores de dispositivos eletrônicos. São abordadas iniciativas educacionais realizadas nas escolas de Camocim-CE que foram cruciais para promover a compreensão sobre o descarte adequado e os impactos negativos dos resíduos eletrônicos. A análise dessas atividades revelou uma melhoria significativa no conhecimento dos alunos sobre o tema, evidenciando a importância de continuar com iniciativas de educação ambiental para reduzir os efeitos prejudiciais associados ao descarte inadequado desses resíduos e fomentar práticas sustentáveis.

1. Introdução

A crescente popularização de dispositivos digitais, evidenciada pelo aumento significativo no número de aparelhos eletrônicos ativos, está diretamente ligada ao aumento da geração de resíduos eletrônicos em todo o mundo. Em 2022, foram gerados 62 milhões de toneladas de resíduos eletrônicos, dos quais apenas 22,3% foram reciclados de maneira adequada. No caso do Brasil, em 2022, foram descartados cerca de 2,4 milhões de toneladas de resíduos eletrônicos e, atualmente, o país ocupa a quinta posição entre os maiores geradores de resíduos eletrônicos no mundo (Baldé et al., 2024).

O descarte incorreto de resíduos eletrônicos, que possuem em sua composição plásticos e metais que demoram séculos para se decompor, pode causar sérios danos ao meio ambiente. Quando esses resíduos são descartados de forma inadequada, eles podem contaminar o solo, os rios e os oceanos, afetando negativamente a fauna e a flora. No Brasil, é essencial que a gestão de resíduos eletrônicos e a conscientização sobre o descarte correto desses materiais sejam priorizadas para garantir a preservação ambiental e promover uma sociedade mais sustentável, dado a crescente geração desses resíduos em território nacional (Albuquerque, 2020).

Verifica-se também que grande parte da população desconhece os impactos desses resíduos e práticas adequadas de descarte e reaproveitamento. É nesse contexto que esta pesquisa se insere. O objetivo é disseminar conhecimento por meio de ações efetivas de educação ambiental, com um enfoque especial em estudantes do ensino fundamental e médio, que representam atualmente uma grande parcela dos consumidores de produtos eletrônicos e tecnológicos. Nesse contexto, a pesquisa busca desenvolver estratégias de conscientização mais eficazes, promovendo hábitos sustentáveis e responsáveis entre crianças e adolescentes em relação ao descarte e manejo de resíduos eletrônicos.

2. Metodologia

A Educação Ambiental é fundamental para o desenvolvimento individual, formação social e relações entre humanos e a natureza. Seu objetivo é promover o conhecimento, atitudes e valores que favoreçam a justiça socioambiental e a proteção do meio ambiente. As práticas pedagógicas devem considerar a relação entre natureza, cultura, produção e consumo, indo além de uma visão naturalista (BRASIL, 2016). No contexto desta pesquisa, foram desenvolvidas ações educativas em escolas de Camocim-CE, com palestras sobre o descarte correto de resíduos eletroeletrônicos (e-lixo) e seus impactos ambientais. Temas como o que é e-lixo, obsolescência programada, os 5 R's da sustentabilidade, impactos ambientais e logística reversa foram abordados, junto à conscientização sobre a reciclagem e descarte responsável.

Após as palestras, foi realizada a "E-Gincana", uma atividade que testou o conhecimento dos alunos por meio de perguntas, caça-palavras e quebra-cabeças, reforçando o aprendizado de forma lúdica. A equipe vencedora foi premiada, e a dinâmica promoveu trabalho em equipe e maior familiaridade com o tema. A avaliação das atividades se deu por um questionário que mediu o conhecimento prévio e o aprendizado dos participantes. Também foram coletados dados quantitativos, como número de participantes e atividades realizadas, para embasar futuras estratégias educativas. A pesquisa foi estruturada com base em revisão bibliográfica, desenvolvimento de estratégias educativas, treinamento das equipes, intervenções em escolas e avaliação das ações por meio de questionários e dados quantitativos.



3. Referencial Teórico

3.1 Caracterização dos resíduos eletrônicos

Os dispositivos eletrônicos são compostos por uma variedade de componentes, como placas de circuito impresso, cabos, plásticos retardantes de chama, e telas de CRT (*Cathode Ray Tube*) e LCD (*Liquid Crystal Display*), além de baterias e meios de armazenamento de dados (CASTRO et al., 2021). Esses dispositivos estão presentes em nosso dia a dia, sendo utilizados tanto em residências quanto em empresas, e apresentam-se como eletrodomésticos, brinquedos, ferramentas, instrumentos musicais e dispositivos de tecnologia da informação, como celulares e notebooks.

Os equipamentos eletroeletrônicos podem conter metais preciosos, como ouro, cobre, níquel e materiais raros de valor estratégico, como índio e paládio, incluindo também metais pesados que, se descartados de forma inadequada, são prejudiciais ao meio ambiente, principalmente ao solo, aos corpos hídricos e à saúde humana. Sendo assim, Segundo Si Zou et al. (2020), a reciclagem de aparelhos eletrônicos é uma alternativa viável à mineração convencional, já que a reciclagem possibilita a reutilização desses materiais que, invés de serem descartados, serão reutilizados para a produção do mesmo equipamento do qual esse material se originou ou para a produção de novos equipamentos. Dessa forma, a reciclagem dos resíduos eletroeletrônicos pode gerar novos modelos de negócio e empregos, contribuindo para uma economia circular e controlando a emissão de gases de efeito estufa que estão atrelados a mineração e transporte dessa matéria-prima. O aumento no consumo dos EEEs e sua rápida obsolescência nos dias atuais tornam a reciclagem ainda mais importante.

Para fins estatísticos, os equipamentos eletrônicos podem ser classificados por função semelhante, composição material comparável, peso e atributos semelhantes no final da vida útil. As Diretrizes de Estatísticas de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos sobre Classificação, Relatório e Indicadores – Segunda Edição dividem os equipamentos elétricos e eletrônicos (EEE) em 54 categorias que abrangem diversos equipamentos eletrônicos com parâmetros principais de peso ou diâmetro dos quais são chamados *UNU KEYS* (FORTI, 2019). Esses produtos, por sua vez, são agrupados em seis categorias apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1: Caracterização dos Equipamentos Eletroeletrônicos (EEE)

Equipamento Eletrônico	Características
Equipamento de troca de temperatura	Mais conhecido como equipamento de refrigeração e congelamento. O equipamento típico inclui geladeiras, freezers, condicionadores de ar e bombas de calor.
Telas	O equipamento típico inclui televisores, monitores, laptops, notebooks e tablets.
Lâmpadas	O equipamento típico inclui lâmpadas fluorescentes, lâmpadas de descarga de alta intensidade e lâmpadas LED.
Equipamento de grande porte	O equipamento típico inclui máquinas de lavar roupas, secadoras de roupas, máquinas de lavar louça, fogões elétricos, grandes máquinas de impressão, copiadoras e painéis fotovoltaicos.
Equipamento de pequeno porte	O equipamento típico inclui aspiradores de pó, micro-ondas, torradeiras, barbeadores elétricos, calculadoras, aparelhos de rádio, câmeras de vídeo, brinquedos elétricos e eletrônicos, pequenas ferramentas elétricas e eletrônicas e pequenos dispositivos médicos.
Pequenos equipamentos de TI e de telecomunicações	O equipamento típico inclui telefones celulares, sistemas de posicionamento global (GPS), calculadoras de bolso, roteadores, computadores pessoais, impressoras e telefones.

Fonte: Adaptado de FORTI (2019)

No Plano Nacional de Resíduos Sólidos, de acordo com a Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial, os equipamentos eletroeletrônicos compreendem todos os produtos que, de alguma forma, o funcionamento depende do uso de corrente elétrica ou de campos eletromagnéticos (ABDI, 2013). No Brasil, para diferenciar os diferentes tipos de resíduos eletroeletrônicos (REEs) e facilitar o processo de coleta, descarte e manejo desses resíduos, os mesmos são classificados em quatro grupos identificados por cores: linha verde, linha azul, linha marrom e linha branca, conforme mostrado na Figura 1. Dentro dessas linhas, os REEs são agrupados de acordo com características como tamanho, composição dos materiais mais utilizados e tempo de vida útil. Essas classificações servem para melhorar o descarte, manejo e destinação desses resíduos.

O descarte de equipamentos eletrônicos ocorre em larga escala, proveniente de famílias, empresas e governos, impulsionado pelo uso massivo desses dispositivos (Pace, 2019). Contudo, apenas alguns países possuem diretrizes uniformes para a destinação desse lixo eletrônico, o que leva a um aumento contínuo da quantidade de e-lixo, especialmente nos países desenvolvidos, onde o custo da tecnologia é mais acessível para o usuário final.



Figura 1: Classificação dos resíduos eletrônicos.
Fonte: Autoria própria (2024)

3.2 Impacto ambiental e na saúde dos resíduos eletrônicos

Quando os dispositivos eletrônicos perdem sua utilidade, são frequentemente descartados com resíduos sólidos comuns, devido à falta de conscientização da população sobre os impactos ambientais e de saúde causados pelo descarte inadequado de pilhas, baterias e componentes eletrônicos (Ahirwar; Tripathi, 2021). A ausência de informações, aliada aos altos custos de descontaminação das áreas afetadas, permite que os fabricantes adiem a implementação de soluções mais eficazes e sustentáveis para a gestão desses resíduos, ampliando os danos ao meio ambiente e à saúde humana (Wolff et al., 2000).

A lixiviação dos metais pesados presentes nos resíduos eletrônicos, como chumbo, mercúrio, arsênio e cádmio, pode contaminar corpos d'água e solos, afetando diretamente as pastagens e aumentando a absorção de compostos tóxicos por culturas como o arroz, que prontamente absorve arsênio. Além disso, a contaminação pode atingir alimentos de origem animal, como o leite, expondo a população a riscos (Frazzoli et al., 2010). Áreas agrícolas próximas a locais de descarte ou localizadas a jusante de cursos d'água contaminados também podem ser fontes de exposição à população.

Além dos metais pesados, o processamento inadequado dos resíduos eletrônicos libera compostos perigosos, como dioxinas e furanos, que contaminam o solo, os lençóis freáticos e afetam a fauna e flora, reduzindo também a vida útil dos aterros sanitários. Esses compostos representam graves riscos à saúde humana, como destacado por Brigden et al. (2008), reforçando a necessidade de medidas eficazes para mitigar esses impactos.

Os equipamentos eletrônicos descartados contêm mais de 1.000 substâncias diferentes, muitas nocivas à saúde humana e ao meio ambiente, como chumbo, mercúrio, arsênio, cromo e cádmio, além de plásticos. Durante o processamento inadequado no final de sua vida útil, esses materiais podem liberar compostos perigosos no ambiente, como dioxinas e furanos. Por isso, é essencial que esses dispositivos passem por tratamentos específicos para garantir sua reciclagem ou descarte adequado, evitando a poluição de rios e oceanos (European Commission – DG Environment, 2013).

A reciclagem inadequada de lixo eletrônico contribui ainda mais para os impactos ambientais negativos, resultando em contaminação do solo, ar e água próximos às áreas de reciclagem. Na China, em áreas próximas a cidades com instalações de reciclagem eletrônica, como Guiyu, sedimentos contaminados por metais pesados e altos níveis de metais dissolvidos foram detectados em rios próximos a centros de reciclagem de lixo eletrônico. A liberação de produtos químicos perigosos no meio ambiente pode levar à bioacumulação, contaminação de alimentos e exposição ecológica generalizada. Crianças em escolas, playgrounds ou residências próximas a esses locais também podem estar expostas, e há preocupação com a exposição transplacentária e por meio do leite materno (Huang W et al., 2021).

4. Impacto econômico da gestão de resíduos eletrônicos

A gestão de resíduos eletrônicos tornou-se um desafio ambiental e econômico cada vez mais complexo. Em 2022, a produção mundial de lixo eletrônico atingiu 62 bilhões de quilos, estabelecendo um novo recorde, mas apenas 22,3% foi devidamente coletado e reciclado de acordo com Forti et al. (2020). Os custos de tratamento correto são elevados, pois envolvem instalações especializadas que recuperam materiais valiosos e reduzem os danos ambientais. Já o tratamento inadequado, gera custos adicionais, pois o lixo eletrônico mal gerido contamina o solo e a água, além de emitir gases de efeito estufa, agravando as mudanças climáticas.



Apesar dos altos custos, a reciclagem de resíduos eletrônicos é vantajosa. Metais preciosos como ouro, prata e lítio podem ser recuperados, e o tratamento desses materiais ajuda a reduzir as emissões de gases poluentes. Investir em infraestrutura e políticas de reciclagem é essencial, pois os benefícios econômicos e ambientais superam os custos. O Monitor Global de Lixo Eletrônico 2024 afirma que, se a taxa de reciclagem global atingisse 60% até 2030, os benefícios poderiam superar os custos em mais de 38 bilhões de dólares. No entanto, a previsão é que a taxa caia para 20%, devido ao crescimento descontrolado na produção de lixo eletrônico (Baldé et al., 2024).

Além dos impactos econômicos, a reciclagem de resíduos eletrônicos tem grande impacto ambiental. Ela evita a extração de grandes volumes de minério e a emissão de bilhões de quilos de CO₂, minimizando a poluição e os danos causados pela mineração. No entanto, a gestão inadequada desse tipo de resíduo, especialmente em países de baixa e média renda, libera substâncias tóxicas como mercúrio, prejudicando a saúde humana e o meio ambiente. Portanto, práticas adequadas de reciclagem e o incentivo à economia circular são fundamentais para reduzir o uso de recursos e os impactos negativos dos resíduos eletrônicos, segundo o Monitor Global de Lixo Eletrônico 2024. (ONU, 2024).

5. Estratégias de descarte adequado do lixo eletrônico no Brasil e no mundo

A geração de resíduos eletrônicos tem aumentado significativamente, tanto globalmente quanto no Brasil. De acordo com o Monitor Global de Lixo Eletrônico (2024), o Brasil gera cerca de 2,4 milhões de toneladas anuais, o que o coloca como o quinto maior produtor mundial e o primeiro na América Latina. No entanto, o país ainda enfrenta grandes desafios relacionados à reciclagem e ao descarte adequado desses resíduos.

A legislação brasileira, através da Lei Federal nº 12.305/2010, conhecida como “Lei do Lixo Eletrônico”, estabelece diretrizes para o descarte correto de resíduos eletroeletrônicos, destacando a responsabilidade compartilhada entre fabricantes, consumidores e o setor público. A prática de logística reversa é um dos pilares dessa lei, onde as empresas são obrigadas a implementar sistemas de coleta e tratamento para reutilizar materiais e reduzir os impactos ambientais. A reciclagem é apontada como uma solução eficiente, separando e reutilizando materiais, e promovendo a economia de recursos.

Globalmente, a recuperação de metais do lixo eletrônico também se mostra vantajosa, com a reciclagem de materiais como ferro, cobre e metais preciosos, o que contribui para a redução da extração de recursos naturais. No entanto, as taxas de reciclagem ainda são baixas, com uma significativa quantidade de metais e substâncias perigosas sendo perdida devido à ineficiência na coleta e tratamento inadequado, o que agrava os danos ambientais e de saúde pública.

7. Proposta de estratégias para gestão de resíduos eletrônicos em Camocim- CE

Para uma estratégia eficaz de gestão de resíduos eletrônicos em Camocim-CE, é importante tanto uma infraestrutura de coleta quanto a educação e conscientização, dessa forma, novos pontos de coleta podem ser implementados por meio da instalação de lixeiras específicas para resíduos eletrônicos em lojas que comercializam equipamentos eletrônicos e eletrodomésticos, para que os mesmos que vendem sejam os mesmo que recolhem esse produtos quando já não se tem mais utilidade. Assim, essas lixeiras devem ser visíveis e bem sinalizadas para facilitar a entrega dos resíduos pelos consumidores. Além disso, outros tipos de comércios podem ter esses recipientes de coleta. Mostra-se interessante também a criação de centros de coleta em locais estratégicos nos bairros, onde os residentes possam entregar seus resíduos eletrônicos de maneira conveniente. A organização de eventos de coleta periódica em datas específicas, como feriados e datas comemorativas, para promover a entrega em grande escala desses materiais e também pode ser eficaz para a conscientização da população. Outra alternativa é a implementação de campanhas de conscientização utilizando rádios locais, jornais e redes sociais para divulgar a importância da reciclagem de resíduos eletrônicos e também seus impactos quando ocorre o descarte incorreto, assim, fornecendo informações sobre os pontos de coleta disponíveis.

O desenvolvimento e integração de programas de educação ambiental nas escolas, abordando especificamente a gestão de resíduos eletrônicos e a importância da reciclagem, incluindo palestras, workshops, oficinas e atividades práticas para envolver os alunos conscientizando sobre a coleta e reciclagem de resíduos eletrônicos é um excelente caminho para a conscientização do público mais jovem.

Conscientização também para os funcionários que atuaram nesses pontos de coleta e parceiros comerciais, garantindo que estejam capacitados para gerenciar corretamente os resíduos eletrônicos e a coleta de feedbacks da comunidade para compreender suas necessidades e melhorar continuamente o sistema de coleta e educação.

6. Resultados e Discussão

As ações de educação ambiental desenvolvidas dentro do escopo da pesquisa foram realizadas por meio de palestras que visavam disseminar o conhecimento sobre os resíduos eletroeletrônicos, seus impactos e a forma adequada de descarte desses resíduos na região de Camocim-CE.



Figura 2: Atividades de educação ambiental desenvolvidas.
Fonte: Autoria própria (2024)

Após a palestra educativa foi desenvolvida uma dinâmica de grupo denominada "E-Gincana" com os alunos participantes, permitindo que testassem seus conhecimentos sobre o tema abordado. Nessa atividade, os alunos foram divididos em quatro equipes, nomeadas pelas cores que caracterizam cada categoria de resíduo eletrônico: equipe verde, equipe marrom, equipe azul e equipe branca. A E-Gincana incluiu atividades como jogos de perguntas e respostas, construção de quebra-cabeças e resolução de caça-palavras. Essas dinâmicas foram desenvolvidas visando ajudar os participantes a compreender os principais conceitos dentro da temática dos resíduos eletrônicos e despertar neles curiosidade e maior consciência ambiental sobre o tema. Notou-se que essa abordagem participativa, usando a gamificação como metodologia ativa, contribuiu para que os estudantes estivessem mais atentos aos assuntos abordados durante a palestra. Em conjunto com outras metodologias conforme discutidas em Bortoli e Castaman (2021) e em Hayashi (2024), a metodologia adotada nesta pesquisa para o desenvolvimento das ações de educação ambiental podem tornar o ensino do tema abordado mais atrativo para os adolescentes. A Figura 2, apresenta algumas imagens que mostram o material desenvolvido durante a pesquisa e a execução das ações de educação ambiental.

Cerca de 200 estudantes entre 13 e 15 anos participaram das atividades e 79 deles foram autorizados pelos seus responsáveis a responder um questionário aplicado pelos pesquisadores para avaliar a efetividade da atividade de educação ambiental. Os resultados obtidos mostraram que 65,8 % não tinham conhecimento sobre a problemática do lixo eletrônico antes da realização da atividade, revelando que esse tema precisa cada vez mais ser inserido dentro de abordagens de educação ambiental nas escolas de ensino fundamental e médio. Os resultados também revelaram que após a realização da atividade educativa, 97,5% conseguia compreender os impactos ambientais do descarte inadequado do lixo eletrônico e 87,2% conseguiu identificar algum local, cidade de Camocim-CE, onde é possível realizar o descarte correto desses resíduos.

7. Considerações Finais

Nesta pesquisa, foram estudados os impactos do descarte incorreto de resíduos eletroeletrônicos, buscando desenvolver atividades de educação ambiental que podem ser inseridas nas escolas de ensino médio e fundamental. As ações de educação foram realizadas na cidade de Camocim-CE. Por meio da abordagem dinâmica e participativa aplicada pelos pesquisadores, os alunos participantes foram incentivados a questionar e refletir sobre o tema de estudo, assim como, adquiriram conhecimentos importantes sobre os impactos negativos dos resíduos eletrônicos e como descartá-los de forma adequada. A metodologia usada pode ser replicada em outras escolas, de modo a transformar as crianças e adolescentes em agentes multiplicadores desse conhecimento, de modo a promover a adoção de práticas mais sustentáveis da comunidade ao lidar com os resíduos eletrônicos.

Referências

ABDI – AGÊNCIA BRASILEIRA DE DESENVOLVIMENTO INDUSTRIAL. Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de Viabilidade Técnica e Econômica. 2013. P.179.

AHIRWAR, Rajesh; TRIPATHI, Amit K. E-waste management: a review of recycling process, environmental and occupational health hazards, and potential solutions. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, v. 15, p. 100409, maio 2021. Elsevier BV.

ALBUQUERQUE, Carlos Alberto de et al. E-waste in the world today: an overview of problems and a proposal for improvement in Brazil. *Environmental Quality Management*, v. 29, n. 3, p. 63-72, mar. 2020. Wiley.



- BALDÉ, Cornelis P. et al. E-Waste Monitor 2024. 4. ed. [S. L.]: International Telecommunication Union And United Nations Institute For Training And Research, 2024.
- BORTOLI, Lis Ângela de; CASTAMAN, Ana Sara. E-lixo: um projeto de extensão no contexto da Educação Profissional e Tecnológica. *Viverifrs*, v. 9, n. 9, p. 113-117, jun. 2021.
- BRASIL. Decreto nº 10.240, de 12 de fevereiro de 2020. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.
- BRIGDEN, K.; LABUNSKA, I.; SANTILLO, D.; JOHNSTON, P. Chemical contamination at e-waste recycling and disposal sites in Accra and Korforidua, Ghana. *Greenpeace Research Laboratories Technical Note*, 10, p. 1-22, 2008.
- CASTRO, I.; QUEIROZ, J.S.; MORENO, J.; PASCHOAL, R.; BORGES, D.O. Descarte do lixo eletrônico e seus impactos ambientais. 2021.
- Cornelis P. Baldé, Ruediger Kuehr, Tales Yamamoto, Rosie McDonald, Elena D'Angelo, Shahana Althaf, Garam Bel, Otmar Deubzer, Elena Fernandez-Cubillo, Vanessa Forti, Vanessa Gray, Sunil Herat, Shunichi Honda, Giulia Iattoni, Deepali S. Khetriwal, Vittoria Luda di Cortemiglia, Yuliya Lobuntsova, Innocent Nnorom, Noémie Pralat, Michelle Wagner (2024). International Telecommunication Union (ITU) and United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). 2024. Global E-waste Monitor 2024. Geneva/Bonn.
- European Commission – DG Environment. Equivalent conditions for waste electrical and electronic equipment (WEEE) recycling operations taking place outside the European Union. Final Report. [S.l.: s.n], 25 de novembro 2023.
- FORTI, V.; BALDÉ, C.P.; KUEHR, R.; BEL, G. The Global E-waste Monitor 2020: Quantities, flows, and the circular economy potential. Bonn/Geneva/Rotterdam: United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR) – co-hosted SCYCLE Programme, International Telecommunication Union (ITU) & International Solid Waste Association (ISWA), 2020.
- FORTI, Vanessa. O crescimento do lixo eletrônico e suas implicações globais. *Panorama Setorial da Internet*, n. 4, dez. 2019.
- HAYASHI, Arthur Yukio et al. E-LIXO ELETRÔNICO DE INFORMÁTICA: EDUCAR PARA O DESCARTE CORRETO. *Educere - Revista da Educação da Unipar*, v. 23, n. 4, p. 1713-1724, 20 fev. 2024. Universidade Paranaense.
- Huang, W., Shi, X., & Wu, K. (2021). Human Body Burden of Heavy Metals and Health Consequences of Pb Exposure in Guiyu, an E-Waste Recycling Town in China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(23), 12428. <https://doi.org/10.3390/ijerph182312428>.
- Brasil. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, 3 ago. 2010.



AVALIAÇÃO EM SUBSTITUIR AGREGADO MIÚDO E ADICIONAR SÍLICA ATIVA NO TRAÇO DO CONCRETO DE PEÇAS TETRÁPODES DA ORLA DE MATINHOS/PR

1Elizabeth Yukiko Nakanishi, 2Mayara dos Santos Oliveira, 3Vitória de França Benguella

1,2,3 Universidade Federal do Paraná; 1 e-mail: elizabeth.nakanishi@ufpr.br; 2 e-mail: mayara.oliveira@ufpr.br;

3 e-mail: victoria.fbenguella@ufpr.br

Palavras-chave: Tetrápode; Concreto Maciço; Areia Marinha.

Resumo

O estudo investigou a viabilidade técnica de substituir a areia magnetita por areia marinha e adicionar sílica ativa em concretos não armado destinados a tetrápodes maciços, utilizados em obras marítimas para dissipar a energia das ondas e proteger estruturas costeiras e portuárias. Foram realizados ensaios de caracterização dos materiais, incluindo granulometria, massa específica e teor de material pulverulento, além de ensaios no estado endurecido, como a resistência à compressão axial, absorção de água por capilaridade e teor de ar incorporado. Os resultados mostraram que os concretos com areia marinha e a adição de sílica ativa apresentaram desempenho ligeiramente inferior ao concreto de referência, mas ainda dentro de limites satisfatórios quando comparado a diversos estudos, destacando-se uma melhoria na absorção de água por capilaridade em todos os períodos analisados.

Introdução

Tetrápodes são blocos de concreto maciço utilizados em estruturas marítimas, como molhes, espigões, headlands e guias de correntes. Seu uso reduz significativamente a energia das ondas e o nível de água que passa entre os espaços vazios, diminuindo a agitação das ondas e tornando-as de menor amplitude em comparação com mar aberto (MIGLIORINI, 2011).

Em entrevista ao jornal britânico The Guardian em 2019, Chris Cheeseman afirmou que o concreto é um dos produtos mais consumidos na economia global. Composto por cimento, agregados e água, o concreto pode ter aditivos incorporados para melhorar suas propriedades. Esses agregados são subdivididos em miúdos e graúdos, geralmente extraídos de jazidas naturais.

A extração de areia de rio para uso como agregado miúdo no concreto causa efeitos prejudiciais na navegação, no controle de enchentes e, principalmente, nos ecossistemas fluviais (XIAO et al., 2017). As jazidas, planícies de rios, dunas e canais têm sido exploradas há milhares de anos, resultando no esgotamento desses recursos minerais (CARDOSO et al., 2021).

Considerando a escassez das jazidas naturais, estudos foram iniciados para substituir os agregados do concreto, buscando soluções sustentáveis e preservação dos recursos naturais. Conforme Silva (2018), há várias pesquisas sobre a utilização de areias marinhas na construção civil. Diversos países utilizam a areia marinha como agregado miúdo em vários processos construtivos, no entanto, sua aplicação no concreto ainda enfrenta resistência na indústria da construção no Brasil.

Para garantir um concreto com alta densidade e resistência para os tetrápodes, estudou-se a utilização de sílica ativa em sua composição. A sílica reage com o hidróxido de cálcio, subproduto da hidratação do cimento, formando silicatos de cálcio hidratados, que conferem maior resistência mecânica e química ao concreto (MEHTA & MONTEIRO, 2008). Além disso, a sílica ativa reduz a porosidade e a permeabilidade do concreto, dificultando a penetração de cloretos e sulfatos, substâncias agressivas presentes em ambientes marinhos (ACI, 2001).

Para melhorar ainda mais a densidade, foram utilizados aditivos superplastificantes, que aumentam a fluidez do concreto sem adicionar mais água, permitindo a produção de um concreto mais denso e resistente (NEVILLE, 1995). A redução da relação água/cimento diminui a permeabilidade, aumentando a resistência à penetração de cloretos e sulfatos (MEHTA & MONTEIRO, 2008; ACI, 2001).

Conforme definido pela norma NBR 11768-1 - Aditivos químicos para concreto de cimento Portland – Parte 1: Requisitos (ABNT, 2019), “Aditivo para concreto é o produto adicionado e misturado no concreto em quantidade geralmente não superior a 5% da massa de ligante total contida no concreto, com o objetivo de modificar suas propriedades no estado fresco e/ou no estado endurecido.”

Diante do exposto, este trabalho busca encontrar soluções alternativas para a substituição parcial do agregado miúdo natural na confecção de concreto em peças de tetrápodes, utilizando areia marinha, além de adicionar sílica ativa para modificar algumas das características do concreto.

Material e Métodos

Os insumos do concreto utilizados foram a areia magnetita possuindo composição rica em magnetita e ilmenita, a areia magnetita apresenta uma granulometria variável, com coloração do preto acinzentado ao preto azeviche, alta densidade e forte magnetismo. A areia marinha utilizada neste estudo foi coletada na praia da cidade de Matinhos, localizada no estado do Paraná. É relevante apontar que em 2022 a orla desta praia foi submetida a um processo de engordamento artificial. A areia de rio proveniente dos rios do litoral do Paraná possui granulometria que varia de média a fina, tendo variedade de aplicações como em assentamento de blocos e revestimentos, além da produção de concreto e argamassas. Sua composição mineralógica,



especialmente rica em quartzo, confere-lhe alta resistência, durabilidade e baixa reatividade química. A areia estudada foi obtida no comércio local, em loja de materiais de construção, na cidade de Matinhos/PR. Agregado graúdo (brita 0, 1 e 2), sílica ativa, aditivo superplastificante e cimento Portland CPIV 32 RS foram adquiridos no comércio local de Pontal do Paraná/PR. Os ensaios realizados seguiram às diretrizes estabelecidas pelas Normas Brasileiras Regulamentadoras (NBR) da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e pelas Normas Mercosul (NM) no que diz respeito aos procedimentos de amostragem, caracterização dos agregados, moldagem, cura e ensaios do concreto nos estados fresco e endurecido (Figura 1).

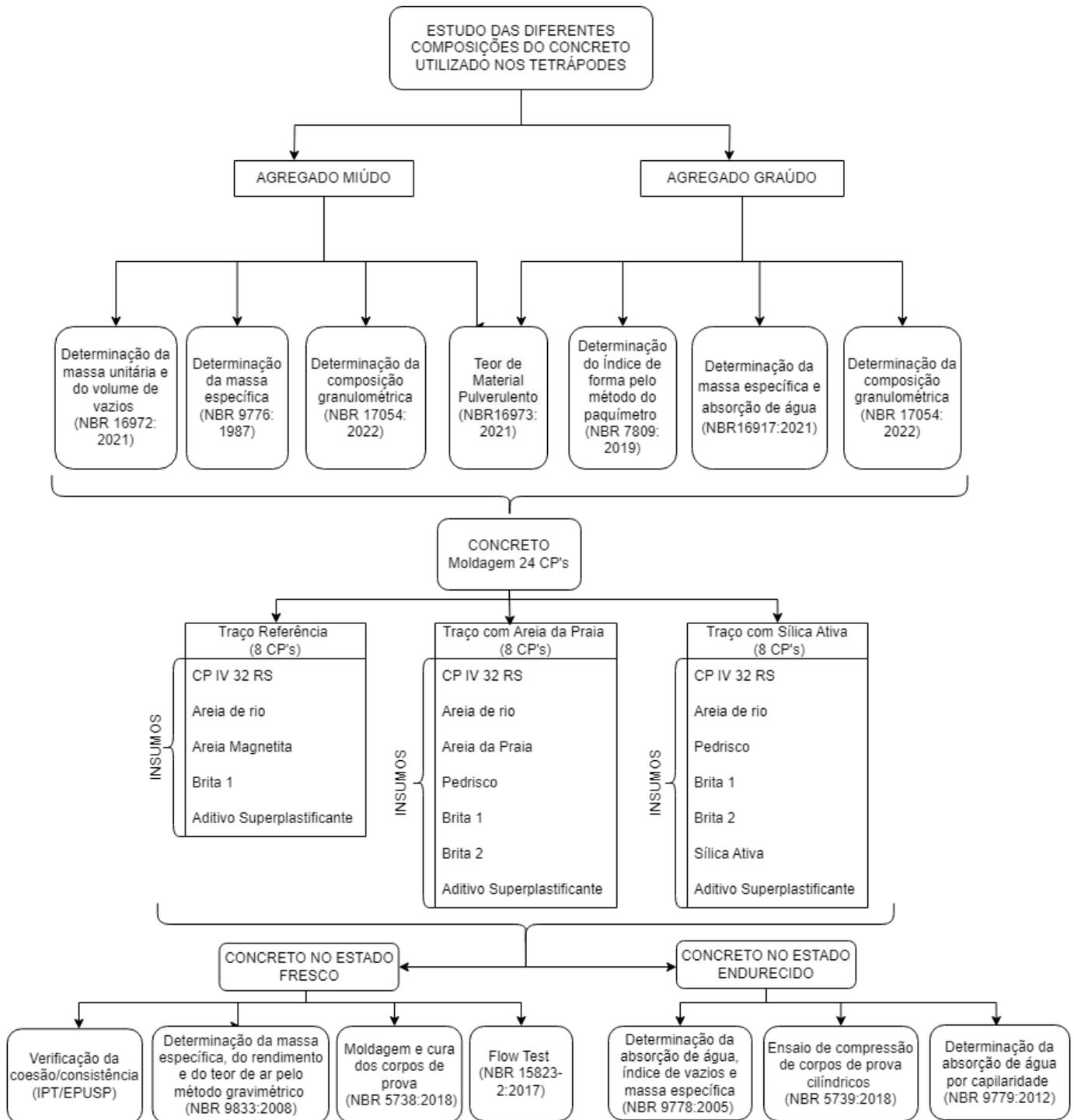


Figura 1: Fluxograma.



Resultados e Discussão

COMPOSIÇÃO GRANULOMÉTRICA

A análise da composição granulométrica é um passo fundamental no estudo dos agregados, pois seus resultados influenciam de forma direta nas propriedades do concreto, já que grãos contínuos resultam com menor vazios que grãos descontínuos e/ou uniformes. A granulometria refere-se à proporção relativa em massa de diferentes tamanhos dos grãos dos agregados, obtida através da separação em peneiras normalizadas. Assim a Figura 2 apresentam os resultados obtidos, sendo (a) agregado miúdo e (b) agregados graúdos, juntamente com os limites estabelecidos na Norma ABNT NBR7211/2022.

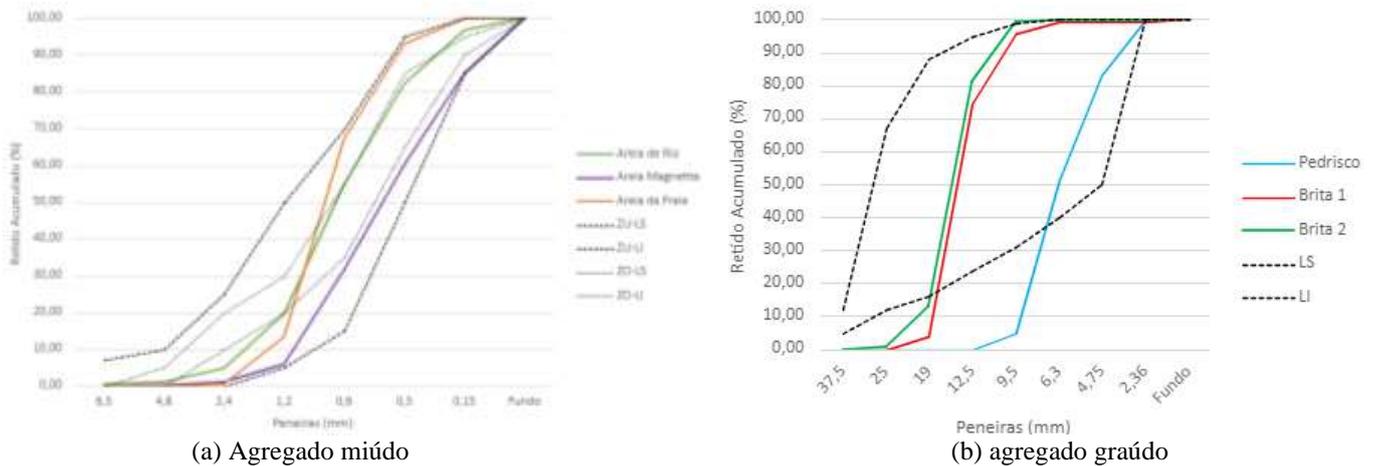


Figura 2: Composição granulométrica dos agregados.

Verifica-se que as areias e as britas utilizadas no concreto maciço encontram-se dentro dos limites da norma, não sendo feito correções ou ajustes na granulometria dos grãos.

TEOR DE MATERIAL PULVERULENTO

Utilizar agregados com elevado índice de material pulverulento em concretos e argamassas, podem ser prejudiciais a massa, e segundo Petrucci (1983), “o material pulverulento tem dois inconvenientes principais: formando uma película superficial nos grãos do agregado, prejudicam a aderência; por outro lado, possuindo elevada área superficial, aumentam a demanda de água para a molhagem de todas as partículas da mistura, aumentando então, a relação água/cimento, acarretando perda de resistência dos concretos” (apud FERREIRA, 2019).

Considerando esses inconvenientes, é essencial verificar se a porcentagem de material pulverulento nos agregados está dentro dos limites estabelecidos pela NBR 7211:2022. Essa norma estipula para agregados miúdos, que o limite máximo de material pulverulento é de 3% em relação à massa total do agregado para concretos submetidos a desgaste superficial, e 5% para outros tipos de concreto. Para agregados graúdos, o limite é de 1% em relação à massa total do agregado.

Tabela 1: Teor de material pulverulento

Agregado Miúdo	Areia de Rio	Areia Magnetita	Areia Marinha
Massa inicial seca (g)	500		
Massa final (g)	492	482	494
Massa do material passado (%)	1,49	3,58	1,13

Agregado Graúdo	Pedrisco	Brita 1	Brita 2
Massa inicial seca (g)	1.000	2.500	5.000
Massa final (g)	997	2485	4992
Massa do material passado (%)	0,315	0,584	0,144

Durante o processo, observou-se que, entre os agregados miúdos, a areia marinha necessitou de menos lavagens para que a água se tornasse límpida, enquanto a areia magnetita precisou de numerosas lavagens para alcançar o mesmo resultado. Para os agregados graúdos, a média de lavagens foi semelhante. Assim, na Tabela 4.9 são apresentados os resultados médios obtidos através de duas determinações.



MASSA ESPECÍFICA DAS AREIAS E BRITAS

Conforme Mehta e Monteiro (2008), definem a massa específica como a massa do material, incluindo os poros internos, por unidade de volume, e indicam que os valores comumente encontrados variam entre 2.600 kg/m^3 e 2.700 kg/m^3 . Os resultados para as areias foram 2.604 kg/m^3 areia de rio; 2.612 kg/m^3 para areia marinha e 4.200 kg/m^3 para a areia magnetita. Já a brita zero 2.651 kg/m^3 ; brita 1 com 2.663 kg/m^3 e brita 2 com 2.753 kg/m^3 .

De maneira abrangente, as massas específicas da areia de rio e marinha estão de acordo com os valores citados por Mehta e Monteiro (2008). Além disso, os estudos de Cardoso et al. (2021) encontraram uma massa específica de $2,597 \text{ g/cm}^3$ para areia marinha e $2,648 \text{ g/cm}^3$ para areia de rio, valores semelhantes aos encontrados por Faquim (2021) para areia de rio, que foi de $2,68 \text{ g/cm}^3$. Para Bauer (2000), os agregados naturais possuem diferentes densidades e são classificados em leves, médios e pesados. Os agregados pesados apresentam densidade superior a $2,9 \text{ g/cm}^3$, e indica que a magnetita possui densidade de $3,30 \text{ g/cm}^3$. Não obstante, a densidade da magnetita feita pela empresa executora dos tetrápodes (Fonte: Privado)³ na orla de Matinhos, foi de $4,56 \text{ g/cm}^3$, próximo ao encontrado neste estudo de $4,20 \text{ g/cm}^3$.

ÍNDICE DE FORMA

De acordo com Silva e Geyer (2018), pode-se classificar o formato do agregado através da relação do seu comprimento, espessura e largura média, como forma cúbica, alongada, lamelar e alongada-lamelar. No presente estudo o resultado encontrado (Brita 1 com IC 2,49 e Brita 2 com IC 1,45) apresentaram similitude ao encontrado por Privado (2022), porém a classificação é tida por formato lamelar e não alongado. Conforme estudos de Fabro et al. (2011), os agregados com formato lamelar são mais prejudiciais à massa do concreto, pois dificultam o adensamento e impedem a interpenetração dos grãos (apud Silva, 2012).

Silva (2012) estudou amostras de Brita 2, com dimensões entre 19 a 25 mm de maneira a contemplar a classificação, catalogação e separação conforme o formato do grão do agregado, que obteve 32,1% das amostras classificadas como 'cúbicas', resultado similar ao encontrado neste trabalho. Materiais com essa forma oferecem melhor trabalhabilidade, compactação, distribuição de cargas e aderência, resultando em concretos mais resistentes e duráveis (Silva, 2012).

Em suma, a classificação da forma do grão de agregados depende do processo de britagem, conseqüentemente da qualidade do material, que influenciam diretamente nas características dos agregados. Portanto, é crucial analisar o índice de forma das partículas utilizadas na composição do concreto, dado que ele influencia diretamente na trabalhabilidade na massa do concreto (estado fresco).

MASSA ESPECÍFICA E TEOR DE AR

Ensaio de teor de ar e massa específica do concreto fresco são essenciais para garantir durabilidade, trabalhabilidade e resistência, já que teor de ar adequado melhora a trabalhabilidade e reduz a permeabilidade. A massa específica assegura qualidade, resistência e eficiência econômica, sendo sua determinação dependente da massa específica dos agregados, da porosidade, bem como da textura, forma e tamanho dos mesmos (Mehta e Monteiro, 2008). Os autores descreve que a granulometria do agregado também afeta o volume de ar incorporado, que diminui com o excesso de partículas muito finas de areia. A incorporação de adições minerais como a cinza volante ou o uso de cimentos finamente moídos têm efeito semelhante.

O resultado obtido nos teores de ar incorporado no concreto de referência foi de 0,256%, para o concreto com areia marinha de 1,25% e com adição de sílica ativa de 0,69%.

ABSORÇÃO DE ÁGUA POR IMERSÃO

O ensaio de absorção de água por imersão ocorre quando o corpo de prova do concreto é totalmente submerso em água. Durante este processo, a água preenche os poros do material por difusão e capilaridade até atingir o estado de saturação. Assim, sendo, este método é usado para determinar a capacidade total de absorção de água de um material quando exposto a condições de imersão prolongada (Figura 3).

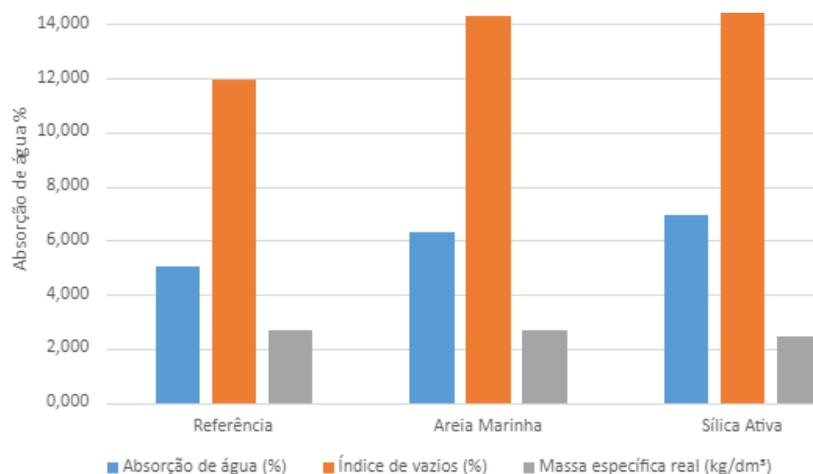


Figura 3: Absorção de água por imersão.



Segundo Mehta e Monteiro (2008), a variação na absorção de água observada, pode estar ligada ao processo de moldagem, tipo de cura e heterogeneidade no agregado que compõe a mistura.

RESISTÊNCIA A COMPRESSÃO AXIAL

Os valores da resistência a compressão dos corpos de prova encontram-se na Tabela 2.

Tabela 2: Resistência a compressão axial

Identificação		MPa	Resistência Média	Mediana	Variância (S ²)	DP Desvio Padrão	Coef. variação (%)
Areia Marinha	CP 1	29,48	31,56	31,925	2,398	1,55	4,91
	CP 2	31,28					
	CP 3	32,57					
	CP 4	32,89					
Sílica Ativa	CP 1	34,63	36,46	36,165	3,706	1,93	5,28
	CP 2	35,22					
	CP 3	37,11					
	CP4	38,87					
Referência	CP 1	48,59	52,77	53,755	8,108	2,85	5,40
	CP 2	53,64					
	CP 3	53,87					
	CP4	54,98					

O traço com areia marinha do presente estudo foi o que obteve menor resistência, pois nessa areia pode conter impurezas e sais que interferem na hidratação do cimento, resultando em uma matriz de concreto menos densa e, conseqüentemente, menos resistente (Mehta e Monteiro, 2008).

Em contrapartida, de acordo com o ensaio realizado por Cardoso et al. (2021), a presença de sais e bioclastos, mostraram-se dentro dos limites estabelecidos pelas normas técnicas (NBR6118/2023).

A sílica ativa é conhecida por suas propriedades pozolânicas, que normalmente aumentam a resistência do concreto, como demonstrado nos estudos de Moraes e Lopes (2010). Contudo, neste estudo, a resistência obtida não superou a do concreto de referência. Ainda assim, os resultados foram semelhantes aos encontrados por Corrêa et al. (2022).

Em relação ao traço de referência, observa-se que este apresentou o maior valor de resistência, sendo superior até ao resultado apresentado pela empresa responsável pela engorda da orla de Matinhos, que registrou uma resistência média de 42,02 MPa.

Considerando que o traço referência contém areia magnetita em sua composição, conclui-se que a densidade da areia magnetita pode ser um fator crucial para a resistência do concreto. Essa areia contribui para uma matriz de concreto mais compacta e robusta, característica que não replicada nos traços alternativos testados.

A aplicação de tetrápodes exige concreto com alta resistência à compressão para suportar as forças marítimas e garantir a durabilidade das estruturas. Assim sendo, e com base nos resultados obtidos neste estudo, a substituição da areia magnetita por areia marinha, e a adição de sílica ativa, separadamente, ficaram abaixo da resistência a compressão do concreto de referência.

ABSORÇÃO DE ÁGUA POR CAPILARIDADE

A Tabela 3 e a Figura 4 apresentam os resultados obtidos do ensaio de absorção de água por capilaridade, com os três tipos de confecção dos concretos estudados neste trabalho. A Figura 5 mostra imagens da absorção de água no interior dos corpos de prova rompidos na diametral.

Tabela 3: Absorção de água por capilaridade (g/cm²)

TRAÇO	3h	6h	24h	48h	72h
Referência	0,212	0,279	0,530	0,745	0,883
Areia Marinha	0,122	0,173	0,308	0,446	0,535
Sílica Ativa	0,182	0,231	0,474	0,713	0,870

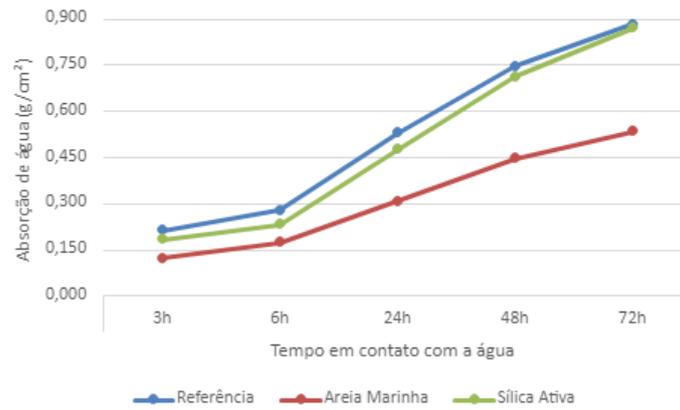
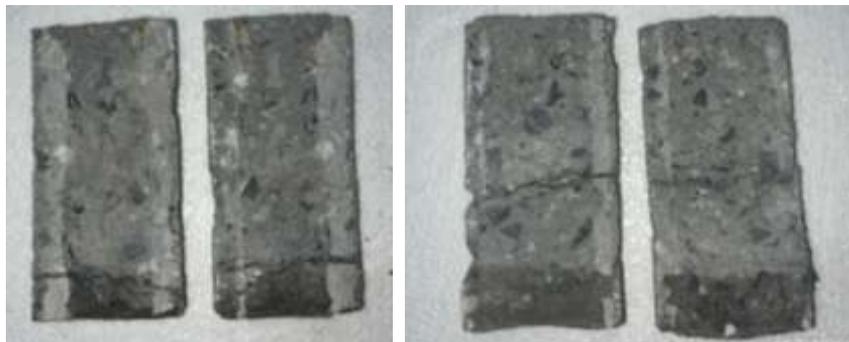
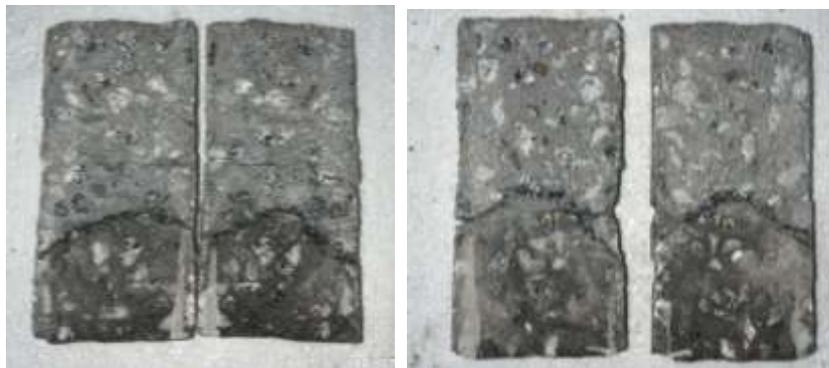


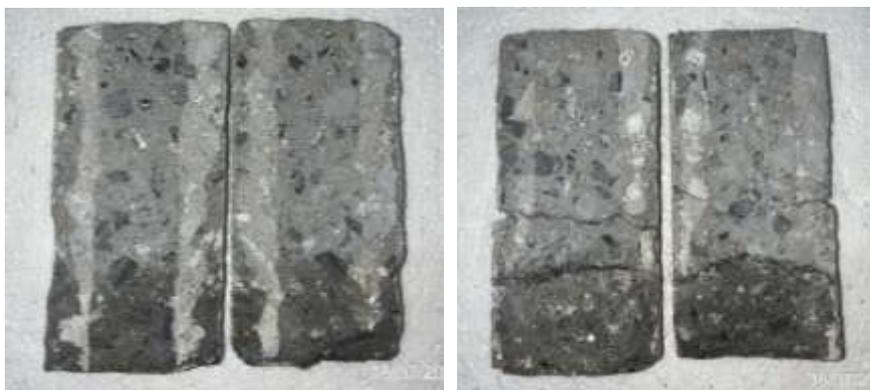
Figura 4: Absorção de água por capilaridade (g/cm^2).



(a) Traço com substituição de areia marinha



(b) Traço de referência



(c) Traço com adição de sílica ativa

Figura 5: Ascensão capilar.



Nota-se que o concreto de referência apresentou maior absorção de água por capilaridade que se relaciona com a conectividade dos poros capilares, devido à composição da areia magnetita juntamente com a areia de rio. Por outro lado, a areia marinha, tem granulometria mais fina em comparação as demais areias, o que resultou em menor porosidade e, consequentemente, menor absorção capilar.

O concreto com adição de sílica ativa teve valor da absorção um pouco abaixo ao de referência, visto que a sílica é um material pozolânico e ajuda a preencher os poros capilares. Trevisan (2022) realizou ensaio com microssílica e um traço convencional (referência), obtendo menor absorção capilar no traço com microssílica em comparação ao traço convencional.

Ferreira et al. (2019), ao estudar a absorção de água por capilaridade em argamassa feita com areia marinha, obtiveram uma média de absorção de 0,723 g/cm², valor maior que o dos traços com areia de rio. A areia estudada foi coletada na região metropolitana de Natal/RN, Brasil, e apresentou maior teor de finos em comparação com as areias de leito de rio, resultando em uma mistura mais permeável.

Conforme Neville (1997) e Mehta & Monteiro (2008), concreto mais poroso pode trazer vários problemas, como menor resistência mecânica, maior facilidade para a entrada de água e substâncias agressivas, menor durabilidade, dificuldades de impermeabilização, no caso de concreto armado ocorre o aumento da corrosão das armaduras, e desempenho inferior em ambientes agressivos. Esses problemas podem comprometer a integridade e a vida útil do concreto, especialmente em áreas expostas a água e produtos químicos.

Comentários finais

Este trabalho investigou a viabilidade do uso de areia marinha como agregado miúdo e da sílica ativa como adição mineral no traço do concreto utilizado na fabricação de tetrápodes instalados nas estruturas marítimas da orla de Matinhos/PR.

A substituição parcial da areia de rio por areia marinha e a adição de sílica ativa tiveram como resultados:

A massa específica do concreto de referência atingiu 2.544 kg/m³, valor normalmente utilizado para concreto quando possui armadura (2.500 kg/m³) devido a utilização da areia magnetita (agregado pesado). Já os concretos com areia marinha e sílica ativa tiveram valores abaixo de 2.400 kg/m³ e 2.410 kg/m³, valores de densidade para concreto não armado (2.300 a 2.400 kg/m³).

O teor de ar incorporado para o concreto de referência teve o menor valor (0,256) contra 1,249 e 0,693 (areia marinha e sílica ativa), ficando dentro de valores encontrados por diversos autores constantes na Figura 4.9.

A absorção de água e o índice de vazios do concreto de referência (5,032% e 11,960%) ficaram com valores abaixo dos resultados com a utilização de areia marinha (6,285% e 14,315%) e da sílica ativa (6,932% e 14,575%).

A resistência a compressão axial do concreto de referência ficou na média com 52,77 MPa e com areia marinha 31,56 MPa e sílica ativa 36,46 MPa.

O ensaio de absorção por capilaridade foi o único ensaio que ao comparar com o concreto de referência, o traço com a areia marinha e o traço com sílica ativa tiveram melhores resultados, ou seja, em todos os períodos analisados tiveram menor absorção de água infiltrada na massa do corpo de prova.

Considerando o estudo de viabilidade da utilização da areia marinha e da adição de sílica ativa para substituir a areia de magnetita, com o objetivo de manter as propriedades do concreto no estado fresco e endurecido, os resultados não foram satisfatórios. Os valores obtidos nos ensaios de massa específica, teor de ar incorporado, absorção de água, índice de vazios e resistência à compressão ficaram abaixo dos resultados do concreto de referência, ou seja, a substituição proposta não se mostrou eficaz.

Referências Bibliográficas

CARDOSO, Wandercleiton S. et al. Utilização Da Areia Marinha Para Produção De Concreto: Estudo De Viabilidade. Revista Eletrônica Debates em Educação Científica e Tecnológica, v. 7, n. 1, p. 01-17, 2021.

CARRIJO, Priscila Meireles. Análise da influência da massa específica de agregados graúdos provenientes de resíduos de construção e demolição no desempenho mecânico do concreto. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

CAVALCANTE, Vanessa Maria Mamede; FREIRE, George Satander Sá. A possibilidade de utilização de areias marinhas como agregado na construção civil na Região Metropolitana de Fortaleza, Estado do Ceará. 2007.

CHAPMAN, G. P.; ROEDER, A. R. The effects of sea-shells in concrete aggregates. Concrete (London), 1970.

CORRÊA, Matheus Silva et al. Estudo comparativo de concreto com adições minerais e diferentes teores Comparative study of concrete with mineral additions and different contents. Brazilian Journal of Development, v. 8, n. 1, p. 5495-5510, 2022.

DE LIMA RIBEIRO, Gabriela Brenda et al. Concreto de alto desempenho (CAD) com utilização de rejeito magnético de minério fosfático. Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração, v. 20, p. 0-0, 2023.

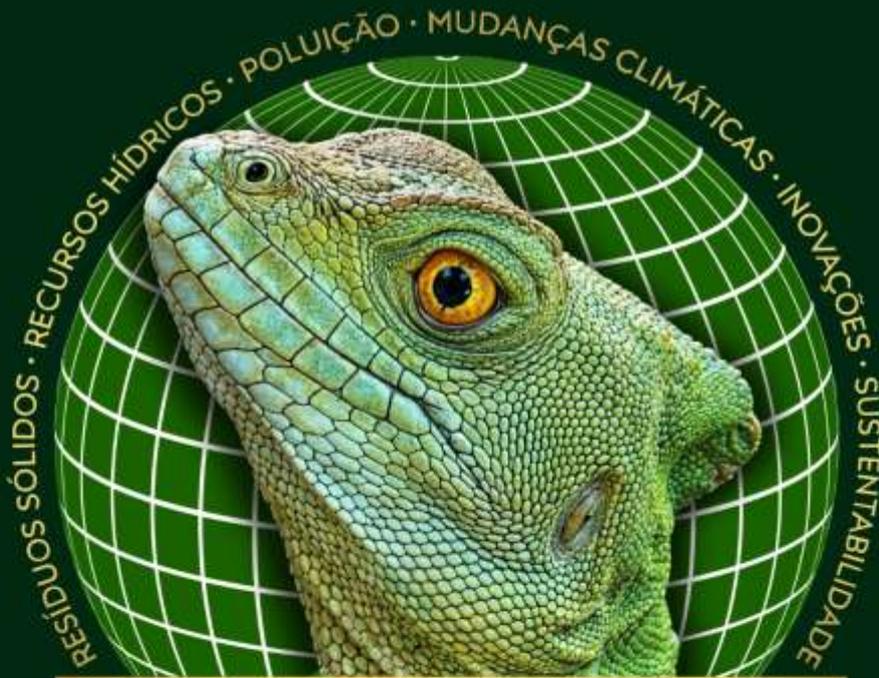
DHONDY, Tanaz; REMENNIKOV, Alex; SHIEKH, M. Neaz. Benefits of using sea sand and seawater in concrete: a comprehensive review. Australian Journal of Structural Engineering, v. 20, n. 4, p. 280-289, 2019.



- FERREIRA, Ruan Landolfo da Silva et al. Efeitos do uso de areia de praia nas propriedades de argamassas mistas: análise da variação granulométrica. *Matéria* (Rio de Janeiro), v. 24, p. e12366, 2019.
- GOMES, Abílio S.; PALMA, Jorge J. C.; SILVA, Cleverson G. Causas e consequências do impacto ambiental da exploração dos recursos minerais marinhos. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 18, n. 3, p. 447-454, 2000.
- GUTT, W.; COLLINS, R. J. Sea-dredged aggregates in concrete. *Building Research Establishment Information Paper*, n. 7, 1987.
- HASDEMIR, S.; TUĞRUL, A.; YILMAZ, M. The effect of natural sand composition on concrete strength. *Construction and Building Materials*, 2016, 112: 940-948.
- HOFFMANN, Anelise Todeschini. Influência da adição de sílica ativa, relação água/aglomerante, temperatura e tempo de cura no coeficiente de difusão de cloretos em concretos. 2001.
- JAU, W. C.; TAN, J. C.; YANG, C. T. Effect of sea sand on concrete durability and its management. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 2006, 36.2: 161-166.
- K. NEWMAN, Sea-dredged aggregates for concrete, in: *Proceedings of the Symposium: Sea-dredged Aggregates for Concrete, Sand and*
- MEDEIROS JUNIOR, R. A.; MUNHOZ, G. S.; MEDEIROS, M. H. F. Correlações entre absorção de água, resistividade elétrica e resistência à compressão de concreto com diferentes teores de pozolana. *Revista ALCONPAT*, v. 9, n. 2, p. 152-166, 2019.
- MEHTA, P. K.; MONTEIRO, P. J. M. *Concreto: microestrutura, propriedades e materiais*. 3ª ed. São Paulo: IBRACON, 2008.
- MIGLIORINI, Alessandra Vieira; GUIMARÃES, André Tavares da Cunha. Tipo de blocos de concreto para estrutura hidráulica de proteção às ondas marinhas e análise visual dos tetrápodes da Barra de Rio Grande. 2008.
- MORADI, Saeed; SHAHNOORI, Shore. Eco-friendly mix for Roller-Compacted Concrete: Effects of Persian-Gulf-Dredged marine sand on durability and resistance parameters of concrete. *Construction and Building Materials*, v. 281, p. 122555, 2021.
- NEVILLE, A. M. *Properties of Concrete*. Prentice Hall. (2011).
- NOGUEIRA, Renata Samyla Matias. *Granulometria dos agregados graúdos comercializados nos municípios da Chapada do Apodi/RN—análise comparativa com a norma NBR 7211/2009*. 2019.
- ROCHA, Luciano. *Mineração oceânica: uma alternativa sustentável para o aproveitamento de areias quartzosas*. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Escola Politécnica, University of São Paulo, São Paulo, 2015. doi:10.11606/T.3.2016.tde-14072016-105049. Acesso em: 2024-06-29.
- SAFI, Brahim et al. The use of seashells as a fine aggregate (by sand substitution) in self-compacting mortar (SCM). *Construction and Building Materials*, v. 78, p. 430-438, 2015.
- SCHVAICKARDT, Charles Miguel; MATTOS, João Rodrigo Guerreiro. Estudo de traço para peças pré-moldadas de concreto para pavimentos intertravados. *Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades*, v. 6, n. 39, 2018.
- SILVA, Evelyn; FORIGO, Camila. Análise do concreto com adição de sílica ativa e concreto com adição de resíduo de vidro temperado. *Anais do 17º Encontro Científico Cultural Interinstitucional*, 2019. ISSN 1980-7406.
- TAFAREL, Nathann Francisco et al. Avaliação das propriedades do concreto devido à incorporação de lodo de estação de tratamento de água. *Matéria* (Rio de Janeiro), v. 21, n. 04, p. 974-986, 2016.
- TING, Matthew Zhi Yeon, et al. Mechanical and durability performance of marine sand and seawater concrete incorporating silicomanganese slag as coarse aggregate. *Construction and Building Materials*, 2020, 254: 119195.
- TREVISAN, Débora. *Otimização do desempenho de um concreto convencional vibrado a partir do ajuste do empacotamento dos agregados*. 2022.
- TUTIKIAN, Bernardo Fonseca. *Método para dosagem de concretos auto-adensáveis*. 2004.
- VASCONCELOS, Antonio Rogério Brizante de; AKASAKI, Jorge Luís. Análise da durabilidade do concreto de alto desempenho com adição de cinza de casca de arroz e borracha de pneu. *Ambiente Construído*, v. 10, p. 77-90, 2010.

ÁREA TEMÁTICA 13

RECURSOS HÍDRICOS E QUALIDADE DA ÁGUA



3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE
**ENGENHARIA
AMBIENTAL**



ESTIMATIVA DE RECARGA DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE POÇOS NO ESTADO DO PARÁ PARA A COMPREENSÃO DOS EFEITOS DA URBANIZAÇÃO EM AQUÍFEROS LIVRES

1Jemuel Araújo da Silva, 2Sérgio Rodrigues de Andrade, 4Flávio Wachholz, 4Neliane de Sousa Alves
1 Universidade do estado do Amazonas (UEA), e-mail: jads.mgr23@uea.edu.br; 2 Universidade do estado do Amazonas (UEA), e-mail: srda.mgr23@uea.edu.br; 3 Universidade do estado do Amazonas (UEA), e-mail: fwachholz@uea.edu.br; 4 Universidade do estado do Amazonas (UEA), e-mail: nsalves@uea.edu.br

Palavras-chave: WTF; barreiras; urbanização.

Resumo

Este artigo visa comparar as estimativas de recarga em áreas urbanizadas e não urbanizadas no estado do Pará, de aquíferos não confinados, destacando sua importância como fonte significativa de água subterrânea de fácil acessibilidade, por meio do método Water Table Fluctuation (WTF). A partir do estudo, observou-se que a urbanização afeta drasticamente as taxas de recarga dos aquíferos devido à impermeabilização do solo e de práticas de manejo que reduzem a capacidade de infiltração. O modelo WTF, baseado na oscilação do nível freático, foi escolhido para análise, buscando contribuir para o entendimento de como o desenvolvimento urbano impacta a disponibilidade de água subterrânea e fornecendo insights para o planejamento urbano e a gestão eficaz dos recursos hídricos. O estudo revelou diferenças significativas nas taxas de recarga entre poços urbanos e não urbanos, destacando a influência da urbanização no ciclo hidrológico. Os resultados apontam para a necessidade de atualização e expansão da rede de monitoramento de poços na região, devido à escassez de dados. Além disso, destaca-se a importância da preservação de áreas verdes e da adoção de práticas sustentáveis em ambientes urbanos para garantir a disponibilidade sustentável de água subterrânea. Dessa forma, o estudo contribui para o entendimento dos efeitos da urbanização na recarga de aquíferos, fornecendo insights valiosos para o planejamento urbano e a gestão eficaz dos recursos hídricos na região.

Introdução

Este estudo visa comparar as estimativas de recarga de águas subterrâneas em poços localizados em áreas urbanizadas e em regiões não urbanizadas no estado do Pará, localizada numa zona do Sistema Aquífero Barreiras. Para tanto, utilizamos os dados de monitoramento fornecidos por fontes oficiais e aplicação de diferentes métodos de cálculo para estimar a recarga de água subterrânea. Nesse sentido, o modelo escolhido para realização de análise foi o Water Table Fluctuation, doravante (WTF), que se baseia na oscilação da superfície livre do aquífero. Acredita-se que a recarga do aquífero está correlacionada com as variações no nível freático.

Os aquíferos não confinados ou livres são constituídos por formações geológicas superficiais totalmente expostas que possibilitam a recarga local em toda a sua extensão. A superfície freática dos aquíferos fica diretamente sujeita à pressão atmosférica devido à sua proximidade com a superfície terrestre e apresentam elevada permeabilidade na parte superior e podem ser categorizadas como drenantes, quando a base é semi-impermeável, ou não-drenantes, quando a base é impermeável. Dessa forma, esses aquíferos recebem uma recarga direta de suas reservas, diferentemente dos aquíferos confinados, que têm uma recarga indireta. São comumente conhecidos como aquíferos freáticos e são os mais explorados devido à sua fácil acessibilidade. (MANZIONE, 2015; CAICEDO, 2020).

A saber, dois poços foram analisados: P10_CPRM_BEL/BELÉM, localizado em Belém (urbano), e P11 - INHAN - CRECHE, em Inhangapi (não urbano). A partir do método Water Table Fluctuation (WTF), observou-se uma diferença expressiva nas taxas de recarga com o poço urbano que apresentou 15% de recarga em comparação com 61,18% no poço não urbano. A pesquisa destacou o impacto significativo da urbanização no ciclo hidrológico, influenciando a capacidade de recarga dos aquíferos. Apesar da escassez de dados na região amazônica, o estudo ressalta a importância do método WTF, que considera as oscilações na superfície do aquífero, proporcionando uma análise robusta das taxas de recarga em ambientes distintos.

De acordo com Manzione (2015), é possível obter uma estimativa pontual da recarga em um ponto específico, seja no espaço ou no tempo, ou uma estimativa integrada, que consistiria na avaliação ponderada da recarga em uma área específica e/ou ao longo de um período determinado. A recarga natural dos aquíferos ocorre predominantemente por meio da chuva, mas em áreas urbanizadas, essas taxas geralmente experimentam reduções significativas. Isso se deve à drástica diminuição na taxa máxima de infiltração da água no solo, resultante da presença de superfícies impermeáveis. Além disso, as práticas de manejo do solo adotadas nessas áreas causam alterações na permeabilidade das camadas superficiais, o que contribui para a diminuição da capacidade de recarga do aquífero (SERAPHIM, 2018).

Conforme Seraphim e Bezerra (2019), a revisão da literatura atualizada sobre o tema indica que existem três modificações principais ocasionadas pelo processo de urbanização na taxa máxima possível de entrada de água no solo e nas características das primeiras camadas da zona vadosa, a saber, (i) impermeabilização do solo por meio de superfícies impermeáveis, (ii) compactação do solo e a (iii) redução da cobertura vegetal arbórea.

Portanto, este estudo se justifica por não apenas comparar as estimativas de recarga em ambientes urbanizados e não urbanizados, mas também iniciar uma discussão sobre como os efeitos da urbanização podem influenciar a recarga das águas



subterrâneas em aquíferos livres. Esta análise pretende contribuir para o entendimento de como o desenvolvimento urbano pode afetar a disponibilidade de água subterrânea e, conseqüentemente, oferecer insights para o planejamento urbano associado à gestão eficaz dos recursos hídricos.

Material e Métodos

Área de estudo

O aquífero Barreiras, presente na Província Hidrogeológica Amazonas, manifesta-se de forma aflorante na faixa litorânea do Estado do Pará até o Arco de Gurupá, situado na porção sul da Bacia do Marajó. Além disso, é encontrado em subsuperfícies tanto no Pará, quanto no Amapá. Notadamente, desempenha um papel crucial no abastecimento público, sendo uma fonte significativa para Belém, a capital do Pará. Este sistema hidrogeológico é reconhecido como o mais conhecido e intensamente explorado na Região Metropolitana de Belém (RMB). (BRASIL, 2015).

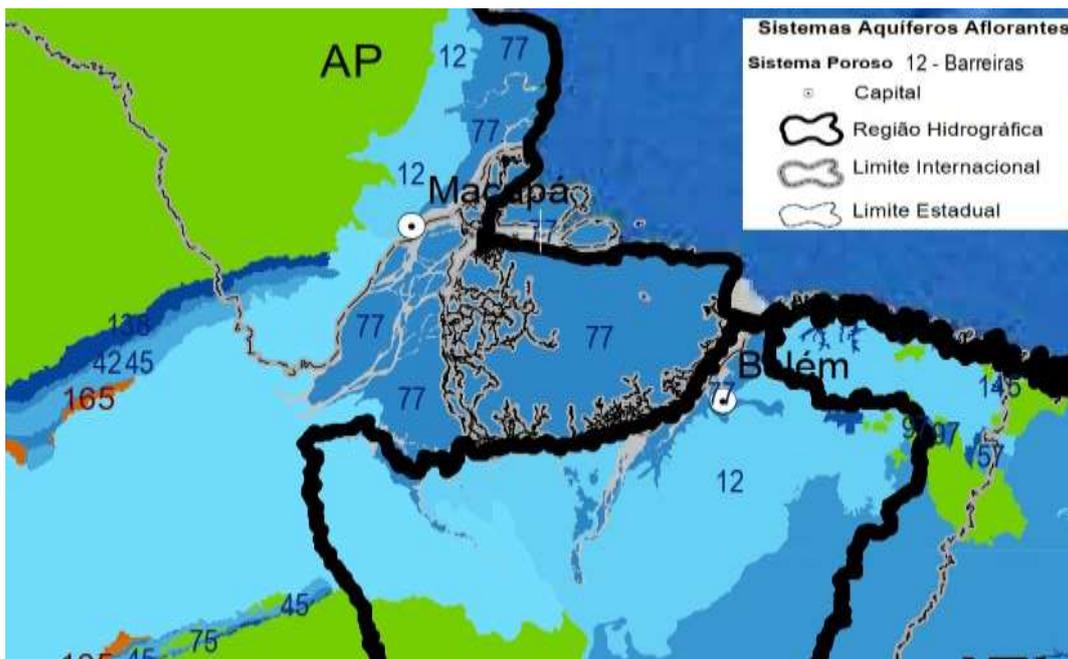


Figura 1: Área de influência do sistema Aquífero Barreiras entre Pará e Amapá.

Fonte: ANA, 2015

Conforme dados do IBGE (2022), os municípios paraenses que fazem parte do escopo deste estudo no aquífero Barreiras incluem a capital Belém, uma metrópole, e Inhangapi, um município menos urbanizado. Em 2022, Belém tinha uma população de aproximadamente 1.303.403 habitantes, ocupando uma área territorial de 1.059,466 km². Por outro lado, Inhangapi contava com uma população cerca de 100 vezes menor que Belém, totalizando 10.325 habitantes, e sua extensão territorial abrangia 472,605 km², sendo influenciada diretamente pelo município de Castanhal, que pertence à região metropolitana de Belém.

Levantamento de Dados

Os dados utilizados neste estudo foram adquiridos por meio da plataforma da Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas (RIMAS) do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), acessível pelo endereço eletrônico <http://rimasweb.cprm.gov.br>. Segundo, Pimenta e Alves (2022) a RIMAS desempenha o papel de propor e estabelecer as diretrizes para a implementação de uma rede de monitoramento integrado das águas subterrâneas, abrangendo os principais aquíferos do país. A coleta de dados envolveu a obtenção de informações de dois poços, um localizado em Belém e outro em Inhangapi, conforme detalhado na Tabela 1.

Tabela 1: Identificação dos Poços

Identificador	Município	Latitude	Longitude	Profundidade	Vazão Estabilizada (m ³ /h)	Data da Perfuração
1500005632	Belém-PA	01°26'04''	48°26'57''	100 m	5.5	29/06/2012
1500005635	Inhangapi-PA	01°25'44''	47°54'47''	171 m	5.14	20/06/2012

Fonte: RIMAS/SGB, 2023



Segundo informações do Serviço Geológico do Brasil (2023), os poços escolhidos para este estudo estão localizados no Município de Belém, com a nomenclatura P10_CPRM_BEL/BELÉM. De acordo com o registro no site da RIMAS/CPRM, a finalidade declarada para esse poço é exclusivamente para monitoramento. Já no Município de Inhangapi, o poço é identificado como P11 - INHAN - CRECHE, e está equipado com um medidor automático de nível. A Figura 2 ilustra a localização precisa desses poços.

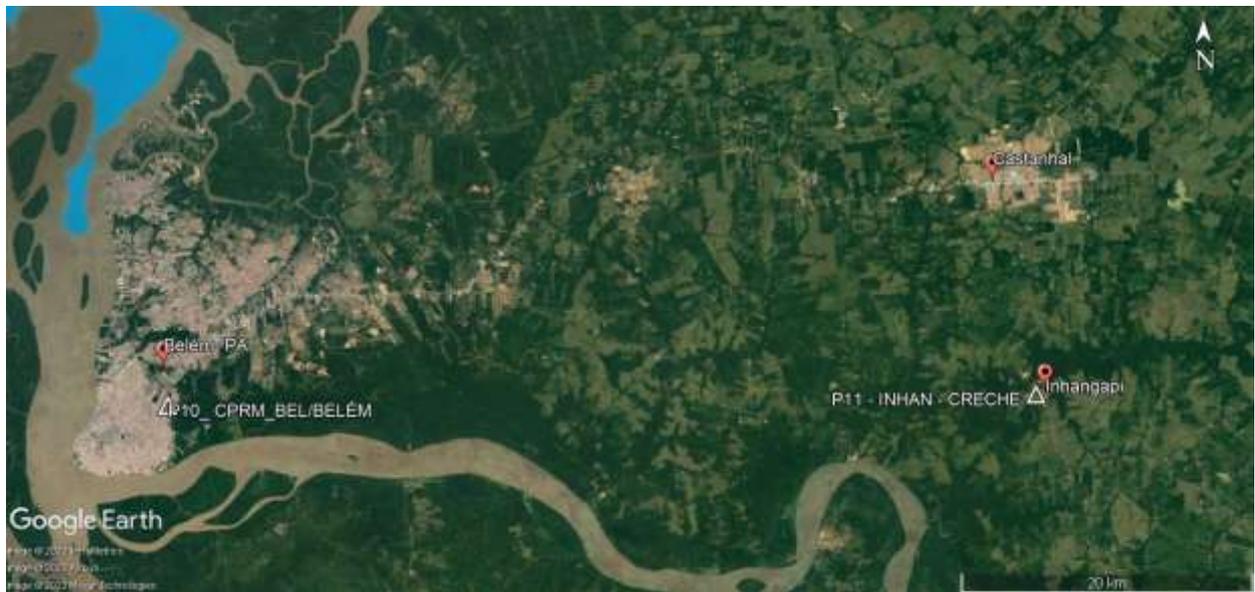


Figura 2: Localização dos poços estudados.

Fonte: Google Earth, 2023

A análise da imagem evidencia um notável contraste entre as duas localidades. A instalação do poço em Belém encontra-se em uma área de intensa urbanização, refletindo o cenário característico de uma metrópole. Em contrapartida, o poço localizado na cidade de Inhangapi está situado em uma região com baixa aglomeração populacional, indicando um contexto de menor urbanização e desenvolvimento urbano. Essa disparidade nas condições ambientais das duas localidades pode influenciar significativamente os resultados e as dinâmicas hidrogeológicas observadas nos poços de monitoramento.

Metodologia

A ferramenta Microsoft Excel ESPERE foi concebida com o propósito de proporcionar uma estimativa realista da recarga de águas subterrâneas, incluindo a geração de um intervalo de confiança em escala de bacia hidrogeológica. Esta aplicação incorpora diversos métodos comumente empregados, sendo que um destaque notável é o método de flutuação do lençol freático (WTF). (LANINI, *et.al.*, 2016).

Este método é executado simultaneamente com outros para oferecer uma avaliação abrangente da recarga em um aquífero, contribuindo para uma compreensão mais robusta e precisa do ciclo hidrológico. A metodologia WTF segundo Manzione (2015) é empregada para a zona saturada do aquífero livre, fundamentando-se na premissa de que a variação do nível freático ao longo de um período específico equivale à variação do armazenamento, conforme expresso na equação (1) a seguir:

$$\Delta S^{gw} = R = S_y \cdot \frac{\Delta H}{\Delta t} \text{ (Equação 1)}$$

Na equação apresentada, em que ΔS^{gw} representa o armazenamento de água, R é a recarga, S_y é o rendimento específico do aquífero, ΔH é a variação do armazenamento de água e Δt é o intervalo de tempo, temos as seguintes variáveis e seus significados:

ΔS^{gw} : Variação no armazenamento de água no aquífero.

R: Valor da recarga no aquífero.

S_y : Rendimento específico do aquífero.

ΔH : Variação no armazenamento de água.

Δt : Intervalo de tempo considerado.

Para determinar a recarga por meio do método WTF, foi empregada a planilha de cálculo "Estimation de La Pluie Efficace et de La Recharge" (ESPERE). Essa planilha realiza a estimativa de chuva e recarga efetivas ao inserir os dados de precipitação e nível freático local para o ano de 2021. O rendimento específico do aquífero (Specific Yield - S_y) adotado para o



cálculo foi estabelecido como 0,20. (SANTOS; MANZIONE, 2018)

Resultados e Discussão

No poço de monitoramento P10_CPRM_BEL/BELÉM, a recarga calculada utilizando o aplicativo ESPERE foi de 657.00 mm/ano. Este valor contrasta com a precipitação total registrada em 2021 pela Estação de Monitoramento de Belém, código A201 do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), que foi de 4525.6 mm. É importante notar que esse montante está em consonância com os volumes de precipitação típicos na região amazônica.

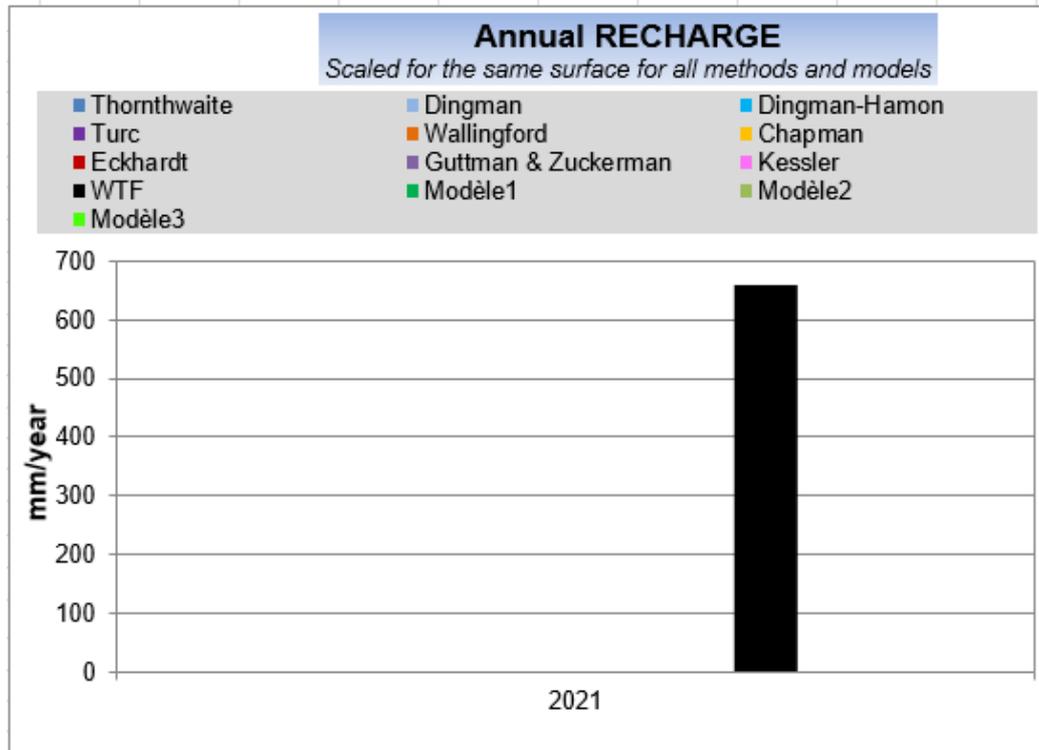


Figura 3: Resultados da recarga do P10_CPRM_BEL/BELÉM obtido pelo ESPERE.

Fonte: Autor, 2023

Para o poço tubular em análise, foi calculada uma taxa de recarga equivalente a 15,0% do total precipitado. Esses resultados evidenciam que o processo de urbanização exerce impactos significativos no ciclo hidrológico, resultando na redução da taxa máxima de infiltração natural em áreas urbanas. Essas alterações são provocadas por diversos fatores, incluindo selamento por superfícies impermeáveis, compactação do solo e remoção da camada arbórea nativa.

Além desses impactos, sugere-se que a implementação de sistemas de infraestrutura de drenagem urbana, baseados na remoção rápida das águas do ambiente urbano, também interfere no ciclo hidrológico, impedindo que as águas provenientes das precipitações alcancem as reservas subterrâneas. Esse paradigma de remoção imediata das águas pode ter implicações significativas no equilíbrio natural do ciclo hidrológico, comprometendo a recarga dos aquíferos subterrâneos (OLIVEIRA, 2020).

No caso do poço P11 - INHAN - CRECHE, os dados de precipitação foram adquiridos da estação de monitoramento localizada no município de Castanhal, especificamente da estação automática A202, que é a mais próxima da cidade de Inhangapi. Para o ano de 2021, a precipitação total na região foi registrada em 1343.8 mm. Segundo as estimativas do ESPERE, a recarga para este poço atingiu 822.23 mm, representando 61.18% do total precipitado.

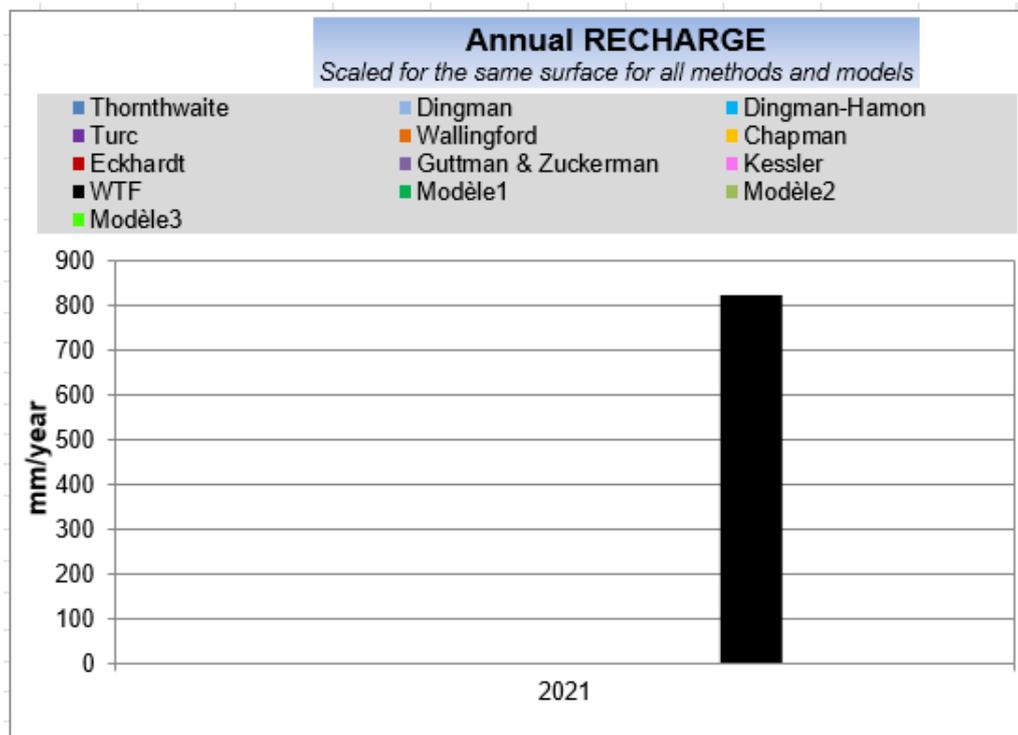


Figura 4: Resultados da recarga do P11 - INHAN - CRECHE obtido pelo ESPERE.
Fonte: Autor, 2023

Em áreas pouco urbanizadas, especialmente na região Amazônica, ainda subsistem extensas áreas florestadas. Conforme destacado por Oliveira (2020), essas regiões com baixo grau de perturbação do solo desempenham um papel crucial na atenuação dos impactos urbanos sobre as zonas de recarga de aquíferos. Tais espaços preservados desempenham um papel fundamental na manutenção da integridade dos ecossistemas naturais, promovendo funções hidrológicas essenciais, tais como a proteção dos recursos hídricos, a preservação de áreas de drenagem natural e a conservação da vegetação nativa. Esses fatores contribuem para aumentar a capacidade do solo em reter e infiltrar água, destacando a importância vital da conservação de áreas verdes para assegurar o equilíbrio hidrológico nessas regiões.

Considerações finais

A análise comparativa dos poços P10_CPRM_BEL/BELÉM e P11 - INHAN - CRECHE destacou diferenças significativas nas taxas de recarga, sugerindo uma possível influência da urbanização no ciclo hidrológico. O poço em Belém, situado em uma área mais urbanizada, exibiu uma taxa de recarga consideravelmente inferior (15%) em comparação com o poço em Inhangapi (61,18%). Essa discrepância ressalta a importância do ambiente urbano na capacidade de recarga dos aquíferos.

Entretanto, para uma compreensão mais abrangente dos efeitos da urbanização, é crucial atualizar os dados de poços de monitoramento e implantar novos em áreas de influência do aquífero Barreiras. O estudo utilizou apenas dois poços devido à escassez de dados na região, uma problemática comum na Amazônia. Apesar dessa limitação, a pesquisa revelou a relevância do método Water Table Fluctuation (WTF) para estimar a recarga de águas subterrâneas. Ao considerar as oscilações na superfície livre do aquífero, o método proporcionou uma comparação sólida das taxas de recarga em ambientes urbanos e não urbanos.

Portanto, a preservação de áreas verdes e a adoção de práticas sustentáveis em ambientes urbanos são cruciais para manter o equilíbrio hidrológico e garantir a disponibilidade sustentável de água subterrânea. O planejamento urbano deve levar em conta esses aspectos para minimizar os impactos negativos sobre os aquíferos, promovendo uma gestão eficaz dos recursos hídricos. Este estudo fornece insights valiosos para compreender os efeitos da urbanização na recarga de aquíferos, destacando a importância da preservação ambiental para a sustentabilidade hídrica.

Agradecimentos

O Presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior–CAPES– Código de Financiamento 001, do Programa de Mestrado Profissional, em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos–ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°.2717/2015. Agradecimentos ao Serviço Geológico do Brasil (SGB) e ao Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) pela cessão de dados distribuídos gratuitamente e à Universidade do Estado do Amazonas – UEA e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pelo apoio financeiro, disponibilizado.



Referências Bibliográficas

- BRASIL. AGENCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Avaliação dos Aquíferos das Bacias Sedimentares da Província Hidrogeológica Amazonas no Brasil (escala 1:1.000.000) e Cidades Pilotos (escala 1:50.000). V. 3. Brasília: Ana, 2015. 330 p. Disponível em: https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/07c7cf8f-6e81-4040-b405-8361f6b4cdf9/attachments/Volume_III-Hidrogeologia_e_Modelo_Numerico_de_Fluxo_da_PHA_no_Brasil.pdf. Acesso em: 03 dez. 2023.
- CAICEDO, N. L. Água subterrânea. In: TUCCI, Carlos E.M. (org.). Hidrologia: ciência e aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Abrh, 2020. Cap. 8, p. 290.
- ESPERE, Estimation de La Pluie Efficace et de La Recharge. ESPERE v.2.44EN. République Française: Geoscience for a sustainable Earth BRGM. Disponível em: <https://www.brgm.fr/en/software/espere-estimating-effective-rainfallaquiiferrecharge-different-methods>. Acesso em: dez. 2023.
- LANINI, S., *et al.*. ESPERE a multiplmethod Microsoft Excel application for estimating aquifer recharge. Groundwater, 54(2), 155-156, 2016. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/288664030_ESPERE-A_Multiple_Method_Microsoft_Excel_Application_for_Estimating_Aquifer_Recharge/link/5a2946d9aca2727dd8887e71/download?_tp=eYJb250ZXh0Ijpb7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIiwicGFnZSI6InB1YmxpY2F0aW9uIn19. Acesso em: 04 dez 2023.
- MANZIONE, R. L. Águas Subterrâneas: conceitos e aplicações sob uma visão multidisciplinar. Jundiaí: Paco Editorial, 2015. 388 p. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/286456616_Aguas_Subterraneas_conceitos_e_aplicacoes_sob_uma_visao_multidisciplinar. Acesso em: 02 dez. 2023.
- OLIVEIRA, A. N. Cidade e natureza: urbanização em áreas de recarga de aquíferos. Companhia de Planejamento do Distrito Federal - Codeplan, Brasília, n. 69, p. 1-55, jun. 2020.
- PIMENTA, M. N. ; ALVES, N. S. Estimativa da Recarga de um Poço Tubular na Área do Sistema Aquífero Urucúia no Estado do Tocantins. In: Giovanna de Castro Silva, Giovanna de Castro Silva, Wesley Leandro Melo Pereira, Victória Isadora Beserra Silva, Adilson Matheus Borges Machado, Clarissa Dantas Moretz Sohn. (Org.). PLANEJAMENTO E GESTÃO TERRITORIAL EM SUAS DIVERSAS AMPLITUDES. iied.São Luis: EDUFMA, 2022, v. ii, p. 142-150.
- RIMAS, REDE INTEGRADA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Serviço Geológico do Brasil, CPRM. Poço 1500006851. Disponível em: <http://rimasweb.cprm.gov.br/layout/detalhe.php?ponto=1500006851>. Acesso em: dez. 2023.
- RIMAS, REDE INTEGRADA DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS. Serviço Geológico do Brasil, CPRM. Poço 1500005635. Disponível em: <https://rimasweb.sgb.gov.br/layout/detalhe.php?ponto=1500005635>. Acesso em: dez. 2023.
- SANTOS, J. R.; MANZIONE, R.L. Estimativa da recarga de águas subterrâneas em área de afloramento do sistema aquífero guarani na região de Bofete - SP. In: Congresso brasileiro de águas subterrâneas, 20., 2018, Campinas. Anais [...] . Campinas: Abas, 2018. p. 1-4.
- SERAPHIM, A.P.A.C.C. Relações entre áreas de recarga dos aquíferos e áreas destinadas a urbanização: estudo dos padrões de ocupação do solo da unidade hidrográfica do Paranoá-DF. 2018. 193 f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo, Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Brasília, Brasília, 2018. Disponível em: <http://icts.unb.br/jspui/handle/10482/35720>. Acesso em: 02 dez. 2023.
- SERAPHIM, A.P.A.C.C.; BEZERRA, M. C. L. Cidade e Água: relações entre tipologias de ocupação urbana e recarga de aquíferos. Cuaderno de Investigación Urbanística, Madrid, n. 126, p. 1-74, nov. 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/341267797_Cidade_e_agua_relacoes_entre_tipologias_de_ocupacao_urbana_e_recarga_de_aquiferos_City_and_Water_relations_between_urban_occupation_typologies_and_aquifer_recharge. Acesso em: 03 dez. 2023.



QUALIDADE DE ÁGUA DA BARRAGEM MÃE D'ÁGUA: UMA ANÁLISE HISTÓRICA

1Vitória Schuller, 2Mateus Ricardo Mendes Pessota, 3Catrine Ribeiro, 4Maria Teresa de Jesus Guedes,
5Loudi Lauer Albornoz, 6Marcelo Zaro, 7Maria Cristina de Almeida Silva

1 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: schuller.vitoria@gmail.com; 2 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: mateus27pessota@gmail.com; 3 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: catrine.ribeiro1@gmail.com; 4 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: mteresag1308@gmail.com; 5 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: loudi.lauer@ufrgs.br; 6 Instituto de Química/UFRGS, e-mail: marcelo.zaro@ufrgs.br; 7 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br

Palavras-chave: Barragem Mãe d'Água; Poluição da Água; Qualidade da Água.

Resumo

A qualidade da água está relacionada aos usos necessários para finalidades específicas e a poluição hídrica está relacionada com fenômenos de introdução de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, modifiquem a natureza de um corpo de água de tal forma que prejudique os usos que dele são feitos. Esse trabalho propõe a realização de um apanhado histórico da Barragem Mãe D'Água, desde sua inauguração até os dias atuais. Para isto, buscou-se trabalhos acadêmicos desenvolvidos sobre a área da Bacia Mãe d'Água, os quais foram pesquisados em bancos de dados como Lume e SABI da UFRGS. Os diversos trabalhos realizados na bacia abordaram temáticas como a qualidade da água, o carregamento de sedimentos, a disposição inadequada de resíduos, a resposta do ambiente frente a urbanização, entre outros temas, que permitiram fornecer um panorama sobre o histórico da área bem como as alterações ao longo do tempo. O histórico de ocupação da área, marcado por intensa urbanização, especialmente nas décadas de 70 e 80, reflete a transformação da bacia Mãe d'Água e suas consequências para o arroio Dilúvio e, conseqüentemente, para o lago Guaíba, vital para o abastecimento de mais de 1,6 milhões de habitantes na Região Metropolitana de Porto Alegre. A área da Bacia Mãe d'Água foi tema de diversos trabalhos acadêmicos desde 2000, evidenciando a preocupação e o interesse crescente na compreensão dos problemas enfrentados na bacia. Os estudos abordaram diversas questões, desde os impactos da urbanização até a disposição inadequada de resíduos sólidos, refletindo a complexidade dos desafios enfrentados pela Barragem Mãe d'Água. A análise histórica da Barragem Mãe d'Água revela um cenário de perda da qualidade da água e do ambiente.

Introdução

De acordo com a Constituição Federal (1988) (BRASIL, 1988), “todo cidadão tem direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida”. Sendo assim, é essencial que políticas públicas sejam criadas e adotadas para garantir a qualidade da água e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população.

A qualidade ambiental está intrinsecamente relacionada com o uso e ocupação do solo. Nesse sentido, as mudanças no padrão de uso e ocupação do solo e os processos de expansão urbana refletem na bacia hidrográfica, em que a água é o elemento integrador (VON SPERLING, 1996),

Para melhor avaliar a qualidade ambiental urbana e controlar suas degradações ambientais associadas, é preciso entender sua dinâmica de funcionamento, a fim de identificar soluções para os desafios ambientais enfrentados no espaço urbano. No estudo da qualidade ambiental urbana, a compreensão de seus diversos componentes de forma sistêmica dentro de uma perspectiva espacial e temporal, que expresse a organização do espaço geográfico, é essencial (CAVALHEIRO, 1995; FUJIMOTO, 2001).

Em locais com moradias irregulares, sem saneamento básico adequado, ocorre o lançamento de esgotos nos corpos hídricos sem o adequado tratamento, o que acarreta o comprometimento da qualidade da água, podendo impactar a saúde da população, bem como inviabilizar o atendimento de usos a jusante (ANA, 2017). As consequências sobre os recursos hídricos têm gerado prejuízos não apenas pelas alterações hidrológicas, mas também pela carga de poluentes lixiviados ou carreados, gerando assim passivos ambientais que afetam a qualidade de vida da população e o equilíbrio ambiental das áreas de drenagem das bacias hidrográficas (FERNANDES, 2015).

A Barragem Mãe d'Água está localizada no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). A mesma compõe a Bacia Hidrográfica Mãe d'Água, a qual é um dos afluentes do Arroio Dilúvio. A barragem, inaugurada em 1962, tinha como principais objetivos, à época, suprir as necessidades do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e irrigar as granjas experimentais da Faculdade de Agronomia, tornando-se também um polo recreativo para aquela comunidade. Com o passar dos anos, com o avanço demográfico na região, a falta de saneamento básico e de planejamento urbano, a qualidade da água da Bacia Mãe d'Água foi afetada.

A barragem já foi objeto de estudo de muitas pesquisas acadêmicas e o presente trabalho propõe a realização de um apanhado histórico, com coleta de informações que auxiliem na compreensão do processo de uso do solo que acarretou a degradação ambiental na área, especialmente em relação à qualidade da água da barragem.



Materiais e Métodos

O local escolhido para a realização do presente estudo localiza-se no Campus do Vale da UFRGS, na divisa entre os municípios de Porto Alegre e Viamão (Figura 1). A Barragem Mãe d'Água compõe a Bacia Hidrográfica Mãe d'Água, a qual é um dos afluentes do Arroio Dilúvio.



Figura 1: Localização da bacia do Arroio Dilúvio (em verde) abrangendo áreas dos municípios de Porto Alegre e de Viamão, RS. Na cor laranja está destacada a bacia Mãe d'Água. Fonte: Ribeiro (2017).

A fim de realizar a avaliação da qualidade da água da Barragem Mãe d'Água, a metodologia desse trabalho consistiu na busca de informações em trabalhos já realizados, e que utilizaram a Barragem como estudo de caso.

Pesquisa bibliométrica

Nesta etapa foi realizado o levantamento de trabalhos desenvolvidos sobre a Barragem Mãe D'Água. Priorizou-se trabalhos que envolviam a temática da qualidade da água, do uso e ocupação do solo, de eventos hidrológicos e da urbanização. Inicialmente, buscou-se trabalhos em banco de dados internacionais, como *Scopus* e *Web of Science*. Delimitou-se a busca em título, resumo e palavras-chave, usando os termos “Mãe d'Água”, “dam” e “reservoir”. Foram encontrados três artigos nessas plataformas, dos autores Fernandes, Bikoski e Poletto (2020), Fernandes, Poletto e Silveira (2020) e Zanandrea *et al.* (2019). A Figura 2 ilustra a rede com os vinte termos mais citados, utilizando o programa *VOSviewer* (van Eck e Waltman, 2010), com os dados adquiridos na plataforma *Scopus*.

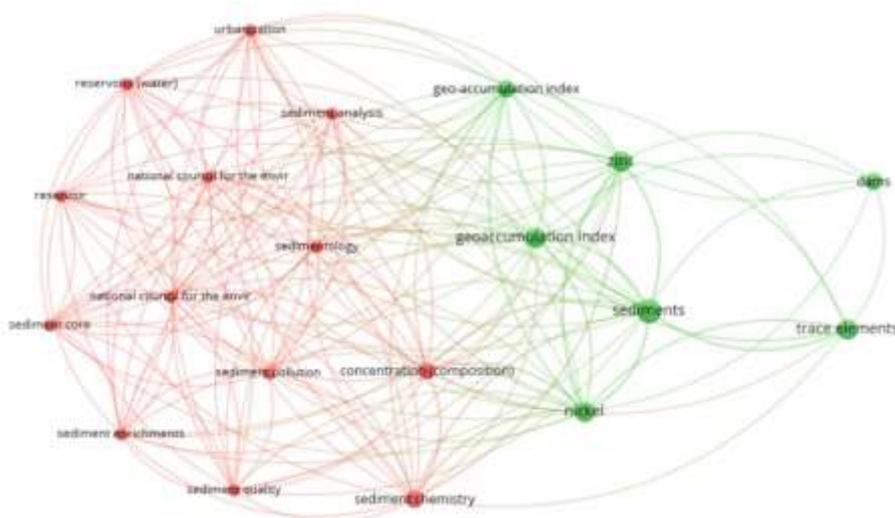


Figura 2: Rede dos 20 termos mais citados na busca da plataforma Scopus. As cores indicam palavras que estão mais relacionadas entre si.



Como na pesquisa inicial foram encontrados apenas três artigos, optou-se por pesquisar os dados nas plataformas Lume e SABI da UFRGS. Para tanto, buscou-se artigos, trabalhos de conclusão de curso, dissertações de mestrado e teses de doutorado publicados nas plataformas Lume e SABI da UFRGS.

O intervalo de tempo consultado foi de 2000-2024 e como palavras-chave para consulta utilizou-se “Mãe d’Água”, “Barragem Mãe d’Água” e “Bacia Mãe d’Água”. Assim, foram selecionados os trabalhos acadêmicos que serviram de base para a caracterização da área de estudo, para definir informações importantes ao objetivo da pesquisa e caracterização da problemática, além de base para a análise bibliométrica.

Resultados e discussão

Caracterização da área de estudo

A Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) tem como principal fonte de água, para abastecimento de mais de 1,6 milhões de habitantes, o lago Guaíba. No entanto, surge um desafio, decorrente dos afluentes com elevadas concentrações de poluentes que o lago recebe. Entre esses afluentes, destaca-se o arroio Dilúvio, que é o principal curso d’água de Porto Alegre.

O arroio Dilúvio, embora tenha seu curso praticamente inteiro dentro dos limites da cidade de Porto Alegre, tem suas principais nascentes localizadas nos entornos das represas Lomba do Sabão e Mãe d’Água, ambas em Viamão. As porções da bacia localizadas nesse município se caracterizam basicamente pela ocupação de assentamentos de baixa renda, mais rarefeitos e com baixa qualidade ambiental, habitacional e urbanística (RIBEIRO, 2017).

Assim, a bacia hidrográfica Mãe d’Água contribui com as alterações ambientais que ocorrem no arroio Dilúvio, já que apresenta significativos impactos antropogênicos ocasionados por forte adensamento populacional e tipos de uso de solo urbano (VIEIRA, 2009).

A água drenada na bacia Mãe da Água é direcionada a um lago artificial, a represa Mãe d’Água, que é o objeto de estudo desta pesquisa. A barragem é o exultório de quatro arroios, correspondendo a uma área de 337 ha (RIBEIRO, 2017) e situa-se no Campus do Vale da UFRGS. A Figura 3 representa a dimensão da bacia e seus exultórios.

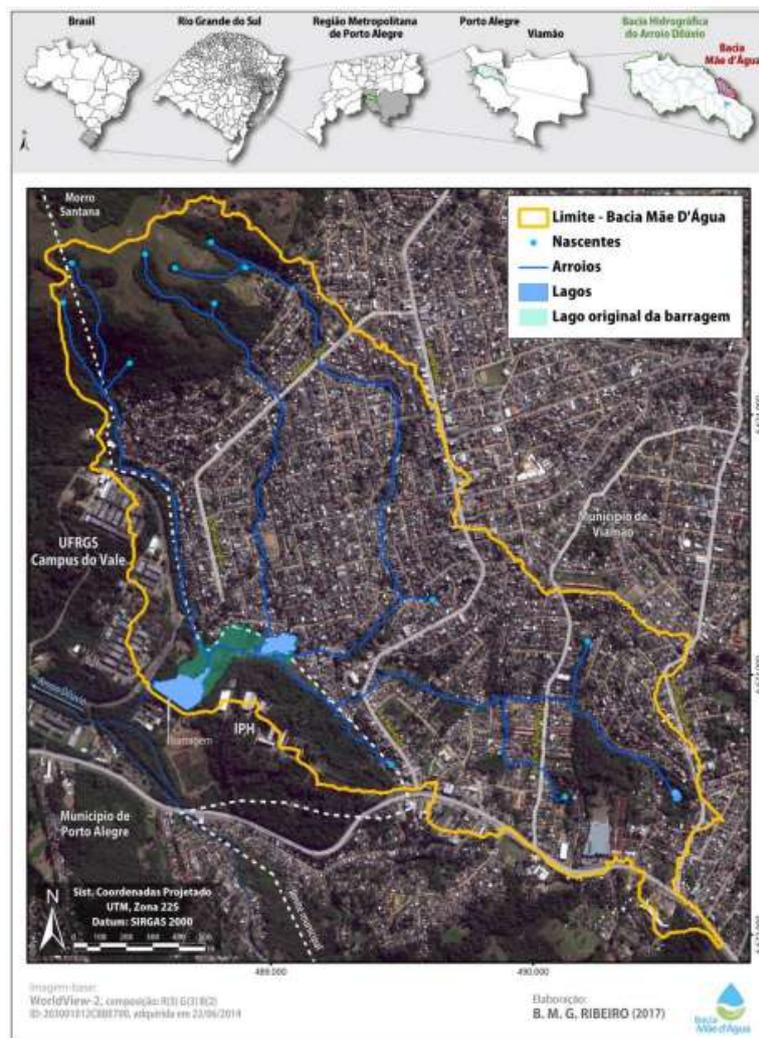


Figura 3: Bacia Mãe d’Água.
Fonte: Ribeiro (2017)



Histórico de ocupação da área

Segundo Fujimoto (2001), a barragem Mãe d'Água foi inaugurada em 1962 pelo extinto Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS). As suas principais características eram: área inundada estimada de 16 ha, profundidade média de 3,15 m, altura máxima sobre o leito do curso da água de 9m, extensão do coroamento de 200m e volume de acumulação de 500.000 m³. A Figura 4 (a) apresenta uma fotografia aérea da área de momento anterior a construção da barragem e a Figura 4 (b) uma fotografia de 1963, assim que a barragem foi preenchida com água.

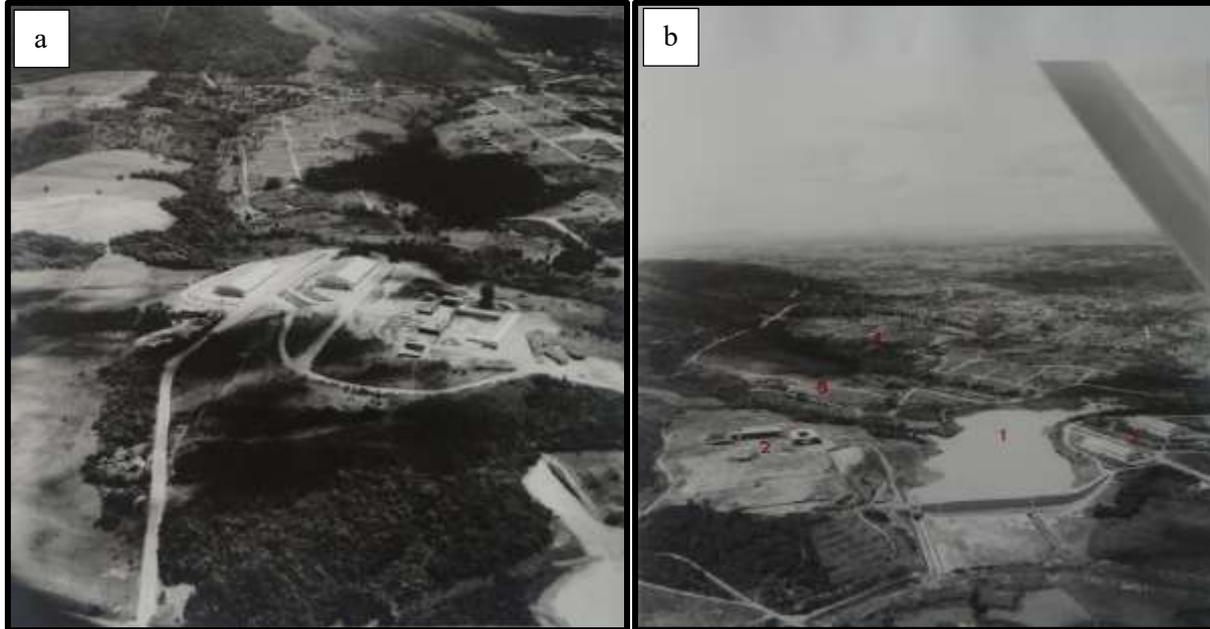


Figura 4: a) Fotografia de momento anterior a construção da barragem; b) Fotografia de 1963, quando a barragem foi preenchida. (1) barragem Mãe d'Água; (2) Campus do Vale; (3) Instituto de Pesquisas Hidráulicas; (4) Loteamento Santa Isabel; (5) Loteamento Jardim Universitário.

Fonte: Fujimoto (2001)

Os principais objetivos de sua construção foram acumular água para suprir as necessidades do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), proporcionando o desenvolvimento de pesquisas hidráulicas, e irrigar as granjas experimentais da Faculdade de Agronomia (FUJIMOTO, 2001). Entretanto, esses objetivos foram abandonados devido à degradação ambiental das águas da barragem, decorrente da supressão da vegetação ciliar, da construção de habitações e da contaminação das águas dos arroios da bacia, que são receptores de esgoto domiciliar e resíduos sólidos gerados nas áreas à montante (RIBEIRO, 2017).

Com base em entrevistas de moradores e técnicos envolvidos na obra, e na análise de fotografias, Fujimoto (2001) caracteriza a cobertura vegetal e o uso do solo, durante sua construção e logo após o preenchimento da barragem. A área era caracterizada por elevado grau de preservação da cobertura vegetal, da morfologia, e da qualidade da água, pela presença de pequenas bacias de acumulação construídas pelos moradores e servia como um local de lazer.

A evolução da ocupação, relacionada ao aumento populacional e as diversas modalidades de intervenção na bacia hidrográfica ao longo dos anos, proporcionaram uma transformação das suas características originais, alterando a dinâmica existente e inserindo novos ritmos ao ambiente. De acordo com os dados do IBGE, os anos 70 e 80 foram as décadas de maior incremento populacional, através do processo migratório, no município de Viamão e demais municípios da região metropolitana de Porto Alegre (FUJIMOTO, 2001).

A Figura 5 mostra a comparação das imagens de satélite de 2002 e 2024 da região delimitada pela bacia Mãe d'Água, com o intuito de visualizar as mudanças na área. A bacia foi delimitada no software QGIS, considerando o exultório como o vertedouro da barragem, e assim, seu *shapefile* foi importado no *Google Earth* para utilizar a ferramenta de imagens históricas.

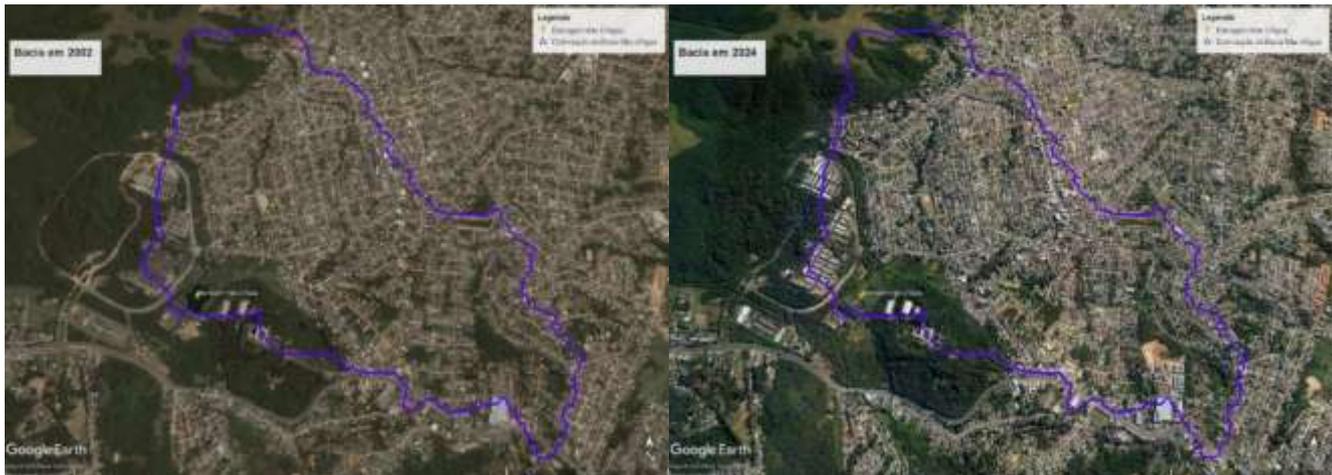


Figura 5: Comparação das imagens de satélite de 2002 e 2024, referentes ao entorno da barragem.

Fonte: Autores (2024)

Numa comparação das imagens de satélite, visualmente a expansão urbana não é tão expressiva, visto que a maior onda de crescimento populacional ocorreu na década de 70/80. Ainda assim, é possível observar um cenário urbano que continua a evoluir, onde se destaca principalmente uma mudança no padrão de ocupação, identificada pelo aumento significativo de ruas asfaltadas. Quanto à barragem, comparando as imagens, é nítida a diminuição do seu espelho d'água.

Os impactos na barragem Mãe d'Água, ao longo das últimas décadas, são visíveis. Por exemplo, a camada de água que ainda persiste tem profundidade extremamente reduzida, posto que a urbanização existente às suas margens aporta material oriundo de processos de erosão de solos, assoreando o lago, além do processo de eutrofização que também contribuiu para essa redução. Isso implica que a área é pelo menos 65% menor em relação ao lago original (RANGEL, 2008). No cenário atual, a barragem Mãe d'Água recebe esgotos das moradias do entorno sem tratamento, lançamento de sedimentos e resíduos domésticos que são trazidos pela água da chuva ou diretamente lançados ao lago.

Revisão da literatura

Diversos estudos já foram desenvolvidos na temática da Bacia Mãe d'Água desde os anos 2000. Essas pesquisas abordaram aspectos sobre as respostas do ambiente ao processo de urbanização (e.g. FUJIMOTO), sobre carreamento de sedimentos (e.g. FERNANDES, BEIER e POLETO, 2017), sobre a disposição inadequada de resíduos sólidos (e.g., JAWOROWSKI et al., 2005; UNGARETTI, 2010; RIBEIRO, 2017), sobre a qualidade da água (RANGEL, 2008), entre outros.

A pesquisa bibliográfica buscou realizar uma análise quantitativa sobre os principais estudos desenvolvidos nessa bacia hidrográfica. Isso incluiu diversos tipos de trabalhos, como monografias de graduação, dissertações, teses e artigos publicados.

Na Tabela 1 são especificadas algumas características relacionadas aos temas abordados nas análises, incluindo aspectos físicos de modo geral, qualidade água, sedimentos, resíduos sólidos; aspectos socioeconômicos, históricos, relativos à urbanização e à evolução da ocupação antrópica, além de aspectos legais e jurídicos. Também são detalhadas algumas técnicas de coleta e tratamento dos dados, tais como sensoriamento remoto e processamento digital de imagens, coleta de dados *in loco*, como medições de parâmetros físico-químicos ou realização de entrevistas, e análises laboratoriais (RIBEIRO, 2017).



Tabela 1: Trabalhos realizados sobre diferentes assuntos relativos à Bacia Mãe d'Água

Autor / Data	Características da análise: Abrangência espacial, itens abordados, técnicas utilizadas											
	1) Bacia Mãe d'Água 2) Bacia Mãe d'Água + B.H. Dilúvio 3) Bacia Mãe d'Água + outras áreas	Aspectos físicos de modo geral	Qualidade água	Sedimentos	Resíduos sólidos	Socioeconômica	História, urbanização, evolução da ocupação	Aspectos legais e jurídicos	Sensoriamento remoto Processamento digital de imagens	Coleta de dados in loco	Experimentos de laboratório	Proposta de recuperação ambiental
ALVES (2000)	1	•				•	•		•	•		
VIANA ET AL. (2000)	2	•	•	•	•		•		•	•	•	
FUJIMOTO (2001)	1	•	•				•		•	•	•	
SKRABE ET AL. (2002)	1	•	•			•				•		•
BOLLMANN (2003)	3	•	•			•				•		
ALVES (2004)	2	•				•	•		•		•	
FREITAS (2005)	1	•	•							•	•	
JAWOROWSKI ET AL. (2005)	1	•	•		•							
POLETO (2007)	1	•	•	•		•			•	•	•	
RANGEL (2008)	1	•	•			•	•		•	•		
LOITZENBAUER ET AL. (2009)	1	•				•						
MOURA E BASSO (2011)	1	•	•			•	•		•	•	•	
UNGARETTI (2010)	1	•			•		•			•		
CARDOSO (2011)	1	•	•	•		•	•		•	•	•	
HECKESCHNEIDER (2011)	1	•							•			
BUFFON ET AL. (2011)	3	•							•			
IESCHECK ET AL. (2012)	3	•							•			•
FADEL E CAMPOS (2013)	2	•					•					•
WARTCHOW E PASSUELLO (2013)	1	•				•				•		•
HÜFFNER (2013)	1	•					•		•			•
BERTONI ET AL. (2014)	1	•			•	•		•	•			•
MAIA E SILVEIRA (2014)	1	•						•				
CARDOZO ET AL. (2015)	1	•							•			
FERNANDES (2015)	1	•		•						•	•	
MICHEL ET AL. (2015)	1	•		•								
MAIA (2015)	1	•				•	•			•		
ANDRADE (2015)	1	•				•						•
ZANANDREA (2016)	1	•					•		•	•		•
POLETO ET AL. (2017)	1	•	•	•					•	•	•	
RIBEIRO (2017)	1	•			•	•	•					
ZANANDREA ET AL. (2018)	3	•					•		•			
POLETO ET AL. (2018)	1	•	•	•			•			•		
TRINDADE (2019)	1	•	•	•	•		•		•			
FERNANDES ET AL. (2020)	1	•	•	•			•		•	•	•	
FERNANDES ET AL. (2020)	1	•	•	•			•		•	•		
ZANANDREA ET AL. (2020)	1	•					•		•			
ALBORNOZ ET AL. (2021)	1	•	•					•		•	•	

Fonte: Adaptado de RIBEIRO (2017)

Desde 2000 até 2024, somam-se 37 trabalhos acadêmicos desenvolvidos sobre a Bacia Mãe d'Água, ainda que abrangida dentro de um contexto mais amplo. A Figura 6 representa as temáticas mais abordadas nos referidos trabalhos.



Figura 68: Principais temas abordados nos trabalhos encontrados no sistema SABI e Lume da UFRGS.

Segundo Moura e Basso (2011), nas últimas décadas, a modificação no uso e ocupação do solo da Bacia Hidrográfica Mãe d'Água resultou em problemas típicos da intensificação do processo de urbanização: o incremento das áreas ocupadas por moradias tanto legais como irregulares, associado ao aumento do desmatamento e dos processos erosivos. Na área da bacia foram identificadas, na época do estudo, cinco vilas ou áreas ocupadas irregularmente. Em seu trabalho, Moura e Basso (2011), realizaram uma revisão bibliográfica e análise de dados histórico dos parâmetros temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão totais e coliformes fecais. A partir disso, constataram que as águas superficiais têm qualidade ruim para a maioria dos usos da água. Isso decorre do lançamento de esgotos domésticos não tratados nos arroios que desembocam na barragem (MOURA E BASSO, 2011).

A qualidade ambiental da barragem também foi escopo da pesquisa de Freitas (2005), em que as análises das coletas realizadas em 2004 apresentaram características típicas de ambientes aquáticos eutrofizados. Esses resultados demonstraram que a interferência antrópica está influenciando na dinâmica natural da Barragem Mãe d'Água, contribuindo para a eutrofização das águas, baixa saturação de oxigênio, dominância de partículas finas no sedimento e na redução da macrofauna bentônica (FREITAS, 2005).

Em sua pesquisa, Cardoso (2011) relaciona a evolução urbana e o enriquecimento por metais traços na barragem. As amostras analisadas apresentaram concentrações de Zinco e Níquel acima do valor de *background* (referência local representativa do nível natural de concentração de um elemento químico nos solos/sedimentos) e com padrões de crescimento. Evidenciaram, portanto, a existência de enriquecimento dos sedimentos por esses elementos. A autora analisa, considerando que a área de estudo se caracteriza historicamente pela ocupação residencial, com predominância de poluição de fontes difusas, a dinâmica urbana pode ser considerada como o principal agente fornecedor de metais-traço aos corpos d'água.

Mais recentemente, Fernandes (2015) apresenta resultados de coleta de amostras de sedimentos com vistas à análise das concentrações dos metais Zinco e Níquel, dos teores de matéria orgânica e da composição granulométrica em diferentes profundidades amostradas em testemunhos de sedimentos. Todas as amostras apresentaram concentrações de Zn e Ni acima do valor de *background* local e com padrões de crescimento. O índice de geoacumulação demonstra que a maior parte das concentrações de metais em profundidade encontra-se como "não poluída"; porém, fica eminente o enriquecimento nas superfícies, onde a classificação variou entre moderadamente à fortemente poluído, confirmando que as modificações antrópicas ocorridas nas últimas décadas nesta bacia podem implicar em diversos passivos ambientais como a contaminação deste ecossistema lacustre. O autor atribui às altas taxas de urbanização das áreas à montante a alta produção e carreamento de sedimentos contaminados ao recurso hídrico, bem como seus reflexos negativos sobre os corpos d'água ali presentes.

Ainda no contexto de qualidade da água da Bacia Mãe d'Água, Alborno et al. (2021) fazem uma análise da qualidade da água da barragem, a partir de coletas realizadas ao longo de doze meses. Os resultados de caracterização indicaram que Viamão/RS contribui com lançamento de esgotos *in natura* na Barragem Mãe D'Água. Também foram observados elevados valores de concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (FT), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e nitrogênio amoniacal (NH_4^+). Dessa forma, evidenciou-se o impacto da falta de saneamento de uma cidade em municípios vizinhos, destacando-se a importância de planejar as ações de saneamento a partir da bacia hidrográfica (ALBORNOZ et al., 2021).

Considerações Finais

Inaugurada em 1962 com objetivos voltados para pesquisas hidráulicas e irrigação, a barragem enfrentou ao longo das décadas uma série de desafios, resultando na modificação de suas características originais. A análise histórica e atual da Barragem Mãe d'Água revela um cenário de perda da qualidade da água e do ambiente.

O histórico de ocupação da área, marcado por intensa urbanização, especialmente nas décadas de 70 e 80, reflete a transformação da bacia Mãe d'Água e suas consequências para o arroio Dilúvio e, conseqüentemente, para o lago Guaíba, vital para o abastecimento de mais de 1,6 milhões de habitantes na Região Metropolitana de Porto Alegre. A área da Bacia Mãe



d'Água foi tema de diversos trabalhos acadêmicos desde 2000, evidenciando a preocupação e o interesse crescente na compreensão dos problemas enfrentados na bacia. Os estudos abordaram diversas questões, desde os impactos da urbanização até a disposição inadequada de resíduos sólidos, refletindo a complexidade dos desafios enfrentados pela Barragem Mãe d'Água.

É importante que medidas de recuperação e preservação sejam adotadas, envolvendo ações de gestão ambiental, controle de esgoto e resíduos, além de iniciativas de conscientização e educação ambiental para a melhora da qualidade da água e do ecossistema local.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

Albornoz, L.L.; Klüsener, J. J.; Pletsch, J. S.; Bernardes, A. M.; Silva, S. W. (2021). Plano de monitoramento da qualidade da água da Barragem Mãe d'Água. 31º Congresso da ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Curitiba – Brasil.

ANA - Agência Nacional de Águas (2017). Rede Nacional - Redes de Monitoramento. Brasília: ANA - Portal da qualidade das águas. Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/rede-nacional-rede-monitoramento.aspx>.

Brasil (1988). Constituição da República Federativa do Brasil, promulgada em 5 de outubro de 1988.

Cardoso, A. R. Evolução urbana e o enriquecimento de sedimentos por metais na Barragem Mãe d'Água, sub-bacia do Arroio Dilúvio, RMPA/RS. Porto Alegre, 2011. 87 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (PPGRHSA). Porto Alegre, RS: UFRGS, 2011.

Cavalheiro, F. Urbanização e Alterações Ambientais. 1995. Análise Ambiental: Uma Visão Multidisciplinar (2º ed.). São Paulo: Editora da UNESP, 114-124 p.

Fernandes, F. (2015) Enriquecimento geoquímico de metais em testemunhos de sedimentos, correlacionado com granulometria e teores de matéria orgânica. São Carlos, 2015. 103 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo (USP), Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, SP: USP, 2015. DOI: 10.11606/D.18.2015.tde-16122015-112634.

Poleto, C.; Fernandes, F.; Beier, E. V. (2017) Geocronologia e taxa de sedimentação utilizando 210Pb correlacionados com metais pesados em core's de sedimentos. II Congresso Internacional de Hidrossedimentologia. Foz do Iguaçu – Brasil.

Fernandes, F.; Bicoski F.S.; Poleto, C. (2020) Estudo de concentração e interações físico-químicas de carbono orgânico total no sedimento de fundo do reservatório Mãe d'Água. XIV Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos. Campinas – Brasil.

Fernandes, F.; Poleto C.; Silveira, A.L.L. (2020) Analysis of the volume of silted sediments and the urbanization rate in urban river basins: a case study of the Mãe D'água reservoir. Anais do Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais. Toledo – Brasil.

Freitas, C. (2005). Caracterização ecológica da Represa Mãe D'água, Campus do Vale da UFRGS, Morro Santana, Porto Alegre-RS (Brasil). Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Fujimoto, N.S.V.M. (2001) Análise ambiental urbana na área metropolitana de Porto Alegre - RS: sub-bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio. São Paulo. São Paulo, 2001. 236 p. Tese (Doutorado). Universidade de São Paulo (USP), Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. São Paulo, SP: USP.

Jaworowski, A. L. O.; Schettini, E. B. C.; Silveira, A. L. L. (2005) Qualidade da água e caracterização de resíduos sólidos em arroio urbano da Região Metropolitana de Porto Alegre. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos - SBRH, 20-24 de novembro de 2005, João Pessoa, PB. Anais... Porto Alegre, RS: ABRH.

Moura, N.S.V.; Basso, L.A. (2011) Ocupação da terra e qualidade da água na periferia da Região Metropolitana de Porto Alegre, RS: o caso da Barragem Mãe d'Água. Pesquisas em Geociências, v. 37, n. 3, p. 227-241. ISSN: 1807-9806.



Rangel, M. L. A (2008) Percepção sobre a água na paisagem urbana: bacia hidrográfica da Barragem Mãe D'Água - Região Metropolitana de Porto Alegre/RS. Porto Alegre, 2008. 163 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto de Geociências (IG), Programa de Pós-Graduação em Geografia (PPGEO). Porto Alegre, RS: UFRGS.

Ribeiro, B. M. G. (2017) Modelagem Socioambiental de Resíduos Sólidos em Áreas Urbanas Degradadas: Aplicação na Bacia Mãe d'Água, Viamão, RS, 429 f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

Ungaretti, A.R. (2010) Perspectiva socioambiental sobre a disposição de resíduos sólidos em arroios urbanos. Um estudo na sub-bacia hidrográfica Mãe D'Água no Município de Viamão – RS. Porto Alegre, 2010. 245 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rio Grande do Sul (UFRGS), Faculdade de Arquitetura, Programa de Pós-Graduação em Planejamento Urbano e Regional (PROPUR). Porto Alegre, RS: UFRGS.

Van Eck, N., & Waltman, L. (2010). Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *scientometrics*, 84(2), 523-538.

Vieira, S. C. Análise Ambiental do Uso e Ocupação do Solo Urbano de uma SubBacia Hidrográfica do Arroio Dilúvio – Porto Alegre/RS. 2009, 181 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2009.

Von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

Zanandrea, F.; Silveira, A. L. L. Uso de técnicas de low impact development no controle de impactos hidrológicos. Engenharia sanitária e ambiental: órgão oficial de informação técnica da ABES, Porto Alegre, vol. 24, n. 6, p. 1195-120, novembro, 2019.



QUALIDADE DA ÁGUA EM UM RESERVATÓRIO NO SEMIÁRIDO NORDESTINO UTILIZANDO O ÍNDICE DO ESTADO TRÓFICO

1Elica Lorrane Costa Nascimento, 2Luciana de Castro Medeiros, 3Ceres Virgínia da Costa Dantas

1 Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), e-mail: elica.nascimento@escolar.ifrn.edu.br; 2 Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), e-mail: castro.luciana@escolar.ifrn.edu.br; 3 Instituto Federal do Rio Grande do Norte (IFRN), e-mail: dantas.ceres@ifrn.edu.br.

Palavras-chave: estado trófico; qualidade da água; semiárido.

Resumo

A água é um recurso natural que está cada vez mais em escassez, devido a um conjunto de problemas ambientais, econômicos e sociais. No Brasil, a Política Nacional dos Recursos Hídricos foi estabelecida por meio da Lei N° 9.433/97, com o objetivo de assegurar a quantidade e qualidade da água para as gerações atuais e futuras de acordo com os seus respectivos usos. Assim, a eutrofização é um dos principais fenômenos que acontecem nos reservatórios e é responsável pela qualidade da água do meio, sendo decorrente de processos naturais ou antrópicos. O presente estudo tem como objetivo realizar um diagnóstico da qualidade da água em dois pontos distintos do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, por meio da análise do Índice de Estado Trófico (IET). Para a realização deste trabalho, adotou-se um conjunto de indicadores que estão relacionados ao processo de eutrofização: clorofila-a e fósforo total. Também utilizou os valores médios de pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, e foram comparados com a Resolução CONAMA 357/05. Os resultados mostraram que as chuvas influenciam nas alterações dos parâmetros pH, STD, OD e fósforo total, e que os pontos estudados têm três classificações de estado trófico a depender do período, sendo: ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico.

Introdução

A água doce é um recurso natural imprescindível à vida humana e ao bem estar econômico, social e ambiental. A sociedade moderna retira grandes quantidades de água dos lagos, rios e reservatórios para suprir suas necessidades, sejam para consumo humano, industrial ou abastecimento de cidades. E a sua escassez é acelerada devido a um conjunto de problemas ambientais, econômicos e sociais (Gleick, 2000).

Em 1997, no Brasil, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), através da Lei N° 9.433, conhecida como Lei das Águas (Brasil, 1997). Esta política cita alguns fundamentos essenciais para os recursos hídricos, substanciando que a água é um recurso limitado e que deve propiciar uso múltiplo, e em caso de escassez a água tem uso prioritário para abastecimento humano e dessedentação animal.

Em consonância com os objetivos abordados na Lei 9.433, a PNRH enfatiza que se deve assegurar às gerações atuais e futuras a qualidade e quantidade de água em padrões adequados para os seus respectivos usos, e que é essencial incentivar e possibilitar a captação, preservação e aproveitamento das águas pluviais (Brasil, 1997).

Conforme Lacerda e Cândido (2013), a gestão dos recursos hídricos procura determinar ações que objetivam o controle e a proteção dos recursos de acordo com legislações e normas ambientais existentes. Nesse sentido, pode-se destacar que o monitoramento da qualidade da água é uma ferramenta essencial para o gerenciamento dos corpos d'água por propiciar dados e averiguações sobre o ambiente (Farias, 2006).

Araújo, Sales, Souza (2013) afirmam que a eutrofização é um dos principais fenômenos que acontecem nos reservatórios e que é responsável por determinar sua qualidade de água. Ainda, de acordo com os autores, a eutrofização é decorrente de um processo natural ou pela intervenção humana por meio do lançamento de nutrientes no corpo hídrico, sendo caracterizado pelo aumento excessivo de organismos aquáticos autotróficos, especialmente algas planctônicas e ervas aquáticas.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar a qualidade da água em dois pontos distintos do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves utilizando o índice de estado trófico, por meio de variáveis que estão associadas diretamente ao processo de eutrofização: clorofila-a e as concentrações do nutriente fósforo total (CETESB, 2014). Além disso, utilizou-se os valores médios de pH, sólidos totais dissolvidos, oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, e foram comparados com a legislação ambiental: Resolução CONAMA 357/05.

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido tendo como objeto de estudo o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (5°40'11''S e 36°53'07''W), localizado no município de Assú, na bacia do rio Piranhas-Açu, no Estado do Rio Grande do Norte. Teve sua obra construída e entregue pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) em 1983 (DNOCS, 2023).

O reservatório em estudo é o maior reservatório do Rio Grande do Norte e possui, aproximadamente, 186,73 km² de área da bacia hidráulica, e o seu volume máximo de armazenamento é de 2,4 milhões de m³ d'água (SEMARH, 2023). Ainda segundo a Agência Nacional de Água e Saneamento Básico (ANA, 2023), a barragem Armando Ribeiro Gonçalves é responsável



pelo abastecimento de mais de 20 cidades urbanas do estado, inclusive cidades fora da bacia do rio Piranhas-Açu, como a cidade de Mossoró, totalizando, aproximadamente, 350.000 habitantes usuários de abastecimento de água.

A água do reservatório é utilizada para diversos usos, como abastecimento humano urbano e rural, dessedentação animal, abastecimento industrial e, principalmente, irrigação de pequenas propriedades rurais, situadas às suas margens (ANA, 2016). Além disso, a água é usada para pesca e recreação da comunidade local.

O clima regional se caracteriza como muito quente (semiárido), descrito como clima do tipo BS'w'h', de acordo com a classificação de Köppen e Geiger (1928). Possui estação chuvosa entre março e abril, e a vegetação local é composta pela caatinga hiperxerófila, caracterizada por uma vegetação mais seca e plantas de pequeno porte. Destacam-se também as espécies: jurema-preta, mufumbo, faveleiro, marmeleiro, xique-xique e facheiro (IDEMA, 2008).

Os solos predominantes na região são litólicos eutróficos, que possuem fertilidade natural alta, textura média, de relevo suave a forte ondulado, profundidade baixa e elevada susceptibilidade à erosão (IDEMA, 2008).

Em concordância com o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (CBH-PPA, 2023), a cobertura vegetal encontra-se extremamente antropizada em virtude da exploração agrícola, em especial a exploração de lenha como fonte energética para olarias, panificadoras e uso doméstico.

Coleta de dados e monitoramento

Inicialmente, foi solicitado ao órgão gestor, Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN), dados referentes ao monitoramento da qualidade da água do reservatório em estudo, entre os anos de 2018 a 2022. Os dados fornecidos, apresentaram uma sequência trimestral nos dois primeiros anos, começando em março de 2018 e finalizando em setembro de 2019. Nos anos de 2020 a 2022, houve uma quebra de continuidade do monitoramento, em decorrência da pandemia Covid-19, sendo coletado amostras apenas em outubro de 2021 e fevereiro de 2022.

Os dados obtidos são relativos a nove campanhas realizadas pelo órgão gestor, em dois pontos distintos: Itajá e São Rafael. Esses pontos possuem uma distância entre si de aproximadamente 14.072 m entre as amostragens da água ao longo do reservatório, como mostra na Figura 01. Essas campanhas são frutos do Programa de Estímulo à Divulgação de Dados de Qualidade de Água (Qualiágua), da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), a qual é responsável por monitorar a qualidade da água dos reservatórios superficiais dos estados brasileiros.

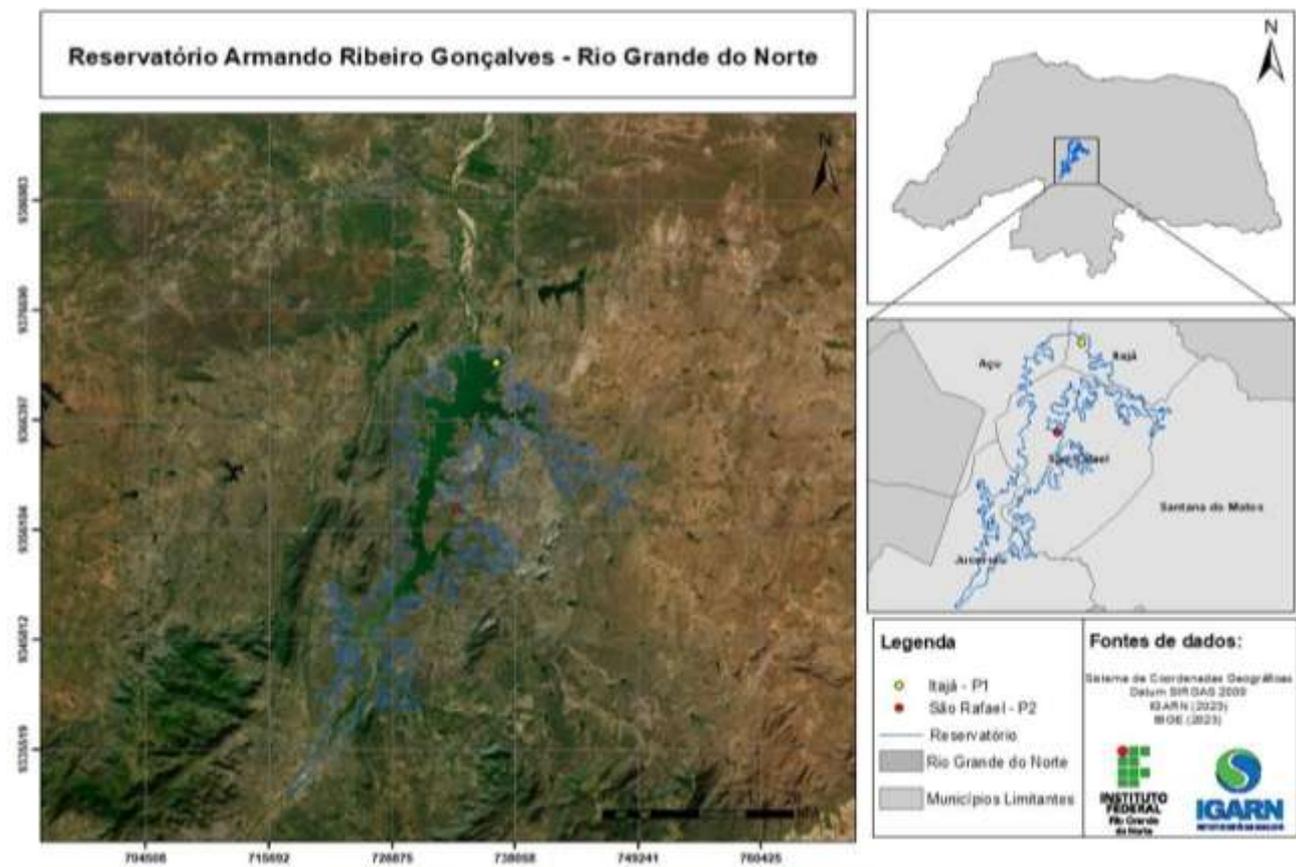


Figura 1: Mapa de localização dos pontos de captação das coletas de água.

Assim, para aprimorar e aprofundar os estudos, foram também coletados dados sobre a precipitação mensal dos períodos estudados. Os dados foram obtidos do site da Emparn, levando em consideração as estações mais próximas dos pontos de coletas, que foram: Estação de Itajá e Estação São Rafael, nas quais são monitoradas pela Emater local.



Em seguida, os dados coletados em forma de laudo do Igarn foram organizados em uma planilha Excel – Microsoft para que acontecesse a seleção e organização dos parâmetros físico-químicos em ordem cronológica, facilitando a visualização e execução das análises estatísticas descritivas futuras.

De acordo com os laudos apresentados para os pontos, foram selecionados os parâmetros que apresentavam resultados nas nove campanhas, sendo eles: clorofila-a, fósforo total, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e sólidos totais dissolvidos. E os outros parâmetros foram excluídos, pois não havia constância no período abordado.

Em seguida, os dados de clorofila-a e fósforo total foram selecionados e aplicados nas fórmulas de IET da clorofila, do fósforo e da média aritmética destes parâmetros.

E, para finalizar, os outros parâmetros que ficaram, foram separados um a um, ficando na primeira coluna: o parâmetro, valor mínimo e/ou máximo permitido pela legislação ambiental e nas linhas todos os dados na mesma ordem temporal. Também, foram calculados os valores médios desses parâmetros. Por fim, com o auxílio das ferramentas do próprio software Excel, foram criados os gráficos que contêm essas informações e auxiliaram para a interpretação e conclusão dos resultados.

Análise da qualidade da água (Índice do Estado Trófico)

Para o cálculo do IET nos pontos estudados, utilizou-se o Índice do Estado Trófico adotado pela CETESB (2023), sendo composto pelo Índice do Estado Trófico para fósforo - IET(PT) e o Índice do Estado Trófico para clorofila a – IET(CL), ambos modificados por Lamparelli (2004) para ambientes lóticos (reservatórios), conforme as equações I e II abaixo:

$$IET (CL) = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln CL))/ \ln 2)) \quad (1)$$

$$IET (PT) = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln PT))/ \ln 2)) \quad (2)$$

Onde “CL” é a concentração de clorofila-a medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; “PT” é a concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu\text{g.L}^{-1}$; e “ln” é o logaritmo natural.

E, segundo a CETESB (2023), nos meses em que possuam os dados de ambas variáveis, o IET será a média aritmética dos índices.

Assim, foram utilizadas as equações apresentadas para obtenção do IET médio e determinar a classificação do Estado Trófico do reservatório, seguindo o Quadro 01 abaixo.

Quadro 1: Classificação do Estado Trófico para reservatórios - Índice de Carlson Modificado

Estado Trófico	Ponderação	P total (mg/m^3)	Clorofila a (mg/m^3)
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$	$P \leq 8$	$CL \leq 1,17$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$	$8 < P \leq 19$	$1,17 < CL \leq 3,24$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$	$19 < P \leq 52$	$3,24 < CL \leq 11,03$
Eutrotófico	$59 < IET \leq 63$	$52 < P \leq 120$	$11,03 < CL \leq 30,55$
Supereutrotófico	$63 < IET \leq 67$	$120 < P \leq 233$	$30,55 < CL \leq 69,05$
Hipereutrotófico	$IET > 67$	$233 < P$	$69,05 < CL$

Resultados e Discussão

Os valores obtidos dos Índices de Estados Tróficos para os pontos estudados podem ser vistos no Quadros 02. Foi constatado que o ponto 1 - São Rafael, teve três classificações distintas do estado trófico médio, a depender do período do ano, como: ultraoligotrófico, oligotrófico e mesotrófico. Da mesma forma aconteceu para o ponto 2 – Itajá.

Quadro 2: Valores dos Índices de Estado Tróficos (clorofila-a, fósforo e valor médio) nos pontos

Coletas	Ponto 1 Cl-a	Ponto 2 Cl-a	Ponto 1 Pt	Ponto 2 Pt	Ponto 1 médio	Ponto 2 médio	Ponto 1 Classificação	Ponto 2 Classificação
mar./18	49,58	58,54	35,01	33,60	42,30	46,07	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico
jun./18	52,95	60,40	43,80	39,97	48,37	50,19	Oligotrófico	Oligotrófico
set./18	55,41	63,80	31,61	31,61	43,51	47,71	Ultraoligotrófico	Oligotrófico
dez./18	53,63	54,44	38,41	37,00	46,02	45,72	Ultraoligotrófico	Ultraoligotrófico
mar./19	56,80	58,74	38,99	40,79	47,90	49,77	Oligotrófico	Oligotrófico
jun./19	56,99	63,02	42,91	39,97	49,95	51,50	Oligotrófico	Oligotrófico
set./19	60,31	64,61	36,11	38,99	48,21	51,80	Oligotrófico	Oligotrófico
out./21	68,25	69,29	40,94	40,28	54,60	54,79	Mesotrófico	Mesotrófico
fev./22	44,38	55,94	44,00	44,38	44,19	50,16	Ultraoligotrófico	Oligotrófico



Conforme a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN, 2023), os pontos situados em São Rafael e Itajá e monitorados pela Emater, apresentaram os seguintes dados pluviométricos nas estações da região (Gráfico 01). Esses dados mostram que ambos pontos possuem similaridades na quantidade de precipitações, e que os meses de janeiro a junho são considerados chuvosos, enquanto julho a dezembro são períodos secos.

Observou-se que no mês de março de 2019 houve a maior quantidade de águas precipitadas na região, mas mesmo assim o reservatório não atingiu sua sangria, de acordo com dados do ANA (2023), neste mesmo mês, o reservatório atingiu o valor entre 18,77% e 20,24% da sua capacidade de acumular água.

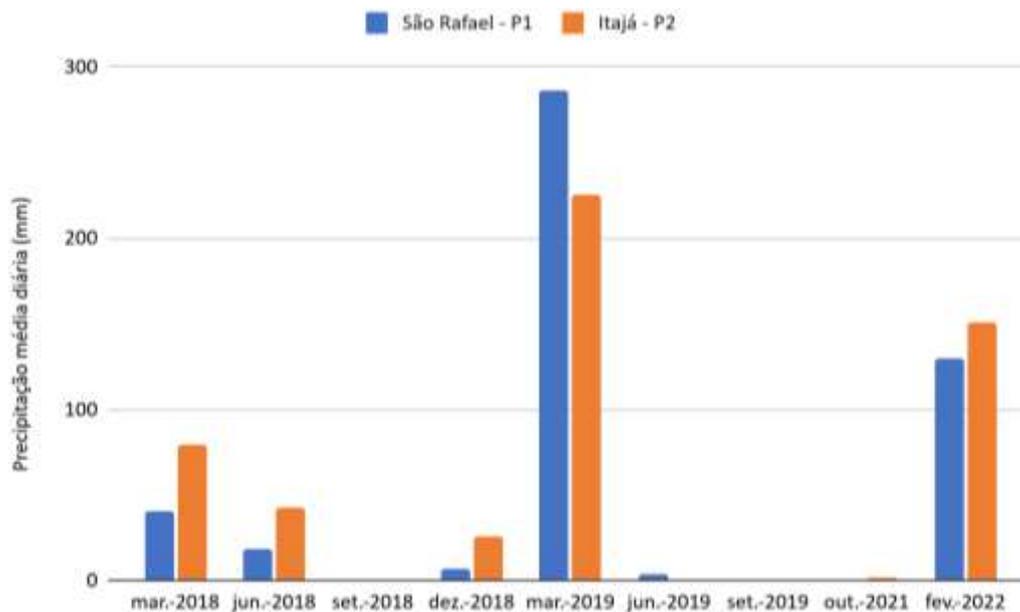


Gráfico 1: Precipitações mensais nos pontos pluviométricos de São Rafael e Itajá.

Levando em consideração os resultados apresentados no Quadro 1, ficou perceptível que os índices de estado trófico da clorofila-a em todas as amostras estão supereutróficos, ao mesmo tempo que os índices de estado trófico do fósforo total classificou-se como mesotróficos, isto pode ser explicado pelo motivo do fósforo ser considerado um nutriente limitante nos processos biológicos do reservatório (Schindler et al. 2008).

O autor Von Sperling (1996) define que nutriente limitante é todo elemento que se caracteriza como importante para o crescimento de uma população escolhida, de forma que, se houver aumento na sua concentração, haverá também aumento na taxa de crescimento desta população em determinado corpo aquático, ou de forma inversa, se houver diminuição da concentração, haverá diminuição no crescimento da população. Assim, de natureza igual, ocorreu com o fósforo, na qual é considerado um nutriente limitante do total de biomassa em lagos e reservatórios, como analisado por Reckhow et al. (1980) e Tundisi e Matsumura Tundisi (2008).

Conforme a Resolução CONAMA 357/05, no Capítulo VI, Art. 42, afirma que enquanto não houver enquadramento dos corpos hídricos, as águas doces serão classificadas como classe 2. Assim, para incrementar os estudos, analisou-se também outros parâmetros da qualidade da água e comparou-se com a legislação citada. Foram obtidos os seguintes resultados médios para os dois pontos estudados, Quadro 03:

Quadro 3: Valores médios dos parâmetros nos dois pontos estudados

Pontos	pH	STD* (mg/L)	OD (mg O ₂ /L)	DBO (mg O ₂ /L)	P Total (mgP/L)	Clorofila a (µg/L)
P1 - São Rafael	8	164,05	6,75	5,85	0,12	6,21
P2 - Itajá	8,28	168,4	7,38	6,46	0,1	12,03
V.M.P.**	6,0 - 9,0	≤ 500	≥ 5	≤ 5	0,03	30

*Sólidos Totais Dissolvidos; Oxigênio Dissolvido; Demanda Bioquímica de Oxigênio;

**Valor máximo permitido de acordo com a Resolução CONAMA n°357/2005 para água doce classe II.

Com relação às concentrações médias de pH, expressaram valores de 8,0 e 8,28 nos pontos P1 e P2, respectivamente. Observou-se que estes resultados estavam dentro da faixa alcalina (Gráfico 02) e em concordância com a Resolução 357/05, na qual enfatiza os valores entre 6,0 e 9,0. Porém, no período entre março e setembro de 2019, foi constatada uma divergência entre os dois pontos, chegando o ambiente ficar básico/alcalino em Itajá e em São Rafael uma tendência de neutralidade.

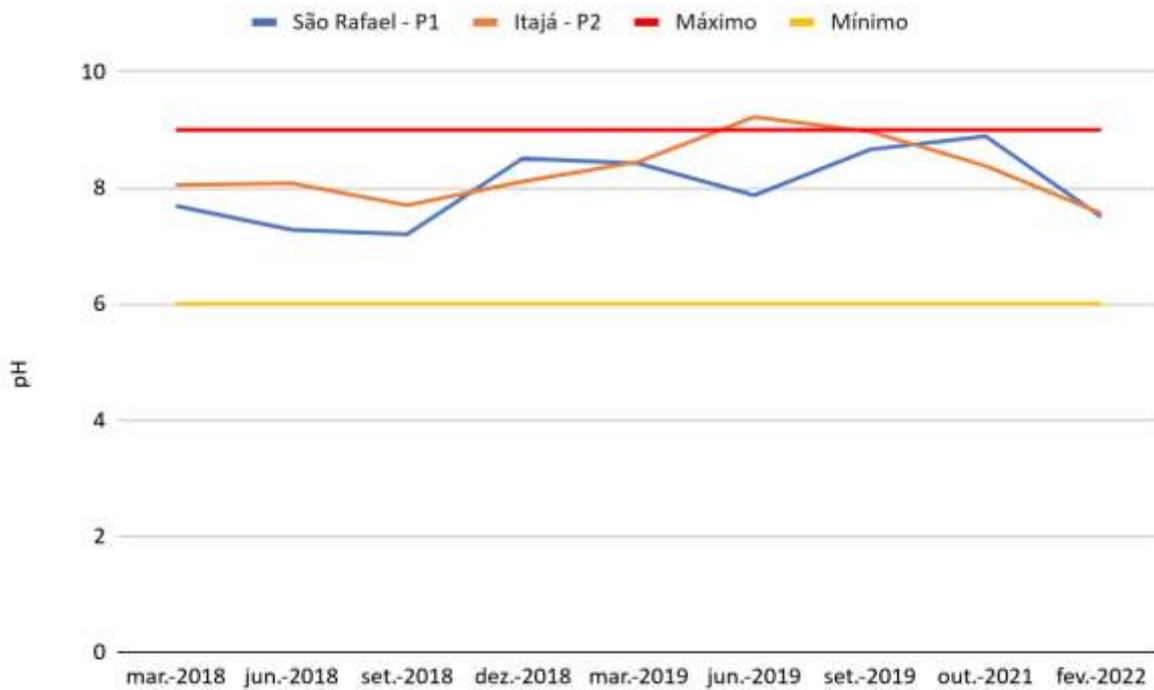


Gráfico 2: Distribuição temporal do pH nos pontos de amostragens.

Isso pode ter sido ocasionado devido ao fato das grandes mudanças de precipitações na região, como pode ser visto no Gráfico 01, que segundo Ferreira (2004), os períodos chuvosos alteram as concentrações de pH dos corpos hídricos em decorrências das reações de decomposição das matérias orgânicas, sendo seu pH variando de alcalino a levemente ácido. Assim, estudos realizados por Braga (2006), no açude Gavião, no semiárido do Ceará, também comprovam que os valores de pH se tornam menos alcalinos pela atuação das chuvas que carregam nutrientes para o corpo receptor.

No que diz a respeito aos Sólidos Totais Dissolvidos, observou-se que os dois pontos possuem uma grande similaridade, tendo valores parecidos (Gráfico 03). No ponto 1, a média apresentada foi de 164,05 mg/L e, 168,40 mg/L para o ponto 2.

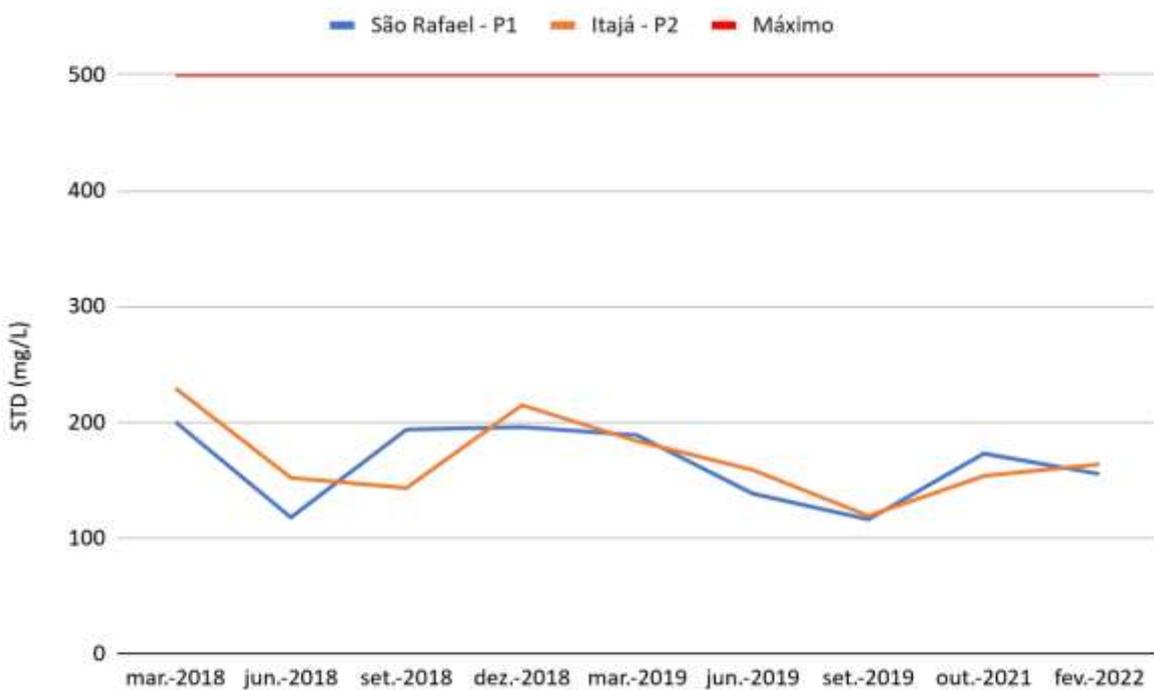


Gráfico 3: Distribuição temporal do STD nos pontos de amostragens.



Foi constatado que, nos grandes picos de precipitações, houveram maiores concentrações de sólidos totais dissolvidos, mas que mesmo assim, o corpo d'água não ultrapassou os limites estabelecidos pela legislação. Esses resultados refletem as condições locais, pois quanto maior a poluição, maior será o valor deste parâmetro. Por consequência, cita Buzelli e Santiago (2013), que o excesso dos sólidos na água tem o potencial de impactar a comunidade aquática, devido às alterações de luminosidade da água.

Ao longo dos anos, verificou-se que o parâmetro Oxigênio Dissolvido apresentou variações elevadas (Gráfico 04), mas apontou uma média boa, tanto para o ponto 1 quanto o 2, obtendo, respectivamente, 6,75 mg/L e 7,38 mg/L. Ambos na regularidade da Resolução, que estipula um valor superior a 5 mg/L.

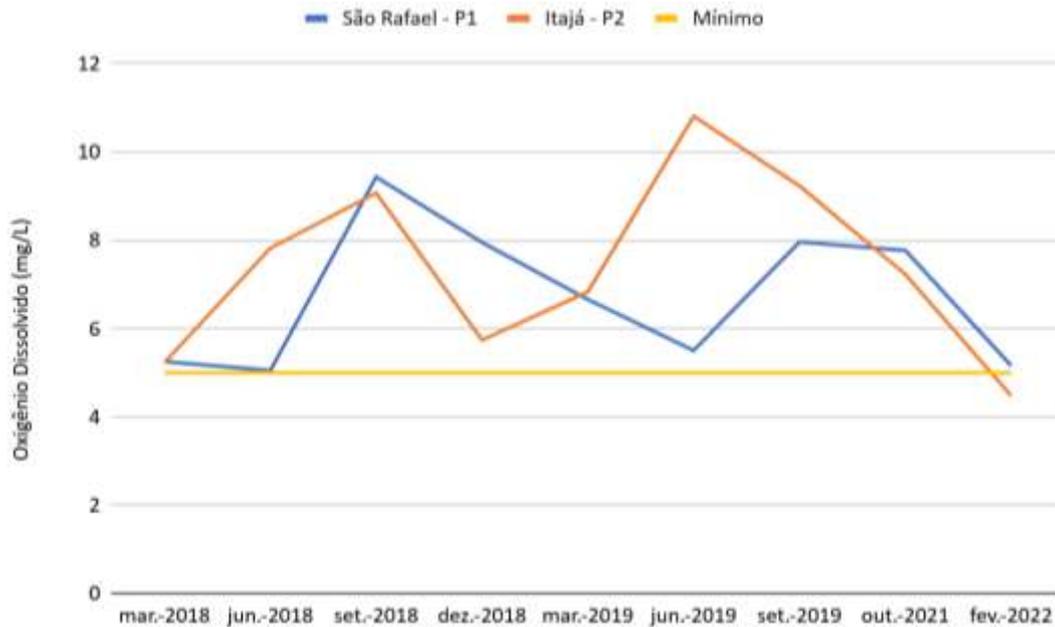


Gráfico 4: Distribuição temporal da OD nos pontos de amostragem.

Observou-se que o parâmetro físico-químico Oxigênio Dissolvido, seguiu as mesmas tendências do pH, bem como as precipitações. Assim, podemos dizer que as concentrações de Oxigênio Dissolvido tiveram alterações significativas de decaimento entre setembro de 2018 a junho de 2019, no ponto 1. Essas baixas concentrações podem ser interpretadas pelo aumento das chuvas, as quais contribuem com o aumento de matéria orgânica no reservatório.

O Gráfico 05 aponta a variação temporal do parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), e é perceptível variações deste parâmetro, algumas vezes dentro da legislação ambiental e outras não.

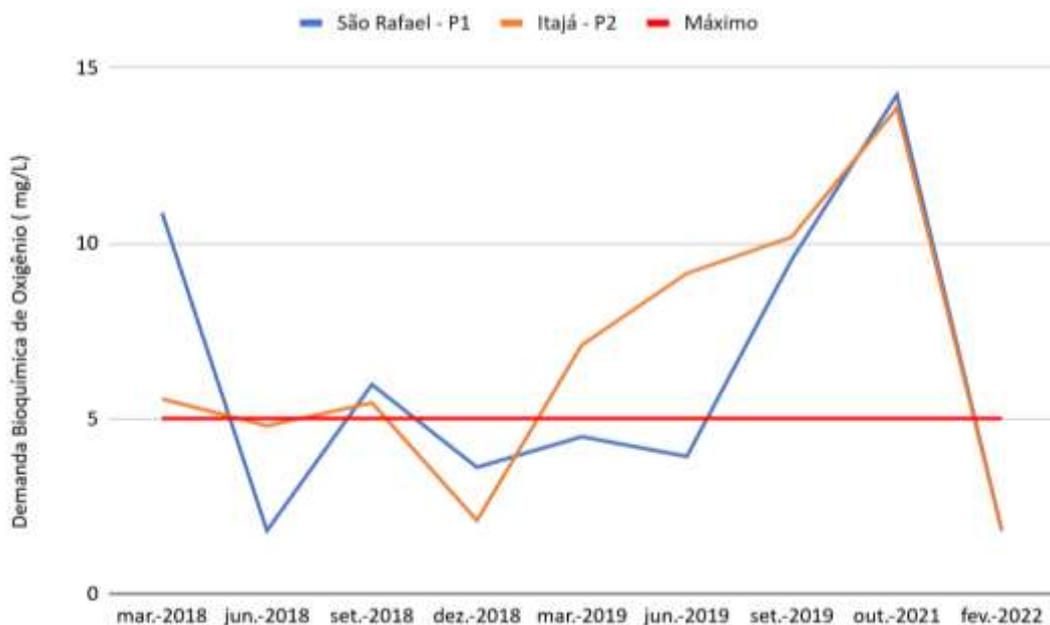


Gráfico 5: Distribuição temporal da DBO nos pontos de amostragem.



Conforme aponta a CETESB (2018), DBO tem relação com a quantidade de oxigênio consumida por microrganismos existente em certa amostra de efluentes, seja ele esgoto doméstico ou industrial. Com isso, analisar esse indicador é uma das maneiras de diagnosticar o grau de poluição do meio, pois se há aumento da DBO, significa que há aumento de matéria orgânica biodegradável no meio, e isso pode significar um maior consumo de oxigênio.

Sendo assim, de modo geral, detecta-se que no final do ano de 2019 até o final de 2021, os pontos estudados apresentaram uma elevada quantidade de matéria orgânica, sendo indicada pela diminuição do oxigênio dissolvido no ambiente e aumento da demanda bioquímica de oxigênio. Assim, tal ocorrência poderá ser correlacionado aos altos índices de lançamentos de esgotos no corpo hídrico.

Além disso, é válido enfatizar que o mês onde houve o pico de DBO, foi quando ocorreu o período de estiagem no local, chegando a valores próximos a 15 mg/L, em razão da menor quantidade de água armazenada, acarretando uma maior quantidade de matéria orgânica, sendo preciso uma maior demanda por oxigênio para decompor. Valores altos de DBO em períodos de estiagens também foram encontrados por Lima et al. (2018), em um reservatório no Ceará, bem como Breda (2011), na região sul de Minas Gerais.

Em relação às concentrações de Fósforo Total, todas as coletas apresentaram valores superiores às referências especificadas pela Resolução CONAMA 357/05 para águas de Classe II, que é 0,03 mg/L, com exceção da terceira coleta, em que ambos pontos estavam dentro da normalidade (gráfico 06). Porém, percebe-se que quando calculado o IET, classifica-se mesotrófico, logo, associa-se que o cálculo deste índice para as condições apresentadas não é adequado.

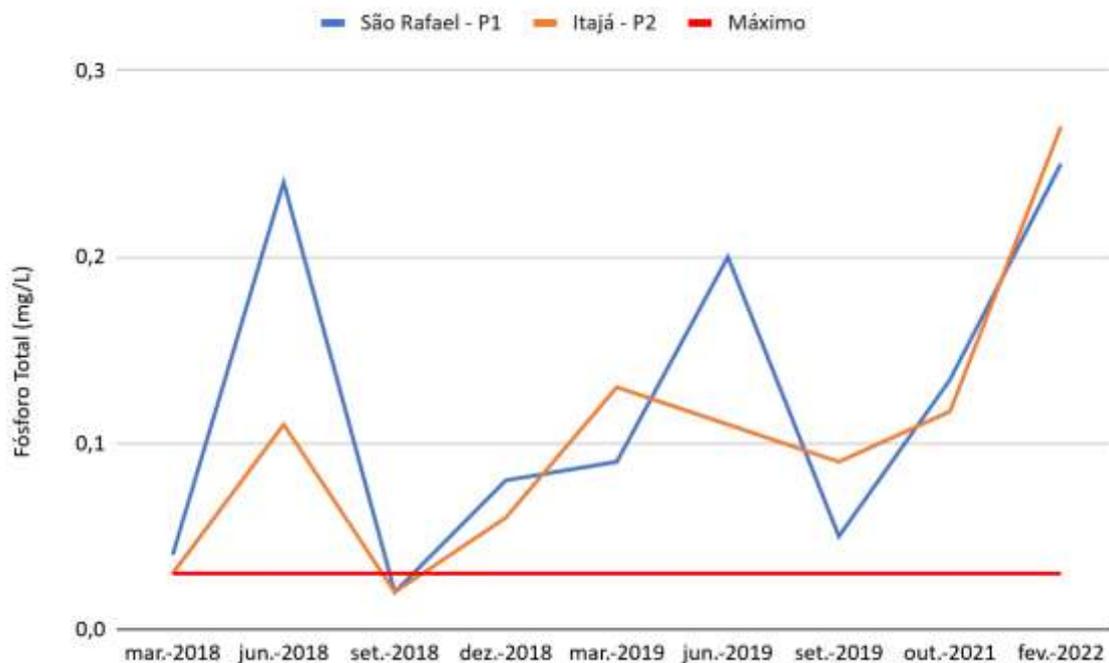


Gráfico 6: Distribuição temporal do Fósforo Total nos pontos de amostragens.

A não conformidade do Fósforo Total provavelmente seja resultante do déficit de tratamento de esgoto doméstico, bem como a presença de atividades agropecuárias nos pontos estudados, as quais colaboram para lançamentos indevidos no corpo hídrico gerando uma degradação ambiental.

E, relacionando o parâmetro Fósforo Total com os valores de pluviosidade dos locais, assegura-se que os altos índices de fósforo estão correlacionados às altas precipitações, portanto, as chuvas são os causadores do carregamento superficial de nutrientes para o corpo hídrico, como o fósforo. Assim, Von Sperling (1996) afirma que em certas condições, o fósforo proporciona o crescimento de algas, podendo conduzir o fenômeno de eutrofização.

No Gráfico 8, o último parâmetro a ser analisado, clorofila-a, se comportou inicialmente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação ambiental, mas que na penúltima coleta apresentou alto índice. Esta situação pode ser interpretada pela disponibilidade de nutrientes no ambiente que favorecem o desenvolvimento das algas, como foi visto nos gráficos anteriores (Gráficos 05 e 06), a crescente quantidade de fósforo total nas amostras finais.

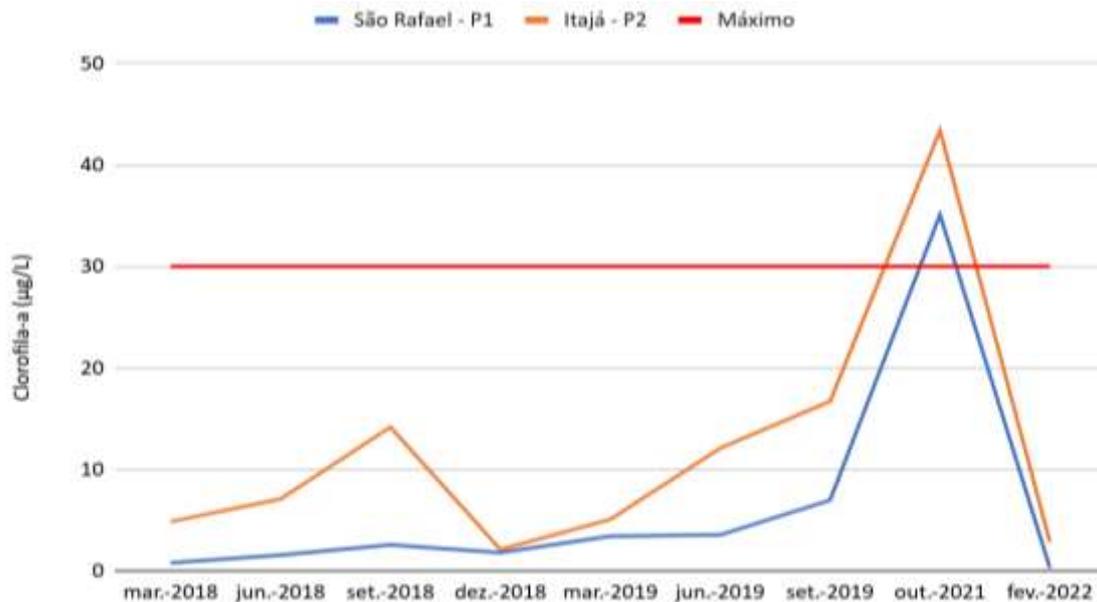


Gráfico 8: Distribuição temporal da Clorofila-a nos pontos de amostragens.

Observa-se, de modo geral, que a clorofila-a manteve suas médias em concordância com a Resolução 357/05, tanto no ponto 1 quanto no ponto 2, sendo elas: 6,21 µg/L e 12,03 µg/L, respectivamente. Mas, vale ressaltar que apesar das amostras terem dado valores dentro da legislação, o reservatório classificou-se como supereutrófico de acordo com os cálculos dos índices de estado trófico da clorofila-a.

Considerações Finais

Ao final deste trabalho, é válido ressaltar que os valores obtidos das análises dos pontos amostrais apresentaram algumas divergências com a legislação ambiental vigente, Resolução CONAMA 357/05, principalmente, com relação às concentrações de fósforo no corpo aquático. Essas altas concentrações estão relacionadas diretamente às chuvas que resultam em arrastes de nutrientes pelo escoamento superficial, indicando um cenário desfavorável à manutenção de qualidade do reservatório, bem como por ser considerado um nutriente limitante no reservatório.

As águas apresentaram variação quanto ao IET médio, sendo classificadas de ultraoligotróficas a mesotróficas. Esses resultados foram possíveis, pois o parâmetro clorofila-a estava dentro da normalidade, bem como os valores do IET(P) foram classificados como mesotróficos. Com isso, conclui-se que a utilização dos índices IET nos pontos não se configuram como um bom índice para demonstrar a realidade, sendo necessário a adição de outros cálculos e análises.

Assim, diante do exposto, sugere-se um estudo mais aprofundado do reservatório, sendo estabelecidos mais pontos de amostragens para obtenção de resultados mais representativos do meio, tendo em vista que o reservatório possui uma grande extensão d'água. Além disso, recomenda-se uma coleta com periodicidade que abranja os meses de verão e inverno, para analisar a influência das chuvas e a lixiviação dos solos ao redor do corpo hídrico. Dessa forma, o diagnóstico do reservatório apresentado, possibilita aos órgãos gestores planejamento e eficiência da gestão dos recursos hídricos para garantir disponibilidade e qualidade de água adequada aos seus usos.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA; 2023. **Reservatórios do Nordeste e Semiárido:** Açude Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO – ANA; 2023. Sistema de Acompanhamento de Reservatórios: Dados Históricos.

ARAÚJO, J. A. F.; SALES, R. J. M.; SOUZA, R. O.; 2013. Riscos de eutrofização em reservatórios de regiões semiáridas com uso da teoria dos conjuntos difusos, v. 10, p. 29-39.

BRAGA, E. A. S.; 2006. Determinação dos compostos inorgânicos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total, na água do Açude Gavião, e sua contribuição para a eutrofização.

BRASIL; 1997. Política Nacional dos Recursos Hídricos. Lei nº 9433, de 8 de janeiro de 1997.

BRASIL; 2005. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.



- BREDA, L. S.; 2011. Avaliação Espaço - Temporal da Qualidade da Água do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Funil – Região Sul de Minas Gerais.
- BUZELLI, G. M.; SANTINO, M. B. C.; 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita, SP, v. 8, p. 186-205.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PIANCÓ-PIRANHAS-AÇU- CBH-PPA; 2023. A Bacia.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB; 2014. Norma Técnica - Determinação de Clorofila a e Feofitina a: método espectrofotométrico, p. 1-14.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB; 2018. Apêndice E: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB; 2023. Apêndice D: Índices de Qualidade das Águas.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB; 2023. Águas Interiores. O problema da escassez de água no mundo.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS CONTRA AS SECAS – DNOCS; 2023. Ficha Técnica Reservatório Barragem Armando Ribeiro Gonçalves.
- EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA DO RIO GRANDE DO NORTE – EMPARN; 2023. Meteorologia: Relatório Pluviométrico.
- FARIAS, M. S. S.; 2006. Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo.
- FERREIRA, A. C. S.; 2004. Persistente floração da cianobactéria *Planktothrix agardhii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek no açude Gavião, Pacatuba/CE, e suas implicações para o abastecimento da cidade de Fortaleza.
- GLEICK, P. H.; 2000. The World's Water 2000-2001: The Biennial Report on Freshwater Resources.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE – IDEMA; 2008. Perfil do seu município: Assú, v.10, p.1-24.
- KÖPPEN, W.; GEIGER, R.; 1928. *Klimate der Erde*. Gotha: Verlag Justus Perthes.
- LACERDA, C. S.; CÂNDIDO, G. A.; 2013. Modelos de indicadores de sustentabilidade para gestão de recursos hídricos, p.13-30.
- LAMPARELLI, M. C.; 2004. Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.
- LIMA, R. C. G. O.; ALENCAR, I. F. O.; BERNARDINI, C. S. M.; CASTRO, M. P. S.; SALES, R. J. M.; 2018. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do reservatório Acarape do Meio-CE: uma análise sob a influência fuzzy. Anais XIV SRHNE, p. 1-10.
- RECKHOW, K. H.; BEAULAC, M. N.; SIMPSON, J. T.; 1980. Modeling Phosphorus Loading and Lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients.
- SCHINDLER, D. W., HECKY, R. E., FINDLAY, D. L., STANTON, M. P., PARKER, B.R.; 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experimente.
- SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS HÍDRICOS – SEMARH; 2023. Sistema de informações-bacias hidrográficas.
- TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; 2008. *Limnologia*. p. 1-621.
- VON SPERLING, M.; 1996. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do tratamento ecológico de águas residuárias, v. 1, p. 1-243.



ANÁLISE COMPARATIVA DE METODOLOGIAS PARA AVALIAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO BILLINGS

1Brenda Camila Ferreira, 2Tobias Bleninger, 3Mayra Ishikawa, 4José Antônio de Jesus, 5Laís Amorim

1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: brendacamila@ufpr.br; 2 Universidade Federal do Paraná, e-mail: bleninger@ufpr.br; 3 The Federal Institute of Hydrology, e-mail: mayraishikawa@gmail.com; 4 Universidade Federal do Paraná, e-mail: tonico.oj@gmail.com; 5 Universidade de São Paulo, e-mail: amorimlais8@gmail.com

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto; Modelagem Matemática; Dados in situ.

Resumo

A avaliação da concentração de clorofila-a (Chl-a) em reservatórios é essencial para o acompanhamento eficaz da qualidade da água, prevenindo a eutrofização e seus impactos adversos. O monitoramento tradicional apresenta lacunas nos dados, sendo o sensoriamento remoto uma alternativa valiosa para complementar medições in situ. Este projeto teve como foco a comparação entre dados de duas ferramentas de sensoriamento remoto (SNAP e AlgaeMap), dados modelados (Delft3D) e dados de campo (CETESB), com o objetivo de validar a eficácia das ferramentas e explorar a complementaridade dos dados. O estudo abrangeu os anos de 2017 a 2021, divididos em dois cenários - estação seca e chuvosa. A análise envolveu métricas como correlação de Pearson e regressão linear, além da visualização espacial para compreender o comportamento em diferentes condições climáticas entre o SNAP, AlgaeMap e Delft3D. A comparação entre o SNAP e o AlgaeMap no Reservatório Billings durante o período seco indicou resultados próximos. No entanto, uma análise detalhada revelou divergências quantitativas, especialmente em Taquacetuba (BITQ00100). Os pontos localizados no centro da represa indicaram uma correlação mais forte entre SNAP e AlgaeMap, do que os pontos nas margens da represa. Durante o período chuvoso, o AlgaeMap apresentou Chl-a mais alta na cabeceira e sub-região do corpo central em comparação com o SNAP. Na avaliação das ferramentas SNAP, AlgaeMap e Delft3D, em alguns meses específicos, a taxa de aproximação entre SNAP e Delft3D foi de 67,13%, indicando uma relação distante entre os dados modelados e orbitais. A análise do erro padrão para o ponto RGDE02900 revelou que a correlação negativa moderada entre AlgaeMap e CETESB (-0,21) foi mais forte do que a correlação entre SNAP e CETESB (-0,05). Ao avaliar individualmente cada ponto de monitoramento, a correlação de Pearson entre AlgaeMap e SNAP indicou mudanças sazonais nas relações, enquanto ao analisar todos os pontos em conjunto, a correção foi moderadamente positiva, indicando uma associação significativa. No entanto, a correlação entre AlgaeMap e CETESB é praticamente nula durante o período chuvoso. No período seco, a correlação entre SNAP e CETESB aumenta, sugerindo uma relação mais robusta. A análise de regressão linear entre SNAP e CETESB, e AlgaeMap e CETESB, durante o período seco, revelou um fraco coeficiente de determinação. Contudo, ao restringir os dados até 100 µg/l de Chl-a, observou-se uma melhora significativa, o R² para SNAP foi de 0,71, e para AlgaeMap, foi de 0,75 em relação aos dados da CETESB. No que diz respeito à relação linear entre as duas ferramentas de sensoriamento remoto, ao restringir novamente o valor de Chl-a, a relação melhorou substancialmente, com um R² de 0,64. A relação entre as metodologias de sensoriamento remoto SNAP e AlgaeMap foi melhor no ponto RGDE02900 (Reservatório Rio Grande), pois indicou baixa Chl-a devido ao uso de algicidas. Enquanto o ponto BITQ00100 (braço de Taquacetuba) apresentou uma relação menos consistente entre SNAP e CETESB, possivelmente porque o SNAP realizou a média considerando pixels da margem do reservatório. Portanto, observou-se que a limitação nas observações pode afetar a generalização dos resultados, apesar de ambas as análises indicarem relações modestas nas variações. A influência da calibração do AlgaeMap pelos dados da CETESB contribuiu para sua maior proximidade com os dados reais em campo em comparação com o SNAP, que mostrou utilidade mesmo sem calibração. Em conclusão, apesar das complexidades sazonais e espaciais, o uso do AlgaeMap ou SNAP, mostrou-se eficaz na avaliação da Chl-a no Reservatório Billings, contribuindo para a gestão hídrica da bacia hidrográfica.

Introdução

Os reservatórios desempenham um papel fundamental ao proporcionar diversos usos da água. No entanto, o uso indiscriminado desse recurso pode impactar significativamente o volume do reservatório e alterar os parâmetros de qualidade da água. Sendo que, a qualidade da água, conforme estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, deve atender a classificações específicas para corpos hídricos. Entretanto, o monitoramento tradicional, realizado por meio de amostragem de campo em pontos específicos, pode carecer de representação espacial e temporal. Diante dessas limitações, surge o sensoriamento remoto (SR) como uma alternativa eficaz para análise espaço-temporal dos corpos hídricos.

Apesar de suas vantagens, o sensoriamento remoto enfrenta desafios, como a presença frequente de nuvens com elevada cobertura de nuvens, comprometendo o monitoramento da área de estudo. Além disso, a água, sujeita a mudanças rápidas, influencia a faixa espectral de obtenção de dados hídricos, especialmente na radiação infravermelha (Barbosa; Novo; Martins, 2019). No estudo de Pompêo et al. (2021) e Neves et al. (2021), foram avaliados alguns parâmetros que indicam a qualidade da água em um corpo hídrico, incluindo a concentração de clorofila-a (Chl-a). Os autores empregaram o satélite Sentinel-2 e o programa computacional SNAP, concluindo que esse satélite pode fornecer informações valiosas sobre a qualidade da água em reservatórios.



A Chl-a é um parâmetro fundamental na avaliação da saúde dos ecossistemas aquáticos. Este pigmento, essencial para a fotossíntese em plantas, algas e cianobactérias, desempenha um papel vital na produção de oxigênio e na base da cadeia alimentar aquática. Como destacado por Gurski et al. (2021), o monitoramento da Chl-a possibilita acompanhar as mudanças nas condições do ecossistema ao longo do tempo, identificando problemas potenciais e facilitando a implementação de medidas de gestão adequadas.

Todavia, elevadas concentrações de clorofila-a podem proporcionar a presença de uma quantidade significativa de algas, indicando potenciais problemas de eutrofização. A eutrofização refere-se ao enriquecimento excessivo de nutrientes na água, frequentemente causado por atividades humanas como a descarga de nutrientes provenientes de esgotos ou fertilizantes agrícolas. Esse fenômeno pode resultar no crescimento exacerbado de algas, ocasionando problemas como a degradação da qualidade da água (Gurski et al., 2021).

A comparação de metodologias para avaliar a Chl-a é importante, pois métodos diversos podem fornecer resultados variados. Esta comparação é essencial para validar a precisão e confiabilidade de cada método, garantindo representatividade dos dados coletados. Dessa maneira, para avaliar o potencial do sensoriamento remoto associado a dados *in situ*, a área de estudo escolhida para este projeto foi o Reservatório Billings, localizado na sub-bacia da Bacia do Alto do Tietê, no sudoeste da Região Metropolitana de São Paulo.

O Reservatório Billings enfrenta desafios relacionados ao lançamento de poluentes em seu corpo hídrico, resultando em um acelerado processo de eutrofização. Em 1928, a reversão das águas do rio Tietê para o Reservatório Billings foi planejada para controlar problemas de enchentes nos períodos de chuva (Jesus, 2006). Contudo, essa alternativa começou a interferir nos parâmetros de qualidade da água (Jesus, 2006). Conforme indicado por Jesus (2006) e Amorim (2020), o corpo hídrico possui divisões, sendo a Pedreira utilizada para o controle de enchentes e o Rio Grande para o abastecimento de água.

Nesse contexto, o barramento no Rio Grande regula a troca de massa entre o Reservatório Rio Grande e o corpo principal (Reservatório Billings). O objetivo deste estudo foi comparar dois métodos de SR: (1) o programa computacional *Sentinel Application Platform* (SNAP) e (2) o aplicativo *AlgaeMap*; além disso, verificaram-se os dados *in situ* disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), e os dados obtidos por meio da modelagem matemática do programa computacional *Delft3D* de Amorim (2020).

Este estudo foi conduzido no período de 2017 a 2021, possibilitando a análise entre as três ferramentas (*AlgaeMap*, *SNAP* e *Delft3D*) e as medições de campo. Complementa-se que, dada a complexa configuração do Reservatório Billings, o ambiente revelou uma ampla variedade de características hidrodinâmicas, permitindo, assim, o monitoramento e interpretação ao longo de todo o corpo hídrico.

Material e Métodos

O Reservatório Billings (Figura 1) abrange uma área inundada máxima de 127 km², um volume de 1.200 hm³ e um tempo médio de retenção de 600 dias, com vazão natural média estimada em 12,5 m³/s, e profundidade média da barragem de 18 m (Amorim, 2020). Conforme discutido em Jesus (2006) e Amorim (2020), o Reservatório Billings é subdividido em oito unidades, conhecidas como braços, o que contribui para a complexidade na hidrodinâmica e na qualidade da água do reservatório.

Sendo que, a hidrodinâmica é influenciada por fatores como a geração de energia, bombeamento de água do Rio Pinheiros, aporte de nutrientes e poluição (Jesus, 2006; Gargiulo et al., 2022). Além disso, o corpo hídrico sofre impactos do abastecimento urbano, ventos predominantes, poluição difusa e lançamento de esgoto pela população (Gemelgo et al., 2009; Amorim, 2020).

Os pontos de monitoramento selecionados incluem BILL02030 - localizado na sub-região do corpo central, a 15 km da barreira de Pedreira; BILL02100 - próximo da Pedreira e em direção ao braço Bororé; BILL02500 - sob a ponte da rodovia dos Imigrantes; BILL02900 - sub-região do Capivari e próximo à barragem Summit Control; BITQ00100 - localizado no braço do Taquacetuba e na sub-região do Bororé; e, RGDE02900 - localizado no Reservatório do Rio Grande e na região de captação para abastecimento público. A localização dos pontos de monitoramento está disposta na Figura 1.

Todos os pontos são monitorados pela Rede Básica da CETESB, sendo BILL02900 e BITQ00100 também monitorados automaticamente. Além disso, a CETESB utiliza uma variedade de métodos de coleta de dados, incluindo amostragem na margem e na coluna d'água (CETESB, 2011).

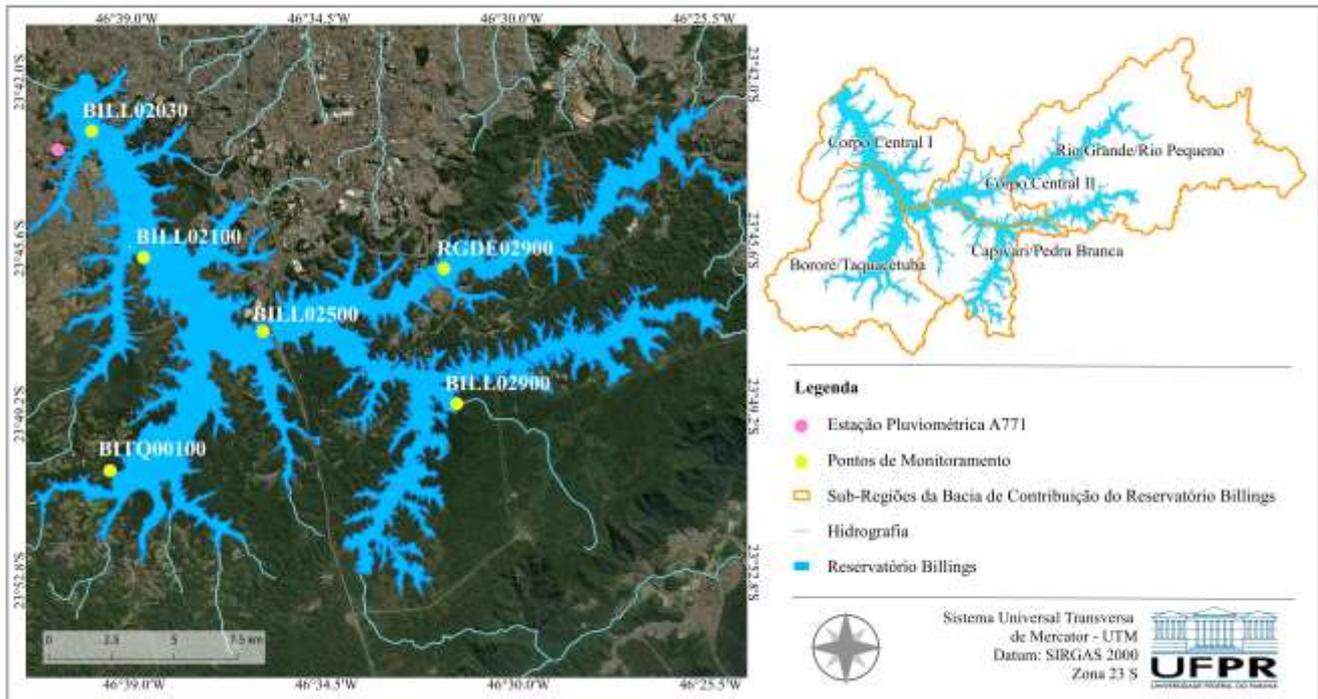


Figura 1: Mapa do Reservatório Billings com a indicação dos pontos monitorados e das sub-regiões da bacia de drenagem (Corpo Central I, Corpo Central II, Bororé/Taquacetuba, Capivari/Pedra Branca e Rio Grande).

Para a análise de imagens de satélite, duas ferramentas foram empregadas: (1) o programa computacional SNAP 8.0.0, desenvolvido pela Agência Espacial Europeia, para processamento de imagens Sentinel; (2) o aplicativo AlgaeMap, implementado no Google Earth Engine (GEE) com funções interativas (Lobo et al., 2021). Ambas as ferramentas processam imagens do satélite Sentinel-2, foco deste estudo.

A correção atmosférica dentro do SNAP foi realizada por meio do plugin *Case-2 Regional Coast Color* (C2RCC), pois apresentou bons resultados para estudos aquáticos (Pompêo et al., 2019). Conforme indicado em Pompêo et al. (2021) e Brockmann et al. (2016), a correção atmosférica C2RCC é baseada em rede neural treinada com um banco de dados de reflectâncias e radiações obtidas por meio de simulações em modelos de transferência radioativa, com a banda B1 (443 nm). Após o processamento com auxílio do SNAP, foi possível obter o produto que representa a Chl-a estimada pelo modelo disposto em Brockmann et al. (2016).

O AlgaeMap, descrito por Lobo et al. (2021), utiliza a correção atmosférica *Satellite Invariant Atmospheric Correction* (SIAC) no GEE. A ferramenta foi calibrada e validada com dados in situ da CETESB, disponíveis entre agosto de 2015 e novembro de 2020.

As datas das imagens de satélite para o SNAP foram escolhidas com cobertura de nuvens abaixo de 15%, ressalta-se que não foi encontrado na literatura um valor recomendado. Dessa maneira, foram processadas 37 imagens no período de janeiro de 2017 a dezembro de 2021. Ainda, apenas duas imagens Sentinel-2 coincidiram com a data de coleta da CETESB, sendo 22/05/19 e 26/05/21. Complementa-se que o restante das imagens indicou um intervalo de 3 a 15 dias entre o dia da coleta pela CETESB e a passagem do satélite.

Em contrapartida, o AlgaeMap analisou imagens Sentinel-2 com até 100% de cobertura de nuvem, com isso, permitindo que muitos dias coincidissem com a data de coleta em campo. Dessa maneira, no mesmo período escolhido, o AlgaeMap disponibilizou dados de 209 imagens, indicando que o SNAP processou menos que 20% do AlgaeMap.

A interpretação das ferramentas foi comparada com dados in situ da CETESB, obtidos pela plataforma InfoÁguas (<https://cetesb.sp.gov.br/infoaguas/>), no período de 2017 a 2021, incluindo análises temporais e espaciais. Para isso, utilizou-se a correlação de Pearson, que é uma medida estatística que avalia a relação linear entre duas variáveis contínuas.

Conforme proposto por Santos et al. (2018), quando o valor do coeficiente está próximo de -1 ou 1, indica uma correlação perfeita negativa ou positiva, respectivamente. Um valor de 0 sugere independência linear, enquanto valores intermediários indicam correlação parcial em diferentes graus. Além disso, considerou-se a interpretação dos resultados com auxílio da regressão linear. Assim, de acordo com Cadornin et al. (2023), é possível obter uma equação linear que pode ser usada para prever a variável dependente com base nos valores da variável independente.

Amorim (2020) desenvolveu um projeto de avaliação da qualidade da água com modelagem hidrodinâmica usando o programa Delft3D. A comparação entre dados orbitais e modelados foi possível para o ponto de monitoramento BILL02030, localizado na região de montante, mas restrita ao período de dados modelados, de outubro de 2018 a janeiro de 2019.

Para a avaliação da Chl-a, foram considerados dois períodos distintos: (1) período seco, de abril a setembro; e (2) período chuvoso, de outubro a março. A interpretação dos resultados foi baseada na média mensal de cada ano, buscando verificar



a possível similaridade mensal. A série histórica de precipitação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e a média de temperatura do ar da CETESB foram utilizadas para análise adicional.

A Figura 2 apresenta dados pluviométricos, destacando os índices máximos de chuva em todos os meses do ano e a média mensal, enquanto a média de temperatura do ar foi estimada durante os anos de 2017 a 2021 e fornecida para o ponto de monitoramento RGDE02900 (CETESB).

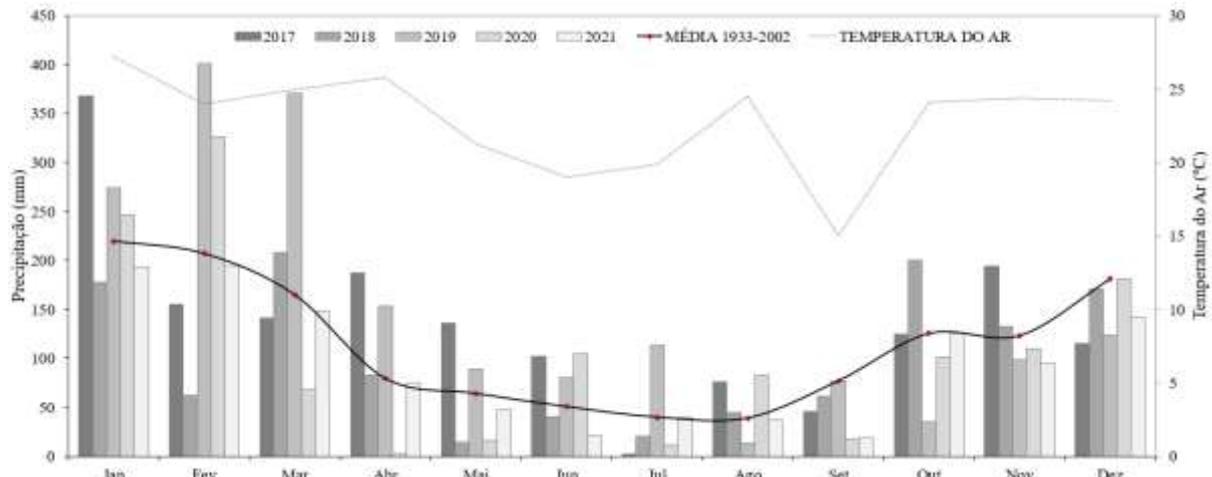


Figura 2: Série histórica de precipitação, em que, os dados de chuva foram obtidos por meio da plataforma do INMET (<https://bdmep.inmet.gov.br/>) e a estação pluviométrica utilizada foi A771 localizada próximo ao Reservatório Billings.

A partir da Figura 2 é possível verificar que, durante a estação chuvosa (outubro a março), ocorre os maiores índices pluviométricos, e é isso que é notado também na média de chuva durante o período de 1933 a 2002. Enquanto, nos meses de abril a setembro tem-se uma baixa precipitação. Por outro lado, a temperatura do ar, conforme representado na Figura 2, indica que durante o período chuvoso apresentou-se maiores índices de temperatura do ar (na faixa de 25°C), já que indica estação de primavera e verão. Enquanto, durante o período seco, a temperatura do ar diminuiu para a faixa de 20°C.

Resultados

A análise da variação espacial pelo SNAP e pelo AlgaeMap, conforme Figura 3, mostrou resultados próximos durante o período seco. Embora a comparação inicial, em 21 de maio de 2020, sugira similaridade espacial, é importante fazer uma análise mais abrangente. Ao examinar a Figura 3, identificou-se uma divergência quantitativa entre as ferramentas. No braço do Taquacetuba (BITQ00100), a Chl-a foi significativamente maior no AlgaeMap (71,5 µg/l) em comparação com o SNAP (8,2 µg/l). Em contrapartida, em 26 de maio de 2020, para o mesmo ponto de monitoramento, o AlgaeMap indicou 96,4 µg/l, enquanto o SNAP apresentou 52,1 µg/l, indicando que a discrepância de valores não segue um padrão consistente entre as duas ferramentas.

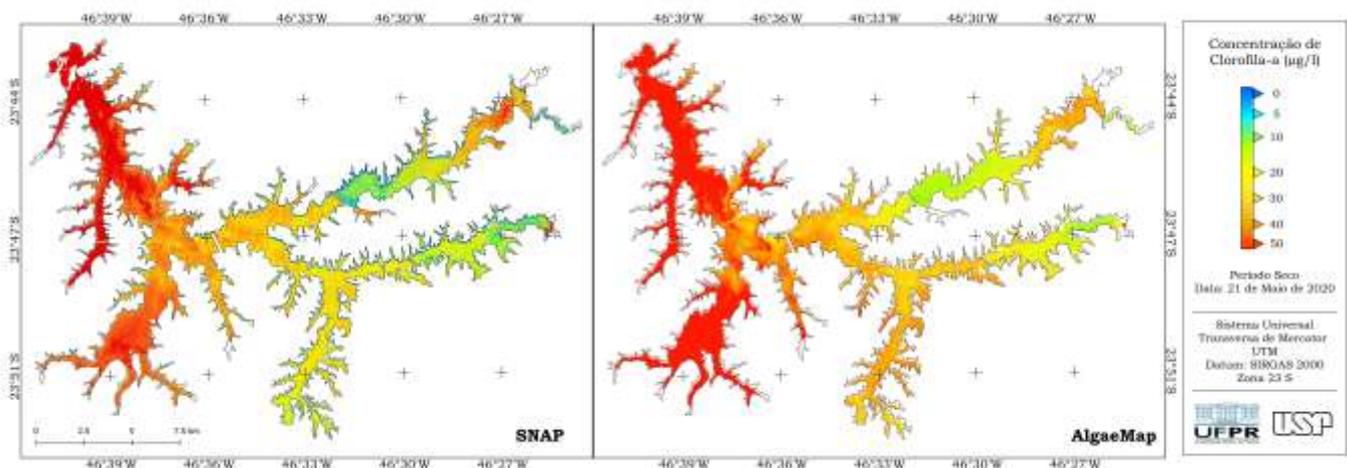


Figura 3: Comparação espacial da Chl-a no período seco entre o SNAP (esquerda) e o AlgaeMap (direita) em 21 de maio de 20. As áreas coloridas representam as diferentes concentrações, em µg/l, em todo o Reservatório Billings.

Entretanto, ao analisar diariamente ponto a ponto, observou-se que a sub-região do corpo central, especialmente o ponto BILL02030, apresentou as maiores diferenças de Chl-a. Por outro lado, os pontos BILL02500, BILL02900 e RGDE02900



apresentaram valores do SNAP mais próximos do AlgaeMap. Na data de 21 de maio de 2020, o ponto BILL02500 mostrou Chl-a bastante similar no AlgaeMap (23,2 $\mu\text{g/l}$) e no SNAP (22,5 $\mu\text{g/l}$).

No reservatório do Rio Grande (RGDE02900), os valores de Chl-a também se mantiveram próximos para ambas as metodologias (SNAP: 19,2 $\mu\text{g/l}$ e AlgaeMap: 14,0 $\mu\text{g/l}$). Dessa forma, os pontos centrais obtidos pelo SNAP indicaram uma correlação mais forte com o AlgaeMap do que os pontos localizados nas margens da represa.

Essa análise quantitativa reforça a interpretação espacial visualizada na Figura 3, em que, no centro da represa, o AlgaeMap e SNAP se mostraram muito similares. Enquanto, no Reservatório do Rio Grande, ambos indicaram que a Chl-a é menor na região de montante e aumenta na jusante do reservatório, conforme indicado na mesma figura.

Na análise da variação espacial durante o período chuvoso, representado pela Figura 4 datada de 27 de janeiro de 2019, notou-se que, para o AlgaeMap, os valores são mais elevados na cabeceira do que o SNAP. Por exemplo, os valores extraídos dos pixels revelaram que, para o ponto BILL02030, localizado na região de montante, o AlgaeMap registrou 374,6 $\mu\text{g/l}$, enquanto o SNAP apresentou um valor de 265,7 $\mu\text{g/l}$ de Chl-a, em 27/01/19.

Ao analisar outro ponto de monitoramento, como o BILL02500, situado no corpo central do reservatório, observou-se que, valores entre as duas ferramentas foram bastante próximos no período chuvoso, revelando o mesmo comportamento que no período seco. Pois, o AlgaeMap indicou 52,4 $\mu\text{g/l}$, enquanto o SNAP mostrou Chl-a de 49,2 $\mu\text{g/l}$.

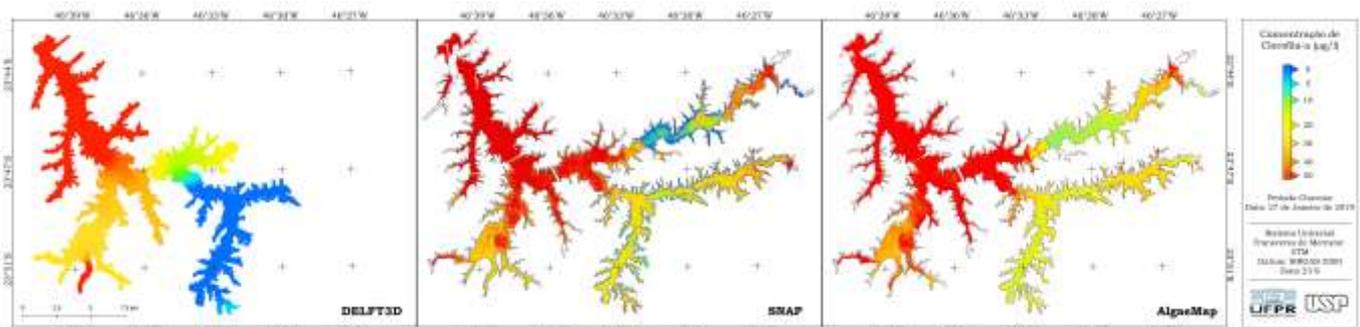


Figura 4: Comparação espacial da Chl-a no período chuvoso entre o Delft3D (esquerda), SNAP (meio) e o AlgaeMap (direita) em 27 de janeiro de 2019. As áreas coloridas representam as diferentes concentrações, em $\mu\text{g/l}$, em todo o Reservatório Billings.

A partir da Figura 4 é possível notar que, na região da cabeceira, as três metodologias (Delft3D, SNAP e AlgaeMap) indicaram similaridade no comportamento, apresentando alta Chl-a. Enquanto, no braço Taquacetuba, o Delft3D indicou uma menor Chl-a, comparado com as ferramentas de SR. Todavia, a região de montante do Reservatório Rio Grande ficou parecido entre Delft3D e AlgaeMap. Contudo, a região que se localiza o ponto BILL02900 indicou valores na faixa de zero para o Delft3D impossibilitando assim, a comparação com as imagens de satélite, contudo, para esse ponto, SNAP e AlgaeMap se mostraram similares.

Na avaliação das ferramentas SNAP, AlgaeMap e Delft3D com auxílio da precipitação, observou-se que nos meses do período seco, ou seja, com baixos índices pluviométricos, houve uma diminuição na Chl-a. Por exemplo, em junho de 2018, que registrou 40,2 mm de chuva, a média mensal do SNAP ficou em 39 $\mu\text{g/l}$, enquanto o AlgaeMap indicou 50 $\mu\text{g/l}$ de Chl-a. Todavia, notou-se que com o aumento do índice pluviométrico, ocorreu também um aumento na Chl-a.

Ainda, foi possível verificar que, nos últimos três meses do período avaliado entre os dados orbitais e dados modelados (nov/18, dez/18 e jan/19), o mês de novembro apresentou uma taxa de proximidade de 2,15% da média mensal entre AlgaeMap e CETESB, sendo a melhor aproximação dentre os três meses. Ao avaliar o mês de dezembro entre as ferramentas de SR e modelagem, notou-se que a taxa de aproximação entre Delft3D e AlgaeMap ficou em 10,84%. Todavia, no mês de janeiro de 2019, essa taxa ficou bem discrepante entre essas duas ferramentas, já que o Delft3D indicou 49,9 $\mu\text{g/l}$ de Chl-a e o AlgaeMap, 257,8 $\mu\text{g/l}$. Ao avaliar SNAP e Delft3D para o mês de janeiro, a taxa de aproximação ficou em 67,13%, ainda assim apresentando uma relação distante entre os dados modelados e os dados orbitais.

No que diz respeito a análise da média mensal para o ponto RGDE02900 (Figura 5), observou-se que, ao contrário dos pontos na região de montante da represa Billings, que indicam concentrações acima de 100 $\mu\text{g/l}$, os valores de Chl-a no Reservatório Rio Grande ficaram abaixo de 30 $\mu\text{g/l}$. Além disso, ao examinar a correlação de Pearson para esse ponto de monitoramento entre SNAP e AlgaeMap, observou-se uma correlação moderada entre as variáveis, indicando 0,46. Ainda, indicou-se uma correlação negativa moderada entre os dados orbitais e os dados de campo. No entanto, a correlação entre AlgaeMap e CETESB (-0,21) é relativamente mais forte do que a correlação entre SNAP e CETESB (-0,05). Além disso, na Figura 5 é possível verificar que, de maneira geral, durante o período seco, as ferramentas de SR subestimam os dados in situ, enquanto no período chuvoso superestimam os dados de campo. Mas, reforça-se que em alguns meses do período chuvoso não houve coleta de campo, sendo assim, impossibilitou a verificação se o sensoriamento remoto superestima os dados in situ em todos os meses.

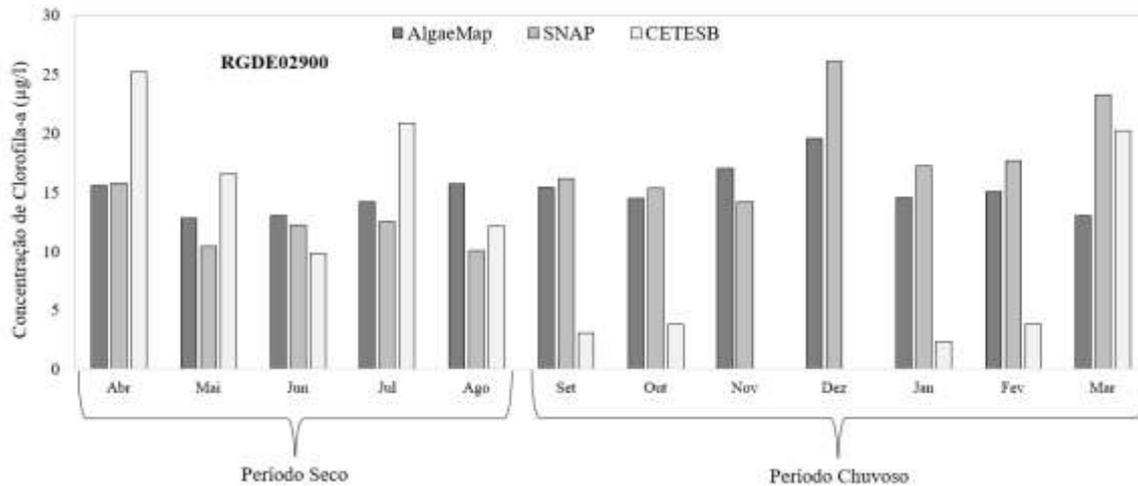


Figura 5: Chl-a do ponto de monitoramento RGDE02900, localizado na captação de água, para todos os meses do ano a partir da média entre os dados de 2017 a 2021.

A Figura 6 apresenta os resultados de boxplot para dois pontos de monitoramento na sub-região do corpo central do reservatório Billings, identificados como BILL02030 e BILL02100. Ao avaliar isoladamente o ponto BILL02030 durante o período seco, observou-se que as medianas do SNAP e da CETESB estão próximas. No entanto, a correlação de Pearson indicou ser baixa (0,26). Já no período chuvoso, a mediana do AlgaeMap se aproxima da CETESB, e a correlação de Pearson apresentou 0,64.

Com relação ao ponto BILL02100, no período seco, a mediana do AlgaeMap se aproxima da CETESB, e a correlação entre os dois indicou 0,52. No período chuvoso, tanto a mediana quanto a média do AlgaeMap se aproximam da CETESB, e a correlação entre ambos foi de 0,61. Ao analisar todas as matrizes de correlação, notou-se que as relações que se apresentaram acima de 0,70 foram no período seco: para BILL02030, a correlação entre AlgaeMap e SNAP indicou 0,75, e para BILL02100, a correlação entre SNAP e CETESB foi de 0,88.

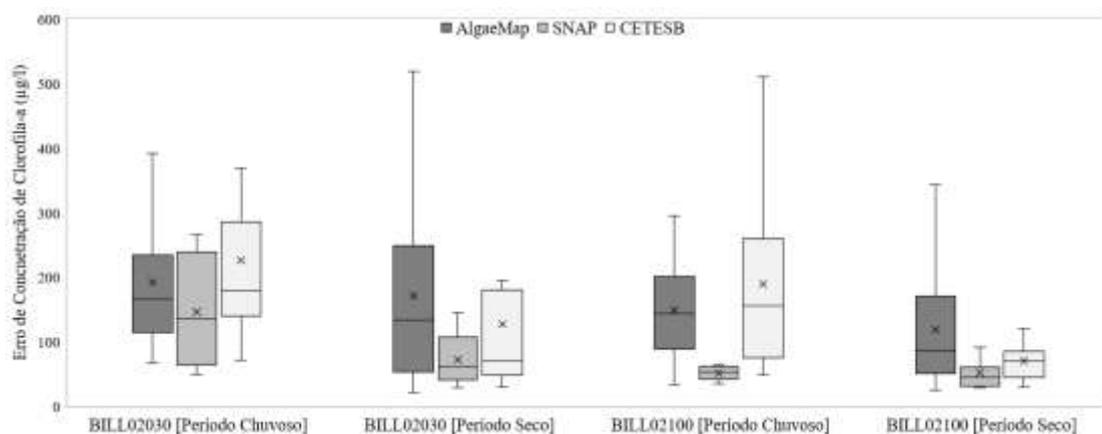


Figura 6: Boxplot durante o período seco e período chuvoso para as diferentes metodologias: SNAP, AlgaeMap e CETESB, para os pontos de monitoramento BILL02030 e BILL02100 e durante os anos de 2017 a 2021.

Ao analisar outros dois pontos de monitoramento isoladamente, sendo um na sub-região do braço Taquacetuba (BIT00100) e outro na sub-região Capivari (BILL02500), observou-se que no BIT00100, durante o período seco, a mediana da CETESB ficou abaixo da mediana do AlgaeMap. A correlação de Pearson foi fraca para ambas as relações: AlgaeMap e CETESB (0,27) e SNAP e CETESB (0,29) para o período seco. Em contrapartida, no BILL02500 durante o período seco, indicou que a mediana e a média do AlgaeMap e CETESB são semelhantes, e a correlação de Pearson foi de 0,61. Entretanto, durante o período chuvoso, a média da CETESB indicou um valor superior ao AlgaeMap, e a correlação diminuiu para 0,12. Ao comparar as duas ferramentas de SR, notou-se que as melhores correlações foram para o ponto BILL02500 em ambos os períodos, seco (0,72) e chuvoso (0,78).

A Figura 7 indica os pontos Capivari (BILL02900) e Reservatório Rio Grande (RGDE02900). A análise individual do BILL02900 mostrou que, no período seco, a mediana e a média do AlgaeMap e CETESB mostraram-se muito similares, todavia a correlação de Pearson indicou 0,47 entre os dois. Enquanto, no período chuvoso, a mediana do AlgaeMap ficou acima dos valores da CETESB, e a correlação ficou em -0,50. Com relação ao ponto RGDE02900, durante o período seco, observou-se que a mediana e a média do AlgaeMap e CETESB ficaram similares, enquanto o SNAP também indicou a média e a mediana próximas à CETESB. A correlação de Pearson para o período seco, indicou que em termos de magnitude, ambos (AlgaeMap e CETESB, SNAP e CETESB) sugerem uma correlação fraca, mas -0,004 (AlgaeMap e CETESB) é mais próximo de 0.



Em contrapartida, no período chuvoso, para RGDE02900, a média e a mediana do AlgaeMap e do SNAP ficaram semelhantes. No que diz respeito a correlação de Pearson, notou-se que as ferramentas de SR indicando uma correlação de -0,17 entre si. Todavia, ao analisar separadamente, percebeu que enquanto o AlgaeMap e CETESB indicaram uma correlação de -0,42, o SNAP e CETESB indicou uma forte correlação de 0,96.

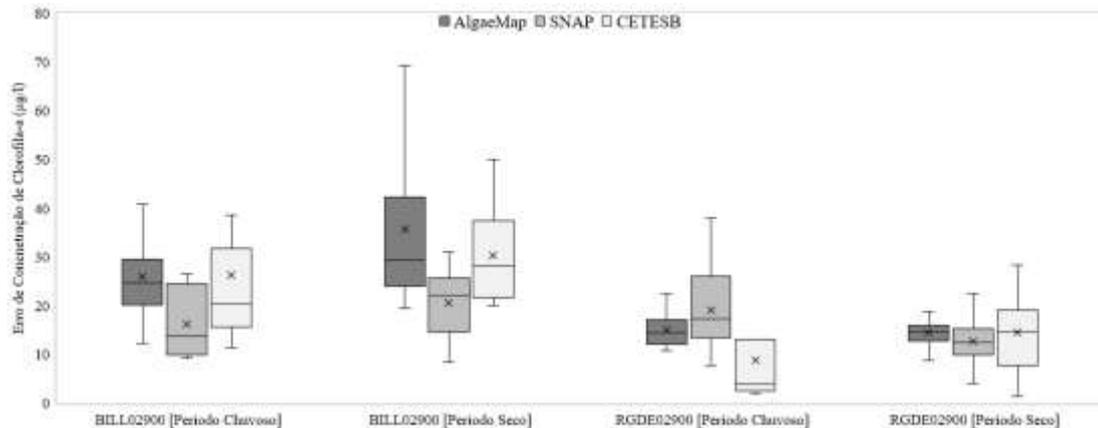


Figura 7: Boxplot durante o período seco e período chuvoso para as diferentes metodologias: SNAP, AlgaeMap e CETESB, para os pontos de monitoramento BILL02900 e RGDE02900 e durante os anos de 2017 a 2021.

A correlação de Pearson foi realizada considerando todos os pontos de monitoramento e em todas as datas avaliadas, conforme indicado na Figura 8. Sendo assim, pôde-se verificar que a correlação entre AlgaeMap e SNAP foi moderadamente positiva, indicando uma associação significativa entre essas duas variáveis, no período chuvoso. Este resultado sugere que, à medida que os valores de AlgaeMap aumentam, os valores de SNAP também tendem a aumentar, e vice-versa, embora não de forma perfeitamente linear. Por outro lado, a correlação entre AlgaeMap e CETESB é praticamente nula (-0,03), indicando uma falta de relação linear entre essas duas variáveis durante o período chuvoso. Além disso, na Figura 8 também é possível verificar o comportamento das correlações no período seco, em que, notou-se que os dados entre as variáveis AlgaeMap, SNAP e CETESB apresentam padrões distintos em comparação com o período chuvoso.

A correlação entre AlgaeMap e SNAP permanece positiva, indicando uma associação, mas a magnitude da correlação diminui significativamente (0,30), sugerindo uma relação menos robusta entre essas duas variáveis durante o período. Enquanto, a correlação entre SNAP e CETESB aumenta substancialmente para 0,63, indicando uma forte associação positiva entre essas variáveis durante o período seco. A correlação entre AlgaeMap e CETESB permanece próxima de zero, indicando uma ausência de relação linear durante o período seco, similar ao observado no período chuvoso.

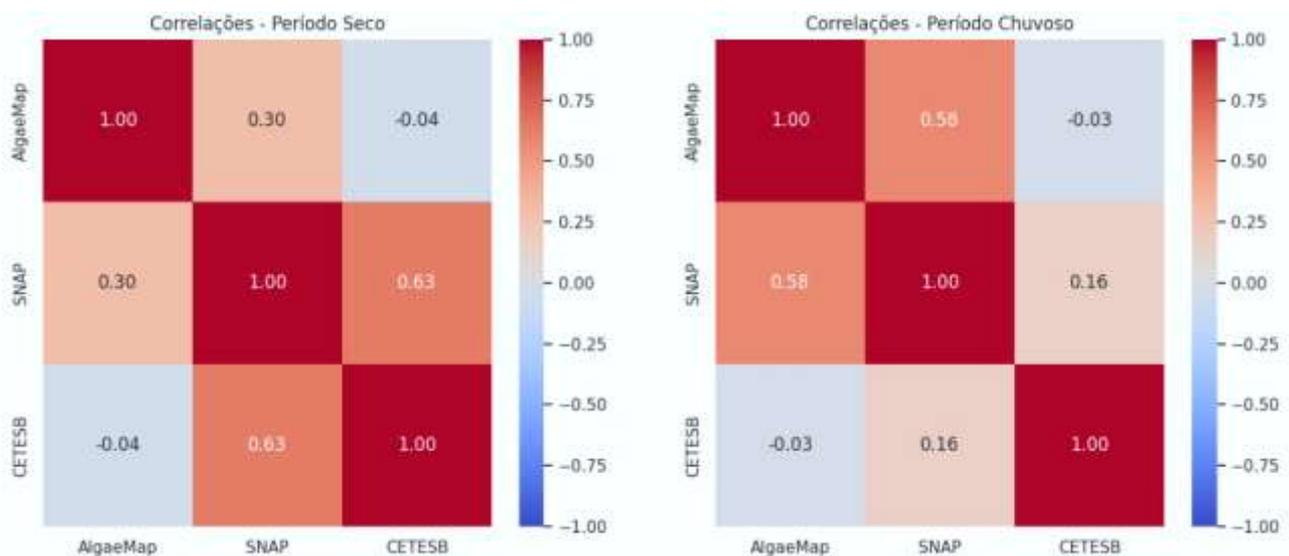


Figura 8: Correlação de Pearson para todos os pontos de monitoramento, nas três ferramentas SNAP, ALGAEMAP e CETESB, durante os anos de 2017 a 2021.

Ao conduzir a análise de regressão linear entre SNAP e CETESB, conforme evidenciado na Figura 9, notou-se que foi identificado um coeficiente de determinação (R^2) de 0,36 para o período seco. Por outro lado, a regressão linear entre AlgaeMap e CETESB indicou um R^2 de 0,25 para o mesmo período. No entanto, uma investigação mais detalhada revelou que os resultados



de SNAP e AlgaeMap demonstravam maior proximidade com os dados da CETESB quando eram restritos até 100 µg/l de Chl-a. Diante dessa constatação, optou-se por excluir os dados de Chl-a acima desse valor, visando verificar a relação entre os conjuntos de dados sob essa restrição.

Ao realizar essa exclusão, observou-se que, na Figura 9 (lado direito), o R² para SNAP indicou 0,71, enquanto o R² para AlgaeMap indicou 0,75 em relação aos dados da CETESB. Essa modificação evidenciou uma melhoria substancial na associação entre os valores de Chl-a obtidos por meio dos programas SNAP e AlgaeMap com os dados da CETESB, quando considerados apenas os dados abaixo de 100 µg/l.

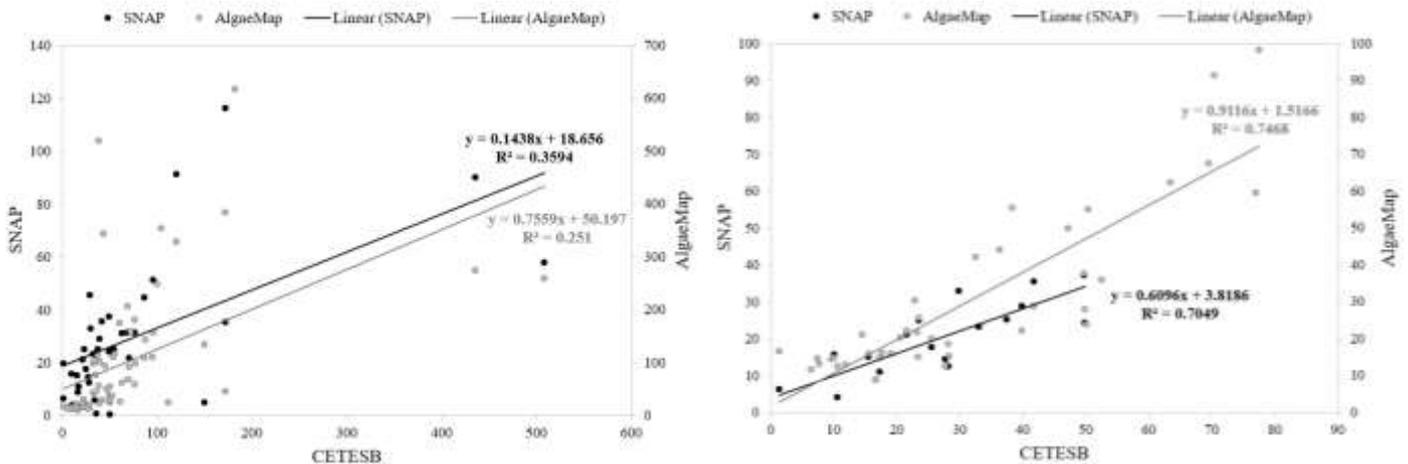


Figura 9: Regressão linear durante o período seco (abril a setembro) para SNAP versus CETESB, e ALGAEMAP versus CETESB, em todos os pontos de monitoramento durante os anos de 2017 a 2021. Lado esquerdo: todos os dados. Lado direito: dados até 100 µg/l de Chl-a.

A Figura 10 apresenta os resultados para o período chuvoso, e ao analisar todos os dados obtidos em todos os pontos de monitoramento, notou-se que o coeficiente de determinação (R²) para a correlação entre SNAP e CETESB indicou um valor de 0,54, enquanto para a correlação entre AlgaeMap e CETESB, o R² foi de 0,58. No entanto, é relevante destacar que ambas as correlações indicam uma relação moderada com as variáveis, sugerindo que os resultados estão associados, mas não fortemente interligados.

Porém, ao realizar a restrição de 100 µg/l de Chl-a, notou-se que o SNAP indicou uma relação menor que o AlgaeMap, sendo indicado o valor de 0,50, enquanto o AlgaeMap apresentou uma relação mais próxima da CETESB, em que, o valor foi de 0,69. Dessa maneira, para a situação do período chuvoso, o AlgaeMap indicou um melhor resultado quando restrito o limite de valor de Chl-a, enquanto o SNAP teve pouca alteração.

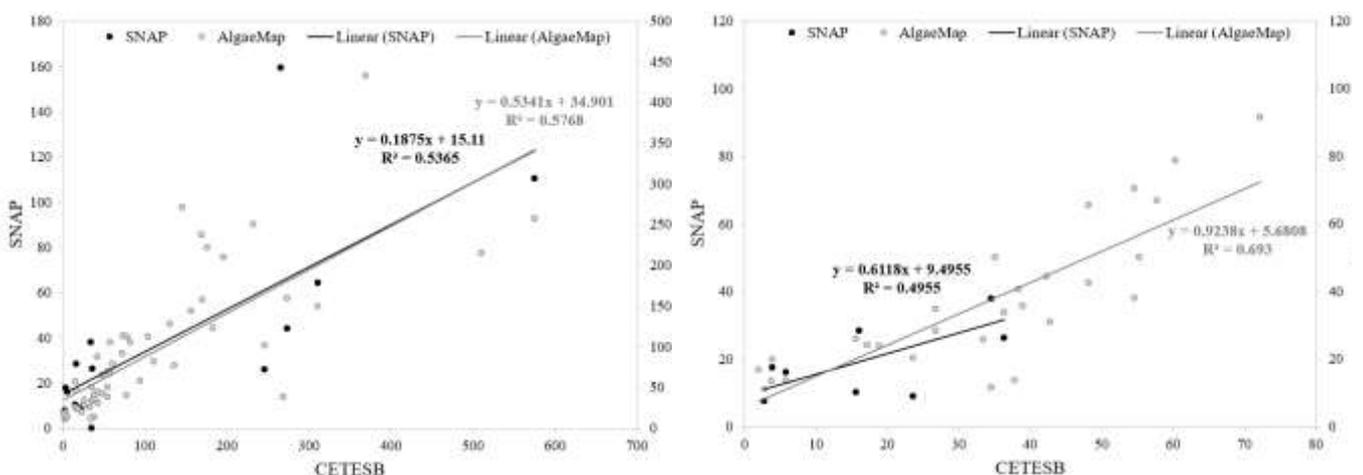


Figura 10: Regressão linear durante e durante o período chuvoso (outubro a março), para SNAP versus CETESB, e ALGAEMAP versus CETESB, em todos os pontos de monitoramento durante os anos de 2017 a 2021. Lado esquerdo: todos os dados. Lado direito: dados até 100 µg/l de Chl-a.

Na Figura 11, é possível identificar a relação linear entre as duas ferramentas de SR (SNAP e AlgaeMap), uma vez que ambas utilizam o mesmo satélite para avaliação da concentração de clorofila-a. A análise de todos os pontos de monitoramento revela que a relação entre AlgaeMap e SNAP apresentou um coeficiente de determinação (R²) de 0,46, indicando assim uma relação fraca entre as variáveis.



Dessa maneira, novamente foi restrito o valor de 100 µg/l de Chl-a, e verificou-se que a relação entre SNAP e AlgaeMap, quando avaliado para todos os pontos de monitoramento, ficou mais alta, indicando agora um R^2 de 0,64. Esse aumento no coeficiente de determinação sugere uma associação mais robusta entre as duas ferramentas quando considerados valores específicos de concentração de clorofila-a, proporcionando uma perspectiva mais precisa da relação entre SNAP e AlgaeMap nessas condições restritas.

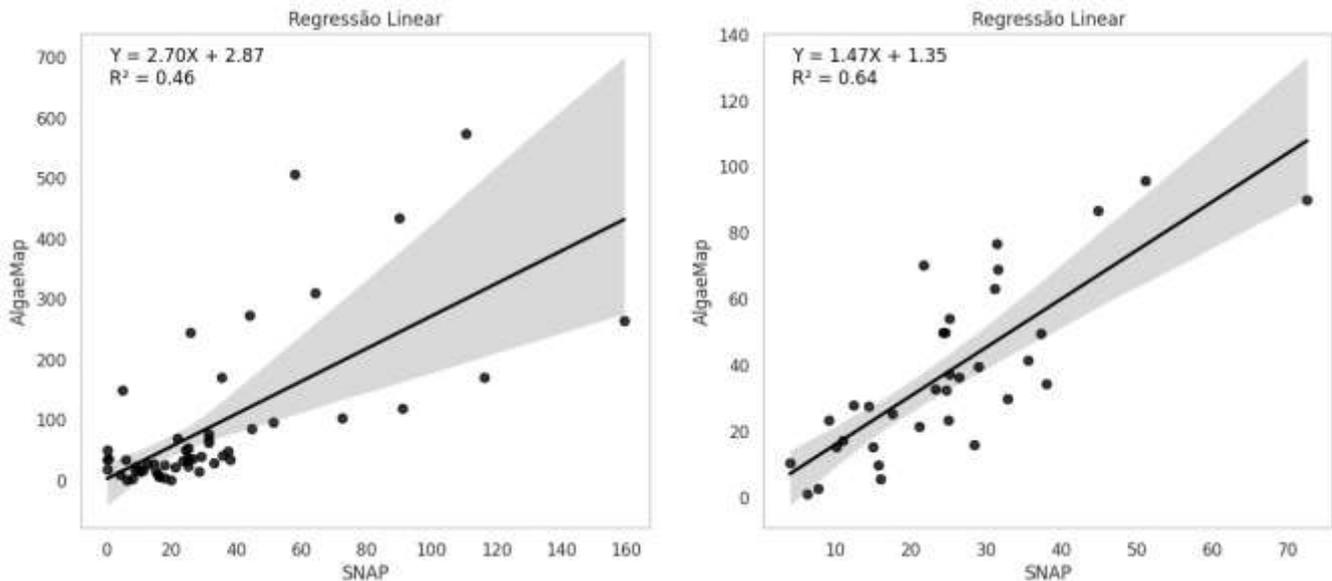


Figura 11: Regressão linear para as duas metodologias, SNAP versus AlgaeMap, em todos os pontos de monitoramento durante os anos de 2017 a 2021. Lado esquerdo: todos os dados. Lado direito: dados até 100 µg/l de Chl-a.

Discussão e Conclusão

O processamento do SNAP está diretamente conectado a disponibilidade de imagens sem cobertura de nuvem. Desse modo, implica-se em significativas diferenças na quantidade processada pelo SNAP e AlgaeMap, que processa todas as imagens fotografadas no intervalo de recorrência de 5 dias (Lobo et al., 2021). Embora ambas as análises indiquem relações modestas entre as variações, a limitação no número de observações para SNAP pode influenciar nos resultados.

Apesar do SNAP e AlgaeMap usarem o mesmo satélite, notou-se que, como o AlgaeMap é calibrado a partir dos dados da CETESB, se aproxima mais dos dados reais em campo. No entanto, o SNAP indicou que pode ser utilizado mesmo sem dados de campo para calibração do programa computacional (quando usado a metodologia do C2RCC).

Os dados analisados neste estudo foram uma média entre os meses de 2017 e 2021, porém, devido a indisponibilidade de dados de campo em todos os meses, houve significativo impacto na verificação da relação entre SR e dados in situ em todo o período.

O ponto que melhor indicou relação entre as metodologias de SR foi no RGDE02900, pois segundo, Jesus (2006), a construção da Barragem Anchieta em 1982 separou o Reservatório Rio Grande da Billings, para captação da água bruta para a estação de tratamento de água. Sendo que, no Rio Grande ocorre aplicações de algicidas para o impedimento do crescimento de algas (Jesus, 2006). Isso justifica a Chl-a no ponto RGDE02900 abaixo de 30 µg/l e acima de 100 µg/l na região da cabeceira da Billings.

Enquanto, o ponto no braço de Taquacetuba (BITQ00100) apresentou uma relação menos consistente. Pois, observou-se que a correção atmosférica C2RCC apresentou falhas para alta Chl-a, especialmente na região de cabeceira do reservatório durante o período chuvoso. Isso pode estar relacionado a condições ambientais e temporais que causam variações na Chl-a. Caso o modelo não leve em consideração essas variações, suas previsões podem ser imprecisas. Além disso, alterações na qualidade da água, como a presença de outras substâncias que afetam a absorção da luz, podem influenciar a detecção da Chl-a, desse modo, pode haver falhas no modelo de redes neurais (Pompêo et al., 2019).

Sendo que, tais falhas na metodologia do SNAP resultaram em falta de informações na região montante da represa, impactando diretamente na coleta de dados do ponto BILL02030. Ainda, a proximidade da coordenada do ponto de monitoramento BITQ00100 à margem do reservatório pode ter influenciado na média entre pixels do SNAP, possivelmente incluindo pixels da margem, afetando os resultados do SNAP e contribuindo para as diferenças observadas.

A correlação entre as metodologias SNAP, AlgaeMap, Delft3D e CETESB foi de difícil interpretação, devido à quantidade limitada de dados disponíveis e ao período de estudo relativamente curto (out/18 a jan/19, ou seja, apenas no período chuvoso). No entanto, os resultados para AlgaeMap, Delft3D e CETESB mostraram-se similares durante os meses avaliados, exceto para jan/19, pois o modelo matemático indicou Chl-a abaixo dos valores encontrados em campo e por SR.

As regressões lineares para todos os pontos de monitoramento indicaram que o SNAP apresentou resultados mais similares à CETESB durante o período seco, assim como o AlgaeMap comparado à CETESB. Enquanto, as correlações entre o SNAP,



AlgaeMap e dados da CETESB indicam associações variadas. Indicou-se uma forte correlação entre SNAP e CETESB durante o período seco. No entanto, a relação entre AlgaeMap e CETESB permanece mais forte para esse mesmo período, ressaltando a necessidade de uma abordagem mais refinada para o SNAP. Ainda, a consideração de limites específicos de Chl-a melhorou a concordância entre as ferramentas.

Ao analisar a relação entre a precipitação e a Chl-a, identificou-se que, nos períodos chuvosos (verão), há maior concentração, indicando maior presença de fitoplâncton, assim como abordado no estudo de Machado e Baptista (2016) e de Arraut et al. (2005). Ainda, com o aumento da temperatura na superfície da água durante o verão e o bombeamento de nutrientes e matéria orgânica relacionado ao aumento da chuva, há um aumento significativo na Chl-a, conforme disposto por Amorim (2020).

Portanto, o SR, utilizando AlgaeMap ou SNAP, mostrou-se eficaz para avaliar a Chl-a no reservatório Billings, com potencial para contribuir para a gestão hídrica da bacia hidrográfica. A variação nas correlações destaca a influência de fatores sazonais e a necessidade de uma abordagem mais específica para diferentes períodos, pontos de monitoramento e metodologias.

Agradecimentos

Brenda Ferreira agradece à Fundação Araucária pelo apoio financeiro durante o projeto. Tobias Bleninger reconhece bolsa de produtividade do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico Desenvolvimento – CNPq, bolsa nº. 312211/2020-1, telefone nº. 09/2020.

Referências Bibliográficas

- Amorim, L. 2020. Hidrodinâmica e avaliação da qualidade da água de lagos por comportamento térmico e modelagem. Universidade de São Paulo, São Paulo. Teses, p. 155.
- Barbosa, C. C. F.; Novo E. M. L. M.; Martins, V. S. 2019. Introdução ao sensoriamento remoto de sistemas aquáticos: princípios e aplicações. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, p. 161.
- Brockmann, C.; Doerffer, R.; Peters, M.; Stelzer, K.; Embacher, S.; Ruescas, A. 2016. Evolução da rede neural C2RCC para Sentinel 2 e 3 para a recuperação de produtos de cor oceânica em águas normal e extremamente ópticas complexas. Disponível em: http://step.esa.int/docs/extra/Evolution%20of%20the%20C2RCC_LPS16.pdf.
- Cadorin, G. R., Destefani, A., Martins, C. E. N.; Souza, A. L. F. 2023. Parâmetros significativos para monitoramento e avaliação da qualidade da água, Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira (Joinville, Santa Catarina, Brasil). Rev. Gest. Água Am. Lat., Porto Alegre, v. 20, e14.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Organizadores: Carlos Jesus Brandão, Marcia Janete Coelho Botelho, Maria Inês Zanoli Sato, Marta Condé Lamparelli, et al. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA. 326 p.: il.
- Gargiulo, J. R. B. C.; Pompêo, M. L. M.; Cardoso-Silva, S.; Petesse, M. L.; Menezes, L. C. B. 2022. Compartimento Taquacetuba do Reservatório Billings (SP, Brasil): influência diferencial do corpo de água central e dos tributários na qualidade da água. Acta Limnologica Brasiliensia, vol. 34, e4.
- Gemelgo, M. C. P., Mucci, J. L. N.; Navas-Pereira, D. 2009. Dinâmica populacional: variação sazonal de grupos funcionais de fitoplâncton em reservatórios brasileiros (Billings e Guarapiranga, São Paulo). Brazilian Journal of Biology, v. 69, p. 1001-1013.
- Gurski, L. K. K., Lisboa, L. A., Ishikawa, M. M., Knapik, H. G., Prado, L. L., Bleninger, T.; Scheer, M. B. 2021. Monitoramento mínimo do parâmetro clorofila α em um reservatório mesotrófico de água potável a partir de medições realizadas por sensor com tecnologia espectral. XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos (ISSN 2318-0358).
- Jesus, J. A. O. 2006. Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais – aplicação no reservatório Billings. São Paulo: Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo (USP), p. 150.
- Lobo, F. d. L., Nagel, G. W., Maciel, D. A., Carvalho, L. A. S. d., Martins, V. S., Barbosa, C. C. F.; Novo, E. M. L. d. M. 2021. AlgaeMAP: Algae Bloom Monitoring Application for Inland Waters in Latin America. Remote Sensing, 13, 2874.
- Machado, M. T. de S.; Baptista, G. M. de M. 2016. Sensoriamento remoto como ferramenta de monitoramento da qualidade da água do Lago Paranoá (DF). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 2, p. 357–365.
- Neves, V. H., Pace, G., Delegido, J.; Antunes, S. C. 2021. Chlorophyll and Suspended Solids Estimation in Portuguese Reservoirs (Aguieira and Alqueva) from Sentinel-2 Imagery. Water, 13(18), 2479.
- Pompêo, M.; Moschini-Carlos, V.; Bitencourt, M.D.; Sòria-Perpinyà, X.; Vicente, E.; Delegido, J. 2021. Avaliação da qualidade da água usando imagens Sentinel-2 com estimativas de clorofila a profundidade do disco de Secchi e número de células de cianobactérias: os reservatórios do Sistema Cantareira (São Paulo, Brasil). Environmental Science and Pollution Research, v. 28, p. 34990-35011.



Pompêo, M.; Sòria-Peprinyà, X.; Soria Garcia, J. M.; Delegido, J.; Urrego, E. P.; Pereira-Sandova, M.; Vicente, E. 2019. Sentinel 2 (A e B): protocolo de instalação e uso para trabalhar imagens na avaliação da qualidade da água de reservatórios. São Paulo: Instituto de Biociências, 38 p. ISBN 978-85-85658-78-6

Santos, S. A.; Gastaldini, M. C. C.; Pivetta, G. G.; Schmidt Filho, O. 2018. Qualidade da água na bacia hidrográfica urbana Cancela Tamandaí, Santa Maria/RS. Soc. Nat., Uberlândia, MG, v.30, n.2, p.23-44, mai./ago. 2018, ISSN 1982-4513.

SNAP. 2022. Sentinel Application Platform. Agência Espacial Europeia. Disponível em: <https://earth.esa.int/eogateway/tools/snap>. Acesso em: 30 Out 2022.



ANÁLISE DE VAZÕES MÁXIMAS DO RIO CUBATÃO SUL PARA ESTIMATIVA DO PERÍODO DE RETORNO DE EVENTO EXTREMO DE CHEIA EM PALHOÇA, SANTA CATARINA

1 José Luiz Rocha Oliveira, 2 Álvaro José Back

1 Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), e-mail: joseoliveira@epagri.sc.gov.br;

2 Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), e-mail: ajb@epagri.sc.gov.br

Palavras-chave: hidrologia, distribuição de probabilidades, tempo de recorrência.

Resumo

Eventos extremos de cheias têm ocorrido com mais frequência e com consequências que tem extrapolado impactos anteriormente mais localizados a áreas próximas aos rios. Entre o fim de novembro e início de dezembro de 2022 o rio Cubatão Sul, no município de Palhoça, região metropolitana de Florianópolis, Santa Catarina, atingiu o nível histórico, nunca antes registrado, de 8,76 m. Esse evento causou impactos em rodovias locais e federais, inundação da área central de municípios vizinhos, colapsos estruturais em pontes de passagens de pedestres e perdas de safras agrícolas. Todas essas consequências alteraram por um longo período a rotina da região, com custos de recuperação e reconstrução consideráveis. Este estudo teve como objetivo analisar as vazões máximas da estação fluviométrica do rio Cubatão Sul para estimativa do período de retorno de evento extremo de cheia em Palhoça, Santa Catarina, por meio de distribuição de probabilidades para séries hidrológicas. Foram utilizados dados diários de vazão coletados na estação fluviométrica ETA CASAN Montante, situada no rio Cubatão Sul, Palhoça-SC, que abrange uma área de drenagem de 522 km². A estação é parte da rede hidrológica da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024) e tem o código 84150100. Os dados utilizados são do período de 1988 a 2022, totalizando 35 anos de dados. As séries de vazões máximas anuais foram calculadas considerando o ano hidrológico. A partir da determinação da cota máxima, foi utilizada a curva-chave do respectivo período para a cota máxima e assim determinada a vazão máxima do evento extremo de cheia. Várias distribuições estatísticas foram aplicadas aos dados, incluindo Gumbel (GB), Log-Normal de dois parâmetros (LN2), Log-Normal de três parâmetros (LN3), Pearson III (P3), Log-Pearson III (LP3) e a distribuição Generalizada de Valores Extremos (GEV). Os parâmetros dessas distribuições foram estimados usando o Método de Momentos (MM), o Método da Máxima Verossimilhança (MV) e o método dos L-momentos (LM). Os testes de aderência de Kolmogorov-Smirnov (KS) e Anderson-Darling foram usados para avaliar a adequação das distribuições aos dados, com um nível de significância de 5%. Além disso, foram calculadas a raiz do erro quadrático médio (RMSE), o desvio absoluto médio padronizado (SMAD), o erro absoluto médio (MAE) e o D-index, como critérios de desempenho para seleção da distribuição mais adequada. Para a seleção da distribuição foram ranqueados os resultados dos testes de aderência e dos critérios de desempenho das distribuições. Tanto o teste de aderência KS quanto o AD não rejeitaram nenhuma das distribuições. A distribuição que obteve o melhor ranqueamento foi a Pearson III-LM, seguida da Pearson III-MV, LogNormal 3-LM e Gumbel-LM, respectivamente. A partir do período de retorno de 15 anos, quanto maior o período de retorno maior é a diferença das vazões correspondentes de cada distribuição. No evento de cheia de 01/12/2022, onde a cota máxima foi de 8,76 m, que corresponde a uma vazão de 878 m³/s, os períodos de retorno variaram de 236 anos (Pearson III-MV) a 384 anos (Person III-LM), aproximadamente 150 anos de diferença. Isso demonstra a variabilidade das distribuições e a importância de utilização de testes de aderência e critérios de desempenho para a seleção de destruições de probabilidade. A série de dados utilizada no estudo não considerou a vazão máxima de 878 m³/s ocorrida em 01/12/2022. Ao considerar esse valor na série de dados, o mesmo é tido como um valor extremo (“outlier”). No caso do presente trabalho esse valor extremo evidencia a magnitude do evento de cheia para a bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul associada ao período de retorno de 384 anos obtido pela distribuição de probabilidade Pearson III-LM.

Introdução

Eventos extremos de cheias têm ocorrido com mais frequência e com consequências que tem extrapolado impactos anteriormente mais localizados a áreas próximas aos rios. Entre o fim de novembro e início de dezembro de 2022 o rio Cubatão Sul, no município de Palhoça, região metropolitana de Florianópolis, Santa Catarina, atingiu o nível histórico, nunca antes registrado, de 8,76 m na estação fluviométrica ETA CASAN Montante da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. Esse evento causou impactos em rodovias locais e federais, inundação da área central de municípios vizinhos, colapsos estruturais em pontes de passagens de pedestres e perdas de safras agrícolas. Todas essas consequências alteraram por um longo período a rotina da região, com custos de recuperação e reconstrução consideráveis.

A ocorrência de eventos extremos de cheias em magnitudes nunca antes registradas demonstram a importância da análise das informações de vazões máximas para o dimensionamento seguro de obras de engenharia e para o planejamento urbano. Os valores de vazões máximas estão associados a um risco de serem igualadas ou superadas. O risco é a probabilidade de um valor ser ultrapassado. Esse risco pode ser obtido pelo ajuste de uma distribuição de probabilidade aos valores anuais da variável de interesse, neste caso a vazão (Tucci, 2020).



Em regiões com histórico de vazões medidas, é possível realizar análises de frequência com base no ajuste de uma distribuição teórica de probabilidades específica. Nesse contexto, pesquisas têm sido conduzidas para determinar o ajuste mais adequado de distribuição de probabilidades para séries de dados hidrológicos. Diversos países adotam uma distribuição de probabilidade particular para a análise de eventos hidrológicos extremos. Na China, a distribuição Pearson tipo III é a sugerida (Rizwan et al., 2018). No Canadá, a distribuição Gumbel é a indicada (Millington et al., 2011). Vários países europeus, incluindo Áustria, Alemanha, Itália, Espanha e Inglaterra, recomendam a distribuição GEV para estudos de eventos extremos máximos, como chuvas e vazão (Salinas et al., 2014). Nos Estados Unidos e na Austrália, a distribuição Log-Pearson é recomendada para a estimativa de vazões máximas (USWRC, 1976; USWC, 1981, IACWD, 1982; Pattison, 1977). No Brasil, o DNIT sugere a distribuição Gumbel (DNIT, 2005). Contudo, Hosking e Wallis (1997) ressaltam que nenhuma distribuição pode ser considerada a melhor para todas as situações. Portanto, é necessário identificar a distribuição de probabilidade mais adequada para cada estação fluviométrica, a fim de obter estimativas precisas de vazões máximas.

Neste sentido, este estudo teve como objetivo analisar as vazões máximas da estação fluviométrica do rio Cubatão Sul para estimativa do período de retorno de evento extremo de cheia em Palhoça, Santa Catarina, por meio de distribuição de probabilidades para séries hidrológicas.

Material e Métodos

Este estudo se baseia em dados diários de vazão coletados na estação fluviométrica ETA CASAN Montante, situada no rio Cubatão Sul, Palhoça-SC, que abrange uma área de drenagem de 522 km² (Figura 1). A estação é parte da rede hidrológica da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2024) e tem o código 84150100. Os dados utilizados são do período de 1988 a 2022, totalizando 35 anos de dados.

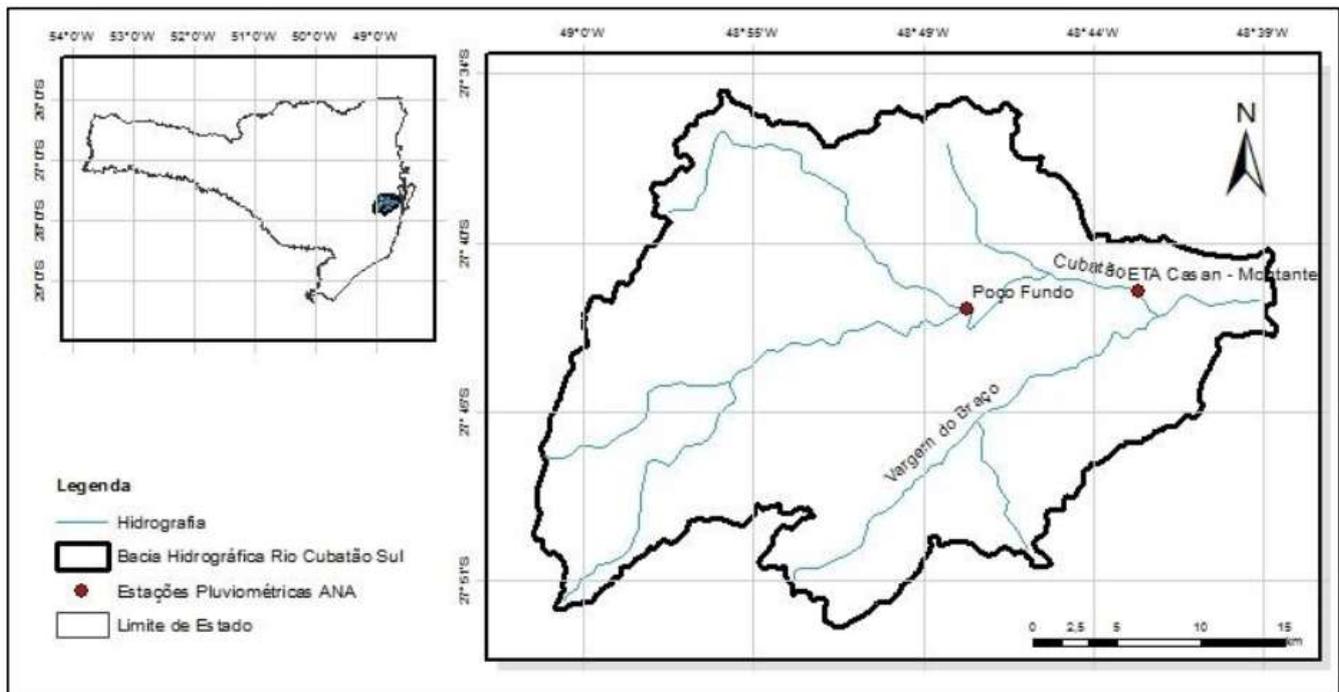


Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul.

As séries de vazões máximas anuais foram calculadas considerando o ano hidrológico, que foi definido analisando as médias das vazões máximas mensais. A cota máxima da inundação foi obtida por meio de levantamento topográfico a partir da marca da cheia ocorrida no dia 01/12/2022, indicada em residências localizadas ao lado da estac o fluviométrica estudada. A partir da determina o da cota máxima, foi utilizada a curva-chave do respectivo período para a cota máxima e assim determinada a vazão máxima do evento extremo de cheia.

Várias distribui es estatísticas foram aplicadas aos dados, incluindo Gumbel (GB), Log-Normal de dois parâmetros (LN2), Log-Normal de três parâmetros (LN3), Pearson III (P3), Log-Pearson III (LP3) e a distribui o Generalizada de Valores Extremos (GEV). Os parâmetros dessas distribui es foram estimados usando o Método de Momentos (MM), o Método da Máxima Verossimilhança (MV) e o método dos L-Momentos (LM).

Os testes de aderência de Kolmogorov-Smirnov (KS) e Anderson-Darling foram usados para avaliar a adequa o das distribui es aos dados, com um nível de significância de 5%. Além disso, foram calculadas a raiz do erro quadrático médio (RMSE), o desvio absoluto médio padronizado (SMAD), o erro absoluto médio (MAE) e o D-index, conforme as equa es abaixo, como critérios de desempenho para sele o da distribui o mais adequada.



$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - X_{e_i})^2}{n}}$$

$$SMAD = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left| \frac{\hat{x}_i - x_i}{\bar{x}} \right|$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |\hat{x}_i - x_i|$$

$$Dindex = \frac{1}{R} \sum_{i=1}^6 |Q_i - Q_i^*|$$

Em que: RMSE é a raiz do erro quadrático médio para uma dada distribuição de probabilidade; X_i = a vazão observada de ordem i ; X_{e_i} = a vazão estimada pela distribuição teórica de probabilidade; n = o número de elementos na série; SMAD = desvio absoluto médio padronizado; MAE = erro absoluto médio; Dindex = é o índice baseado nos seis maiores valores; Q é o valor médio da série de vazões registrada, R_i ($i = 1$ a 6) são os seis primeiros valores mais altos na série de vazões registrada e Q_i^* é a vazão estimada por distribuição de probabilidade.

Para a seleção da distribuição foram ranqueados os resultados dos testes de aderência e dos critérios de desempenho das distribuições.

Resultados e Discussão

A partir da análise das médias das vazões máximas mensais (Figura 2) pode-se observar que o ano hidrológico inicia em setembro (início do período úmido) e termina em agosto (fim do período seco).

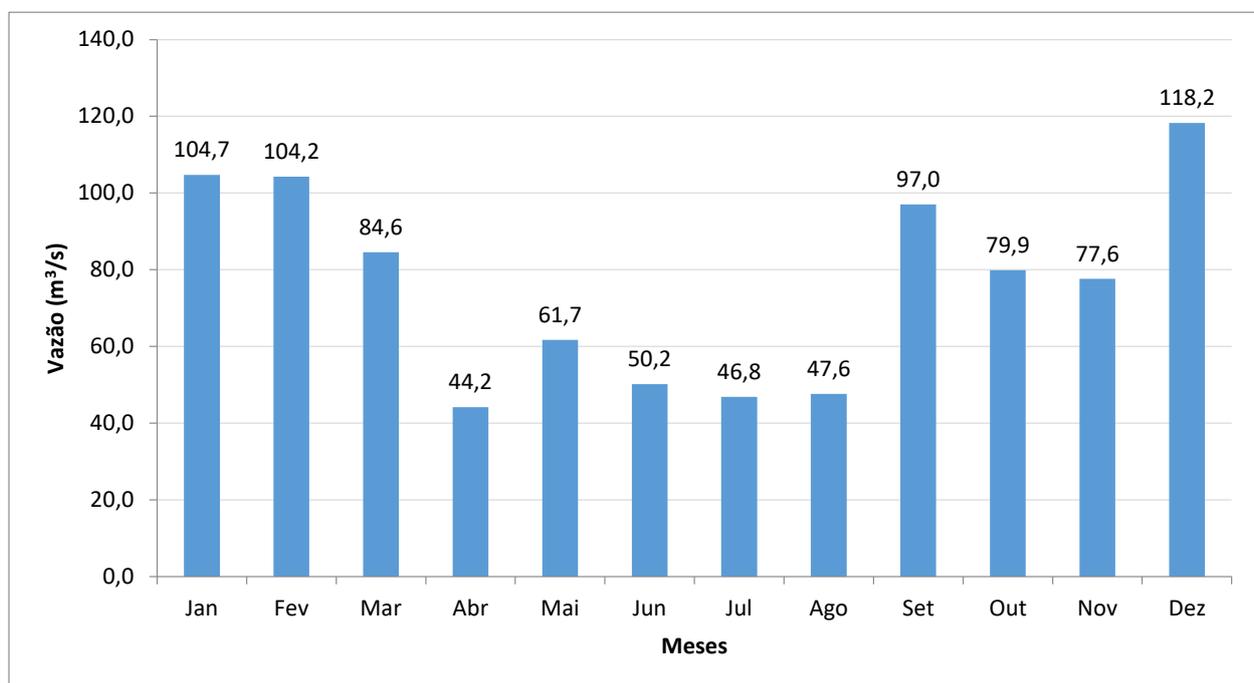


Figura 2: Localização da bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul.

A Tabela 1 mostra os parâmetros de distribuição de probabilidade, os testes de aderência e os critérios de desempenho utilizados. Tanto o teste de aderência KS quanto o AD não rejeitaram nenhuma das distribuições. A distribuição que obteve o melhor ranqueamento foi a Pearson III-LM, seguida da Pearson III-MV, Log-Normal 3-LM e Gumbel-LM, respectivamente. A aderência dos dados às distribuições melhores ranqueadas é apresentada na Figura 3. Em estudo realizado para cinco pontos de monitoramento no rio Torne, na Suécia, Hassan et al. (2019) indicam a distribuição Pearson III-LM para a estação Övre Abiskojojk. O mesmo estudo indica outras distribuições para os outros pontos monitorados no mesmo rio, evidenciando que a investigação para cada local é a forma mais adequada para a determinação de vazões máximas de projetos a partir de distribuições de probabilidade.



Tabela 1: Parâmetros das distribuições de probabilidade, testes de aderência e critérios de desempenho

Distribuição de Probabilidades	Ranque	Parâmetros de Distribuição			Testes de Aderência		Critérios de Desempenho			
		Escala	Posição	Forma	KS max	AD	RMSE	SMAD	MAE	Dindex
Gumbel-MM	8	111,794	195,185		0,1163	0,3222	22,16	0,06	16,19	0,71
Gumbel-MV	14	108,812	194,582		0,1138	0,3516	23,40	0,07	17,29	0,80
Gumbel-LM	4	116,780	192,272		0,1078	0,2812	21,85	0,06	15,06	0,63
LogNormal 2-MM	11	5,403	0,588		0,0839	0,2396	34,96	0,07	17,61	1,05
LogNormal 2-MV	13	5,403	0,580		0,0874	0,2531	33,17	0,07	17,59	1,00
LogNormal 2-LM	15	5,399	0,567		0,0942	0,2881	31,02	0,07	18,45	0,99
LogNormal 3-MM	11	6,350	0,240	-329,663	0,1276	0,3948	22,17	0,07	17,17	0,59
LogNormal 3-MV	5	5,532	0,516	-26,355	0,0871	0,2261	28,13	0,06	15,77	0,87
LogNormal 3-LM	3	5,826	0,397	-106,849	0,0988	0,245	22,22	0,06	14,61	0,68
Pearson III-MM	7	53,354	7,222	-125,602	0,124	0,3696	21,29	0,06	16,43	0,56
Pearson III-MV	2	110,706	1,918	47,374	0,0849	0,2134	23,77	0,06	14,65	0,72
Pearson III-LM	1	87,064	2,954	2,509	0,0951	0,224	20,32	0,05	13,50	0,59
LogPearson III-MM	17	-0,266	5,761	6,916	0,1082	0,262	99,22	0,17	43,25	3,31
LogPearson III-MV	10	0,000	1,47E+09	-22181,032	0,0874	0,253	33,18	0,07	17,58	1,00
LogPearson III-LM	16	0,101	35,689	1,799	0,0996	0,34	56,46	0,10	25,47	1,82
GEV-MM	9	0,076	122,250	197,747	0,1253	0,3721	21,55	0,06	16,61	0,57
GEV-LM	6	-0,035	113,001	190,505	0,1013	0,2601	23,35	0,06	15,33	0,72

KS crítico = 0,2240; AD crítico = 0,752

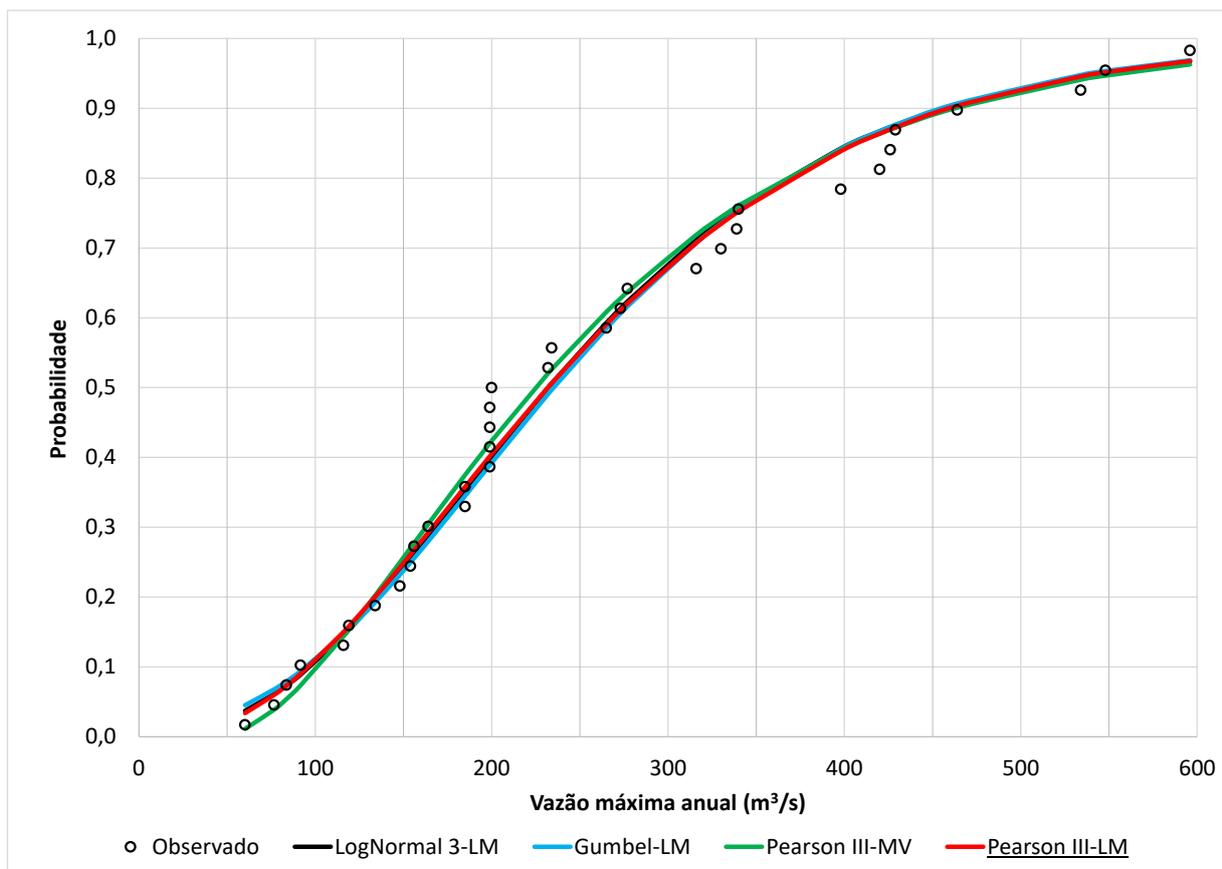


Figura 3: Aderência dos dados às distribuições melhores ranqueadas para o rio Cubatão Sul.

Visualmente todas mostram boa aderência aos pontos, entretanto, a partir do período de retorno de 15 anos, quanto maior o período de retorno maior é a diferença das vazões correspondentes de cada distribuição, conforme pode ser visto na Figura 4.

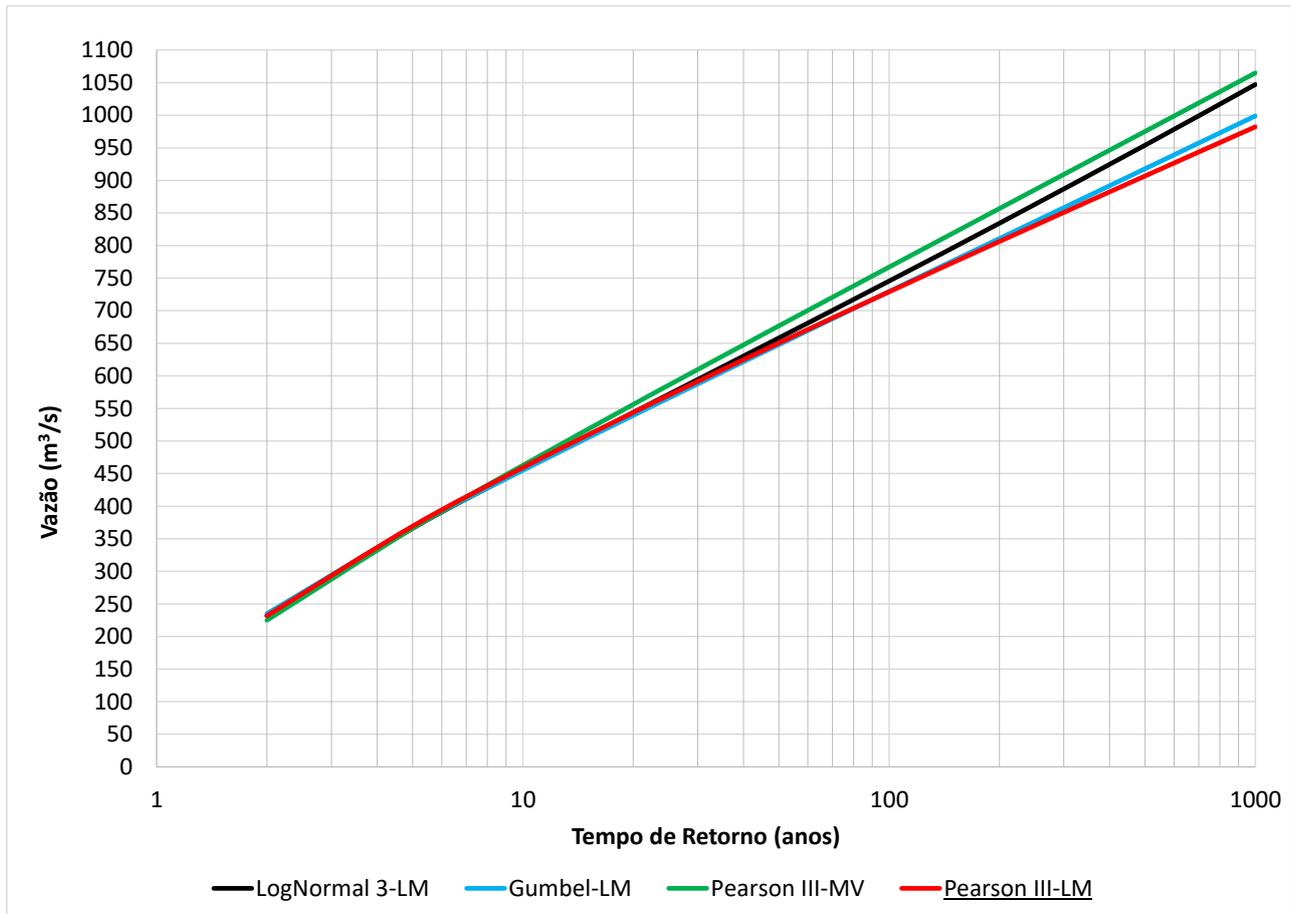


Figura 4: Distribuições de probabilidade das vazões máximas anuais da estação 84150100.

No evento de cheia de 01/12/2022 onde a cota máxima foi de 8,76 m, que corresponde a uma vazão de 878 m³/s, os períodos de retorno variaram de 236 anos (Pearson III-MV) à 384 anos (Pearson III-LM), aproximadamente 150 anos de diferença, conforme a Tabela 2. Isso demonstra a variabilidade das distribuições e a importância de utilização de testes de aderência e critérios de desempenho para a seleção de distribuições de probabilidade. A adoção de distribuições recomendadas por órgãos ou estudos de diversos países pode resultar em dados de vazão máxima de projeto com incertezas e riscos associados, que podem ser minimizados com a avaliação criteriosa das distribuições de probabilidade para a série de dados do local de interesse.

Tabela 2: Período de retorno para a vazão máxima do evento de cheia de 01/12/2022 de acordo com cada distribuição de probabilidade

Distribuição de Probabilidades	Ranque	TR anos (Q = 878 m ³ /s)
Pearson III-LM	1	384
Pearson III-MV	2	236
LogNormal 3-LM	3	280
Gumbel-LM	4	355

A série de dados utilizada no estudo não considerou a vazão máxima de 878 m³/s ocorrida em 01/12/2022 (Figura 5 Box-Plot “A”). Ao considerar esse valor na série de dados, o mesmo é tido como um valor extremo. A Figura 5 mostra o Box-Plot ilustrando as duas situações, onde no Box-Plot “B” é possível notar o valor extremo (“outlier”). Muitos estudos indicam desconsiderar “outliers” por prejudicarem a análise de toda a série de dados. No caso do presente trabalho esse valor extremo evidencia a magnitude do evento de cheia para a bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul associada ao período de retorno de 384 anos obtido pela distribuição de probabilidade Pearson III-LM.

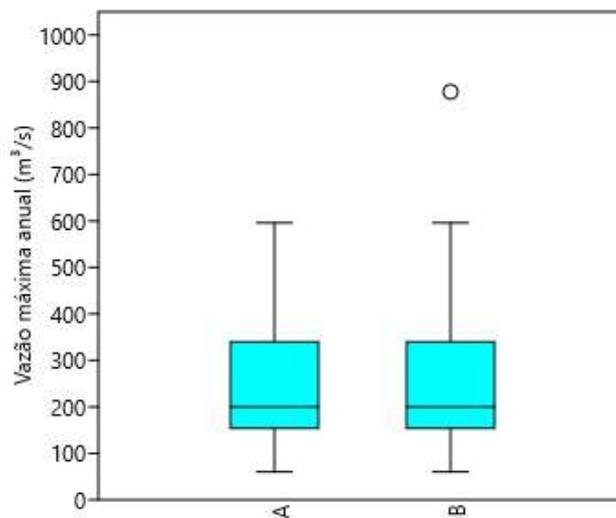


Figura 5: Box-Plot da série de máximas anuais (A) e série de máximas anuais com o evento de cheia de 01/12/2022 (B).

A série de máximas anuais representada na Figura 5 Box-Plot “A” apresentou média de 259,7 m³/s com valores variando de 60,2 a 596,0 m³/s, e coeficiente de assimetria de 0,7. Já a série de máximas anuais representada na Figura 5 Box-Plot “B” apresentou média de 272,5 m³/s com valores variando de 60,2 a 878,0 m³/s, e coeficiente de assimetria de 1,5. Para ambas as séries anuais a mediana (200,0 m³/s), o quartil 3 (340,0 m³/s) e o quartil 1 (154,0 m³/s) foram iguais.

Considerações Finais

Os testes de aderência KS e AD não rejeitaram nenhuma das distribuições. A distribuição Pearson III-LM foi considerada a melhor e assim foi utilizada para estimativa do período de retorno de 384 anos para a vazão máxima de 878 m³/s do evento de cheia de 01/12/2022. A diferença de estimativa de período de retorno entre as quatro distribuições de probabilidade melhores ranqueadas foi de aproximadamente 150 anos, o que demonstra a variabilidade das distribuições e a importância de utilização de testes de aderência e critérios de desempenho para a seleção de destruições de probabilidade. Ao considerar a vazão máxima do evento de cheia de 01/12/2022 na série de dados o valor é tido como um “outlier”. No caso do presente trabalho esse valor extremo evidencia a magnitude do evento de cheia para a bacia hidrográfica do rio Cubatão Sul associada ao período de retorno de 384 anos obtido pela distribuição de probabilidade Person III-LM.

Referências Bibliográficas

- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. 2024. Hidroweb: Sistemas de Informações Hidrológicas. Available at: < <https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas> >. Acesso em: mar, 2024.
- Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. 2005. Manual de hidrologia básica para estruturas de drenagem. Diretoria de Planejamento e Pesquisa. Coordenação Geral de Estudos e Pesquisa. Rio de Janeiro – RJ, 133p.
- Hassan, M. U., Hayat, O., Norren, Z. 2019. Selecting the best probability distribution for at-site flood frequency analysis; a study of Torne River. SN Applied Sciences. 1:1629. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-1584-z>
- Hosking, J.R.M.; Wallis, J.R. 1997. Regional frequency analysis: An approach based on L moments. Cambridge: Cambridge University Press.
- Interagency Advisory Committee On Water Data (IACWD). 1982. Guidelines for determining flood flow frequency: Bulletin 17B, VA., U.S. Geological Survey, Office of Water Data Coordination, Hydrology Subcommittee Bulletin 17BIACWD. 194p.
- Millington, N.; Das, S.; Simonovic, S.P. 2011. The Comparison of GEV, Log-Pearson Type 3 and Gumbel Distributions in the Upper Thames River Watershed under Global Climate Models. Department of Civil and Environmental Engineering, The University of Western Ontario – Canada, report n. 77, p.52.
- Pattison, A. 1977. Australia rainfall and runoff: Flood analysis and design. Institution of Engineers Australia Stormwater Standards Committee, Canberra. 159p.
- Rizwan, M.; Guo, S.; Xiong, F.; Yin, J. 2018. Evaluation of various probability distributions for deriving design flood featuring right-tail events in Pakistan. Water, v.10, n.11, 1603.



Salinas, J.L.; Castellarin, A.; Kohnová S.; Kjeldsen, T.R. 2014. Regional parent flood frequency distributions in Europe-Part 2: Climate and scale controls. Hydrology and Earth System Sciences, v.18, p.4391-4401.

Tucci, C.E.M. 2020. Hidrologia – Ciência e Aplicação. 4.ed. 9ªreimp. Editora ABRH. Porto Alegre - RS. 943p.

United States Water Resources Council (USWRC). 1976. Guidelines for determining flood-flow frequency. Washington, U.S. Government Printing Office, Bulletin 17.

United States Water Resources Council (USWRC). 1981. Guidelines for determining flood flow frequency. Bulletin 17B, Washington.



DESENVOLVIMENTO DE APLICATIVO COM BAIXO CÓDIGO DE PROGRAMAÇÃO PARA CLASSIFICAR A ÁGUA PARA IRRIGAÇÃO: EXPERIÊNCIA EXTENSIONISTA NO INSTITUTO FEDERAL DE PERNAMBUCO

1Vânia Soares de Carvalho, 2 Rafael Marinho Alves, 3Kaio Vinícius Souza Barbosa, 4Paulo Victor de Melo Telles, 5Edmar Ferreira Brasil, 6José Fernando Carvalho de Oliveira, 7Aida Araújo Ferreira, 8Ioná Maria Beltrão Rameh Barbosa

1 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: vaniacarvalho@recife.ifpe.edu.br; 2 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: rma6@discente.ifpe.edu.br, 3 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: kvsb@discente.ifpe.edu.br, 4 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: pvat@dicente.ifpe.edu.br; 5 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: efb@dicente.ifpe.edu.br; 6 Universidade Federal Rural de Pernambuco, e-mail: fernando.carvalho@ufrpe.br, 7 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: aidaferreira@recife.ifpe.edu.br, 8 Instituto Federal de Pernambuco, e-mail: ionarameh@recife.ifpe.edu.br

Palavras-chave: recursos hídricos; tecnologia; produção sustentável.

Resumo

A tecnologia no campo integra-se a diversas atividades da produção trazendo eficiência, agilidade nos processos, melhorando resultados e a qualidade de vida das pessoas no meio rural. As ferramentas tecnológicas encontram-se presentes desde o uso no maquinário agrícola, como colheitadeiras, tratores e pulverizadores automatizados, às atividades rurais, como a utilização de sistemas de navegação por satélite, aplicativos para *smartphones* e *web*, robótica, drones, sensores e muitas outras inovações que trazem redução dos custos e maior produtividade ao setor agrícola. Este trabalho alia ferramentas de tecnologia e extensão a uma das práticas de grande importância na agricultura – a irrigação. Esta necessita do manejo racional da água tanto no aspecto quantitativo para evitar desperdícios, quanto no aspecto qualitativo, para evitar danos ao solo e às plantas por problemas de salinização. Com isso em mente, objetivou-se com esse trabalho realizar a capacitação de estudantes do ensino superior do Instituto Federal de Pernambuco, no desenvolvimento de um aplicativo utilizando uma plataforma de baixo código (*Low Code*) de programação, o Kodular, para classificação da água para irrigação. A ferramenta tem se mostrado exitosa tanto no aspecto de tempo para o desenvolvimento do aplicativo, como por permitir a participação dos estudantes, independente de conhecimento prévio de programação. O aplicativo ainda está em fase de refinamento, mas será disponibilizado de forma gratuita e poderá ser utilizado por produtores rurais contribuindo para o manejo adequado da água e para a produção sustentável.

Introdução

De acordo com o Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada (CEPEA) em parceria com a Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil (CNA), o agronegócio brasileiro em 2022 representou 24,8% do Produto Interno Bruto do país (UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 2023). A agricultura vem sendo impulsionada por tecnologias digitais integradas e conectadas através de softwares, sistemas e equipamentos contribuindo para que o setor agrícola atinja os patamares da agricultura 4.0, com minimização de custos e menos impactos ao meio ambiente.

A possibilidade de desenvolver aplicações, para dispositivos móveis ou desktop com baixa necessidade de codificação (*low-code*) permite uma etapa de desenvolvimento acelerada, alto rendimento e custos reduzidos. Isso contrasta com a abordagem convencional para o desenvolvimento de software, que exige habilidades avançadas em várias linguagens de programação, além de uma equipe multidisciplinar e infraestrutura abrangente.

A tecnologia é uma aliada poderosa do agronegócio na busca de soluções para etapas importantes como coleta de dados, planejamento, aplicação de insumos e várias outras práticas. A irrigação é uma dessas práticas agrícolas indispensáveis à produção de alimentos em larga escala. Além do aumento da produtividade da ordem de 2 a 3 vezes em relação à agricultura de sequeiro, seu manejo adequado traz vários outros benefícios como: redução do custo unitário de produção; aumento na oferta e na regularidade de fornecimento de alimentos; preços mais favoráveis para o produtor rural; maior qualidade e padronização dos produtos agrícolas; abertura de novos mercados, inclusive no exterior; modernização dos sistemas de produção; maior viabilidade para criação de polos agroindustriais, dentre outros (Fontenelle, Ferreira, *et al.*, 2019)

No entanto, essa prática se realizada de forma inadequada, principalmente pelo desconhecimento da qualidade da água que será utilizada, pode ocasionar a salinização do solo e toxidez às plantas pelo excesso de sais, sendo de extrema importância o conhecimento da sua qualidade.

Para fundamentar a base teórica necessária a realização do trabalho foram levantadas informações sobre agricultura, tecnologia e os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS); qualidade da água para irrigação e plataformas *low code* ou de baixo código de programação.



A agricultura, a tecnologia e os ODS

Em 2015 a Organização da Nações Unidas estabeleceu 17 ODS para compor a agenda 2030, visando a construção e implementação de políticas públicas fundamentais para o desenvolvimento humano, envolvendo pessoas, planeta, prosperidade, parcerias e paz. São várias as temáticas contempladas nos ODS, como erradicação da pobreza, segurança alimentar e agricultura sustentável, saúde e bem estar, educação de qualidade, igualdade de gênero, redução das desigualdades, energia limpa e acessível, água potável e saneamento, padrões sustentáveis de produção e de consumo, mudança do clima, cidades e comunidades sustentáveis, proteção e uso sustentável dos oceanos e dos ecossistemas terrestres, crescimento econômico inclusivo, infraestrutura e industrialização, e meios de implementação (EMBRAPA, 2022). No Brasil, a contribuição aos ODS foi definida pelo Decreto número 8.892/2016, que criou a Comissão Nacional para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

A agricultura e a tecnologia, instrumentos deste trabalho, transitam de forma indireta entre alguns ODS e de forma direta em outros, se constituindo de base e ferramenta para o aumento na produção de alimentos e utilização sustentável dos recursos naturais, como a água, um dos focos deste trabalho.

Qualidade da água para irrigação

De acordo com Lima Júnior, Antunes de Lima, *et al.*(2017) as principais características químicas levadas em consideração no estudo da qualidade da água para irrigação baseiam-se nos critérios de salinidade, sodicidade e toxicidade de íons como cloro, sódio e boro, além de outros elementos como ferro e manganês que devem ser observados por ocasionarem entupimento em equipamentos de irrigação específicos, como microaspersores e gotejadores.

O critério de salinidade da água, reflete seu teor de sais e pode ser medida de forma indireta pela condutividade elétrica que considera a quantidade total de sais sem especificá-los.

O critério de sodicidade, se refere a proporção relativa de sódio em relação aos cátions de cálcio e magnésio, e que havendo a predominância do sódio, a irrigação com esta água sem manejo adequado, pode provocar a degradação do solo com perda de sua estrutura e permeabilidade. Esse critério é chamado de relação de adsorção de sódio (RAS) e é expresso pela equação 1:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (1)$$

Onde os cátions sódio (Na^+), cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) são expressos em $mmol(c).L^{-1}$.

Alguns trabalhos fazem uso da RAS corrigida, o que neste trabalho será avaliado também.

Outro critério auxiliar para avaliar a sodicidade é o teor de carbonato de sódio residual (CSR), dado pela equação 2:

$$CSR = (CO_3^{2-} + HCO_3^-) - (Ca^{2+} + Mg^{2+}) \quad (2)$$

Onde os cátions cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) e ânions carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-) são expressos em $mmol(c).L^{-1}$.

As precipitações de cálcio e magnésio como carbonatos são completas quando na água de irrigação as concentrações de carbonatos e bicarbonatos superam a soma das concentrações de cálcio e magnésio, resultando na formação de carbonatos e bicarbonatos de sódio, que provoca problemas no solo por efeito do sódio. De acordo com o CSR pode-se classificar a água nas seguintes categorias:

$$\begin{array}{l} CSR < 1,25 \text{ mmol(c).L}^{-1} : \text{aptas ou recomendáveis} \\ 1,25 \text{ mmol(c).L}^{-1} < CSR < 2,5 \text{ mmol(c).L}^{-1} : \text{pouco recomendáveis} \\ CSR > 2,5 \text{ mmol(c).L}^{-1} : \text{Não recomendáveis} \end{array}$$

$CSR < 1,25 \text{ mmol(c).L}^{-1}$: aptas ou recomendáveis

$1,25 \text{ mmol(c).L}^{-1} < CSR < 2,5 \text{ mmol(c).L}^{-1}$: pouco recomendáveis

$CSR > 2,5 \text{ mmol(c).L}^{-1}$: Não recomendáveis

Com relação a classificação da água para irrigação, os modelos mais utilizados ainda são os do laboratório de salinidade dos Estados Unidos (Richards, 1954) e o da FAO (Ayers & Westcot, 1987).

A classificação proposta pelo laboratório de salinidade americano será utilizada neste trabalho e é baseada na condutividade elétrica e no RAS, onde as águas se dividem em quatro classes de salinidade à medida que aumenta a concentração



de sais e, conseqüentemente, sua condutividade elétrica, recebendo denominações sucessivas de C1, C2, C3 e C4. Em relação a sodicidade, de acordo com o valor do RAS, as classes receberam denominações S1, S2, S3, S4 (Figura 2).

De acordo com Ferreira dos Santos, Silva Rodrigues, *et al*(2016), acerca do diagrama de Richards e classe de águas, tem-se as seguintes classificações relacionadas à salinidade representada pela condutividade elétrica (CE):

- Classe C1 (CE = 0-250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): Não representa problemas com relação à salinidade e por isso pode ser usada na grande maioria das culturas.
- Classe C2 (CE = 250 — 750 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): Esse tipo de água possibilita o uso em solos com lixiviação moderada de sais e se adequa ao cultivo por sua salinidade ser média.
- Classe C3 (CE = 750 — 2250 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): Possuem uma alta salinidade, logo o uso é adequado apenas para aqueles solos que tenham drenagem suficiente, fazendo-se necessário, algumas vezes, práticas especiais de controle da salinidade.
- Classe C4 (CE= 2250 - 5000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$): Classificam-se como C4 aquelas águas que possuem uma altíssima salinidade, não é adequada para fins de irrigação, salvo em condições especiais.

Essa classificação também enquadra as águas em S1, S2, S3 e S4 de acordo com a relação de adsorção de sódio (RAS), que indica o risco de sodicidade e por conseqüência, problema com infiltração no solo:

- S1 (RAS < 18,87 – 4,44 log CE): Águas com concentração baixa de sódio, podendo-se assim, ser usada na grande parte dos solos para fins de irrigação.
- S2 (RAS 18,87 – 4,44 log CE < RAS < 31,31 -6,66 log CE): Águas de sodicidade média, é indicado o uso em solos arenosos ou orgânicos (por conta de sua boa permeabilidade)
- S3 (31,31 - 6,66 log CE < RAS < 43,75 – 8,87 log CE): Concentrações altas de sódio, fazendo necessário atenção especial para técnicas de manejo adequado dos solos
- S4 (RAS > 43,75 — 8,87 log CE): Águas com sodicidade muito elevada, não apropriada para uso na irrigação.

Outra classificação da água para irrigação também utilizada é a proposta por (Ayers e Westcot, 1994), que leva em consideração a salinidade, infiltração, toxicidade das águas e outras características diversas.

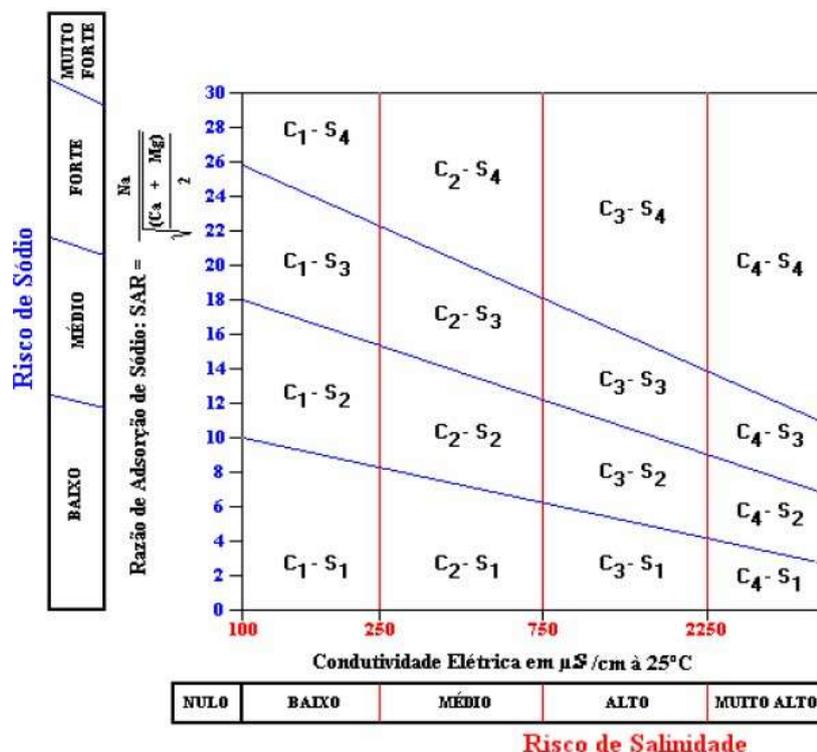


Figura 2. Classificação segundo o laboratório de salinidade dos Estados Unidos.
Fonte: (Richards, 1954)

Plataformas low code ou de baixo código de programação

Low Code Development Platform (LCDP), são plataformas de desenvolvimento que fornecem ambiente gráfico para a criação de aplicativos com pouca ou nenhuma programação manual. Vêm se popularizado pela praticidade no desenvolvimento de aplicativos de baixo código, baseadas em GUI (Graphical User Interface), permitindo a construção de soluções através de modelos pré-definidos, técnicas de design gráfico e ferramentas de arrastar e soltar com pouco desenvolvimento de código (Alamin, Malakar, *et al.*, 2021).



Entre as vantagens dessas plataformas estão a agilidade dos processos, economia de tempo e flexibilidade na criação, uma vez que as soluções semi-prontas são passíveis de customização. Outra vantagem é que várias pessoas podem ajudar a desenvolver o aplicativo, não apenas programadores (Fritura, 2019).

Existem várias plataformas de desenvolvimento *Low-Code* que integram, em um único ambiente, vários componentes de design de sistemas tradicionais, reduzindo esforços de tarefas rotineiras na implementação de aplicativos de negócios, promovendo a produtividade no desenvolvimento de softwares, desde que os requisitos do projeto possam ser atendidos dentro da estrutura predefinida da plataforma, além de outras condições técnicas e econômicas (Bock & Frank, 2021).

O Kodular será ferramenta *low code* utilizada neste trabalho. Ele é uma evolução do *App Inventor* criado no MIT (*Massachusetts Institute of Technology*) e permite o desenvolvimento de forma rápida e interativa de aplicativos para dispositivos Android através de um editor do tipo blocos, sem necessidade de conhecimento de programação (Gerbelli & Gerbelli, 2020).

Portanto, devido a importância da irrigação na gestão dos recursos hídricos, objetivou-se com este trabalho capacitar alunos de cursos superiores do Instituto Federal de Pernambuco (IFPE) e Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE) para desenvolverem uma aplicação gratuita e de fácil acesso, que possibilite ao produtor rural, de posse da análise química da água, conhecer a classificação da mesma para irrigação. Espera-se com isso contribuir com o setor rural para a utilização responsável da água, para a conservação do ambiente dentro do viés da agricultura sustentável, tema de um dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS 2) da agenda 2030 para o planeta, além de realizar a capacitação de estudantes do ensino superior no desenvolvimento de aplicativo utilizando plataforma de baixo código de programação.

Material e Métodos

O projeto contou com a participação efetiva de alunos dos cursos de Eng. Civil, Tecnologia em Análise e Desenvolvimento de Sistemas e Ciência da Computação. Na primeira fase da capacitação, foram abordados os principais componentes do software Kodular e iniciou-se o aplicativo. Na segunda etapa da capacitação, o foco está sendo o melhoramento do aplicativo iniciado. Seguem as etapas da metodologia.

- Apropriação das ferramentas de desenvolvimento da aplicação e definição dos requisitos: aqui foram avaliadas as necessidades para o mapeamento do design de interface do usuário e o bancos de dados. Definiu-se e categorizou-se os requisitos funcionais e não funcionais.

- Levantamento dos critérios de qualidade da água para irrigação: esta etapa foi realizada através de literatura específica sobre o assunto. Os dados analíticos de qualidade da água foram obtidos junto à Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) e um laboratório de análises ambientais, parceiro no projeto.

- Estruturação dos dados e desenvolvimento do aplicativo: durante esta etapa, foi realizado o desenvolvimento da parte front-end do aplicativo, ou seja, a parte com a qual o usuário interage diretamente. O front-end subdivide-se, basicamente, em duas partes: a parte visual, onde se define e estiliza os componentes visuais, os quais são agrupados e hierarquizados para compor as telas da aplicação; e a parte funcional, que é responsável por definir e gerenciar as ações que serão realizadas pelo sistema em resposta às interações do usuário com os elementos visuais.

O banco de dados utilizado foi o do próprio Kodular, o tinyDB.

- Testes de usabilidade da aplicação e elaboração de tutorial: o tutorial será disponibilizado no próprio aplicativo.

Resultados e Discussão

A primeira fase da capacitação foi desenvolvida em 30 dias, a segunda fase está em execução no momento e terá duração de 3 meses. Seguem os resultados da primeira etapa do trabalho.

Os alunos de graduação participantes, conseguiram já na primeira etapa do projeto, contemplar praticamente todas os requisitos do mesmo. Trabalharam com ferramentas de menu, extensões externas de cálculos para logaritmos e para emissão de relatório em PDF, e banco de dados do Kodular, o TinyDB.

O aplicativo conta até o momento com as seguintes telas funcionais:

- Tela com menu, onde em *home* há um pequeno descritivo sobre o aplicativo (Figura 3).

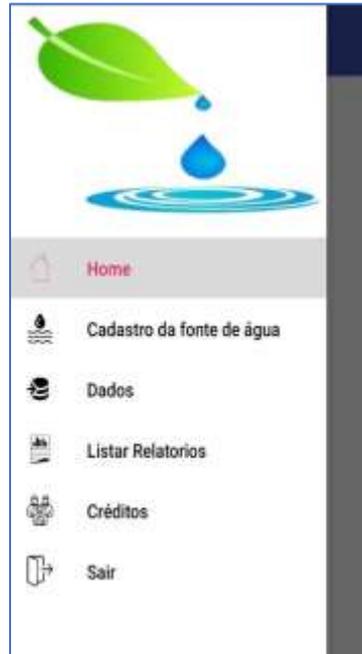


Figura 3. Menu principal.
Fonte: Autores, 2024

- Tela de cadastro das fontes de água:

Nesta tela a localização da fonte pode ser feita através da captura de coordenadas do ponto, se o usuário estiver no local, ou através da entrada do endereço, caso o usuário não esteja no local da fonte de água (Figura 4). As fontes podem ser poços, açudes, rios, reservatórios, etc.

Nesta opção também pode-se visualizar a localização da fonte no mapa e listar as fontes cadastradas. O mapa inserido é o *Open Street Map*, uma opção *open source* disponível no Kodular.

Nesta etapa iniciou-se o trabalho com o banco de dados local, o TinyDB do Kodular, onde ficam armazenados os dados das fontes de água cadastradas.



Figura 4. Cadastro e listagem das fontes de água.
Fonte: Autores, 2024



- Tela de entrada dos resultados da análise química da água:

Nesta tela podem ser inseridos os parâmetros químicos de cálcio, magnésio, sódio e a condutividade elétrica, obtidos do laudo das análises da água. Com esses dados o sistema faz o cálculo da RAS (equação 1) e a partir de novos cálculos faz a classificação e interpretação dos riscos de salinidade e dos teores de sódio da água para irrigação de acordo com Richards (1954). Aqui também pode-se salvar o relatório para posterior impressão ou compartilhamento (Figura 5).

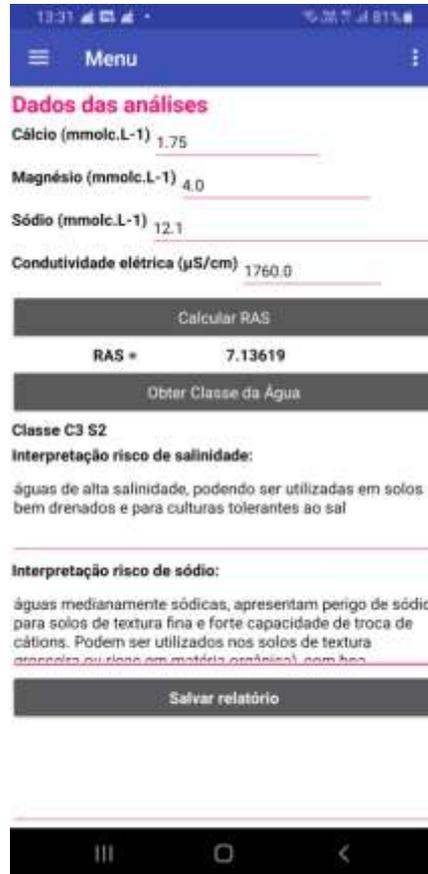


Figura 5. Inserção de dados químicos e classificação da água.

Fonte: Autores, 2024

Considerações Finais

Apesar dos bons resultados obtidos até o momento, o projeto terá continuidade por mais 3 meses, de acordo com cronograma do mesmo, para melhorias e ajustes. No entanto, a experiência de utilização de uma plataforma de baixo código de programação mostrou-se bastante exitosa tanto do ponto de vista do parâmetro tempo para o desenvolvimento do aplicativo, quanto da facilidade de sua utilização por alunos sem experiência em programação. Este trabalho de extensão, resultante da interação com a sociedade e suas demandas, incentiva as instituições a apresentarem soluções inovadoras ou alternativas de baixo custo para a resolução de problemas reais nas mais diversas áreas do conhecimento, ao mesmo tempo em que colabora com os alunos, que atuam como protagonistas na sua própria formação, desenvolvendo habilidades inclusive empreendedoras, possíveis de gerar negócios de impacto social e econômico para o desenvolvimento local.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Amparo a Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e ao Instituto Federal de Pernambuco (IFPE) Campus Recife, pelo apoio recebido.

Referências

ALAMIN, M. A. A. et al. An Empirical Study of Developer Discussions on Low-Code Software Development Challenges. IEEE/ACM 18th International Conference on Mining Software Repositories (MSR). [S.l.]: [s.n.]. 2021. p. 46-57.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Roma: FAO, 1987. 218 p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. Water Quality for Agriculture. 1. ed. Rome: FAO Irrigation and Drainage Paper 29, 1994. 179 p.



BOCK, A. C.; FRANK, U. Plataforma Low-Code. *Bus Inf Syst Eng*, v. 63, p. 733-740, 2021. Disponível em: <<https://rdcu.be/cPbpr>>. Acesso em: 07 jun. 2022.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Objetivos de Desenvolvimento Sustentável*, 2022. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-ods/o-que-sao-os-ods>>. Acesso em: 02 jun. 2022.

FERREIRA DOS SANTOS, R. et al. Avaliação e monitoramento da condutividade elétrica das águas de poços utilizados para a irrigação na região de Salgueiro-PE. *Revista Semiárido De Visu*, v. 4 n.3, p. 176–180, 2016.

FONTENELLE, T. H. et al. Levantamento da agricultura irrigada por pivôs centrais no Brasil. 2ª. ed. Brasília, DF: Agência Nacional de Águas; Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo: Agência Nacional de Águas - ANA / Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, 2019. 49 p.

FRITURA, M. Low code application development. *Journal of Computing Sciences in Colleges*, 34, n. 6ª, 2019. 119.

GERBELLI, N. F.; GERBELLI, V. H. P. Kodular, facilitando o desenvolvimento de aplicativos Android: A evolução do App Inventor. [S.l.]: [s.n.], 2020. 158 p.

LIMA JÚNIOR, B. C. et al. Classificação da água de irrigação em uma área cultivada com fruticultura irrigada. *Espacios*, v.38, 2017. pág 20.

RICHARDS, L. A. (.). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. Washington D.C.: U.S.: Department of Agriculture USDA. *Agriculture Handbook*, 60, 1954. 160p. p.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. PIB-AGRO/CEPEA: Após recordes em 2020 e 2021, PIB do AGRO cai 4,22% em 2022. CEPEA/ESALQ/USP, 2023. Disponível em: <<https://www.cepea.esalq.usp.br/br/releases/pib-agro-cepea-apos-recordes-em-2020-e-2021-pib-do-agro-cai-4-22-em-2022.aspx>>. Acesso em: 16 nov. 2023.



CONTAMINANTES AMBIENTAIS EMERGENTES EM SOLO NO BIOMA PAMPA

1Anderson Manfio Fontana, 2Kéli Hofstätter, 3Ingrid Daniela Pacheco Batista, 4Silvana Isabel Schneider, 5Renato Zanella, 6Osmar Damian Prestes, 7Willian Fernando de Borba, 8Jaqueline Ineu Golombieski

1 Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Campus Frederico Westphalen, e-mail: anderson.fontana@acad.ufsm.br; 2 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Frederico Westphalen, e-mail: hofstatterkeli@gmail.com; 3 Universidade Federal do Paraná, e-mail: ingridpacheco009@gmail.com; 4 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Santa Maria, e-mail: silvanaeas@outlook.com; 5 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Santa Maria, e-mail: renato.zanella@ufsm.br; 6 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Santa Maria, e-mail: osmar.prestes@ufsm.br; 7 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Frederico Westphalen, e-mail: borbawf@gmail.com; 8 Universidade Federal de Santa Maria, Campus Frederico Westphalen, e-mail: jaqueline.golombieski@ufsm.br

Palavras-chave: Agrotóxicos; Influência Antrópica, Propriedades rurais.

Resumo

O solo é um recurso natural imprescindível para o ser humano e os mais diversos seres vivos que nele habitam e dele dependem para sua existência, sendo altamente explorado, tornando-o susceptível à contaminação ambiental. A contaminação do solo está ligada ao transporte de contaminantes como agrotóxicos, que através de processos erosivos causados pela ação da água e dos ventos, bem como aplicação direta e até mesmo pelo derramamento acidental, escoamento de superfícies de plantas ou de incorporação de materiais vegetais contaminados, pode vir a ocasionar um problema ambiental acarretando danos à saúde humana e aos ecossistemas como um todo. Este trabalho teve por objetivo realizar uma avaliação dos contaminantes ambientais emergentes com ênfase para agrotóxicos presentes no solo no entorno de poços profundos de água de consumo humano. O estudo foi realizado no Estado do Rio Grande do Sul (Brasil), nos municípios de Caçapava do Sul, Cacequi, Mata, Rosário do Sul, São Gabriel, São Sepé e Vila Nova do Sul e abrangeu uma propriedade rural particular em cada um destes municípios. A coleta das amostras de solo foi realizada em duas épocas, sendo a primeira em outubro/2021 e a segunda em janeiro/2022. A amostragem de solo foi realizada em uso e ocupação de Campo Nativo contemplando o Bioma Pampa e o solo foi coletado com o auxílio de um Trado Holandês na profundidade de 0,30 m e, após cada amostra retirada, esta ferramenta foi lavada para evitar contaminação cruzada entre as amostras de solo. Posteriormente, as amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas da Universidade Federal de Santa Maria para detecção e/ou quantificação dos agrotóxicos. A detecção e quantificação de agrotóxicos no solo foi realizada pelo método analítico Rápido, Fácil, Barato, Eficaz, Robusto e Seguro, modificado. Como resultados, nas propriedades rurais avaliadas, no entorno dos poços profundos de água de consumo humano, nos solos de Campo Nativo estudados não foram detectados os ingredientes ativos dos agrotóxicos, em um total de 161, analisados entre as classes de acaricidas, fungicidas, herbicidas e inseticidas para este uso e ocupação de solo, nas duas épocas amostrais apresentando resultados altamente satisfatórios quanto à contaminação ambiental de solo, demonstrando preservação destas áreas do Bioma Pampa. Como conclusão, esta pesquisa científica apresentou resultados de baixa contaminação ambiental de agrotóxicos, no solo, no entorno de poços profundos de água de consumo humano, na profundidade estudada de 0,30 m, nas duas épocas avaliadas.

Introdução

O solo é um recurso natural considerado não renovável e isto se dá em grande parte por sua baixa taxa de renovação a proporcionalidade humana, sendo altamente vulnerável às ações antrópicas e aos efeitos das variações do clima. Além disso, este compartimento ambiental desempenha papel importante na biodiversidade do planeta e nos ecossistemas, bem como para a qualidade ambiental (AGUIRRE et al., 2023). De acordo com Chen et al. (2023) o solo exerce função em relação às alterações climáticas, atuando como um reservatório de carbono, podendo em um período de vinte e cinco anos reter vinte gigatoneladas deste elemento.

Segundo as Nações Unidas (WHO, 2019) no final do século XXI a estimativa para a população mundial é que a mesma alcance o seu pico, chegando a 11 bilhões de pessoas no planeta Terra. O crescimento populacional das últimas décadas proporcionou um crescimento econômico, juntamente com a evolução da civilização, a urbanização e a industrialização, fatores estes que expandiram as atividades antrópicas, levando a uma maior exploração dos recursos naturais, acrescendo uma massiva geração de resíduos e o aparecimento de novos contaminantes (YADAV et al., 2021).

A poluição ambiental pode ser entendida como a incorporação de substâncias perigosas ao meio ambiente, podendo estas serem designadas como poluentes ou contaminantes ambientais (KHAN et al., 2023). Os contaminantes ambientais emergentes (CAE) correspondem a uma grande variedade de compostos químicos presentes no meio ambiente que provém de atividades antrópicas diárias, como: agrícolas, domésticas, industriais e de saúde (RAMÍREZ-MALULE; QUIÑONES-MURILLO; MANOTAS-DUQUE, 2020), com potencial de causar efeitos toxicológicos adversos ao meio ambiente e aos seres humanos (KUMAR et al., 2022).

Os CAE compreendem substâncias como fármacos, fragrâncias, plastificantes, produtos de higiene pessoal, produtos de limpeza, agrotóxicos, microplásticos e nanomateriais (BARBOZA; GIMENEZ, 2015). Ainda que muitos dos compostos



químicos não sejam necessariamente novos, os meios analíticos de análise podem ser considerados contemporâneos, pois somente recentemente eles tornaram-se mais sensíveis à detecção podendo ser encontrados em parte por bilhão (ppt) nos diversos recursos naturais como água, ar e solo (PURI; GANDHI; KUMAR, 2023).

Dentre os CAE, os agrotóxicos têm sido aplicados na agricultura há muitas décadas, tendo como finalidade o desenvolvimento agrícola, com foco na redução das perdas dos produtos, melhoramento no rendimento da produtividade agrícola, qualidade dos alimentos e para atender o aumento na busca mundial por alimentos (BHANDARI, 2020; TAUFEEQ et al., 2021). Estes apresentam inúmeras aplicabilidades podendo ser usados no tratamento de sementes (antes do plantio) ou até mesmo após a germinação, sendo pulverizados quando doenças ou pragas atingem as plantações (culturas) e/ou antes do embarque dos produtos agrícolas (PARK et al., 2020). Os agrotóxicos podem ser classificados em: acaricidas, desfolhantes, herbicidas, inseticidas e fungicidas (INCA, 2023, JO et al., 2023).

Conforme Maggi et al. (2019), o mundo utiliza todos os anos cerca de quatro milhões de toneladas de agrotóxicos, porém do total utilizado apenas uma parcela atinge o seu alvo no controle de pragas nas plantações. Tudi et al., (2022a) relata que o restante utilizado atinge as plantas e outros organismos não-alvos, que por consequência pode vir a contaminar o meio ambiente, causando impactos significativos e negativos ao ecossistema agrícola. A contaminação ambiental é descrita diversas vezes e reconhecida como uma grande causadora de doenças humanas (ABDEL-HALIM; OSMAN, 2020, TUDI et al., 2022b).

Além disso, em decorrência da aplicação dos agrotóxicos, mais de dois milhões de pessoas expõem-se a riscos altos para a saúde, com destaque para os países em desenvolvimento (HILCKS, 2012). Para preservar a qualidade do solo e evitar a contaminação deste compartimento ambiental por compostos químicos advindos de ação antrópica, como por exemplo, a agricultura por meio do uso de agrotóxicos, a resolução nº 420/2009 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2009) dispõe sobre critérios e valores norteadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

O solo contém quase um quarto da diversidade do planeta, fato este que faz com que sejam considerados um dos recursos naturais mais complexos e diversos deste (GARCÍA et al., 2022). Neste contexto, o mesmo é a base para a agricultura mundial e os agricultores dependem deles para produzir cerca de 95% dos alimentos que são consumidos no mundo (FAO, 2000). O Brasil é o quinto maior país em território, possui uma área de 8.516.000 km² e uma das maiores biodiversidades devido ao seu clima e ecossistemas (CABALLERO et al., 2023) apresentando a agricultura como uma das bases de sua economia e com produção agrícola diversificada. No entanto, este país também pode ser considerado um dos países que mais utiliza/consome agrotóxicos no mundo, ocupando ainda a sétima posição de consumidor por área cultivada (FERNANDES et al., 2020, DIDONÉ et al., 2021).

Neste contexto, o presente trabalho realizou a detecção e quantificação de contaminantes ambientais emergentes através de ingredientes ativos de agrotóxicos no solo no entorno de poços profundos de água de consumo humano no Bioma Pampa.

Material e Métodos

• Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no Estado do Rio Grande do Sul (Brasil), contemplando os municípios de Caçapava do Sul, Cacequi, Mata, Rosário do Sul, São Gabriel, São Sepé e Vila Nova do Sul (Figura 1) e abrangeu uma propriedade rural particular para cada um destes municípios. As propriedades rurais selecionadas contemplavam o uso e ocupação de solos de Campo Nativo, pertencentes ao Bioma Pampa.

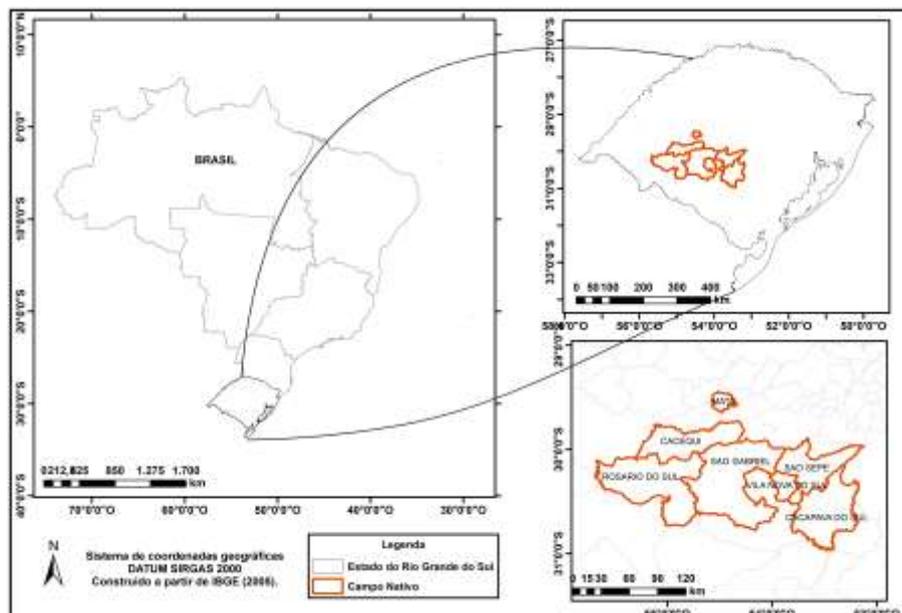


Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo e distribuição dos pontos amostrais.



• Campanha amostral de solo

A coleta de solo foi realizada em duas campanhas amostrais, sendo a primeira de outubro a novembro/2021 e a segunda em janeiro/2022, correspondendo às estações sazonais de primavera e verão, respectivamente.

A amostragem de solo foi realizada a uma distância de aproximadamente 1 m dos poços de água de consumo humano coletadas com o auxílio de uma pá de corte e um Trado Holandês, na profundidade de 0,3 m e, após cada amostra retirada, as ferramentas foram desinfetadas para evitar contaminação cruzada entre as amostras. O solo coletado foi armazenado em sacos plásticos e transportado à Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), *Campus* da UFSM em Frederico Westphalen - RS.

No Laboratório de Análise de Solos as amostras foram identificadas e secas ao ar livre, destorroadas e as raízes e pedras foram removidas. Com o auxílio de gral e pistilo estas amostras foram maceradas e separadas as frações do solo por tamisação (peneiração) para a obtenção da homogeneização da fração menor que 2 mm, atingindo a fração de Terra Fina Seca ao Ar (TFSA). Posteriormente, as amostras foram armazenadas em tubos plásticos (falcon de 50 mL) e encaminhadas para o Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP) da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, *Campus* Santa Maria), o qual possui selo de acreditação pelo INMETRO (ABNT NBR ISO/IEC 17025/2017).

• Análise dos Contaminantes Ambientais Emergentes (CAE)

A análise de CAE de ingredientes ativos (IA) de agrotóxicos foi realizada pelo método QuEChERS (rápido, fácil, barato, eficaz, robusto e seguro), modificado para a extração de multiresíduos de pesticidas do solo e empregando a Cromatografia Líquida e a Espectrometria de Massas (LC-MS/MS) (PRESTES et al., 2009, PRESTES; ADAIME; ZANELLA, 2011).

Os compostos químicos quantificados pertencem às classes de acaricidas, fungicidas, herbicidas e inseticidas e foram analisados um total de 161 IA de agrotóxicos entre a primeira e a segunda campanha de coleta de amostras de solo, sendo eles: 2,4-D, acetamiprido, aldicarbe, ametrina, atrazina, azaconazol, azametifós, azinfós-etílico, azinfós-metílico, azoxistrobina, bentazona, bitertanol, boscalida, bromofós-metílico, bromuconazol, buprofenzina, butóxido de piperonila, carbaril, carbendazim, carbofurano, carbofurano-3-hidróxido, carboxim, cialofope-b-butílico, cianazina, ciazofamida, cimoxanil ciproconazol, clofentezina, clomazona, clorantraniliprole, clorfenvinfós, clorimurom-etílico, clorpirifós-etílico, clorpirifós-metílico, clorprofam, clotianidina, cresoxim-metílico, demeton-S-metil-sulfona, diazinon, diclorvós, diclosulam, dicrotofós, difenoconazol, diflubenzurom, dimetoato, dimoxistrobina, diniconazol, diuron, EPN, epoxiconazol, espinosade A, espinosade D, etiofencarbe, etoprofós, etoxissulfurom, famoxadona, fempropatrina, fenamidona, fenamifós, fenarimol, fenazaquina, fenhexamida, fenitrotiona, fenoxicarbe, fenpiroximato-(E), fenpropimorfe, fentiona, fipronil, fluazifope-P-butílico, fluquinconazol, fluroxipir, flusilazol, flutolanil, flutriafol, forato, fosalona, fosmete, furatiocarbe, hexitriazoxi, imazalil, imazamoxi, imazapique, imazapir, imazaquim, imazetapir, imidacloprido, indoxacarbe, iprovalicarbe, linurom, malationa, matalaxil, mecarbam, mefosfolam, mepronil, metalaxil, metamidofós, metconazol, metidationa, metiocarbe, metiocarbe sulfona, metiocarbe sulfóxido, metomil, metoxifenozida, metribuzim, metsulfurom-metílico, mevinfós, miclobutanil, molinato, monocrotofós, monolinuron, nicosulfurom, nuarimol, oxadixil, oxamil, paraoxom-etílico, parationa-etílica, pencicurom, penconazol, penoxsulam, picoxistrobina, piraclostrobina, pirazofós, piridabem, piridafentiona, piridato, pirimetanil, pirimifós-etílico, pirimifós-metílico, piriproxifem, procloraz, profenofós, prometrina, propanil, propargito, propiconazol, propoxur, quinalfós, quincloraque, quinoxifeno, quizalofope-p-etílico, saflufenacil, simazina, tebuconazol, tebufempirade, tebufenozida, terbufós, tetraconazol, tiacloprido, tiametoxam, tiobencarbe, tiodicarbe, tiofanato-metílico, tolclofós-metílico, tolifluanida, triadimefom, triadimenol, triazofós, trifloxissulfurom, trifloxistrobina e triflumurom, vamidotona com limites de detecção do método (LOD) que variaram de LOD: 0,002 – 0,025 mg.kg⁻¹ e limite de quantificação do método (LOQ) de variação de LOQ: 0,008-0,084 mg.kg⁻¹.

Resultados

Os resultados obtidos através da avaliação de ingredientes ativos de agrotóxicos demonstraram que no uso e ocupação de solo de Campo Nativo estes 161 IA não foram detectados em nenhuma das épocas amostrais (Tabela 1).

Tabela 1 - Pontos amostrais de solo e respectivos ingredientes ativos nas duas épocas de coleta.

Pontos de coleta de amostras		1ª Coleta		2ª Coleta	
		Agrotóxicos	Concentração	Agrotóxicos	Concentração
Campo Nativo (Bioma Pampa)	São Gabriel	n.d	-	n.d	-
	Cacequi	n.d	-	n.d	-
	Rosário do Sul	n.d	-	n.d	-
	São Sepé	n.d	-	n.d	-
	Vila Nova do Sul	n.d	-	n.d	-
	Caçapava do Sul	n.d	-	n.d	-
	Mata	n.d	-	n.d	-



Discussão

O Brasil é um país rico em biodiversidade o que contribuiu para a formação seis biomas terrestres de características distintas em vegetação e fauna, que vão desde florestas tropicais a pastagens, sendo eles, Amazônia, Cerrado, Pampa, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica que estão distribuídos por toda extensão de seu território, que influenciam em ciclos regionais e globais de carbono, energia e hidrológicos (CABALLERO et al., 2023).

De acordo com Gonçalves et al. (2012) a parte mais ao sul do Estado do Rio Grande do Sul compreende o Bioma Pampa (Campos Sulinos) que tem por característica campo nativo apresentando grande diversidade de plantas gramíneas e leguminosas de valor forrageiro. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o bioma pode ser definido como um conjunto da vida animal com vida vegetal que corresponde à união da diversidade de fauna e flora que se aproximam há nível regional devido a condições climáticas e geológicas (IBGE, 2020).

O Bioma Pampa é um conjunto de pastagens temperadas e gramíneas com importante destaque na produção alimentícia na América do Sul, sendo o menor em extensão territorial e restrito ao RS, mas utilizado como pastagem natural para a atividade agropecuarista do Estado (OLIVEIRA, 2021). Apesar de sua grande importância ambiental, o Pampa é o bioma brasileiro menos protegido e ainda não foi completamente retratado pela ciência e, devido à atividade agrícola no entorno desta região, há grande risco de perda da fauna e flora local (DICK, 2021).

A coalizão de fontes naturais e atividade antrópica propicia a contaminação de solos (ZHENG et al., 2023). As fontes naturais estão ligadas ao material original do solo (BHUIYAN et al., 2021), enquanto as fontes antrópicas resultam da atividade humana que inclui as mais diversas atividades realizadas pelo homem, como a combustão de carvão e extração mineral em processos industriais, o uso excessivo de fertilizantes químicos e agrotóxicos na agricultura, a utilização de esgoto para irrigação, emissões de gases de escape dos transportes e abrasão de pneus (FARAJI et al., 2023).

O solo é o local de destino universal para quase que a totalidade dos contaminantes residuais, micropoluentes, microplásticos, incluindo os agrotóxicos (CARPIO et al., 2021). Entretanto, o destino final dos agrotóxicos não termina no solo e compreende a decomposição, lixiviação e degradação em metabólitos (sendo estes muitas vezes mais tóxicos que a molécula original), por vários fatores ambientais, propriedades e características do próprio solo (KHALID et al., 2020).

A poluição do solo ocasionada por contaminantes ambientais emergentes (CAE) interfere na qualidade do solo e causa implicações no ambiente e na saúde humana (LEE et al., 2024). Os CAE são substâncias químicas provenientes da atividade antrópica que abrange processos domésticos, de saúde, agrícolas e industriais alertando para o dia a dia do ser humano (MARTÍN-POZO et al., 2019). A aplicação em larga escala de agrotóxicos no solo associada às práticas de manejo inadequado, favorecem a poluição do solo por metais pesados (QIN et al., 2021).

Os agrotóxicos vêm sendo cada vez mais utilizados em larga escala na agricultura intensiva e avançada com o objetivo de controlar pragas que atingem as plantações e aumentar a produtividade agrícola (VICKNESWARAN et al., 2023). Contudo, a aplicação de forma inadequada ou o uso excessivo dos mesmos acarreta em toxicidade para com os ecossistemas e em incertezas relacionadas aos resíduos dos agrotóxicos (CARPIO et al., 2021).

A literatura científica aponta que mais de 50% dos agrotóxicos aplicados nas plantações acabam entrando no solo o que leva a uma poluição preocupante dos ecossistemas, com ênfase para os agrotóxicos com meia-vida de longa degradação (CUI et al., 2022). O comportamento e o destino dos agrotóxicos no meio ambiente são administrados por processos de transformação que incluem a degradação de suas moléculas por meio de processos químicos (adsorção/dessorção), fotoquímicos ou microbiológicos (GAVRILESCU, 2005). Entretanto, a produção de alimentos depende fortemente do uso destes compostos químicos para prevenir e combater doenças nas plantas, cada vez mais necessário e difundido na agricultura e que pode vir a exercer um efeito prejudicial sobre organismos não-alvos do solo (WANG; ZHOU; CANG, 2009).

O Brasil vem de um crescimento populacional acelerado e depende essencialmente da economia agrícola, o que ocasiona variadas alterações no uso e ocupação do solo, segundo dados desde 1990 perdas significativas de áreas naturais para áreas agrícolas vêm sendo registradas (SANTOS; NAVAL, 2022). O Cadastro Ambiental Rural (CAR) possibilitou o mapeamento do uso e ocupação das terras brasileiras, tornando possível a quantificação das áreas de proteção, preservação e demais usos e ocupação do solo (EMBRAPA TERRITORIAL, 2020).

O uso do solo no Brasil está diretamente ligado à atividade agropecuária, uma vez que o país é destaque mundial no setor primário da economia e é responsável por alimentar cerca de 10% da população mundial (CONTINI; ARAGÃO, 2021). Segundo o último Censo Agropecuário realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) no estado do Rio Grande do Sul 21,7 milhões de hectares é a área ocupada pela atividade agropecuária sendo cerca de 42% desses ocupados por pastagens, 36% por lavouras e 16% por matas e florestas (IBGE, 2020).

O país apresenta uma agricultura cada vez mais resistente a herbicidas para o controle de plantas daninhas o que consecutivamente elevou o aumento do uso dos mesmos. Além disso, a aplicação de herbicidas no Brasil representa cerca de 60% do total de agrotóxicos, com destaque para a cultura da soja (PERTILE et al., 2021). Os herbicidas são predominantemente usados para controlar gramíneas e ervas daninhas de folha larga no cultivo de diversas culturas, incluindo arroz, cana-de-açúcar, sorgo, milho e entre outras (WALDER et al., 2022) aplicado em pré e pós-emergência [54]. Nos Estados do Rio Grande do Sul (RS) e de Santa Catarina (SC), (Brasil) lavouras cultivadas com arroz irrigado são apontadas como grandes contaminantes ambientais, liberando no ambiente agrotóxicos que podem chegar aos mananciais hídricos (REIMCHE et al., 2008).

Frequentemente inseticidas são aplicados na agricultura a fim de controlar as pragas, sendo crucial para o enriquecimento da produção agrícola e evolução da agricultura (BARATHI et al., 2023). De acordo com Schmitz et al. (2022)



as infestações de pragas nas culturas são responsáveis em 45% da perda anual na produção de alimentos, em virtude disso uma diversidade de inseticidas é utilizada para o controle eficiente.

Os Contaminantes Ambientais Emergentes de ingredientes ativos agrotóxicos estudados no presente trabalho quando comparados com a Resolução do CONAMA nº 460/2013 (BRASIL, 2009) ainda que não detectados em solos, os mesmos não estão contemplados pela legislação vigente nacional (brasileira). Contudo faz surgir um alerta para com a importância na atualização periódica de leis ambientais, de modo que as mesmas sejam mais abrangentes, contribuindo para a preservação do ecossistema e a qualidade do solo.

O uso massivo dos agrotóxicos leva a uma poluição ambiental, atingindo organismos e áreas que não foram o alvo principal da aplicação, como a água, o ar e o solo. Além disso, é importante salientar que a maioria dos agrotóxicos encontrados nas águas superficiais e todos encontrados nas águas subterrâneas entram no solo, **através de** processos de infiltração. Já o seu comportamento seguinte como a degradação e a adsorção é influenciado diretamente pela mobilidade no solo e sua transferência do solo para a água, o ar ou até mesmo os alimentos (JING et al., 2023).

Morro e Schnitzler (2021) realizaram a avaliação de agrotóxicos em solos de sistemas de produção agrícola convencional e agroecológica em Curitiba/Paraná (Brasil), com coleta de amostras para ambos. O inseticida clorpirifós foi quantificado nos ambientes convencionais, enquanto o herbicida trifluralina foi detectado e quantificado nos dois sistemas de produção agrícola. Os autores concluíram que a aplicação de agrotóxicos em ambientes convencionais pode contaminar ambientes agroecológicos e constataram que as propriedades físico-químicas dos compostos e do solo influenciam seu comportamento no perfil deste.

Bernasconi et al. (2021) estudaram amostras de solo do sul da província de Buenos Aires (Argentina), por meio da caracterizações espaço-temporais de agrotóxicos em solos, analisando em como um sistema de produção de agricultura a base agroecológica pode ser afetado pelos campos de agricultura a base química ao seu redor. Tal pesquisa constatou que dos 22 agrotóxicos analisados, nove foram detectados e alguns dos quais não eram aplicados há mais de 10 anos nestes locais, além disso os resultados destacam a mobilidade dos agrotóxicos e que o sistema agroecológico estudado é atingido por agrotóxicos, tanto do sistema convencional vizinho, quanto por estar localizado em uma região dominada pelo sistema de produção dependente de agrotóxicos.

Vickneswaran et al. (2023) realizaram estudo em solos agrícolas Irlandeses para diferentes usos e ocupação do solo, em 25 locais amostrados, dentre estes em 23 locais foram realizadas a aplicação de agrotóxicos para posterior estudo da concentração de agrotóxico no solo. Tais autores determinaram que 96% das amostras de solo tinham concentrações detectáveis de agrotóxicos, mesmo em áreas onde não houvesse histórico de aplicação recente destes compostos químicos. Os mesmos destacam a necessidade de maior investigação que abranja o número de agrotóxicos estudados, bem como para avaliar até que ponto os pesticidas aplicados se degradam, lixiviam ou acumulam nos solos e os fatores que têm impacto nisso.

Jing et al. (2023) relatam que usualmente a adsorção dos agrotóxicos está sujeita às próprias propriedades químicas do agrotóxico, bem como também as propriedades físico-químicas dos solos. As propriedades do solo tem grande significância na adsorção dos agrotóxicos, sendo a matéria orgânica do solo a variável mais significativa (XIE et al., 2021). Além disso, fatores como o teor de argila do solo e a capacidade de troca catiônica influenciam na adsorção individual de cada agrotóxico, correlacionada negativamente com o pH do solo (WANG et al., 2020).

Considerações finais

O presente trabalho realizou a determinação e quantificação de Contaminantes Ambientais Emergentes através de ingredientes ativos de agrotóxicos no solo no entorno de poços profundos de consumo humano de água em propriedades rurais do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil) pertencentes ao Bioma Pampa e encontrou resultados satisfatórios, não sendo detectados os compostos químicos analisados.

Agradecimentos

Agradecemos a Universidade Federal de Santa Maria (Santa Maria e *Campus* Frederico Westphalen), a equipe do Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP), ao Instituto de Inovação para o Desenvolvimento Rural Sustentável (EMATER) e ao Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA). Ao Grupo de Monitoramento Ambiental (GMA), por sua assistência e apoio durante a execução do projeto, bem como, a todos os agricultores/produtores rurais que nos cederam autorização para realizar a coleta de amostras de solo em suas propriedades rurais.

Referências Bibliográficas

ABDEL-HALIM, K. Y.; OSMAN, S. R. Cytotoxicity and Oxidative Stress Responses of Imidacloprid and Glyphosate in Human Prostate Epithelial WPM-Y.1 Cell Line. **Journal of Toxicology**, v. 2020, p. 1–12, 8 dez. 2020.

AGUIRRE, V. et al. Soil resource, a pending regulatory debt in Chile. **Soil security (Online)**, v. 12, p. 100097–100097, 1 set. 2023.

BARBOZA, L. G.A.; GIMENEZ, B. C.G.. Microplastics in the marine environment: Current trends and future perspectives. **Marine Pollution Bulletin**, v. 97, n. 1-2, p. 5–12, 1 ago. 2015.



- BARATHI, S. et al. Present status of insecticide impacts and eco-friendly approaches for remediation-a review. **Environmental research (New York, N.Y. Print)**, v. 240, p. 117432–117432, 1 jan. 2024.
- BERNASCONI, C. et al. Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. **Agriculture, ecosystems & environment (Print)**, v. 313, p. 107341–107341, 1 jun. 2021.
- BHANDARI, G. et al. Concentration and distribution of pesticide residues in soil: Non-dietary human health risk assessment. **Chemosphere**, v. 253, p. 126594–126594, 1 ago. 2020.
- BRASIL. Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Brasília: Conselho nacional do meio ambiente. CONAMA, 2009. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>. Acesso em: 25 jan. 2024.
- BHUIYAN, Mohammad Amir Hossain et al. Enrichment, sources and ecological risk mapping of heavy metals in agricultural soils of dhaka district employing SOM, PMF and GIS methods. **Chemosphere**, v. 263, p. 128339–128339, 2021
- CABALLERO et al. Transformation of Brazil's biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of The Total Environment**, v. 896, p. 166323–166323, 1 out. 2023.
- CARPIO, María J. et al. Effect of Organic Residues on Pesticide Behavior in Soils: A Review of Laboratory Research. **Environments**, v. 8, n. 4, p. 32–32, 2021.
- CHEN, S. et al. Digital mapping of GlobalSoilMap soil properties at a broad scale: A review. **Geoderma (Amsterdam)**, v. 409, p. 115567–115567, 1 mar. 2022.
- CONTINI, Elisio; ARAGÃO, Adalberto. **Agro do Brasil alimenta quase 10% da população mundial**. Mercado e Negocio. Agroanalysis, 2021.
- CUI, Y. et al. Organochlorine pesticides and other pesticides in peanut oil: Residue level, source, household processing factor and risk assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 429, p. 128272–128272, 1 maio 2022.
- DIDONÉ, E. J. et al. Mobilization and transport of pesticides with runoff and suspended sediment during flooding events in an agricultural catchment of Southern Brazil. **Environmental science and pollution research international**, v. 28, n. 29, p. 39370–39386, 23 mar. 2021.
- DICK, Milene et al. Environmental impacts of Brazilian beef cattle production in the Amazon, Cerrado, Pampa, and Pantanal biomes. **Journal of Cleaner Production**, v. 311, p. 127750–127750, 2021.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural**. EMBRAPA Territorial. Campinas, 2020. Disponível em: <www.embrapa.br/car>. Acesso em: 13 Fev. 2024.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Italia); IITA (Instituto Internacional de Agricultura Tropical, Nigeria). 2000. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos (en línea). Roma, Italia, FAO. 220 p. Consultado 1 abr. 2016. Disponible en <ftp://ftp.fao.org/agl/agll/docs/lw8s.pdf>.
- FARAJI, Maryam et al. Investigation of health and ecological risk attributed to the soil heavy metals in Iran: Systematic review and meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v. 857, p. 158925–158925, 2023.
- FERNANDES, C. L. F. et al. Distribution of pesticides in agricultural and urban soils of Brazil: a critical review. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 22, n. 2, p. 256–270, 1 jan. 2020.
- Gavrilesco, Maria. (2005). Fate of Pesticides in the Environment and Its Bioremediation. **Engineering in Life Sciences**. 5. 497 - 526. 10.1002/elsc.200520098.
- GARCÍA et al. Soil governance and sustainable agriculture in Mexico. **Soil security (Online)**, v. 7, p. 100059–100059, 1 jun. 2022.
- HILCKS, B. Agricultural pesticides and human health. Geology and human health. Topical resources. https://serc.carleton.edu/NAGTWorkshops/health/case_studies/pesticides.html.



- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário 2017: Resultados Definitivos**. Rio de Janeiro: IBGE, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>. Acesso em: 15 jan. 2024.
- Instituto Nacional de Câncer - INCA. *Agrotóxico*. <https://www.gov.br/inca/pt-br/assuntos/causas-e-prevencao-do-cancer/exposicao-no-trabalho-e-no-ambiente/agrotoxico>. Acesso em: 15 jan. 2024.
- JING, J. et al. Effect of tank-mixed adjuvant on the behavior of chlorantraniliprole and difenoconazole in soil. **Heliyon**, v. 9, n. 1, p. e12658–e12658, 1 jan. 2023.
- JO, H.-W. et al. Analysis of Multiresidue Pesticides in Agricultural Paddy Soils Near Industrial Areas in Korea by GC–MS/MS and LC–MS/MS Using QuEChERS Extraction with dSPE Clean-Up. **Applied sciences**, v. 11, n. 18, p. 8415–8415, 10 set. 2021.
- KHALID, Sana et al. A critical review of different factors governing the fate of pesticides in soil under biochar application. **Science of The Total Environment**, v. 711, p. 134645–134645, 2020.
- KHAN, N. A. et al. A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods. **Chemosphere**, v. 344, p. 140264–140264, 1 dez. 2023.
- KUMAR, R. et al. A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. **Case studies in chemical and environmental engineering**, v. 6, p. 100219–100219, 1 dez. 2022.
- LEE, H. et al. Recent developments and prospects of sustainable remediation treatments for major contaminants in soil: A review. **Science of The Total Environment**, v. 912, p. 168769–168769, 2024.
- MAGGI, F. et al. PEST-CHEMGRIDS, global gridded maps of the top 20 crop-specific pesticide application rates from 2015 to 2025. **Scientific data**, v. 6, n. 1, 12 set. 2019.
- MORRO, F. G.; SCHNITZLER, D. C. AVALIAÇÃO DE AGROTÓXICOS EM SOLO DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA CONVENCIONAL E AGROECOLÓGICO. **Química Nova**, 1 jan. 2021.
- OLIVEIRA, Alanda de. **Gestão ambiental em unidades de conservação nos diferentes biomas brasileiros: estudo de caso em parques nacionais**. Trabalho de conclusão de curso (TCC). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Dois Vizinhos, 2021. Disponível: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/29464>. Acesso em: 11 jan. 2024.
- PARK, M.-G. et al. Ethyl Formate as a Methyl Bromide Alternative for Phytosanitary Disinfestation of Imported Banana in Korea With Logistical Considerations. **Journal of Economic Entomology**, v. 113, n. 4, p. 1711–1717, 6 maio 2020.
- PERTILE, M. et al. Response of soil bacterial communities to the application of the herbicides imazethapyr and flumyazin. **European journal of soil biology**, v. 102, p. 103252–103252, 1 jan. 2021.
- PRESTES, O. D. et al. QuEChERS: um método moderno de preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos por métodos cromatográficos acoplados à espectrometria de massas. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1620–1634, 1 jan. 2009.
- PRESTES, O. D.; ADAIME, M. B.; ZANELLA, R. QuEChERS: possibilidades e tendências no preparo de amostra para determinação multirresíduo de pesticidas em alimentos. **Scientia Chromatographica**, v. 3, n. 1, p. 51–64, 2011.
- PURI, M.; GANDHI, K.; KUMAR, M. S.. Emerging environmental contaminants: A global perspective on policies and regulations. **Journal of environmental management**, v. 332, p. 117344–117344, 1 abr. 2023.
- QIN, Guowei et al. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. **Chemosphere**, v. 267, p. 129205–129205, 2021
- RAMÍREZ-MALULE, H.; QUIÑONES-MURILLO, D. H.; MANOTAS-DUQUE, D. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. **Emerging contaminants (Online)**, v. 6, p. 179–193, 1 jan. 2020.
- REIMCHE, G. B. et al. Persistência na água e influência de herbicidas utilizados na lavoura arrozeira sobre a comunidade zooplânctônica de Cladocera, Copepoda e Rotifera. **Ciencia Rural**, v. 38, n. 1, p. 7–13, 1 fev. 2008.



- SANTOS, João Francisco Severo dos; NAVAL, Líliana Pena. Soy water footprint and socioeconomic development: An analysis in the new agricultural expansion areas of the Brazilian cerrado (Brazilian savanna). **Environmental Development**, v. 42, p. 100670–100670, 2022.
- SCHMITZ, A. et al. Design of a Reconfigurable Crop Scouting Vehicle for Row Crop Navigation: A Proof-of-Concept Study. **Sensors (Basel)**, v. 22, n. 16, p. 6203–6203, 18 ago. 2022.
- TAUFEEQ et al. Assessment of organochlorine pesticides and health risk in tobacco farming associated with River Barandu of Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 29, p. 38774–38791, 19 mar. 2021.
- TUDI et al. Exposure Routes and Health Risks Associated with Pesticide Application. **Toxics**, v. 10, n. 6, p. 335–335, 19 jun. 2022a.
- TUDI et al. Natural dynamics and residues of pymetrozine for typical rice-growing areas of China. **Ecotoxicology and environmental safety (Print)**, v. 232, p. 113230–113230, 1 mar. 2022b.
- VICKNESWARAN, M. et al. Establishing the extent of pesticide contamination in Irish agricultural soils. **Heliyon**, v. 9, n. 9, p. e19416–e19416, 1 set. 2023.
- WALDER, F. et al. Soil microbiome signatures are associated with pesticide residues in arable landscapes. **Soil biology & biochemistry**, v. 174, p. 108830–108830, 1 nov. 2022.
- WANG, Q.-Y.; ZHOU, D.-M.; CANG, L. Microbial and enzyme properties of apple orchard soil as affected by long-term application of copper fungicide. **Soil biology & biochemistry**, v. 41, n. 7, p. 1504–1509, 1 jul. 2009.
- WHO (2019). **População mundial deve chegar a 9,7 bilhões de pessoas em 2050, diz relatório da ONU.** <https://brasil.un.org/pt-br/83427-popula%C3%A7%C3%A3o-mundial-deve-chegar-97-bilh%C3%B5es-de-pessoas-em-2050-diz-relat%C3%B3rio-da-onu>.
- YADAV, D. et al. Environmental and health impacts of contaminants of emerging concerns: Recent treatment challenges and approaches. **Chemosphere**, v. 272, p. 129492–129492, 1 jun. 2021.
- ZHENG, Jiatong et al. Quantitative source apportionment and driver identification of soil heavy metals using advanced machine learning techniques. **Science of The Total Environment**, v. 873, p. 162371–162371, 2023.



ANÁLISE DA VARIAÇÃO DE NÍVEL DE ÁGUA DE UM POÇO TUBULAR INSTALADO NO SISTEMA AQUÍFERO SERRA GERAL - RS E RELAÇÃO COM A PRECIPITAÇÃO

1Taison Anderson Bortolin, 2Pedro Antonio Roehé Reginato, 3Tiago de Vargas,
4Franciele Schwanck Carlos

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: tabortol@gmail.com; 2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: pedro.reginato@ufrgs.br; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: tiago.devargas@ufrgs.br; 4 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: franschwanck@gmail.com

Palavras-chave: Aquífero Serra Geral; Nível de água subterrânea; Autocorrelação e Correlação cruzada.

Resumo

A influência da precipitação no nível de água subterrânea é um tema de grande relevância para a gestão de recursos hídricos, especialmente em regiões onde a dependência de fontes subterrâneas é significativa. Este estudo objetiva avaliar a relação entre a precipitação e o nível de água subterrânea em um poço tubular situado no Sistema Aquífero Serra Geral, no Rio Grande do Sul. Durante aproximadamente cinco anos, de 2017 a 2023, o nível de água do poço foi monitorado, e dados de precipitação foram coletados de um posto pluviométrico nas proximidades. A análise estatística incluiu técnicas de autocorrelação, para avaliar a persistência da série temporal do nível de água, e de correlação cruzada, para estabelecer a relação entre os eventos de precipitação e as variações no nível de água. Observou-se que o nível de água oscilou entre 2,12 m e 2,95 m, apresentando pequenas flutuações ao longo do período analisado. Uma forte correlação positiva foi identificada, indicando que aumentos na precipitação resultam em elevações correspondentes no nível de água. Além disso, o nível de água mostrou uma resposta imediata à precipitação, com um lag zero na correlação cruzada. A análise de autocorrelação revelou uma forte dependência linear e um padrão de repetição diária e semanal, sugerindo que o nível de água em um momento específico é fortemente influenciado pelos níveis anteriores, tornando a série altamente previsível. Conclui-se que a precipitação desempenha um papel fundamental na determinação do nível de água subterrânea no poço tubular, com uma resposta tanto rápida quanto previsível. Essas descobertas são essenciais para a implementação de estratégias de gestão sustentável dos recursos hídricos na região.

Introdução

Nos últimos anos, tem-se observado um incremento no uso das fontes subterrâneas, principalmente em períodos de secas, ou em locais onde há pouca disponibilidade de água superficial. Isso é evidenciado através das constantes obras de ampliação dos sistemas de abastecimento, bem como, do aumento do número de poços tubulares perfurados. Esse crescimento na utilização dos recursos hídricos, especialmente os subterrâneos, mostra uma necessidade urgente do desenvolvimento de estudos voltados para a avaliação da quantidade e disponibilidade hídrica em diferentes regiões.

Uma das principais formas de rastrear mudanças no armazenamento das águas subterrâneas ao longo do tempo, fornecendo assim informações a respeito da disponibilidade dos recursos hídricos subterrâneos renováveis é através do monitoramento de níveis piezométricos (DONG et al., 2022). As mudanças nos níveis dos aquíferos podem ocorrer em dois tipos de escala diferentes: variabilidade interanual, a qual está relacionada a fenômenos climáticos de grande escala; e flutuações diárias, sendo estas relacionada com variáveis como a precipitação, temperatura e umidade. Assim, a análise da resposta dos níveis do aquífero a fatores como a precipitação pode auxiliar no entendimento da circulação da água e fornecer informações que auxiliam na gestão dos recursos hídricos (GRIBOVSKI et al., 2010; DONG et al., 2014).

Além da heterogeneidade hidrológica, devido à variabilidade espacial da precipitação e evapotranspiração, há a heterogeneidade hidrogeológica, relacionada à estrutura e litologia das formações geológicas em camadas e particularidades locais, especialmente quando se trata de aquíferos fraturados do Sistema Aquífero Serra Geral.

Conforme Alfio et al. (2024), a análise de séries temporais é uma maneira plausível de abordar essa complexidade. Sua interpretação pode apoiar a compreensão da estrutura e do funcionamento hidrodinâmico de um aquífero (COLYER et al., 2022). A precipitação (sinal de entrada) infiltra-se no solo e atinge o aquífero através da percolação profunda, gerando uma alteração no nível do lençol freático (sinal de saída) com uma defasagem local e específica que pode ser interpretada como uma função de transferência (DELBART et al., 2014). O nível das águas subterrâneas é o principal indicador da dinâmica das águas subterrâneas e é crucial investigar sua evolução ao longo do tempo na derivação de características relacionadas (GU et al., 2022).

Nesse contexto, esse trabalho objetiva avaliar a variação dos níveis de água em um poço tubular localizado no Sistema Aquífero Serra Geral - RS, e estabelecer a relação dessas variações com os padrões de precipitação na área. O estudo visa compreender como a variação da série histórica de chuva influenciam o nível de água subterrânea e identificar possíveis tendências ou padrões que possam auxiliar na gestão sustentável dos recursos hídricos da região.

Material e métodos

A área de estudo corresponde à região nordeste do Rio Grande do Sul, ao norte da sub-bacia do Rio Carreiro pertencente à bacia Taquari Antas, cuja localização é apresentada na Figura 1.

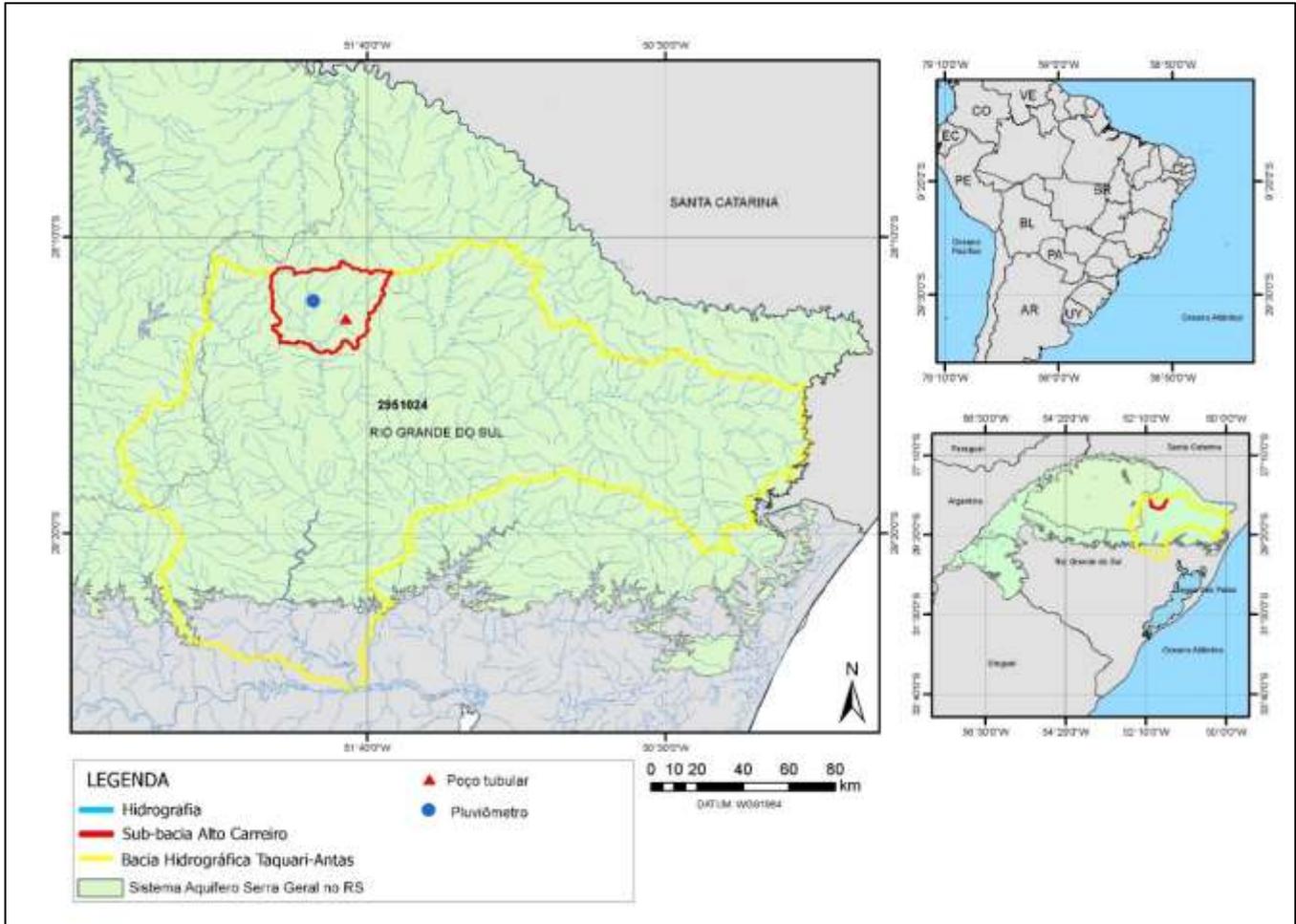


Figura 1: Localização da área de estudo.

O poço está instalado no Sistema Aquífero Serra Geral, que conforme Reginato (2003) há ocorrência de dois tipos principais de aquíferos: o granular e o fraturado. O primeiro aquífero fornece volumes reduzidos de água, sendo mais utilizado pela população rural, que capta suas águas através de poços escavados ou fontes. Já o aquífero fraturado, está localizado na sequência de rochas vulcânicas, sendo seu principal condicionante, a estruturação tectônica, cuja formação e circulação de água subterrânea é condicionada pela presença de fraturas, apresentando características heterogêneas e anisotrópicas, responsável por vazões variáveis e por transmissividades e capacidades específicas, em geral, baixas.

Os dados utilizados foram obtidos a partir de medidores de nível instalados em 1 poço tubular localizado no município de Ibirairaras no estado do Rio Grande do Sul cujo poço foi instalado pelo Serviço Geológico Brasileiro – CPRM, sendo os dados disponíveis pelo Sistema RIMAS (Projeto Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas) (SGB, 2024). O poço está localizado na coordenada Latitude $-28,2249^\circ$ e Longitude $-51,3852^\circ$ e não está sendo utilizado. Possui profundidade de 192 m, com duas entradas de água, uma em 16 m e outra em 50 m, abrangendo de 0 a 4 m rochas intemperizadas e decompostas e de 4 a 192 m basalto, ou seja, captando água do aquífero fraturado.

O monitoramento de níveis de água foi realizado com o uso de um medidor automáticos de nível instalado e calibrado no poço, cujos dados foram armazenados por um datalogger. A medição de níveis foi programada para ocorrer em intervalos de 60 minutos, onde foi possível medir a mudança no nível do lençol freático ao longo do tempo. O intervalo de tempo correspondeu ao período de novembro de 2017 a fevereiro de 2023. Para checagem e validação dos dados que foram coletados pelo equipamento automático, eram realizadas campanhas de campo para medição manual dos níveis de água, onde os dados medidos manualmente foram comparados com os dados fornecidos pelo sistema de monitoramento. Os dados de precipitação foram obtidos a partir de um posto pluviométrico de código 2805128 localizado próximo ao poço tubular, cujos dados foram disponibilizados pelo Sistema Hidroweb da Agência Nacional de Águas.

Foram aplicados dois métodos estatísticos de análise: auto correlação e correlação cruzada. A primeira trata da persistência de uma série temporal com ela mesma, caracterizando a estrutura individual da série temporal e sua dependência linear ao longo de um período de tempo. Já a correlação cruzada caracteriza a ligação entre os sinais de entrada e saída e geralmente considera a chuva como um sinal de entrada (MANGIN, 1984), relacionando a precipitação com o aumento do nível de água, avaliando o tempo de resposta.

A expressão matemática da função de autocorrelação pode ser escrita como:



$$C(k) = \frac{1}{n} \sum (X_t - \bar{X}) \cdot (X_{t+k} - \bar{X}), k \geq 0 \quad (1)$$

$$\gamma(k) = \frac{C(k)}{C(0)} \quad (2)$$

onde $C(k)$ é o correlograma, n é o comprimento da série de dados, k é o tempo de retardo ($k = 0$ para m , $m \leq n/3$), X_t é o valor das variáveis estudadas no tempo t , \bar{X} é o valor médio das séries X_t , $\gamma(k)$ é a função de autocorrelação (CAI; OFTERDINGER, 2016).

A expressão para a função de correlação cruzada é definida por:

$$C_{xy}(k) = \frac{1}{n} \sum (x - \bar{x}) \cdot (y_{t+k} - \bar{y}) \quad (3)$$

$$\gamma_{xy}(k) = \frac{C_{xy}(k)}{\sigma_x \sigma_y} \quad (4)$$

onde C_{xy} é o correlograma cruzado, k é o intervalo de tempo; n é o comprimento das séries temporais, x_t e y_t são séries temporais de entrada e saída, respectivamente, \bar{x} e \bar{y} são os valores médios das séries x_t e y_t , respectivamente, C_{xy} é a função de correlação cruzada, e r é o desvio-padrão da série temporal. Para exibir uma correlação significativa entre as séries temporais de entrada e saída no intervalo de confiança de 95%, a função de correlação cruzada deve ter um coeficiente de correlação maior do que o erro padrão $2 / N^{0.5}$ onde N é o número de valores das séries temporais (DIGGLE, 1990; LEE et al., 2006).

Resultados e Discussão

A Figura 2 mostra a relação entre precipitação (em mm) e nível da água (em metros) ao longo do período de estudo e a Figura 3 a relação dos níveis de água com a média móvel da precipitação. Os trechos em branco são falhas na obtenção de dados da série histórica. O maior nível de água encontrado foi de 2,12 m e o menor 2,95 m, com variações pequenas ao longo do tempo.

Existe uma correlação visível entre a precipitação e o nível da água subterrânea. Aumentos na precipitação tendem a ser seguidos por elevações no nível da água. Durante os anos de 2018 e 2019 os níveis de água apresentaram maior constância devido às chuvas mais regulares no período. Nos anos seguintes, é possível notar que meses com menor precipitação como dezembro a maio de 2020 e outubro de 2022 a fevereiro de 2023 resultaram em declínio nos níveis de água do aquífero, aumentando os níveis nos meses de julho de 2019 e setembro de 2020, quando o volume precipitado aumentou.

Os níveis do poço tubular tiveram alterações máximas de 0,33 m/dia após eventos de precipitação, conforme apresentado na Figura 4. Isso reflete uma alteração inicial mais rápida na recarga do aquífero localizado no solo, sendo que parte desta água pode contribuir para a recarga do fraturado e outra parcela acaba sendo descarregada para o rio.

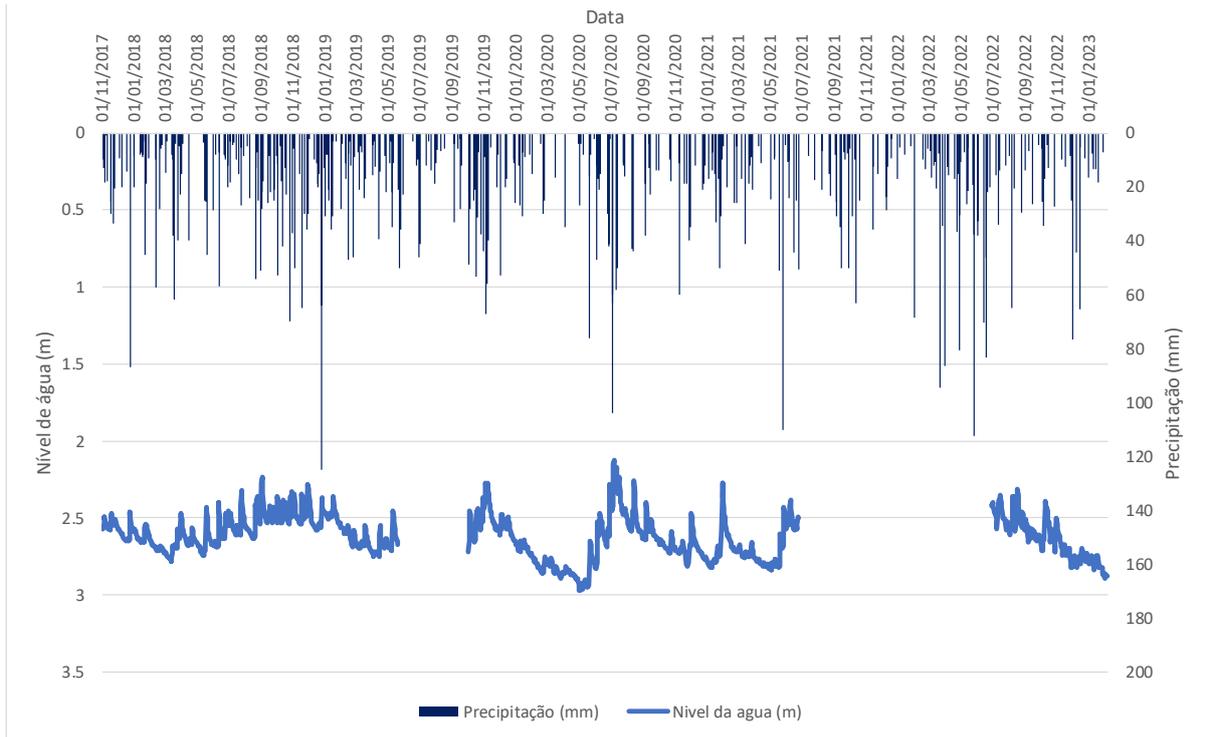


Figura 2: Variação do nível de água no poço tubular e precipitação local.

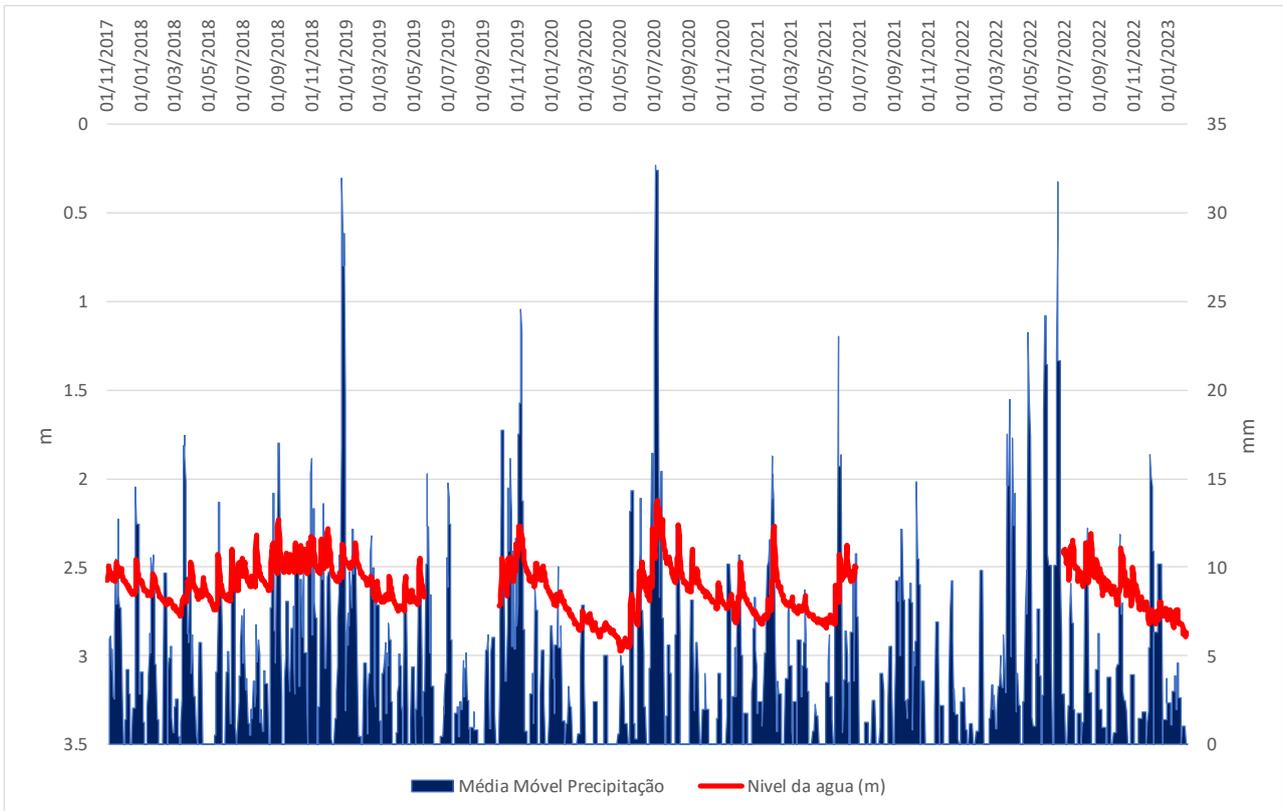


Figura 3: Variação do nível de água no poço tubular e precipitação local.

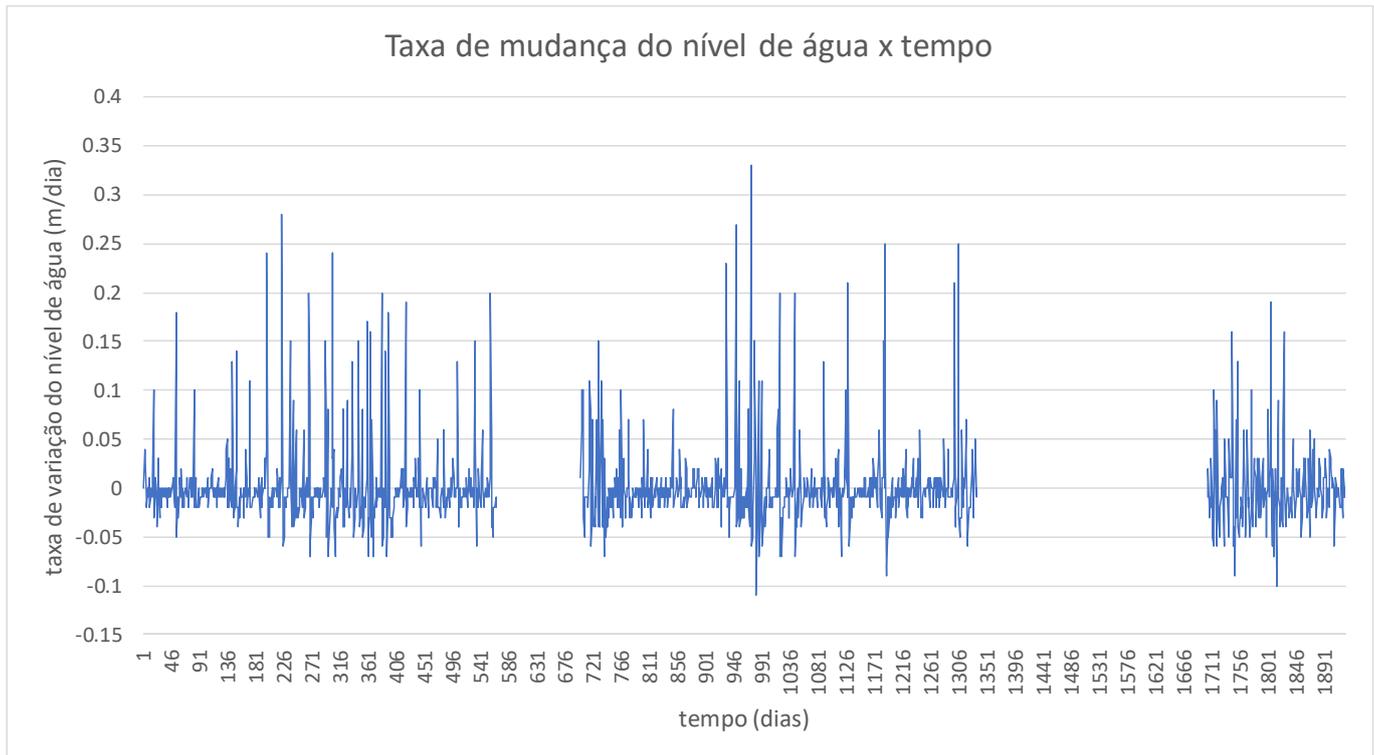


Figura 4: Taxa de mudança dos níveis de água em relação ao tempo para o poço monitorado.

A função de correlação cruzada gerou os correlogramas apresentados na Figura 5, os quais mostram a correlação (positiva ou negativa) entre os elementos de entrada (precipitação) e saída (variação no nível de água) para cada intervalo de tempo t . O atraso entre as séries de entrada e saída é definido como o intervalo de tempo entre $t = 0$ e o valor máximo do correlograma. Quanto menor esse intervalo, mais rapidamente a série de saída reage a um sinal da série de entrada. Se não houver intervalo de tempo entre a entrada e a saída, a influência da primeira sobre a última é instantânea e a correlação máxima é encontrada para $t = 0$.

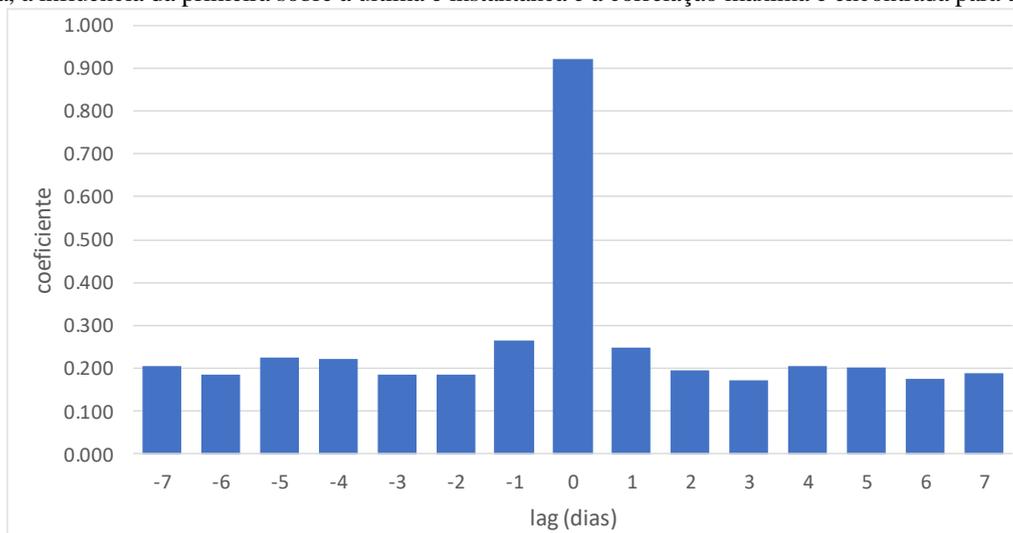


Figura 5: Análise da correlação cruzada entre precipitação e nível piezométrico.

A análise do correlograma para as séries de Precipitação e Nível mostra uma forte correlação positiva no lag 0, com um valor de 0,922, o que indica uma relação quase imediata entre as duas variáveis. Isso sugere que, quando ocorre precipitação, o nível de água responde quase instantaneamente. Na faixa dos lags negativos (-7 a -1), os valores de correlação são positivos e moderados, indicando uma relação direta entre as séries. O valor mais alto é 0,265 no lag -1, sugerindo que o nível de água começa a responder à precipitação um período antes, significando que a resposta do nível de água é mais fortemente correlacionada com a precipitação que ocorreu um período de tempo antes, ou seja a precipitação de um dia específico tem o maior impacto no nível de água no dia seguinte. O erro padrão encontrado foi de 0,027, que é relativamente baixo e constante, conferindo confiabilidade às estimativas de correlação. A forte correlação no lag 0 pode ser interpretada como uma resposta rápida do sistema hídrico à precipitação, o que é típico de áreas com alta permeabilidade do solo ou com pouca capacidade de



armazenamento de água, onde a água da chuva rapidamente se traduz em alterações no nível de água.

A função de autocorrelação é a correlação cruzada de uma série temporal com ela mesma em diferentes pontos no tempo a qual quantifica a dependência linear de valores sucessivos ao longo de um período de tempo (LAROCQUE et al., 1998) e investiga o “efeito memória” (o tempo necessário para um sistema “esquecer” suas condições iniciais) (MANGIN, 1984). Para a série de precipitação que não é correlacionada pode-se observar um declínio acentuado para abaixo 0,2 (CAI e OFTERDINGER, 2016) dentro um intervalo de um dia. Se o pico da correlação ocorre em $(t = 0)$, isso indica que a resposta do nível de água subterrânea à precipitação é quase imediata, sugerindo uma conexão direta e rápida entre a superfície e o aquífero, como seria o caso de um aquífero livre com alta permeabilidade. Por outro lado, um pico de correlação que ocorre em um (t) maior indica um atraso na resposta do aquífero. Isso pode ser devido a uma variedade de fatores geológicos e hidrológicos, como a presença de uma camada de solo menos permeável que retarda a infiltração da água da chuva até atingir o aquífero. Os dados de autocorrelação dos níveis de água são apresentados na Figura 6.

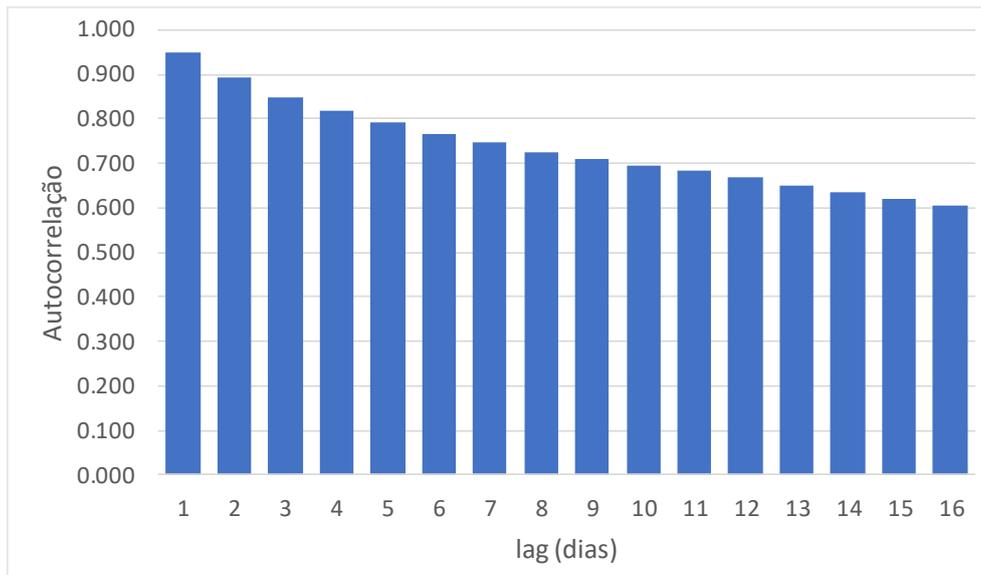


Figura 6: Autocorrelação das séries temporais de nível de água.

Os dados de autocorrelação para a série temporal do nível de água subterrânea mostram valores de altos em todos os lags, variando de 0,621 a 0,953, o que indica uma forte correlação entre as observações sequenciais da série temporal. O erro padrão é relativamente baixo (0,026), sugerindo que as estimativas de autocorrelação são precisas e todos os valores de significância são 0,000, o que indica que as autocorrelações são estatisticamente significativas em todos os lags. Tais resultados mostram que o nível em um determinado momento é fortemente influenciado pelos níveis anteriores, e essa influência persiste ao longo do tempo. Pode-se afirmar também com base nos dados que a série de níveis é altamente previsível, pois os valores futuros podem ser estimados com base nos valores passados devido à forte autocorrelação.

Observa-se também que há um declínio lento por um período de tempo acima do valor crítico de 0,2 mesmo após 16 dias de atraso. Isso representa um forte dependência linear e comportamento de repetição diária/semanal do nível de água. O comportamento de dependência pode sugerir que as variações do nível de água são influenciadas pelo armazenamento do solo e da matriz rochosa, contribuindo para maior tempo de armazenamento, o que corrobora também com a pequena taxa de variação ao longo do tempo apresentada anteriormente.

Para os poços tubulares, as variações dos níveis também demoram mais tempo para ocorrer, podendo estar relacionada às seguintes hipóteses, conforme abordado por Bortolin (2018): em um primeiro momento, a água recarrega o aquífero granular, sendo que nas áreas onde há ocorrência de fraturas, a água desse aquífero acaba recarregando também o aquífero fraturado. Posteriormente, nas áreas onde não há formação do aquífero granular a água vai infiltrar no solo e só haverá recarga do fraturado nas áreas onde há ocorrência de fraturas abertas. Por isso, dependendo da região poderão ocorrer respostas diferenciadas, mas em geral mais lentas, pois a água até chegar as fraturas acaba percolando por diferentes meios e situações.

Considerações Finais

Este artigo investigou a relação entre precipitação e nível de água subterrânea em um poço tubular do Sistema Aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul, sendo possível identificar que a que a precipitação influencia diretamente o nível de água no poço tubular, com resposta rápida e previsível. Também foi possível identificar que o nível de água apresenta forte dependência linear e comportamento de repetição diária/semanal.

A análise de correlogramas é uma ferramenta útil para entender a dinâmica dos sistemas de água subterrânea e pode ajudar na gestão sustentável dos recursos hídricos, permitindo prever como os níveis de água subterrânea podem responder a diferentes padrões de precipitação. É importante destacar que esses resultados devem ser interpretados no contexto das



características hidrogeológicas locais e dos padrões de uso da terra.

Recomenda-se a realização de estudos com mais poços tubulares no Sistema Aquífero Serra Geral e considerar outros fatores que possam influenciar o nível de água em estudos futuros.

Referências Bibliográficas

ALFIO, M. R., PISINARAS, V., PANGOPOULOS, A., BALACCO, G., Groundwater level response to precipitation at the hydrological observatory of Pinios (central Greece), **Groundwater for Sustainable Development**, Vol. 24, 2024, 101081, ISSN 2352-801X, <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2024.101081>.

BORTOLIN, T. A. Estudo da Recarga do Sistema Aquífero Serra Geral na Bacia Hidrográfica Taquari-Antas. 2018. 221 p. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2018.

CAI, Z.; OFFERDINGER, U.; Analysis of groundwater-level response to rainfall and estimation of annual recharge in fractured hard rock aquifers, NW Ireland. **Journal of Hydrology** 535 (2016) 71–84.

COLYER A., BUTLER A., PEACH D. Hughes How groundwater time series and aquifer property data explain heterogeneity in the Permo-Triassic sandstone aquifers of the Eden Valley, Cumbria, UK **Hydrogeol. J.**, 30 (2022), pp. 445-462, 10.1007/s10040-021-02437-6

C. DELBART, D. VALDES, F. BARBECOT, A. TOGNETTI, P. RICHON, L. COUCHOUX. Temporal variability of karst aquifer response time established by the sliding-windows cross-correlation method. **J. Hydrol.**, 511 (2014), pp. 580-588, 10.1016/j.jhydrol.2014.02.008

DIGGLE, P.D., 1990. Time Series: A Biostatistical Introduction. Oxford Statistical Science Series. Oxford Science Publication.

DONG, L., SHIMADA, J., KAGABU, M.; FU, C. Teleconnection and climatic oscillation in aquifer water level in Kumamoto plain, Japan. **Hydrological Processes**, v. 19, 1687 – 1703, 2014.

DONG, L. et al. Statistical Evaluation of the Influences of Precipitation and River Level Fluctuations on Groundwater in Yoshino River Basin, Japan. **Water**, v. 14, 2022.

GRIBOVSKZI, Z.; SZILÁGYI, J.; KALICZ, P. Diurnal fluctuations in shallow groundwater levels and streamflow rates and their interpretation – A review. **Journal of Hydrology**, v. 385, p. 371 – 383, 2010.

GU X., SUN H., ZHANG Y, ZHANG S., LU C., Partial wavelet coherence to evaluate scale-dependent relationships between precipitation/surface water and groundwater levels in a groundwater system. **Water Resour Manage**, 36 (2022), pp. 2509-2522, 10.1007/s11269-022-03157-6.

LAROCQUE, M., MANGIN, A., RAZACK, M., BANTON, O., 1998. Contribution of correlation and spectral analyses to the regional study of a large karst aquifer (Charente, France). **J. Hydrol.** 205 (3–4), 217–231. [http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694\(97\)00155-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0022-1694(97)00155-8).

LEE, L. J. E.; LAWRENCE, D. S. L.; PRICE, M. Analysis of water-level response to rainfall and implications for recharge pathways in the Chalk aquifer, SE England. *Journal of Hydrology*, n. 330, p. 640 – 620, 2006. doi:10.1016/j.jhydrol.2006.04.025

MANGIN, A., 1984. The use of auto-correlation and spectral analyses to obtain a better understanding of hydrological systems. **J. Hydrol.** 67 (1–4), 25–43.

REGINATO, P.A.R. 2003. Integração de Dados Geológicos para Prospecção de Aquíferos Fraturados em Trecho da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas (RS). Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e dos Materiais. Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 254 p.

SGB / CPRM- SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas RIMAS. Rio de Janeiro, 2024.



SISTEMA DE FILTRAÇÃO DIRETA COMPOSTA DE FIBRA DE COCO COMO MEIO FILTRANTE NO TRATAMENTO DA ÁGUA

1Rennan Soares Ferreira, 2Edilaine Regina Pereira, 3Higor Aparecido Nunes de Oliveira,
4Ana Caroline Zago Pestana

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: rennanf@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: edilaineperreira@utfpr.edu.br; 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: hig0rnuns@gmail.com; 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: anapes@alunos.utfpr.edu.br

Palavras-chave: Filtro, Sulfato de Alumínio, Tanino.

Resumo

A utilização de coagulantes inorgânicos tem causado discussões a respeito das possíveis consequências geradas na saúde humana, em contrapartida, coagulantes poliméricos originados de compostos de taninos vegetais, se mostram promissores no tratamento da água. Uma questão importante é o uso de materiais alternativos na construção de filtros utilizados no tratamento de água como os construídos com fibra de coco. O objetivo deste estudo foi comparar o desempenho de filtros de areia (F1) com o de fibra de coco (F2), além do uso do coagulante inorgânico sulfato de alumínio (C1) comparativamente ao orgânico tanino (C2). Os ensaios foram feitos em duplicata e avaliados os parâmetros pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez através do software R. Os resultados mostraram que o pH não foi alterado e que a condutividade elétrica apresentou redução após aplicação de ambos os coagulantes, sendo que em F2 obteve-se redução de até 73,4% utilizando o tanino. Para turbidez, F2 obteve remoções de 95,44% e 81,35% para o C2 e o C1, respectivamente. Quando analisada a cor aparente, F2 removeu 85,38% utilizando C2 e 55,38% com C1, demonstrando a eficiência do material filtrante fibra de coco, porém, a utilização de grande quantidade de água para limpeza deste, torna-se um problema e uma questão a ser verificada.

Introdução

O aumento na demanda por água devido ao crescimento populacional e ao desenvolvimento econômico requer uma gestão cuidadosa dos recursos hídricos para evitar a escassez, um problema já presente em algumas áreas do mundo, incluindo o Brasil. De acordo com Brasil (2021), existem 5570 municípios no país e 213,3 milhões de habitantes que possuem um consumo médio de 150,7 L dia⁻¹ de água, além disso, apenas 84,2 % da população brasileira é atendida com água potável.

O tratamento de água envolve processos de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção, para a remoção de impurezas que são encontradas. Essencialmente na coagulação, utiliza-se coagulantes inorgânicos, como o sulfato férrico, cloreto férrico e sulfato de alumínio, de origem química, que são eficientes na remoção das impurezas da água. A utilização desses agentes tem causado discussões a respeito das possíveis consequências da utilização, devido a presença de metais residuais na água, como é o caso do alumínio que vem sendo associada a possíveis doenças neurológicas em humanos como o Alzheimer e neurodegeneração (ROSALINO, 2011). Em contrapartida, coagulantes poliméricos, originados de compostos de taninos vegetais, se mostram eficientes no tratamento (CORAL et al., 2009).

De acordo com Brandão (2011), a filtração é uma das etapas mais importantes no tratamento de água, pois é nela que as macro partículas e resíduos sólidos são removidos. Desta forma, a filtração é a responsável por eliminar a maior parte das impurezas encontradas na água. A utilização de material filtrante alternativo proveniente de atividades agropecuárias desperta considerável interesse, devido à sua abundância e baixo custo de obtenção. Além disso, é relevante a perspectiva de sua compostagem permitindo sua posterior aplicação como adubo agrícola, como por exemplo filtros compostos de fibra de coco, foco deste trabalho.

Portanto, este estudo teve como objetivo comparar a eficácia do coagulante orgânico tanino com o inorgânico sulfato de alumínio como auxiliares no desempenho de filtros compostos por fibra de coco e areia no tratamento de água.

Material e Métodos

Realizou-se o experimento no Laboratório de Recursos Hídricos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina. A água de abastecimento foi coletada do rio Jacutinga – PR na cidade de Ibiporã – PR.

Para o experimento, foram utilizados dois coagulantes: o inorgânico sulfato de alumínio (C1) e o orgânico tanino (C2). A preparação de C1 consistiu na adição de 1g do composto em 1 L de água destilada. Para C2, incorporou-se 1 mL da solução em 1 L de água destilada, agitando-se para homogeneizar a mistura.

A concentração dos coagulantes foi determinada por meio de um pré-ensaio na água da amostra, no qual foram adicionados 1 mL, 2 mL, 3 mL, 4 mL e 5 mL de cada coagulante em 100 mL da água de estudo. Após análise da turbidez das amostras, verificou-se que a melhor concentração foi de 2 mL.L⁻¹ para tanto C1 quanto C2.

Com as concentrações definidas, utilizou-se o equipamento Jar Test preenchendo-se os 6 jarros graduados com 2 L da água de estudo, de modo a controlar a velocidade de rotação das pás e simular os processos que ocorrem em uma estação de tratamento de água. Iniciou-se o processo de coagulação, com 3 minutos de duração e 150 rpm, seguido da floculação, com tempo de 10 minutos a 15 rpm e posteriormente desligou-se o equipamento para que a sedimentação iniciasse (adaptado de THEODORO, 2012). A Figura 1 apresenta o aparato experimental utilizado neste estudo.



Figura 1 - Jar Test com a água de estudo e os filtros utilizados.

Após 3 minutos de sedimentação, amostras foram coletadas de cada jarro e submetidas a análises de pH, condutividade elétrica, turbidez e cor aparente. Esse procedimento foi repetido a cada intervalo de 10 minutos, com a última amostragem realizada aos 33 minutos, com o objetivo de avaliar a eficácia de cada um dos coagulantes.

A última etapa do experimento foi a filtração, realizada após 33 minutos de sedimentação. Nesta etapa foram confeccionados 2 tipos de filtros (Figura 2), denominados de filtro de areia (F1) e fibra de coco (F2). Para a construção do primeiro, utilizou-se uma camada fina de não-tecido geotêxtil agulhado de gramatura $500\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ na base, após isso, duas camadas de areia de 7,5 cm de altura com granulometrias 0 a 0,425 mm (G1) próxima a superfície e 0,425 a 0,825 mm (G2) (VIZIBELLI et al., 2019). O segundo foi elaborado de acordo com adaptações de Guanina (2017), onde foram escolhidos cocos verdes, que foram divididos ao meio e lavados com água destilada para eliminar partículas grosseiras.

Após esta etapa, o coco foi triturado e as fibras do mesocarpo foram separadas e submetidas a uma nova lavagem com água destilada, visando garantir a completa remoção das impurezas presentes na água residual. Em seguida, as fibras foram deixadas secar por 10 dias para eliminar toda a umidade e foram cortadas em pequenos pedaços de 3 a 5 cm. O filtro F2 foi preparado adicionando-se uma fina camada de não-tecido agulhado com gramatura de $500\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ em sua base, seguida por uma camada de 15 cm de fibras de coco. Estas foram adicionadas e compactadas para evitar a formação de espaços vazios.

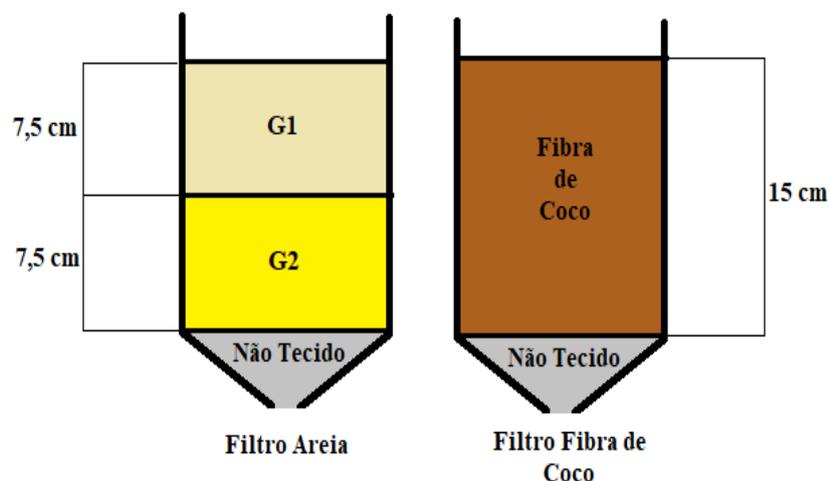


Figura 2 - Representação dos filtros confeccionados.

Sendo assim, os tratamentos utilizados nesse experimento foram definidos como Sulfato de alumínio em filtro de fibra de coco (T1) e filtro de areia (T2), além de tanino em filtro de fibra de coco (T3) e tanino em filtro de areia (T4). O experimento foi realizado em triplicata, e as análises estatísticas foram realizadas utilizando a metodologia ANOVA e teste de Tukey no programa R.



Resultados e Discussão

Inicialmente os parâmetros caracterizados para a amostra de água bruta foram Condutividade Elétrica $145,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; pH 6,99; Turbidez 399 NTU; e Cor Aparente 800mgPtCOL^{-1} . Na Tabela 1 verifica-se o comportamento do pH durante o ensaio.

Tabela 1 - Variação média do pH

	Tempo				Filtros
	3 min	13 min	23 min	33 min	
T1	7,20	6,65	6,62	6,65	6,47
T2	6,66	6,59	6,60	6,67	6,78
T3	7,10	6,67	6,73	6,80	6,75
T4	6,64	6,61	6,72	6,71	6,76

Nota: T1 = Sulfato de alumínio e filtro de fibra de coco; T2 = Sulfato de alumínio e filtro de areia; T3 = Tanino e filtro de fibra de coco; T4 = Tanino e filtro de areia.

Na análise de pH, percebe-se que não houve grandes variações deste parâmetro para ambos os coagulantes utilizados, entretanto, o sulfato de alumínio apresentou uma diminuição neste parâmetro com o decorrer do tempo de sedimentação, com exceção do tempo de 3 minutos, corroborando com os resultados obtidos por Santos et al. (2011). Para o tanino, comprova-se também que o coagulante não alterou o pH da água bruta, conforme evidenciado nos estudos de Skoronski et. al (2014) e Santos et al. (2020).

Após a passagem pelos filtros, os valores de pH não foram alterados de maneira relevante, de modo que os filtros não interferiram na análise deste parâmetro, o que é evidenciado nos estudos de Santos et al. (2023) utilizando um filtro composto por areia, fibra de coco e brita, semelhante ao utilizado neste experimento e que também não influenciou nos valores deste parâmetro.

Em relação a condutividade elétrica, os resultados obtidos no experimento encontram-se na Figura 3.

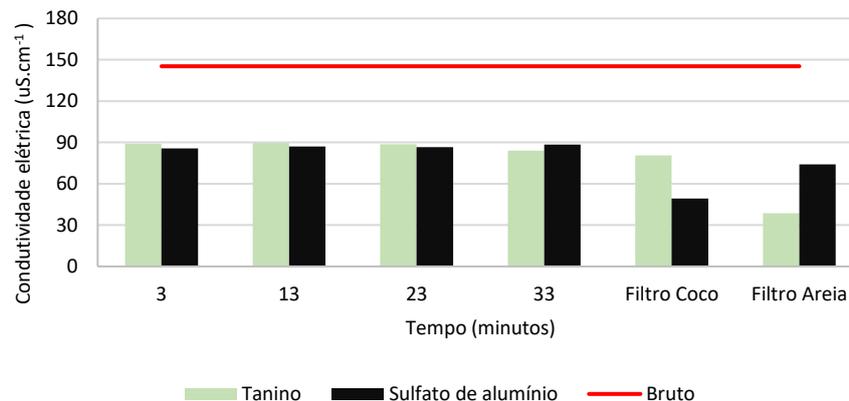


Figura 3: Gráfico dos valores médios da condutividade elétrica.

Analisando a Figura 3, percebe-se que a condutividade apresentou redução após a adição dos coagulantes utilizados, passando de $145,3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ para valores inferiores a $90 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. De acordo com Lacerda et al. (2015) a condutividade elétrica está relacionada com o teor de salinidade da água, indicando a capacidade da mesma em transmitir corrente elétrica devido as substâncias que se dissociam em cátions e ânions, sendo diretamente proporcional a concentração iônica.

Para o sulfato de alumínio, os valores deste parâmetro apresentaram quedas em relação a amostra bruta, onde foi possível identificar uma diferença de até 41,4% nos valores. Após passagem pelos filtros, obteve-se $49,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e $74,2 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ nos filtros de fibra de coco e areia, respectivamente, notando a diminuição dos valores.

Segundo estudos de Vizibelli et al. (2019), Skoronski et al. (2014) e Niero et al. (2014), o coagulante C2 não altera a condutividade elétrica do meio, entretanto, como contraponto a estes estudos, constatou-se que no filtro de areia, a utilização de tanino apresentou condutividade no valor de $80,5 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ enquanto no filtro de fibra de coco o mesmo coagulante obteve o valor de $38,7 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, reduzindo assim, 44,6% e 73,4%, respectivamente. Apesar das reduções obtidas, a condutividade elétrica não possui limite definido na atual legislação.

Analisando o parâmetro turbidez, realizou-se o estudo com base na porcentagem de remoção (Figura 4), de modo a verificar qual coagulante e filtro foi mais eficiente.

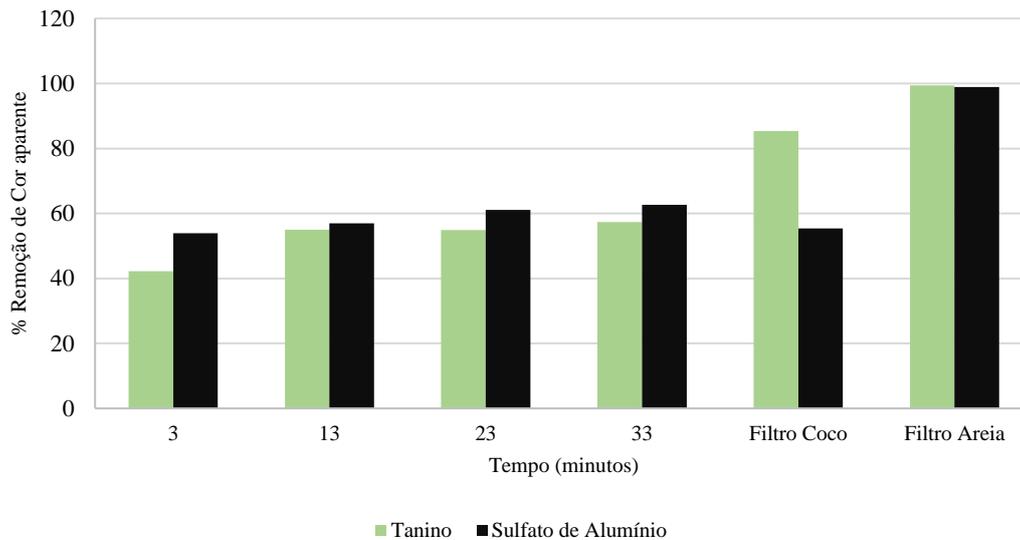


Figura 4: Gráfico da eficiência de remoção de cor aparente de acordo com valores médios.

Analisando a Figura 4, percebe-se que após 3 minutos de sedimentação, o coagulante tanino apresentou remoção levemente superior a 40% enquanto o sulfato de alumínio apresentou 10% a mais. No último tempo de sedimentação, o sulfato de alumínio, que obteve resultado superior ao tanino, apresentou valores superiores a 60%, enquanto o segundo obteve remoção entre 55,6% e 59%, sendo levemente inferior. Após passagem pelos filtros, constatou-se que o filtro de areia apresentou melhor eficiência quando comparado com o de fibra de coco, na qual o primeiro revelou remoção de 99,38% utilizando tanino e 98,88% com sulfato de alumínio, enquanto o segundo obteve 85,38% e 55,38%, respectivamente. No entanto percebe-se a eficiência comprovada do coagulante orgânico Tanino frente ao inorgânico, sendo uma alternativa sustentável no tratamento de água.

Ao analisar o filtro de coco, percebe-se que a eficiência diminuiu utilizando o coagulante sulfato de alumínio, isso deve-se a possíveis interferências na montagem e lavagem da fibra de coco, onde ainda poderia haver partículas do meio filtrante que influenciaram na medida deste parâmetro, fazendo com que a eficiência diminuísse.

Nos estudos de Michelin (2021), com filtro de fibra de coco misturado com areia, obteve-se eficiência máxima de 60% no parâmetro cor aparente. Deste modo, a utilização apenas de fibra de coco, se provou ser uma alternativa para o tratamento de água. A Tabela 2 apresenta a análise estatística aplicada ao parâmetro cor aparente

Tabela 2 - Análise de variância ANOVA para os filtros utilizados

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	Valor-p
Tratamento	1	160083	2	33.546	0.0004089	0.00060006
Bloco	1	43681	4	9.154	0.0164214	
Tratamento * Bloco	1	41536	3	8.704	0.0184177	
Resíduo	8	38176	5			
Total	11	283477	1			

De acordo com a Tabela 2 e utilizando 5% de significância para o teste estatístico, ao analisar o valor-p sendo menor que a significância utilizada, existe uma indicativa de que pode haver diferenças significativas entre dados analisados. Outra questão importante são os valores de Fc, onde no tratamento obteve-se 33.546, e ao analisar o valor obtido em uma tabela F de Fischer, tem-se $F_{(1,8,0,05)} = 5.32$, sendo assim, o valor-p menor que a significância e o valor de fc maior do que a tabela F, indicam diferenças significativas entre os filtros, o que pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Teste de Tukey para os filtros e coagulantes utilizados

Tratamentos	Tanino	Sulfato de Alumínio
Filtro Areia	7,67 a	10,67 a
Filtro Coco	121,00 a	359,33 b

Conforme apresentado na Tabela 3, o filtro de areia apresentou superioridade em relação ao filtro de coco, utilizando tanto tanino quanto sulfato de alumínio como coagulante, sendo assim, é possível afirmar estatisticamente que para o parâmetro cor aparente o filtro de areia foi significativamente superior.

Em relação a turbidez (Figura 5), a remoção ocorreu de forma gradativa conforme o tempo de sedimentação.

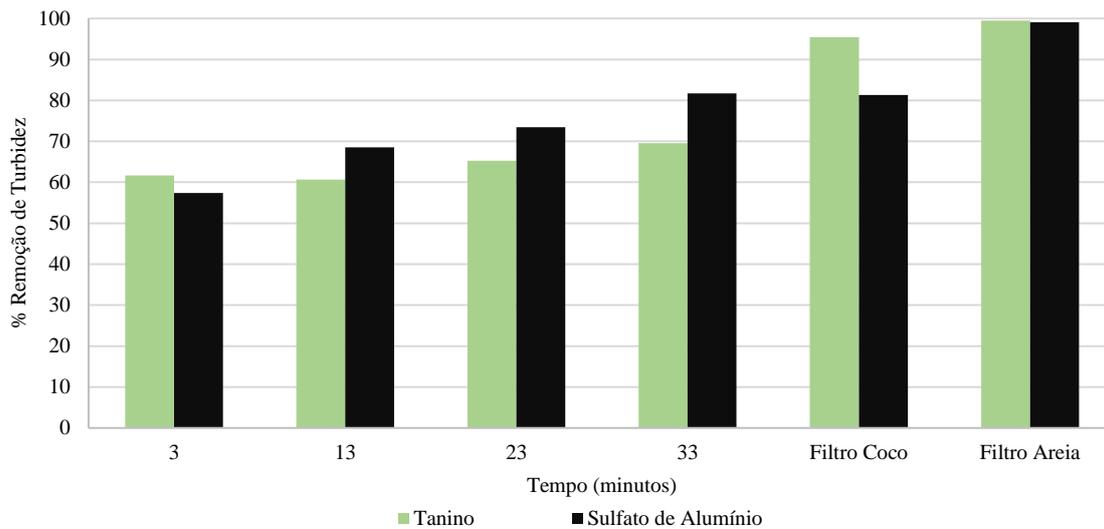


Figura 5: Gráfico da remoção média de turbidez.

De acordo com a Figura 5, percebe-se que após 3 minutos de sedimentação, ambos os coagulantes utilizados já apresentavam remoção de turbidez superior a 55%. No último tempo de sedimentação, o Sulfato de alumínio apresentou valores superiores a 80%, enquanto para o tanino a remoção foi de 69,5%. Posteriormente a filtração, ambos os filtros apresentaram resultados acima de 80%, todavia, com as combinações de filtro de areia obteve-se remoção de 99,45% e 99,1% para Tanino e sulfato de alumínio, respectivamente. O filtro de fibra de coco apresentou eficiência máxima de 95,44% com a utilização de Tanino e 81,35% para Sulfato de alumínio, evidenciando a superioridade do tanino na remoção de turbidez.

Segundo o estudo de Gerhardt (2018), utilizando concentrações de diferentes de Tanino e Sulfato de alumínio, obteve-se remoções de até 99,43% e 99,27% respectivamente, sendo utilizados filtros de algodão após a coagulação. Utilizando filtro de fibra de coco misturado com areia, foi possível remover até 80% da turbidez (MICHELAN, 2021).

Em conformidade com a pesquisa de Do Nascimento et al. (2012) com a utilização de filtração lenta descendente, utilizando manta sintética não tecida com duas gramaturas e areia como meio filtrante obteve-se remoção na faixa de 90%. Sendo assim, evidencia-se a remoção de turbidez dos filtros utilizados nesta pesquisa, com remoção acima de 99%.

Deste modo, foram realizadas análises estatísticas (Tabela 4) para averiguação da existência de diferenças significativas entre os dois tipos de filtros utilizados.

Tabela 4 - Análise de variância ANOVA para os filtros utilizados

	GL	SQ	QM	Fc	Pr>Fc	Valor-p
Tratamento	1	2884.9	3	55.127	0.000074	0.04600457
Bloco	1	314.8	4	6.015	0.039777	
Tratamento * Bloco	1	247.9	2	4.737	0.061202	
Resíduo	8	418.6	5			
Total	11	3866.2	1			

Analisando a Tabela 4, com o auxílio de uma tabela F de Fischer, é possível obter $F_{(1,8,0.05)} = 5,32$ e o valor de Fc no tratamento, obtido na Tabela 2, é superior ao obtido nesta tabela, sendo essa uma indicativa de diferença significativa, além disso, o valor-p menor que 0,05 respalda a indicação, além de confirmar a existência de diferença significativa no conjunto de dados, o que é demonstrado na Tabela 5, através do teste de Tukey.

Tabela 5 -Teste de Tukey para os filtros utilizados

Tratamentos	Médias
Filtro Areia	2.79 a
Filtro Coco	33.8 b

Com os valores obtidos no teste de Tukey, constatou-se a existência de diferenças significativas em relação aos dois filtros utilizados. Deste modo, a Tabela 5 evidencia que o filtro de areia foi estatisticamente superior ao filtro de coco para o parâmetro turbidez durante o ensaio.



Considerações Finais

O filtro construído de fibra de coco como material filtrante apresentou bons resultados quando comparados aos filtros de areia como remoção de até 95% de turbidez e 85,38% de cor aparente, utilizando o coagulante orgânico tanino, podendo ser uma alternativa para esta etapa do tratamento, entretanto, pelo material ser orgânico, utilizou-se grande quantidade de água para a lavagem e remoção de partículas da fibra, sendo necessário um maior estudo sobre a viabilidade econômica e ambiental ao material.

Agradecimentos

A UTFPR pela estrutura fornecida para o desenvolvimento desta pesquisa e a CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo incentivo via bolsa de Iniciação Científica ao primeiro autor.

Referências Bibliográficas

Brandão, V. A. C.;2011. A importância do tratamento adequado da água para eliminação de microorganismos. Tese de graduação (Licenciatura em Biologia), Universidade de Brasília. 36f.

BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Abastecimento de Água – 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/painel/ab>. Acesso em: 06 set. 2023.

Brasil. Portaria do Ministério da Saúde. Resolução nº 888, de 4 de maio de 2021, dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União. Brasília, 7 maio 2021.

Coral, L. A., Bergamasco, R., Bassetti, F. J.;2009. Estudo da Viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. International Workshop advances in cleaner production.

Gerhardt, C. M.;2018. Uma alternativa de substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de água potável. Tese de graduação (Engenharia Química Industrial), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 79f.

Guanina, J. D. P. Y.; 2017. Análises de la fibra de coco como filtro em el tratamiento de aguas residuales provenientes de la curtiembre moyolsa, ubicada em la parroquia pishlata de la ciudad de Ambato. Tese de graduação (Facultad de Ingeniería Civil y Mecánica de la Carrera de Ingeniería Civil de la Universidad Técnica de Ambato). 67f

Lacerda, A. B.; Bacher, L. E.; De Oliveira, C.; Allagayer, M.; Rodrigues, M. A. S.;2015. Condutividade da Água como Indicador de Eficiência do Processo de Eletrodialise. Inovamundi. Seminário de Pós-Graduação. NOVO HAMBURGO: Editora Feevale, v. 8, p. 4-8.

Michelan, D. C. De G. S.; 2021. Uso de materiais não convencionais misturados com areia no meio filtrante para o tratamento de água para consumo humano. Relatório Iniciação Científica, (Tratamento de água), Universidade Federal de Sergipe. 43f.

Nascimento, A. P.; Pelegrini, R. T.; De Brito, N. N.;2012. Filtração lenta para tratamento de águas para pequenas comunidades rurais. Revista Eletronica de Engenharia Civil, v. 2, n. 4, p. 54-58, ago. 2012. Disponível em: <https://repositorio.bc.ufg.br/bitstream/ri/17332/5/Artigo%20Ana%20Paula%20do%20Nascimento%20-%202012.pdf>. Acesso em: 10 set. 2023

Niero, B.; Alves, M. V.; Skoronski, E.;2012. Avaliação do potencial de aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão. Cadernos Acadêmicos, Palhoça, SC, v.4, n. 2, p. 188-193.

Rosalino, M. R. R. Potenciais efeitos da presença de alumínio na água de consumo humano. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa. 85 f.

Santos, S. T.; Lima, A. de J.; Michelan, D. C. de G. S.;2015. Desempenho de filtros lentos com meio filtrante de misturas de areia e materiais sustentáveis. Revista Aidis, v.16, n. 1, p. 139-153, abril.



Santos, T. M.; Pereira, D. F.; Santana, C. R.; Silva, G. F.; 2011. Estudo do tratamento físico químico da água produzida utilizando Moringa oleifera Lam em comparação ao sulfato de alumínio. *Exacta*, v.9, p.317-321.

Skoronski, E.; Niero, B.; Fernandes, M.; Alves, M. V.; Trevisan, V.; 2014. Estudo de aplicação de tanino no tratamento de água para abastecimento captada no rio Tubarão, na cidade de Tubarão SC. *Rev. Ambient. Água. Taubaté*, v.9, n.4, p. 679-687.

Theodoro, J. D. P.; 2012. Estudo dos mecanismos de coagulação/floculação para a obtenção de água de abastecimento para o consumo humano. Tese de doutorado (Engenharia Química, área de desenvolvimento de processos), Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 184f.

Vizibelli, D.; Pereira, E. R.; Janz, F. J. L.; Ribeiro, T.; Borges, J. C. A.; 2019. Nãotecido geotêxtil agulhado aplicado como material de leito filtrante em água pré-tratada com coagulantes orgânicos. *Brazilian Journal of Development*. Curitiba, v.5, n. 12, p. 31320-31331.



ESTADO TRÓFICO DA ÁGUA NO IGARAPÉ DO MINDU, AM, BRASIL

1Matheus da Rocha Uchôa de Paula, 2Ieda Hortêncio Batista, 3Maria da Glória Gonçalves de Melo,
4Maria Astrid Rocha Liberato

1 Secretária de Estado de Meio Ambiente - SEMA/AM, e-mail: matheus.hoopa@gmail.com; 2 Universidade do Estado do Amazonas - UEA, e-mail: ibatista@uea.edu.br; 3 Universidade do Estado do Amazonas - UEA, e-mail: mgmelo@uea.edu.br, 4 Universidade do Estado do Amazonas - UEA, e-mail: astrid.liberato@gmail.com

Palavras-chave: Eutrofização., Contaminação., Qualidade da água.

Resumo

O crescimento desordenado da população brasileira, a falta de infraestrutura e o baixo investimento na área de saneamento básico geram graves problemas ambientais, como a contaminação de nascentes, rios, lagos e igarapés por meio do descarte inadequado de efluentes de origem doméstica e industrial diretamente em seus leitos, sem nenhuma forma de tratamento prévio. Em se tratando da Região Amazônica, todos os municípios e demais comunidades ribeirinhas têm seus efluentes completamente drenados pelos rios e igarapés que cortam as mesmas. O objetivo deste trabalho foi analisar as características tróficas do igarapé do Mindu, principal tributário para a bacia do São Raimundo, na cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas. A metodologia utilizada para a realização do presente estudo constituiu-se pela determinação do Índice do Estado Trófico, proposto por Lamparelli (IET), a partir de dados de fósforo total em nove pontos de coleta, com dados levantados em dois períodos distintos, o primeiro durante a cheia do rio no mês de junho de 2022 e o segundo durante a vazante do rio no mês de janeiro de 2023. Quanto as análises de fósforo total apenas o Ponto 1, na segunda coleta, apresentou um valor inferior ao máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (0,1 mg/L) para corpos hídricos de água doce de classe 2, os demais pontos, incluindo o próprio ponto 1 durante a primeira coleta, apresentaram valores superiores a 0,2 mg/L. Quanto aos resultados de IET, os ambientes avaliados apresentaram variações entre os períodos de coleta, sendo classificados como Eutróficos ($59 < IET = 63$) na primeira coleta, e Mesotróficos ($52 < IET = 59$) na segunda coleta. Apenas o ponto 1, referente a nascente do igarapé, apresentou variação entre Oligotrófico ($47 < IET = 52$) na primeira coleta, e Ultraoligotrófico ($IET \leq 47$) na segunda coleta. O cálculo de IET evidenciou uma diferença de classificação de estado em todos os pontos analisados, entre as duas coletas, havendo uma aparente melhora da qualidade da água na segunda coleta, entretanto, recomenda-se que mais parâmetros da qualidade da água devam ser analisados a fim de se obter maior robustez de resultados.

Abstract

The disorderly growth of the Brazilian population, lack of infrastructure, and low investment in basic sanitation generate serious environmental problems, such as contamination of springs, rivers, lakes, and streams through improper disposal of domestic and industrial effluents directly into their beds, without any form of prior treatment. In the case of the Amazon Region, all municipalities and other riverside communities have their effluents completely drained by the rivers and streams that run through them. The objective of this study was to analyze the trophic characteristics of the Mindu stream, the main tributary to the São Raimundo basin, in the city of Manaus, capital of the state of Amazonas. The methodology used for this study consisted of determining the Trophic State Index, proposed by Lamparelli (TSI), based on total phosphorus data at nine sampling points, collected during two different periods, the first during the river's flood in June 2022 and the second during the river's recession in January 2023. Regarding total phosphorus analyses, only Point 1, in the second sampling, presented a value lower than the maximum established by CONAMA Resolution 357/2005 (0.1 mg/L) for freshwater bodies of Class 2, while the other points, including Point 1 during the first sampling, showed values above 0.2 mg/L. Regarding the TSI results, the evaluated environments showed variations between the sampling periods, being classified as Eutrophic ($59 < TSI = 63$) in the first sampling and Mesotrophic ($52 < TSI = 59$) in the second sampling. Only Point 1, referring to the stream's source, showed a variation between Oligotrophic ($47 < TSI = 52$) in the first sampling and Ultraoligotrophic ($TSI \leq 47$) in the second sampling. The TSI calculation showed a difference in state classification in all analyzed points between the two samplings, with an apparent improvement in water quality in the second sampling. However, it is recommended that more water quality parameters should be analyzed to obtain more robust results.

Introdução

Atualmente todos os municípios e demais comunidades ribeirinhas, da Região Norte brasileira, têm seus efluentes completamente drenados e despejados nos rios e igarapés que cortam seus territórios urbanos, as atividades cotidianas da população resultam em processos prejudiciais ao ambiente, de grandes ou pequenas proporções. Dentre esses o de eutrofização resulta no aumento da concentração de nutrientes em ecossistemas aquáticos, causando alterações em todos os aspectos de tais ecossistemas (SANTOS, 2020; SOUZA, 2020).

A capital do Estado do Amazonas, Manaus, está entre as principais poluidoras da região, sua população e indústria despejam seus efluentes diretamente nos igarapés, sem nenhuma forma de tratamento prévio, sendo o mais conhecido o igarapé



do Mindu, pertencente a microbacia do São Raimundo cuja foz deságua sobre o rio Negro, o que resulta em um impacto ambiental em cadeia vez que os poluentes seguem através do rio contaminado os seguintes como o Solimões, o Amazonas e, por fim, o Oceano Atlântico (SOUZA, 2020).

Segundo Souza Filho e colaboradores (2019), o Igarapé do Mindu não possui enquadramento aprovado e é tratado como corpo hídrico dulcícola de classe 2 segundo as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005, onde todo corpo hídrico não enquadrado, de águas doces, é automaticamente considerado de classe 2, enquanto os de águas salinas e salobras como classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, determinando a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Indo de encontro com sua classificação.

O estudo realizado por Souza Filho e colaboradores (2020) constatou que o igarapé do Mindu se encontra atualmente descaracterizado, com parâmetros de água que sugerem um avançado estado de eutrofização de seu leito como o pH elevado, baixos teores de oxigênio dissolvido, alta concentração de amônia e elevada de condutividade elétrica, em total desacordo com as características pertencentes a um corpo hídrico de classe 2, estabelecidas pela legislação Brasileira.

Segundo Garcia (2015), o processo de eutrofização se dá pelo enriquecimento do meio, causado pelo acúmulo de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, e de poluentes de origem urbana, o que resulta na proliferação de macrófitas, algas e cianobactérias na superfície de corpos hídricos.

De acordo com Santos (2020), o processo de eutrofização pode causar alterações nas características da água, desde a cor, o sabor, na redução dos níveis de oxigênio dissolvido, a turbidez, entre outras, resultando no aumento da mortalidade de organismos aquáticos, na proliferação de algas e macrófitas e na inviabilização do uso e do consumo da água pela população.

Com o intuito de monitorar os efeitos da eutrofização do igarapé do Mindu e alcançar a meta do “rio que queremos”, estabelecida pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, pode-se empregar o uso de diversos tipos de ferramentas, tais como a análise do Índice de Estado Trófico (IET) de ambiente aquáticos, que define seu grau de trofia e seu impacto no ambiente analisado.

Esta análise avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes, onde resultados gerados a partir desse índice devem ser entendidos como uma medida do potencial do processo de eutrofização. As concentrações de fósforo total na amostra são de suma importância, uma vez que esse nutriente está diretamente ligado ao ciclo que desencadeia esse processo (FIA e Colaboradores, 2009).

O emprego do IET no monitoramento do estado trófico de um corpo hídrico se destaca por sua praticidade, simplicidade e efetividade na avaliação da qualidade da água. Sua fácil aplicação e interpretação o tornam acessível a um público amplo e facilita a coleta de dados bem como a análise dos resultados (FARAGE et al, 2010).

O IET também permite a comparação rápida e eficiente do estado trófico de diferentes corpos d'água, especialmente em uma mesma região, além de facilitar a divulgação dos resultados para o público em geral, promovendo a conscientização sobre a importância da preservação da água (BATISTA et al, 2014).

Em síntese, este trabalho teve como objetivo analisar as características tróficas do igarapé do Mindu, principal tributário para a bacia do São Raimundo, na cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, por meio da determinação do Índice do Estado Trófico (IET), verificando a qualidade das águas em dois períodos distintos, o primeiro durante a cheia do rio no mês de junho de 2022 e o segundo durante a vazante do rio no mês de janeiro de 2023.

Material e Métodos

O presente estudo foi realizado no igarapé do Mindu, um dos corpos hídricos mais conhecidos da cidade de Manaus, capital do Estado do Amazonas, (localizada entre os meridianos de 59º50' e 60º10' oeste e os paralelos de 02º57' e 03º10' sul, assentada sobre um planalto de baixa altitude na margem esquerda do Rio Negro), cujo curso d'água é o mais extenso do sítio urbano, cerca de 22 quilômetros, possui três nascentes situadas no interior do Parque Nascentes do Mindu.

Na Figura 1 estão determinados no mapa da bacia do Igarapé do Mindu os pontos de coleta, três pontos em cada seguimento do igarapé (alto, médio e baixo curso do igarapé), onde as atividades foram realizadas em dois períodos distintos, uma coleta ocorreu durante a cheia do rio no mês de junho de 2022 e a segunda durante a vazante do rio no mês de janeiro de 2023.

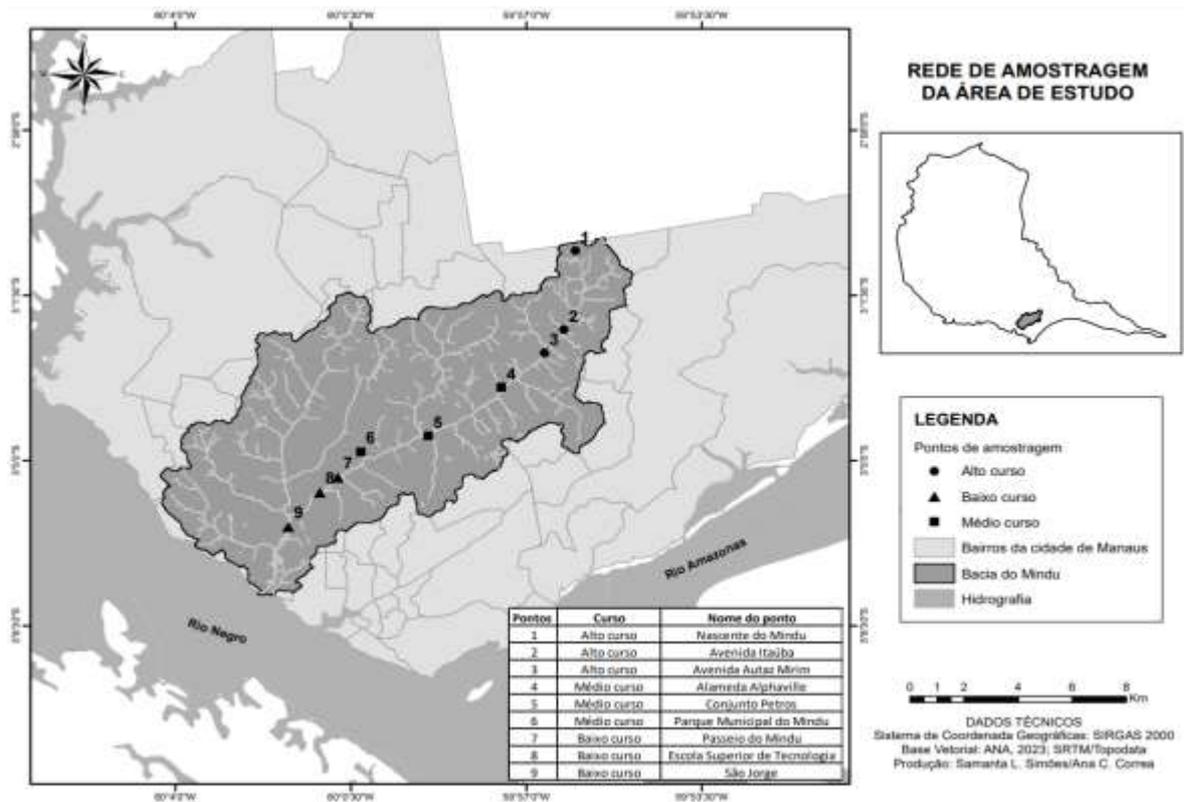


Figura 1: Pontos de coleta no igarapé do Mindu.
Fonte: Samanta L. Simões e Ana C. Correa, 2023

Ambas as coletas foram realizadas de acordo com a metodologia proposta pelo Guia Nacional de Coletas e Preservação de Amostras (CETESB, 2011). Foram, ao todo, definidos 9 pontos de coletas de dados, cujas coordenadas geográficas de cada ponto estão descritas na Tabela 1.

Tabela 1: Coordenadas dos pontos de amostragem

Ponto	Curso	Nome do Ponto	Latitude	Longitude
1	Alto	Nascente do Mindu	-3,00924	-59,93359
2	Alto	Avenida Itaúba	-3,03722	-59,93741
3	Alto	Avenida Autaz Mirim	-3,04517	-59,94391
4	Médio	Alameda Alphaville	-3,05756	-59,95822
5	Médio	Conjunto Petros	-3,07468	-59,98263
6	Médio	Parque Municipal do Mindu	-3,08007	-60,00495
7	Baixo	Passeio do Mindu	-3,08930	-60,01279
8	Baixo	Escola Superior de Tecnologia	-3,09461	-60,01865
9	Baixo	São Jorge	-3,10681	-60,02917

Fonte: Autoria própria (2022)

Os ensaios laboratoriais para as análises químicas de fósforo total das amostras coletadas foram realizados no Laboratório ILUM, do HUB de Tecnologia e Inovação da Escola Superior de Tecnologia - EST/UEA.

Para a coleta dentro das Unidades de Conservação e Parques Municipais no município de Manaus, que perfazem 2 dos 9 pontos, foi solicitada junto à Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMMAS acesso ao Parque Municipal Nascentes do Mindu e ao Parque Municipal do Mindu, através de uma carta de solicitação, tendo como retorno a autorização nº 03/2022 – DMCAP/SEMMAS.

Foram coletadas amostras de água de cada um dos pontos selecionados, em frascos âmbar com auxílio de balde metálico e acondicionadas em isopor isolante, posteriormente submetidas a análises laboratoriais para fósforo total com auxílio de kits de reagentes para Fósforo Total - Faixa Baixa - Hanna Instruments Brasil (HI93758C-50).

As amostras foram aquecidas com auxílio de um reator (modelo HI839800-02) e depois aferidas com auxílio do fotômetro multiparâmetro para análise de água e efluentes (modelo HI83399-02).

Os ensaios, tanto em campo quanto em laboratório, foram executados em conformidade com as metodologias descritas na Resolução ANA nº 724/2011, na qual defini e indica, como referência técnica, o “Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras de Água, Sedimentos, Comunidades aquáticas e Efluentes líquidos” (CETESB, 2011), documento que norteia e



disciplina os procedimentos de coleta e preservação de amostras de águas superficiais em todo o território brasileiro.

A partir dos resultados obtidos das análises químicas de fósforo total, foi possível calcular Índice do Estado Trófico (IET) cuja fórmula, segundo Lamparelli (2004) para rios e igarapés:

$$IET = 10 \cdot (6 - ((0,42 - 0,36 \cdot (\ln.PT) / \ln 2)))$$

Onde o fósforo total (PT) é expresso em $\mu\text{g/L}$.

O cálculo de IET foi utilizado para classificar caracterizar os pontos de coleta, definindo o grau de trofia, ou seja, a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e sua relação com o crescimento excessivo das algas ou possível ausência de macrófitas aquáticas no igarapé do Mindu.

Os resultados gerados a partir desse índice devem ser entendidos como uma medida do potencial do processo de eutrofização, onde as concentrações de fósforo seguem a classificação apresentada na Tabela 2, cuja estrutura foi adaptada pelo trabalho desenvolvido em 2007 pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB com base nos estudos de LAMPARELLI (2004).

Tabela 2: Classes de estado trófico e suas principais características

Valor do IET	Classes de Estado Trófico	Características
$IET \leq 47$	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água.
$47 < IET \leq 52$	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes.
$52 < IET \leq 59$	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
$59 < IET \leq 63$	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
$63 < IET \leq 67$	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
> 67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: Adaptado de CETESB (2007); LAMPARELLI (2004)

Resultados e Discussão

Quanto as análises de fósforo total apenas o Ponto 1, na segunda coleta (Tabela 3), apresentou um valor inferior ao máximo estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 (0,1 mg/L) para corpos hídricos de água doce de classe 2, os demais pontos, incluindo o próprio ponto 1 durante a primeira coleta (Tabela 3), apresentaram valores superiores a 0,2 mg/L.

Como é possível observar na Tabela 4, houve uma diferença na classificação trófica dos pontos entre a primeira coleta e a segunda.

O Ponto 1 apresentou um valor de IET referente a um corpo hídrico oligotrófico (limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes) na primeira coleta.

Já na segunda coleta, o mesmo ponto apresentou um valor referente a um corpo ultraoligotrófico (limpo, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água).



Tabela 3: Resultado das análises químicas de fósforo total nas amostras da primeira e da segunda coleta

Pontos	1º Fósforo total (mg/L)	2º Fósforo total (mg/L)
1	0,26	0,06
2	2,64	1,15
3	2,55	1,15
4	1,93	1,05
5	1,94	1,01
6	2,09	0,87
7	1,94	0,84
8	1,94	0,81
9	1,93	0,74

Fonte: Autoria própria (2023)

Tabela 4: Resultado do cálculo Índice do Estado Trófico (IET) nas duas coletas. A pontuação =47 corresponde a um estado ultraoligotrófico, $47 < IET = 52$ oligotrófico, $52 < IET = 59$ mesotrófico, $59 < IET = 63$ eutrófico, $63 < IET = 67$ supereutrófico e > 67 Hipereutrófico

Pontos	Valor do IET 1	Classes de Estado Trófico	Valor do IET 2	Classes de Estado Trófico
1	48,80	Oligotrófico	41,19	Ultraoligotrófico
2	60,84	Eutrófico	56,53	Mesotrófico
3	60,66	Eutrófico	56,53	Mesotrófico
4	59,21	Eutrófico	56,05	Mesotrófico
5	59,24	Eutrófico	55,85	Mesotrófico
6	59,63	Eutrófico	55,08	Mesotrófico
7	59,24	Eutrófico	54,89	Mesotrófico
8	59,24	Eutrófico	54,71	Mesotrófico
9	59,21	Eutrófico	54,24	Mesotrófico

Fonte: Autoria própria (2023)

Os demais pontos, durante a primeira coleta, apresentaram valores referentes a corpos hídricos eutróficos (alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos).

No entanto, na segunda, estes apresentaram valores referentes a um corpo hídrico em estado mesotrófico (produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos).

Essa aparente melhora na qualidade das águas durante a segunda coleta é notável, tendo em vista que o Igarapé do Mindu, atualmente, se encontra em avançado processo de eutrofização.

Segundo Cassiano (2012) devido a sua extensão, o igarapé apresenta um gradiente em sua paisagem, ocasionado pelos diferentes processos de ocupação de suas margens pela população de Manaus, com evidências de modificações em sua dinâmica natural.

Grande parte dos trechos do igarapé apresentam sinais de assoreamento e obstrução devido a retirada da mata ciliar circundante, a construção de moradias irregulares nas margens ou no próprio leito do igarapé e pelo descarte inadequado dos efluentes urbanos diretamente em suas águas, resultando na eutrofização do igarapé.

Segundo Campos e Teixeira (2019) o elemento fósforo pode estar presente nas águas de um corpo hídrico sob diferentes formas, entre elas o fosfato orgânico, fosfolipídios, ácidos nucleicos, nucleoproteínas, açúcares fosforilados, coenzimas e na forma de fosfato inorgânico, ortofosfatos, polifosfatos, os de origem orgânica sendo oriundos da decomposição de matéria orgânica em corpos hídricos.

Já os compostos nitrogenados como amônia, nitrito e nitrato estão associados ao metabolismo de organismos anaeróbicos na água que podem consumir ou degradar parte dos compostos fosforilados, interferindo diretamente na interpretação dos dados.

Os resultados obtidos indicam que durante a primeira coleta havia maior quantidade de compostos orgânicos suspensos



na água, enquanto na segunda coleta houve uma possível maior atividade microbiana, sendo necessários mais estudos para comprovar essa mudança na dinâmica dos parâmetros da água bem sobre como essa interação entre o aporte de matéria orgânica e a atividade microbiana estão relacionados ao estado trófico dos pontos de coleta.

Segundo Farage e colaboradores (2010), rios de águas rápidas, como no caso do igarapé do Mindu, podem apresentar ressuspensão de sedimentos do fundo do leito do rio durante a cheia, período onde há maior aporte de água e vazão.

O sedimento presente no leito dos rios possui grande importância no processo de ciclagem de nutrientes como o fósforo, que passam a se depositar no fundo, mas que podem novamente se diluir na água se esta apresentar ressuspensão dos sedimentos do fundo (PRADA e OLIVEIRA, 2006). Esse processo, em conjunto com a ação microbiológica, pode estar relacionado com os maiores valores de fósforo total observados nas amostras da primeira coleta.

É importante considerar que o método escolhido para calcular o IET no presente trabalho, proposto por Lamparelli (2004), é uma simplificação, sendo que existem outras abordagens para se obter o valor de IET, com base na análise de outros parâmetros como o método introduzido por Carlson (1977), modificado por Toledo Jr. et al. (1990), cujo resultado é baseado em informações relativas à biomassa fitoplânctônica presente no corpo hídrico analisado, adotando-se das variáveis clorofila "a", transparência (disco de Secchi) além do fósforo total (FARAGE et al, 2010).

Recomenda-se também analisar dados referentes aos níveis de nitrogênio total, cuja presença na água pode estar associada ao metabolismo de organismos anaeróbicos na mesma (CAMPOS e TEIXEIRA, 2019), e seu valor pode ser associado aos valores de fósforo total, tanto para dar mais robustez ao IET bem como servir de base para realizar outros tipos de análises como o Índice de Qualidade das Águas (IQA).

Novas análises exigem o aferimento de mais parâmetros de qualidade da água no corpo hídrico em questão, bem como maior periodicidade de coletas afim de possibilitar comparativo anual, bem como um índice histórico para o monitoramento da qualidade das águas do igarapé do Mindu.

Comentários Finais

O cálculo de IET evidenciou uma diferença de classificação de estado em todos os pontos analisados, entre as duas coletas, havendo uma aparente melhora da qualidade da água na segunda coleta, entretanto o cálculo pode não estar representando a realidade ou quadro geral, pois mais parâmetros de qualidade da água devem ser analisados a fim de se obter resultados mais precisos quanto ao real estado trófico do local analisado.

Apesar disso, cálculo do Índice de Estado Trófico (IET) se mostrou uma ferramenta prática para avaliar a qualidade da água em corpos hídricos. Sua simplicidade facilita a compreensão e o compartilhamento dos resultados, tornando-o ideal para estudos comparativos em uma mesma região. Através do IET, é possível determinar o estado trófico de um corpo d'água, fornecendo informações valiosas sobre sua saúde e nível de nutrientes.

Portanto, afim de dar mais robustez aos resultados obtidos pelo IET, é recomendável usar múltiplos parâmetros, além dos valores de fósforo, e considerar as condições específicas do corpo hídrico ao se avaliar seu estado real de eutrofização.

Agradecimentos

O Presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- CAPES e do Mestrado Profissional, em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Prof.Água. Agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas – FAPEAM pelo apoio financeiro em forma de bolsa, disponibilizada para o primeiro autor.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Água. Resolução nº. 724, de 19 de outubro de 2011. Estabelece procedimentos padronizados para a coleta e preservação de amostras de águas superficiais para fins de monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, no âmbito do Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas (PNQA). Diário Oficial da União, Brasília, 19 de outubro de 2011.

Batista, A.; Meireles, A.; De Andrade, E.; De Caldas Izidio, N.; Lopes, F.; 2014. Sazonalidade e variação espacial do índice de estado trófico do açude Orós, Ceará, Brasil. Revista Agro@ mbiente On-line, 8(1), 39-48.

Campos, J.; Teixeira, J.; 2019. Balanço de fósforo e nitrogênio em leitões cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 24, p. 1-11.

Carlson, R.; 1977. A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography, v.22, p.361-369.

Cassiano, K.; Costa, R.; 2012. Análise geográfica de áreas de risco em bacias hidrográficas urbanizadas: a bacia do Mindu em Manaus (AM). Territorium, n. 19, p. 155-160.

CETESB, 2007. Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006. São Paulo: CETESB.

CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente; 2005. Resolução nº 357 de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de



efluentes e dá outras providencias. Diário Oficial da União.

Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo CETESB, 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, p.325.

Farage, J.; et al, 2010. Determinação do índice de estado trófico para fósforo em pontos do rio Pomba. Revista Engenharia na Agricultura-REVENG, v. 18, n. 4, p. 322-329.

Fia, R.; Matos, A. T.; Coradi, P. C.; Pereira-Ramirez, O.; 2009. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. Ambi-Água, Taubaté, v. 4, n. 1, p. 132-141.

Garcia, A.; 2020. A atividade antrópica como acelerador de processos de eutrofização. São Paulo, p. 9, 2015. Disponível em: <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pgibt/2013/04/angelica.pdf>. Acesso em: 26 janeiro. 2020.

Lamparelli, M.; 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/ Departamento de Ecologia., 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo.

Prada, S.; Oliveira, E.; 2006. de Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Garças, Cotia – SP, In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 29., 2006, São Paulo. Anais.São Paulo.

Santos, G.; et al, 2020. Bioquímica ambiental: as macrófitas aquáticas como fitorremediadoras e bioindicadoras de poluentes. Revista Macambira, v. 4, n. 2, p. 42004-42004.

Silva, L.; Silva, T.; Gonçalves, E.; Santos, S.; 2019. Uso sustentável de macrófitas no tratamento de efluentes: uma revisão sistemática. Journal of Environmental Analysis and Progress, v. 4, n. 4, p. 228-238.

Souza Filho, E.; et al, 2020. Caracterização Físico-Química das Águas do Igarapé do Mindu nos Bairros Jorge Teixeira, Conjunto Petros e Parque Dez em Manaus-Amazonas. GEOFRONTER, v. 6.

Souza, G.; 2020 Avaliação da poluição por microplásticos nas águas do Igarapé do Mindu, no ambiente urbano de Manaus. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente e Sustentabilidade na Amazônia) - Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Manaus, p.112.

Toledo, Jr. A.; 1990. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação simplificada do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. Relatório técnico. CETESB, São Paulo. 11p.



ESTUDO DAS VAZÕES DE PERMANÊNCIA DO RIO IGUAÇU, NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO IGUAÇU

1Leonardo de Souza Lisboa, 2Lucas Monteiro Dildey, 3Philippe Rattton, 4Gabriel Troyan Rodrigues; 5Amanda Christine Gallucci Silva, 6Eduardo Rattton; 7Raul Alberto Marcon, 8Ester Amélia Assis Mendes
1 UNILIVRE, e-mail: lisboaleo@hotmail.com; 2 UNILIVRE, e-mail: lucas.dildey@gmail.com; 3 UNILIVRE, e-mail: philipe_rattton@hotmail.com; 4 UNILIVRE, e-mail: gtr_gabriel@hotmail.com; 5 UNILIVRE, e-mail: amandagallucci82@gmail.com; 6 SANEPAR, e-mail: rattton.eduardo@gmail.com; 7 SANEPAR, e-mail: ramarcon@sanepar.com.br, 8 SANEPAR, e-mail: esteram@sanepar.com.br

Palavras-chave: Rio Iguaçu, disponibilidade hídrica, monitoramento.

Resumo

A determinação da vazão de um rio é crucial nas tomadas de decisões para a gestão hídrica, uma vez que é o parâmetro técnico adotado para garantir água em quantidade adequada para conciliar usos antrópicos e a conservação dos ecossistemas aquáticos. A estimativa da vazão em cursos d'água superficiais é uma tarefa desafiadora, pois depende de técnicas de medição e de métodos indiretos de inferência a partir de outras variáveis hidrológicas. O monitoramento fluviométrico requer estações de medição de cotas e descarga líquida para criar séries históricas usadas na hidrologia estocástica para o desenvolvimento de curvas que avaliam a probabilidade de variáveis hidrológicas. A Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu abastece a Região Metropolitana de Curitiba (RMC) e enfrenta desafios significativos devido à poluição e às variações extremas de vazão. Com a inserção de efluentes domésticos e industriais e a expansão urbana sobre as várzeas do rio, o Iguaçu é o segundo rio mais poluído do Brasil. A gestão eficaz dos recursos hídricos do Alto Iguaçu é essencial para lidar com a escassez de água, proteger os assentamentos próximos contra inundações e melhorar a qualidade da água na região. Este estudo visa analisar a permanência das vazões do rio Iguaçu entre Curitiba e Porto Amazonas (PR), utilizando séries históricas disponíveis de estações fluviométricas localizadas na área de estudo. A metodologia adotada neste estudo é a fornecida pelo Manual de Projetos de Saneamento (MPS) da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), que serve como diretriz para elaboração de estudo de disponibilidade hídrica de mananciais superficiais. Inicialmente, foi realizada a seleção das estações fluviométricas presentes na área de estudo, e com dados minimamente suficientes para gerar séries históricas que respaldaram a análise posterior. Após a filtragem dos anos com falhas diárias superiores a 10%, e devido ao baixo nível de consistência dos dados de algumas estações, foram desenvolvidas curvas de descarga para subsidiar a estimativa de vazões a partir da conversão de dados de cotas medidas. Foram selecionadas e utilizadas um total de sete estações fluviométricas: Ponte BR-277 (cód. 65009000), ETE-SANEPAR (cód. 65013005), Ponte Umbarazinho (cód. 65017006), ETE-Araucária (cód. 65019980), Guajuvira (cód. 65025000), Balsa Nova (cód. 65028000) e Porto Amazonas (cód. 65035000). Para cada estação fluviométrica, foram geradas curvas de permanência de vazões e calculadas as vazões com permanências de 38%, 60%, 70% e 95%, pois cada permanência é utilizada em diferentes contextos no escopo da gestão de recursos hídricos. A análise dos resultados indica que os incrementos de vazão para as diferentes permanências são garantidos pelo aumento das áreas de drenagem, e conseqüentemente a contribuição com maior quantidade de afluentes que desaguam no rio Iguaçu. Por meio da análise de hidrogramas em conjunto com um hietograma, para os anos de 2003, 2004 e 2005, foi possível visualizar que na bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, não há um padrão de sazonalidade bem definido, com cheias e estiagens recorrentes em períodos semelhantes do ano. Entretanto, observou-se que de modo geral os valores máximos e mínimos de vazão coincidiram com os altos e baixos índices pluviométricos, respectivamente. A relação das vazões com a precipitação foi confirmada por meio do coeficiente de correlação, cujo valor médio entre as estações foi de 67%, excluindo-se a estação Ponte BR-277 que apresentou resultado destoante das demais estações. Conclui-se que a ampla distribuição de estações fluviométricas e o monitoramento adequado são fundamentais para obter dados estatísticos de vazão, essenciais para estudos hidrológicos e a gestão de recursos hídricos, impactando diretamente a sociedade, a economia e o meio ambiente. Sem essas estações e dados suficientes, não seria possível fornecer os resultados de permanência das vazões, destacando a necessidade de incentivar o correto monitoramento das estações existentes e avaliar a implantação de novas, em pontos estratégicos. Na área de estudo deste artigo, foi comprovada a continuidade e progressão das vazões ao longo do rio analisado, influenciadas pelos afluentes da bacia e pela área de drenagem. Observou-se uma pressão da demanda por água e pela diluição de efluentes lançados, comprometendo a disponibilidade hídrica e sua qualidade, especialmente no início da área de estudo, devido à densa população nas adjacências dos corpos hídricos.



Introdução

A determinação da vazão de um rio é um elemento fundamental para a gestão de recursos hídricos, que inclui desde a caracterização e análise de tendências em bacias hidrográficas, até a disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes para o atendimento das necessidades humanas, a conservação dos ecossistemas aquáticos, e o gerenciamento de riscos relacionados a secas e cheias, configurando um cenário de segurança hídrica (ANA, 2024).

Para o entendimento das diferentes variáveis que envolvem os processos descritos, a mensuração da vazão das águas superficiais é essencial. Entretanto, a existência de custos e desafios operacionais para sua obtenção implica em baixas frequências de medição. Desta forma, é necessário promover a operação contínua das redes de monitoramento, com frequentes manutenções das estações e atualizações dos parâmetros.

A partir do monitoramento fluviométrico, são construídas séries históricas de dados de cotas e vazões, utilizadas para o desenvolvimento de curvas de permanência, que estabelecem a probabilidade de uma variável hidrológica igualar ou superar um certo valor de referência (Naghetini; Mauro, 2007).

A curva de permanência é uma representação gráfica complementar da função de distribuição de vazões (diárias, mensais, anuais ou de qualquer outro intervalo de tempo), oferecendo a visualização concisa e variável do comportamento hidrológico de uma bacia, no quesito de vazão ao longo do tempo (Pinto, 2006). Esta curva permite avaliar a disponibilidade hídrica para diferentes tempos de recorrência, possibilitando a análise de eventos extremos.

O presente estudo versa sobre a Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, que serve de abastecimento para a Região Metropolitana de Curitiba (RMC). O rio Iguaçu tem início na confluência do rio Iraí com o rio Atuba, e durante seu trajeto recebe diversos afluentes, os quais passaram por baixos níveis de água nos últimos anos, prejudicando severamente o fornecimento de água na RMC nos anos de 2020 e 2021, implicando num racionamento decretado no período (Paraná, 2020).

No percurso do rio Iguaçu, também há a inserção de muitos efluentes domésticos e industriais, e fontes de poluição difusa oriundos da malha urbana, que por sua vez, avança em muitos locais as várzeas do rio (COMEC, 2013), tornando-o o segundo rio mais poluído do Brasil no trecho da RMC, segundo o Índice de Qualidade da Água analisado pelo IBGE (2015). Desta forma, é notória a grande importância de uma boa gestão dos recursos hídricos do Alto Iguaçu, onde a vazão do rio é essencial para as problemáticas de falta de água para abastecimento, segurança dos assentamentos próximos à calha do rio contra inundações, e estudos atualizados de autodepuração do rio, para não prejudicar a qualidade das águas desta bacia hidrográfica na RMC.

Sendo assim, este artigo visa estudar a permanência das vazões do rio Iguaçu, no trecho compreendido entre seu início, em Curitiba (PR), até o município de Porto Amazonas (PR), por meio das séries históricas disponíveis de estações fluviométricas com dados suficientes na área de estudo (Figura 1).

Material e Métodos

Como material base para o desenvolvimento deste estudo, foram levantados os dados de séries históricas de cotas e vazões das estações fluviométricas localizadas na região, além de dados pluviométricos que foram utilizados para avaliar o comportamento hídrico mediante à precipitação mensal. Para balizamento metodológico, foi utilizado como referência o Manual de Projetos de Saneamento (MPS) da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR, 2023).

Inicialmente, foram selecionadas as estações de monitoramento hidrológico disponíveis na área de estudo, provenientes da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA), monitoradas pelo Instituto Água e Terra (IAT). Após a identificação das estações fluviométricas, foi realizada a avaliação da disponibilidade de dados diários, brutos ou consistidos, em termos de cota e vazão, com no mínimo 10 anos consecutivos. Foi selecionada uma estação pluviométrica próxima ao rio Iguaçu e a montante da área de estudo, para que a precipitação medida possua influência no incremento de vazão em todas as estações fluviométricas.

As estações selecionadas, segundo as premissas estabelecidas acima, são as indicadas na Figura 1, e suas respectivas informações (nome, município, responsável, operadora, área de drenagem, altitude) constam no Quadro 1.

Quadro 1: Informações das estações selecionadas

Estação Fluviométricas					
Código	Nome	Município	Responsável	Operadora	Área de Drenagem (km ²)
65009000	Ponte BR-277	São José dos Pinhais	IAT-PR	IAT-PR	564
65013005	ETE - SANEPAR	Curitiba	IAT-PR	IAT-PR	808
65017006	Ponte do Umbarazinho	São José dos Pinhais	ANA	IAT-PR	1160
65019980	ETE - Araucária	Araucária	IAT-PR	IAT-PR	1930
65025000	Guajuvira	Araucária	ANA	IAT-PR	2330
65028000	Balsa Nova	Balsa Nova	IAT-PR	IAT-PR	2740
65035000	Porto Amazonas	Porto Amazonas	IAT-PR	IAT-PR	3620
Estação Pluviométrica					
Código	Nome	Município	Responsável	Operadora	Altitude (m)
2549131	Curitiba (A807)	Curitiba	INMET	INMET	923,5



Após a seleção das estações, foi realizada a análise de falhas nos dados, com base diária, seguindo a premissa de que, para cada ano, o número de dias sem dados não deve ser superior a 37 dias, equivalente a 10% do período anual. Para os anos que necessitariam ser excluídos pela quantidade de dias sem dados, foram reavaliados parâmetros complementares que possivelmente justifiquem sua utilização, sendo eles:

- Presença de registros com vazões muito baixas, importante para a caracterização da vazão com 95% de permanência;
- Presença de vazões muito altas, importantes para a determinação da vazão máxima e da cota de inundação;
- Possibilidade de preenchimento dos dias sem dados, quando estes estão isolados, não sendo consecutivos, e não havendo chuva no período de tempo da falha de dados, o que poderia provocar mudança drástica na vazão do corpo hídrico onde se encontra a estação.

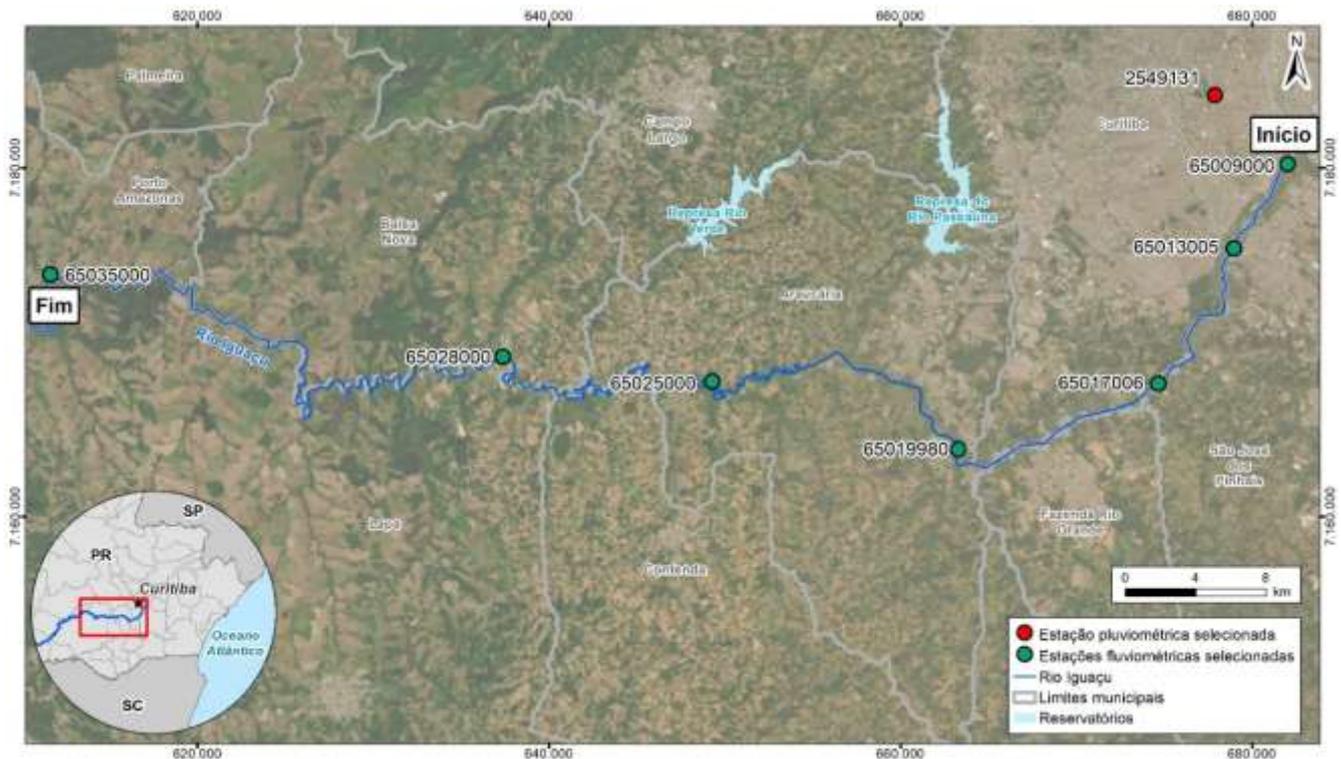


Figura 1: Localização das estações fluviométricas selecionadas.

Para as estações selecionadas, as falhas diárias se apresentaram sempre contínuas por um mês ou mais, tornando inviável as alternativas de preenchimento dos dados para a utilização dos anos descartados.

Foi priorizada a utilização dos dados de vazão sobre os de cota, sobretudo quando estes foram encontrados com classificação consistida, pois o processo de obtenção dos dados de vazão das estações da ANA se dá através da medição da cota no rio, e convertidos em vazão estimada por meio da curva de descarga (curva-chave).

As curvas de descarga fornecidas pelas estações podem estar apresentadas em formato de tabela, podendo esta ser bruta ou consistida; ou por equação, sempre definida como consistida. Quando a curva de descarga é classificada como consistida, os dados de vazão oriundos da medição de cota recebem o mesmo nível de consistência. Contudo, quando a curva de descarga é classificada como bruta, pelo método de tabela, as vazões são classificadas como brutas, momento em que se pode observar a perda de consistência da série histórica para cotas muito elevadas, resultando em vazões estimadas significativamente superiores à realidade.

Neste caso, os dados de vazões possuem menor confiabilidade à medida que os valores de cota aumentam, pois normalmente ocorrem menos medições em condições de cheias extremas, em virtude do menor tempo de recorrência e da própria dificuldade na logística de medição. Desta forma, para as estações com curvas de descarga brutas em períodos com disponibilidade de séries históricas, e fundamentais para a compatibilização dos anos selecionados com as outras estações foram desenvolvidas novas curvas de descarga empregando o método de equação, a fim de auferir maior confiabilidade para as vazões estimadas.

No desenvolvimento das curvas de descarga, foram utilizados os dados de medição de vazão na seção transversal do rio na localização da estação. Ao serem plotados (uma curva para cada década), foi possível visualizar o comportamento da curva de descarga e identificar eventuais mudanças na geometria da calha do rio ou alteração da posição da régua.

Ao se constatar uma mudança significativa na tendência dos pontos da descarga líquida, foi traçado mais de uma curva-chave para períodos específicos. Da mesma forma, foi avaliada a possibilidade de se formular mais de uma curva-chave para o mesmo período, intervalada por cotas, no intuito de se obter maior precisão nas estimativas de vazão.

Nos casos de mais de uma equação para o mesmo período, a cota de alteração da equação foi definida buscando um



ponto de inflexão, associado a uma mudança no comportamento da curva, porém, sem perder a continuidade das equações dos tramos superior e inferior.

Para se traçar a curva-chave a partir dos pontos de medição de descarga líquida, foi utilizada a ferramenta de geração automática de linha de tendência do software Microsoft (MS) Excel, no formato de equação exponencial (Equação 1), como um dos dois formatos usualmente adotados para a relação cota-vazão, segundo Chevalier (2004).

$$Q = a \cdot (H - H_0)^b \quad (1)$$

Onde: Q é a vazão de interesse, H a cota medida no rio; e a , b e H_0 são coeficientes constantes da equação.

A equação da linha de tendência gerada foi ajustada pela ferramenta *solver* do MS Excel, de modo a aproximar o coeficiente de determinação (R^2) do valor 1, o que corresponde à melhor aproximação da curva a partir dos dados fornecidos. Para o ajuste dos coeficientes, visando aumentar a precisão da curva, utilizou-se a ferramenta *solver* para todas as constantes, impondo-se as seguintes restrições:

- H_0 menor ou igual à menor cota do intervalo definido para a curva, para que a equação não resulte em zero ou em vazões negativas;
- A vazão equivalente ao ponto de inflexão é igual para ambas as curvas, para garantir a continuidade das informações;
- Intersecção do ponto máximo de valor medido pela curva (de maiores cotas), com o objetivo de minimizar o erro na extrapolação dos resultados de vazão.

As estações com curvas-chave definidas pelo método supramencionado podem ser visualizadas no Quadro 2, por constar zero na coluna de anos consistidos, sendo elas a Ponte BR-277 (65009000), ETE-SANEPAR (65013005), a Ponte do Umbarazinho (65017006), a ETE-Araucária (65019980), e a Balsa Nova (65028000).

Após a formulação da equação geratriz da curva-chave para estas estações, foi gerada uma nova série de vazões por meio dos dados de cotas, inserindo mais anos no estudo de disponibilidade hídrica. Desta forma, foi necessário filtrar novamente os anos que possuem falhas de dados para as estações contempladas com novas curvas-chaves.

Quadro 2: Descrição das estações fluviométricas selecionadas e anos utilizados para estudo hidrológico

Estação	Nome	Nº total de anos	Anos brutos	Anos consistidos	Anos utilizados
65009000	Ponte BR-277	25	5	20	1985-2010
65013005	ETE - SANEPAR	20	12	8	1985-1988, 1990-1993, 2000-2011
65017006	Ponte do Umbarazinho	22	22	0	1988-2005, 2007-2010
65019980	ETE - Araucária	14	14	0	2000-2011, 2018-2019
65025000	Guajuvira	43	5	38	1977-2017
65028000	Balsa Nova	26	26	0	1993-2012, 2015-2022
65035000	Porto Amazonas	18	5	13	1993-2005, 2010, 2015-2018

Para uma avaliação acerca de vazões com permanências específicas, foram escolhidas as correspondentes a 95%, 60% e 38%, identificadas pelo comando “percentil” do MS Excel, mediante ao justificado pelo relatório de Diagnóstico do Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira (SUDERHSA, 2008), para avaliações hidrológicas. Também foram calculadas as vazões com 70% de permanência, utilizada pelo mesmo relatório, porém por motivos de avaliação de qualidade de água.

Desta forma, as vazões de permanência analisadas possuem as seguintes justificativas:

- Q95 = vazão com permanência de 95% do tempo, a ser utilizada como indicador da vazão mínima do rio, para planejamento dos recursos hídricos, gestão de eventos extremos e estimativa de riscos;
- Q70 = vazão com 70% de permanência do tempo, definida como referência no processo de gestão, tendo em vista o uso múltiplo das águas, e que a qualidade da água do curso estará dentro dos padrões da Classe do rio estabelecido por até 70% do tempo, assumindo o risco de este ficar 30% do tempo fora da Classe;
- Q60 = vazão com permanência de 60% do tempo, a ser utilizada como estimativa da vazão factível de ser regularizada em cada bacia com a utilização de reservatórios. A vazão regularizada real de cada bacia depende das regras de operação dos reservatórios, bem como estimativas mais precisas a respeito do volume de assoreamento, volume útil e níveis de eutrofização;
- Q38 = vazão média de longo período, com permanência de 38% do tempo. Corresponde à máxima vazão teórica que poderia ser regularizada em cada bacia com o auxílio de reservatórios, uma estimativa do limite superior da capacidade de regularização.

Resultados e Discussão

Em relação às curvas de descarga desenvolvidas para as estações com dados brutos, a Tabela 1 apresenta as equações para cada intervalo de cotas, o período de validade para a correlação de cota-vazão da curva, e o coeficiente de determinação de cada equação da curva. As curvas de descarga das outras estações selecionadas para este estudo não estão apresentadas, pois são equações já fornecidas pela base de dados da ANA, e por resultarem em vazões consistidas, não foram utilizadas as respectivas



curvas de descarga.

Tabela 1: Equações das curvas de descarga geradas para as estações fluviométricas com dados brutos

Nome	Equação	Intervalo de cota	Período	R ²
Ponte BR-277	$Q = 18,53 * (cota - 0,37)^{1,52}$	4 – 440 cm	200-2010	0,98
ETE - SANEPAR	$Q = 15,08 * (cota - 0,56)^{1,66}$	0 – 430 cm	1990-2011	0,98
Ponte do Umbarazinho	$Q = 10,75 * (cota + 0,29)^{1,68}$	0 – 455 cm	1988-1999	0,96
	$Q = 32,87 * (cota + 0,28)^{1,28}$	0 – 259 cm	2000-2016	0,95
	$Q = 48,26 * (cota)^{1,01}$	260 – 455 cm		0,94
ETE - Araucária	$Q = 4,34 * (cota + 1,23)^{2,38}$	0 – 465 cm	1999-Atual	0,97
Balsa Nova	$Q = 22,61 * (cota + 0,16)^{1,44}$	50 – 273 cm	1991-Atual	0,95
	$Q = 7,66 * 10^{-11} * (cota + 10,65)^{10,77}$	274 – 520 cm		0,91

As curvas de permanência geradas com os dados de vazão são plotadas na Figura 2. Na Tabela 2 estão indicados os valores de vazão utilizados para a geração das curvas de permanência, com a frequência intervalada a cada 10%. Como se pode observar na Figura 2, as curvas de permanência estão posicionadas de tal forma que as estações mais a montante no rio Iguçu possuem menores valores de vazão que as localizadas mais a jusante.

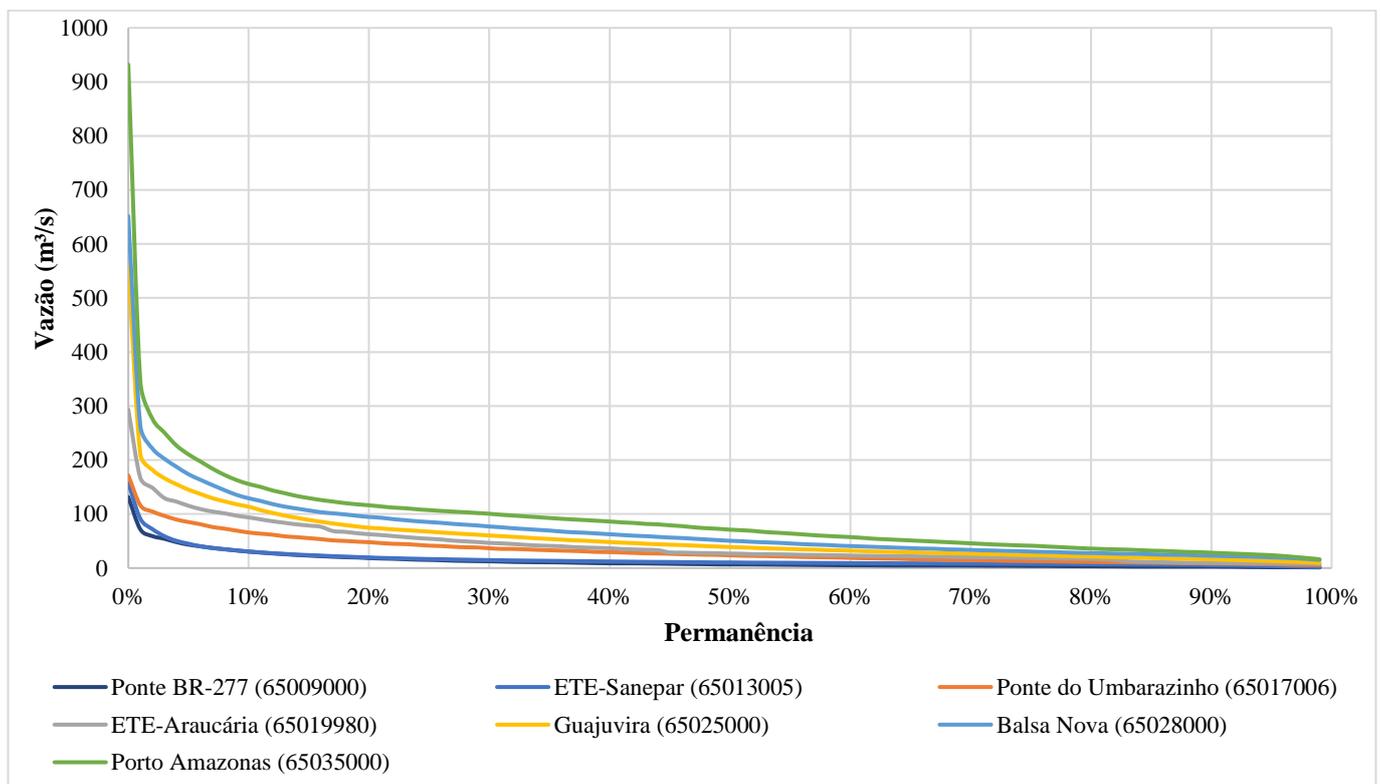


Figura 2: Gráfico da permanência das vazões nas estações fluviométricas selecionadas.

Para uma avaliação acerca de vazões com permanências específicas, foi plotado o gráfico da Figura 3, no qual também se encontra a tabela com os valores de referência de vazão para 4 valores de permanência (95%, 70%, 60% e 38%), de acordo com o relatório de Diagnóstico do Plano das Bacias do Alto Iguçu e Alto Ribeira (SUDERHSA, 2008).

Pode-se observar que para os valores de permanência escolhidos, há uma tendência crescente de vazão no sentido do curso do rio. Em cada trecho é possível avaliar quais são as condições físicas e hidrológicas que resultam nessa progressão de valores.

De maneira geral, o incremento da vazão do rio se dá pela entrada de afluentes, e pelo aumento da área de drenagem, sendo que ambos estão relacionados. Quanto mais afluentes desagüam em um rio, maior será sua vazão. Da mesma forma, quando a área de drenagem aumenta, mais precipitações são coletadas e drenadas para o rio, seja de forma direta (afluentes) ou indireta (escoamento superficial).

Esta verificação, garante e comprova a continuidade das vazões do rio, no trecho avaliado da área de estudo. Um erro que pode prejudicar nestes resultados é o uso de períodos e quantidade de anos distintos para cada estação, desafio enfrentado



quando o estudo envolve várias estações, com debilidade na disponibilidade de dados. Nesses casos, devem ser selecionados períodos não muito discrepantes para a construção da curva de permanência das diferentes estações.

Tabela 2: Permanência das vazões das estações fluviométricas selecionadas em m³/s

Permanência	65009000	65013005	65017006	65019980	65025000	65028000	65035000
1%	71,7	91,3	116,2	167,0	210,7	262,9	345,2
10%	30,4	30,7	65,9	93,8	113,6	129,2	155,6
20%	18,5	19,6	47,9	62,6	74,7	94,7	116,3
30%	12,5	14,8	36,7	46,5	60,4	76,9	100,5
40%	8,8	12,2	29,6	36,6	48,1	62,6	86,2
50%	6,7	10,5	23,6	26,9	38,9	50,5	71,1
60%	5,1	9,2	18,9	23,2	32,1	40,7	57,4
70%	4,5	8,2	14,7	20,3	26,6	33,5	45,8
80%	3,3	7,0	11,3	16,9	21,3	27,8	36,1
90%	2,7	5,2	8,5	9,5	16,0	22,7	28,5
99%	1,1	1,5	5,6	7,8	9,3	15,0	16,3

Porém, para cada trecho indicado na Figura 3, há particularidades que serão discutidas a seguir, com auxílio da Figura 4, que mostra as influências dos afluentes ao longo do rio Iguaçu, e do Quadro 3, que apresenta a variação na área de drenagem em cada trecho (isto é, as bacias incrementais).

No trecho C, entre as estações Ponte do Umbarazinho (65017006) e ETE-Araucária (65019980), há a contribuição do rio Cutia, do rio Maurício, do rio Barigui, e do rio Faxinal. Destes, o rio Barigui se destaca por nascer ao norte da RMC, em uma zona rural, percorre Curitiba por regiões urbanizadas com usos variados, com destaque para residencial, comércio e serviços, até que mais ao sul, próximo de sua foz, onde faz divisa entre Curitiba e Araucária, ambas em zonas industriais, recebe efluentes deste segmento. Outro fato que corrobora na contribuição do incremento da vazão deste trecho no rio, é um aumento significativo na área de drenagem, sendo o segundo maior incremento de área de drenagem nos trechos analisados.

No trecho D, entre as estações ETE-Araucária (65019980) e Guajuvira (65025000), há a contribuição do rio Passaúna e do rio Guajuvira. O rio Passaúna possui um papel fundamental no abastecimento da RMC, e, portanto, com vazão significativa para o aumento da inclinação da curva neste trecho.

No trecho E, entre as estações Guajuvira (65025000) e Balsa Nova (65028000), há a contribuição do rio Isabel Alves, do rio Verde, e do rio Turvo.

No trecho F, entre as estações de Balsa Nova (65028000) e Porto Amazonas (65035000), devido à grande extensão, há o maior incremento na área de drenagem de um ponto para outro. A média de variação de área de drenagem nos trechos é de aproximadamente 430 km², enquanto no trecho F o valor ultrapassa o dobro, com acréscimo de 880 km², o que ocasiona um aumento significativo da contribuição de vazão.

Dentre os rios que contribuem para o aumento da vazão neste trecho, se destacam o rio Itaqui, o rio Capivari, o rio das Mortes e o rio dos Papagaios.

A partir das séries históricas das estações fluviométricas, foram calculadas as médias mensais de vazões, plotadas no gráfico da Figura 4, juntamente com os totais mensais de precipitação da estação pluviométrica de Curitiba (cód. 2549131), para o período entre janeiro de 2003 e dezembro de 2005. A análise foi realizada para esse período específico de 3 anos, pois foram anos utilizados no estudo hidrológico das estações fluviométricas, e não possuem falhas em suas séries históricas tanto para as medições de vazão, como para as medições de precipitação, permitindo a avaliação da relação existente entre as variações de precipitação e de vazão.

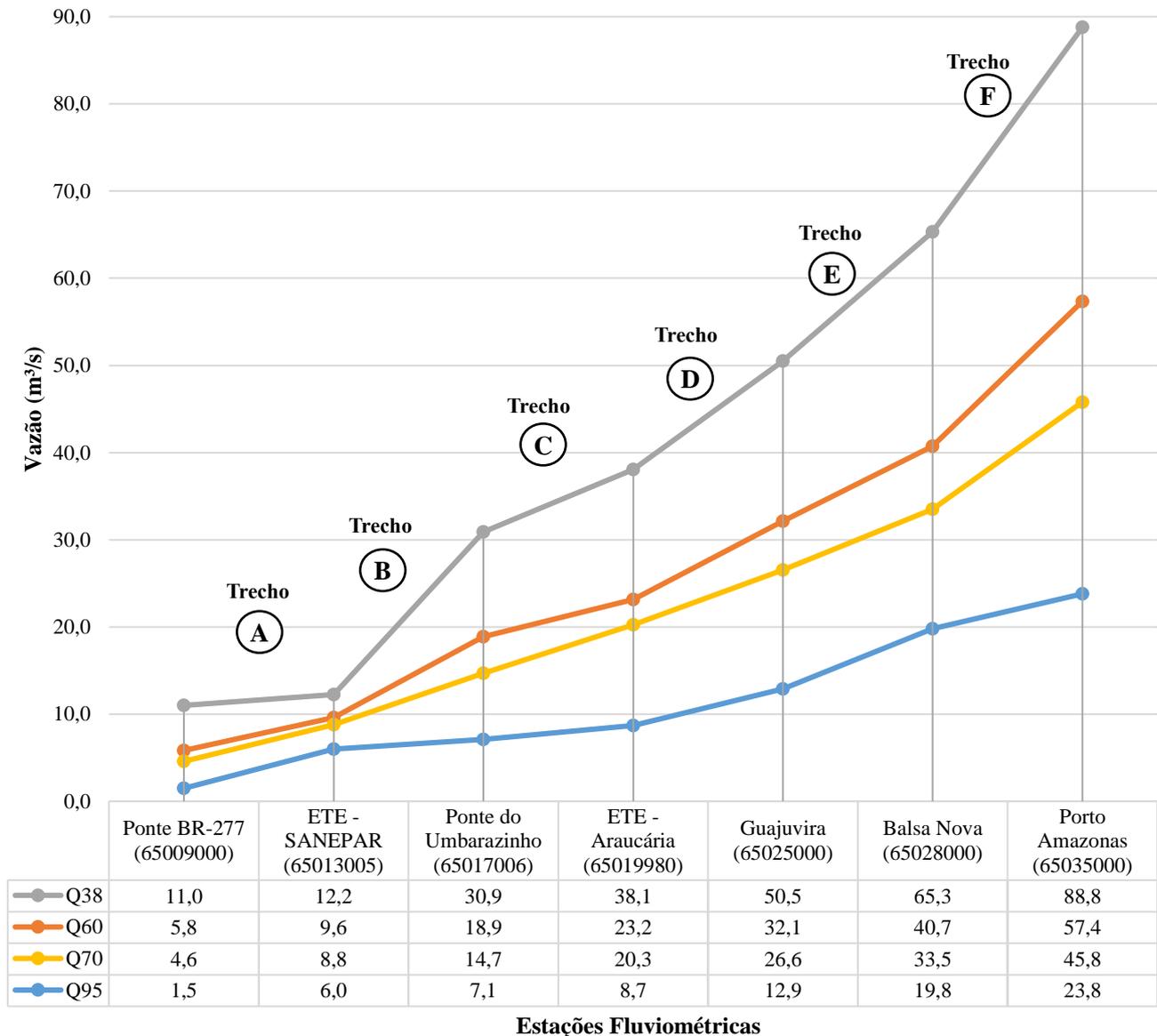


Figura 3: Gráfico de vazões com permanência de 95%, 60%, 70% e 38%, nas estações fluviométricas selecionadas.

A análise gráfica deste período indica que, na maioria dos casos, o aumento da precipitação acarreta no aumento da vazão sem defasagem temporal (escala mensal), principalmente em áreas mais urbanizadas e impermeabilizadas onde o tempo de concentração é menor, como é o caso dos municípios que fazem fronteira com o rio Iguazu, no início de sua bacia hidrográfica, a se destacar Curitiba, onde se encontra a estação pluviométrica. Gráficamente, isto pode ser comprovado na Figura 4 em setembro de 2005, onde se observa o maior pico de precipitação do período (249 mm mensais), e atingindo as maiores médias mensais de vazão em todas as estações fluviométricas selecionadas, no período analisado. Da mesma forma, nos meses com menores valores de precipitação, como em maio e agosto de 2003, e agosto de 2004, houve quedas nas médias mensais de vazão.

Contudo, nota-se que não há uma sazonalidade anual bem definida, onde haveria meses característicos com vazões máximas e outros com mínimas. Isso pode ser justificado pela variabilidade interanual da precipitação, que não apresenta uma sazonalidade bem estabelecida.

Não obstante, pode-se observar que a interação entre a precipitação e a vazão não possui uma relação linear positiva em todos os casos, como ocorreu nos meses anteriormente citados, onde a vazão diminui nos mesmos meses em que a precipitação diminui, e vice-versa. Esta desassociação pode ser exemplificada em fevereiro de 2003 e junho de 2004, onde houve uma queda na precipitação (em relação ao mês anterior) e aumento na vazão. Também se observa que, a partir do mês de outubro de 2003, os dados de precipitação indicam uma tendência de crescimento, acompanhado pela vazão, porém em janeiro de 2004, apesar da precipitação continuar elevada, a vazão diminuiu, antecedendo uma queda da precipitação (fev/2004), que inversamente refletiu em um aumento de vazão.

Um dos motivos para essa desassociação entre dados de precipitação e vazão é a presença de barramentos nas regiões de cabeceiras do rio Iguazu e de alguns de seus afluentes. Esses barramentos realizam o controle de vazão a partir de diferentes



regras operacionais, variando desde reservatórios voltados para a geração de energia (Usinas Hidrelétricas) até reservatórios voltados para o abastecimento público ou controle de cheias. Dentre estes reguladores de vazão, destacam-se os reservatórios do Iraí, Piraquara I, Piraquara II, Passaúna e Rio Verde. Desta forma, apesar do aumento da precipitação em alguns períodos do ano, é possível que alguns reservatórios optem pelo armazenamento de água (por motivos diversos) através do fechamento de turbinas e/ou comportas, implicando em redução das vazões disponíveis a jusante.

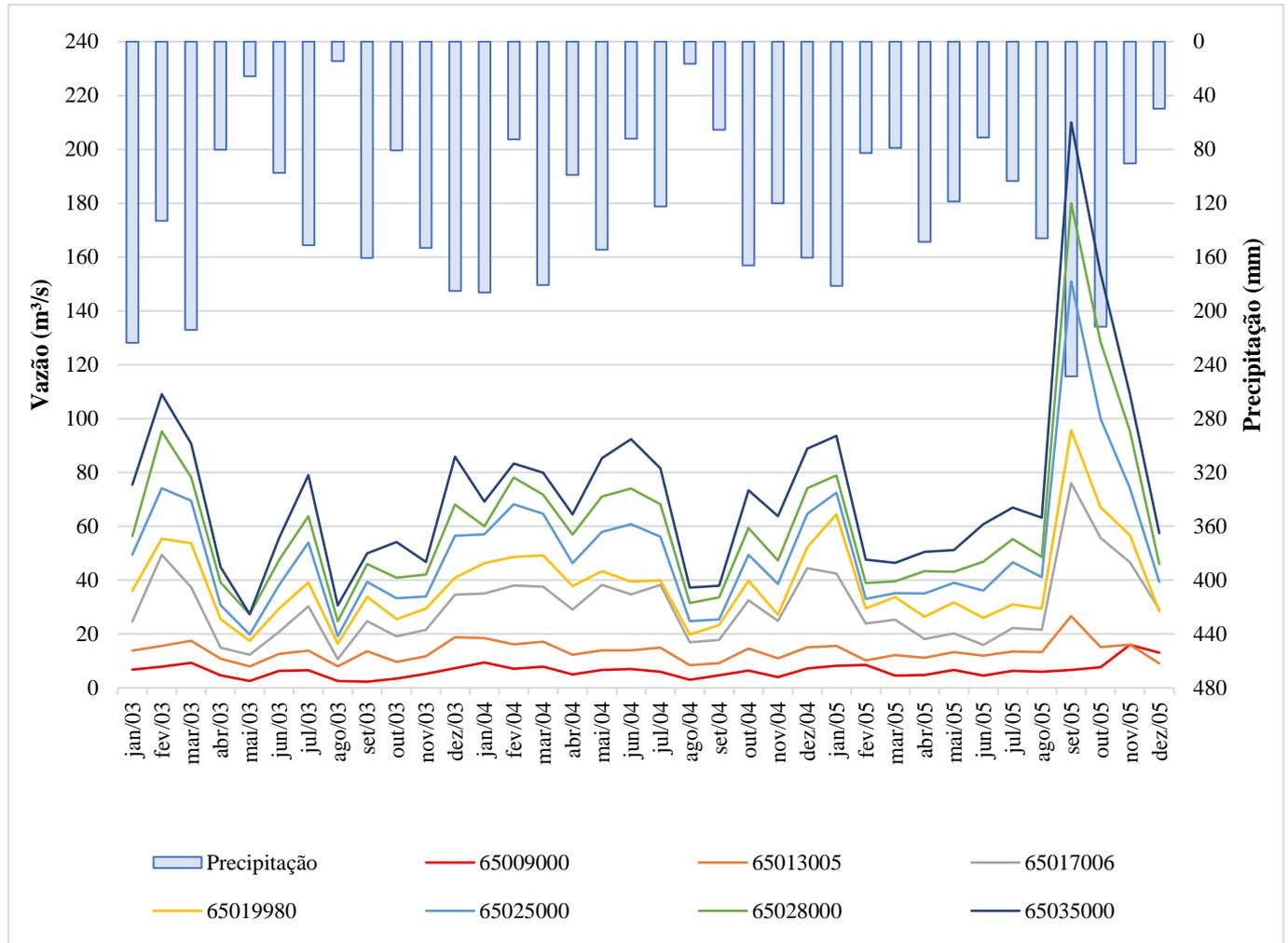


Figura 4: Hidrogramas de médias mensais de vazão e hietograma da precipitação total mensal em estações selecionadas na Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu entre os anos de 2003 e 2005.

Outra observação que pode ser feita a partir do gráfico da Figura 4, é que a estação mais a montante da bacia, a Ponte BR-277 (cód. 65009000), possui baixa amplitude da vazão durante os anos analisados, apresentando maior constância em termos de valores médios, e menor influência das precipitações sobre as variações de vazão. Esse comportamento pode ser justificado por uma captação de água existente imediatamente a montante da estação Ponte BR-277, onde há uma comporta que regula a vazão a jusante, consequentemente diminuindo o efeito de variações drásticas nos dados de vazão.

Para compreender a relação entre as vazões registradas nas estações fluviométricas e a precipitação da estação pluviométrica selecionada, foi calculado o coeficiente de correlação entre os dados (vazão média mensal e precipitação total mensal), para o período 2003-2005, resultando nos valores apresentados na Tabela 3.

Tabela 3: Coeficientes de correlação entre as vazões médias mensais e precipitação total mensal nos anos de 2003 e 2005

Estação Fluviométrica	65009000	65013005	65017006	65019980	65025000	65028000	65035000
Coeficiente de Correlação entre vazão e precipitação	0,24	0,77	0,63	0,70	0,67	0,63	0,64

Com exceção da estação Ponte BR-277 (cód. 65009000), que apresentou coeficiente de correlação de 24%, as outras estações apresentaram a mesma faixa de valores, com coeficiente de correlação médio igual a 67%, confirmando a sensibilidade das vazões às ocorrências de precipitação. A estação ETE-SANEPAR foi a que apresentou maior coeficiente de correlação



(77%), apesar da menor amplitude de valores de vazão, se comparada com as demais estações a jusante. Este trecho do rio é, portanto, o mais sensível em termos de variação da vazão em decorrência das precipitações registradas na estação pluviométrica de Curitiba (A807). Uma das possíveis razões é a proximidade geográfica de ambas, sendo as únicas estações que estão no mesmo município.

Considerações Finais

A ampla distribuição de estações fluviométricas, com adequado monitoramento em termos de frequência e confiabilidade dos dados, é essencial para a formação de séries históricas de cotas e vazões aplicáveis em estudos hidrológicos, utilizados em diversas áreas relacionadas à gestão de recursos hídricos, com reflexos na sociedade, na economia, e no meio ambiente. São necessários o incentivo e a fiscalização do correto monitoramento das estações, avaliando-se frequentemente a possibilidade de implantação de novas estações em pontos estratégicos, de forma a melhorar o entendimento do regime hídrico da bacia hidrográfica.

Os hidrogramas e o hietograma analisados indicam a ausência de uma sazonalidade bem definida para os dados de vazão. Isto é, não há períodos anuais característicos e recorrentes associados a eventos de cheias ou estiagem na região de estudo. Entretanto, observou-se que há correlação entre os dados de precipitação e de vazão, com picos de vazão normalmente associados a altos índices pluviométricos. Com exceção da estação Ponte BR-277, a média dos coeficientes de correlação entre os dados de vazão e precipitação no período analisado foi de 67%.

Uma observação que cabe destacar é acerca do fato da vazão do rio mais a montante, no início da área de estudo, ser consideravelmente menor, e coincidir com uma região densamente povoada nas adjacências dos corpos hídricos que compõem a bacia hidrográfica do Alto Iguaçu. Desta forma, há uma pressão sobre a demanda de água para abastecimento, e para diluição dos efluentes lançados, que em certos períodos compromete a disponibilidade hídrica em quantidade, e sobretudo, em qualidade, já que a autodepuração do rio depende da sua vazão.

Contudo, mais a jusante da área de estudo, com o aumento significativo da vazão do rio Iguaçu coincidente com a diminuição da densidade demográfica nas proximidades do rio. Isto ocorre por se tratarem de zonas rurais, especificadamente nas últimas três estações fluviométricas. Com o aumento da vazão e diminuição das demandas por recursos hídricos, tem-se um cenário favorável para melhoria da qualidade do rio nestas localidades.

Agradecimentos

Este artigo foi elaborado com o suporte da equipe da Universidade Livre do Meio Ambiente (UNILIVRE), que atua no projeto de Reservas Hídricas do Rio Iguaçu, celebrado em cooperação com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). 2024. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2023. Informe Anual ANA, p. 89.

CHEVALIER, P. 2004. Aquisição e processamento de dados, in. TUCCI C.E.M. Hidrologia ciência e aplicação, 3º. ed. Revisada, ABRH-Edusp, p.485- 525.

COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA (COMEC). 2013. Elaboração de estudo de concepção do plano diretor da área de interesse especial regional do Iguaçu – AIERI. Governo do Estado do Paraná, p.33.

INTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Indicadores de desenvolvimento sustentável: para Brasil: 2015. Rio de Janeiro. p.67.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. 2007. Hidrologia estatística Belo Horizonte. CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Cap. 1, p. 3.

PARANÁ. Decreto nº 4.626 de 7 de maio de 2020. Decreta situação de emergência hídrica no Estado do Paraná pelo período de 180 dias.

PINTO, J. A. O. 2006 Avaliação de métodos para a regionalização de curva de permanência de vazões para a bacia do Rio das Velhas. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, p. 19

COMPANHIA DE SANEMANTO DO PARANÁ (SANEPAR). 2023. Diretrizes para elaboração de estudo de disponibilidade hídrica de mananciais superficiais. Manual de Projetos de Saneamento (MPS), p. 5-7.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEMANTO AMBIENTAL (SUDERHSA). 2008. Relatório de Diagnóstico do Plano das Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira. Curitiba. Cap. 6, p.34.



AValiação de Prática Conservacionista em uma Bacia da Região Sudeste Brasileira por meio do Modelo SWAT+

1Fábio Luiz Mação Campos, 2Ivna Carla Herzog Mação Campos, 3Danielle Bressiani,
4André Luiz Nascentes Coelho

1 Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes / Campus Vitória, Universidade Federal do Espírito Santo - campus Goiabeiras, e-mail: fabiomacao@gmail.com; 2 Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes / Campus Vitória, Universidade Federal do Espírito Santo - campus Alegre, e-mail: ivnachmc@gmail.com; 3 Universidade Federal de Pelotas – UFPel, Centro de Desenvolvimento Tecnológico, daniebressiani@gmail.com; 4 Universidade Federal do Espírito Santo - campus Goiabeiras

Palavras-chave: modelagem hidrológica, prática conservacionista, bacia hidrográfica tropical, SWAT.

Resumo

O modelo hidrológico SWAT é amplamente usado em todo o mundo para quantificação e espacialização de processos hidrológicos e sedimentológicos em bacias hidrográficas e pode ser uma valiosa ferramenta de apoio para o planejamento relacionado à gestão de recursos hídricos, à previsão de inundações, a práticas de irrigação, ao desenvolvimento de águas subterrâneas, dentre outras aplicações. O objetivo do trabalho foi utilizar a versão atualizada do modelo, o SWAT+, como ferramenta de apoio à decisão das melhores técnicas conservacionistas do solo e da água, de modo a aumentar a disponibilidade hídrica em períodos de escassez e controlar enchentes. Para isso, uma bacia hidrográfica do Estado do Espírito Santo, localizado na região Sudeste do Brasil, foi modelada e calibrada, sendo criado um cenário base para representar os processos atuantes na mesma. Um cenário alternativo com a aplicação de terraceamento como prática conservacionista foi simulado para avaliação dos resultados em termos da variação da disponibilidade hídrica. Os resultados obtidos foram mostrados graficamente por unidades de paisagem e trechos de cursos d'água. As saídas do cenário base e a comparação com o cenário alternativo demonstram que a aplicação dos terraços provocou uma redução na vazão média da bacia, porém produziu resultados positivos uma vez que proporcionou o aumento das vazões mínimas e a redução dos picos de vazão máxima.

Introdução

Modelos hidrológicos podem ser definidos como uma simplificação dos processos hidrológicos terrestres. Podem ser classificados como de base física, conceitual, empírica ou híbrida (PANDI et al., 2021). Utilizam equações governantes e empíricas, resolvidas em diferentes configurações espaciais, como área concentrada, semi-distribuída ou totalmente distribuída. A complexidade de cada modelo pode variar de acordo como essas equações são resolvidas e como as variáveis e processos se inter-relacionam (MOGES et al., 2021).

O *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) é um modelo conceitual, de parâmetros semi-distribuídos, de distribuição gratuita, amplamente utilizado em todo mundo e desenvolvido pela *Agricultural Research Service* da *United States Department of Agriculture*, em parceria com a *Texas A & M University*. Este modelo tem a capacidade de simular a vazão hídrica e a perda e o transporte de sedimentos e de nutrientes e possui interfaces GIS que auxiliam estudos em escala de bacia sobre disponibilidade e qualidade da água, ajudando a reduzir o tempo e o custo em comparação com outros modelos (JANJÍĆ; TADIĆ, 2023).

Com relação à aplicação do SWAT especificamente em bacias hidrográficas brasileiras, seu uso e familiaridade vem se expandindo, com muitos estudos concentrando-se nas regiões Sul e Sudeste. Suas aplicações vão desde a gestão regional de bacias hidrográficas até a avaliação das mudanças nos cenários de uso da terra e melhores práticas de gestão (BMPs – *Best Management Practices*) (BRESSIANI et al., 2015).

As BMPs, também chamadas de técnicas de desenvolvimento de baixo impacto, práticas conservacionistas do solo e da água ou infraestrutura verde, podem ser aplicadas em áreas urbanas ou rurais para contornar os efeitos adversos causados pelas formas de uso e ocupação da terra (LIU et al., 2017). O modelo SWAT é utilizado para avaliar o impacto na hidrologia e/ou qualidade das águas do uso de diversas técnicas, como: fertilização reduzida, plantio direto, faixa-filtro vegetada, reflorestamento (LÓPEZ-BALLESTEROS et al., 2019), sistema de cultivo mínimo, terraços (AHSAN et al., 2023), dissipadores de energia, manejo de nutrientes (RISAL; PARAJULI, 2022), lagoa de águas residuais e rotação de culturas (NI; PARAJULI, 2018).

A técnica de terraceamento consiste em construir terraços, estruturas que possuem tamanhos e formas variadas e constituídas por uma seção plana, que é cultivada, e um espelho quase vertical. Eles interceptam, retêm e armazenam a água do escoamento superficial que se forma quando a intensidade da chuva é maior do que a capacidade do solo de infiltrar água. Assim, acabam influenciando no controle de enchentes e da produção de sedimentos. Entretanto, no Brasil, a falta de informações na escala de pequenas bacias hidrográficas sobre o impacto de práticas como a de terraços dificulta a escolha da técnica mais adequada (REDE AGROPESQUIA, 2023).

Com base nessas informações, o modelo hidrológico SWAT+ foi escolhido para avaliar a aplicação da técnica de terraços em uma bacia hidrográfica localizada na região Sudeste brasileira como medida benéfica de controle de enchentes, assim como para aumento da disponibilidade hídrica nos períodos de escassez hídrica. O fato de se tratar de um modelo de uso livre e que está em constante aperfeiçoamento também foi decisivo para esta escolha, sendo eleita a última versão (denominada SWAT+) e sua interface com o Qgis 3.22 (QSWAT).

Materiais e Métodos

Área de Estudo

A Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Bonito é parte da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória (BHSMV). O Rio Santa Maria da Vitória é um dos principais rios que abastecem a Grande Vitória, metrópole brasileira onde reside metade da população de todo Estado do Espírito Santo. Essa Sub-Bacia, localizada em latitude/longitude aproximadas de 20° S / 40° W, possui uma área de 154 km² e está totalmente compreendida no município de Santa Maria de Jetibá, município com grande destaque para produção de hortifrutigranjeiros (CBHSMV, 2021; SOMA, 2003). A localização, assim como as principais características da Sub-Bacia, podem ser observadas na Figura 1.

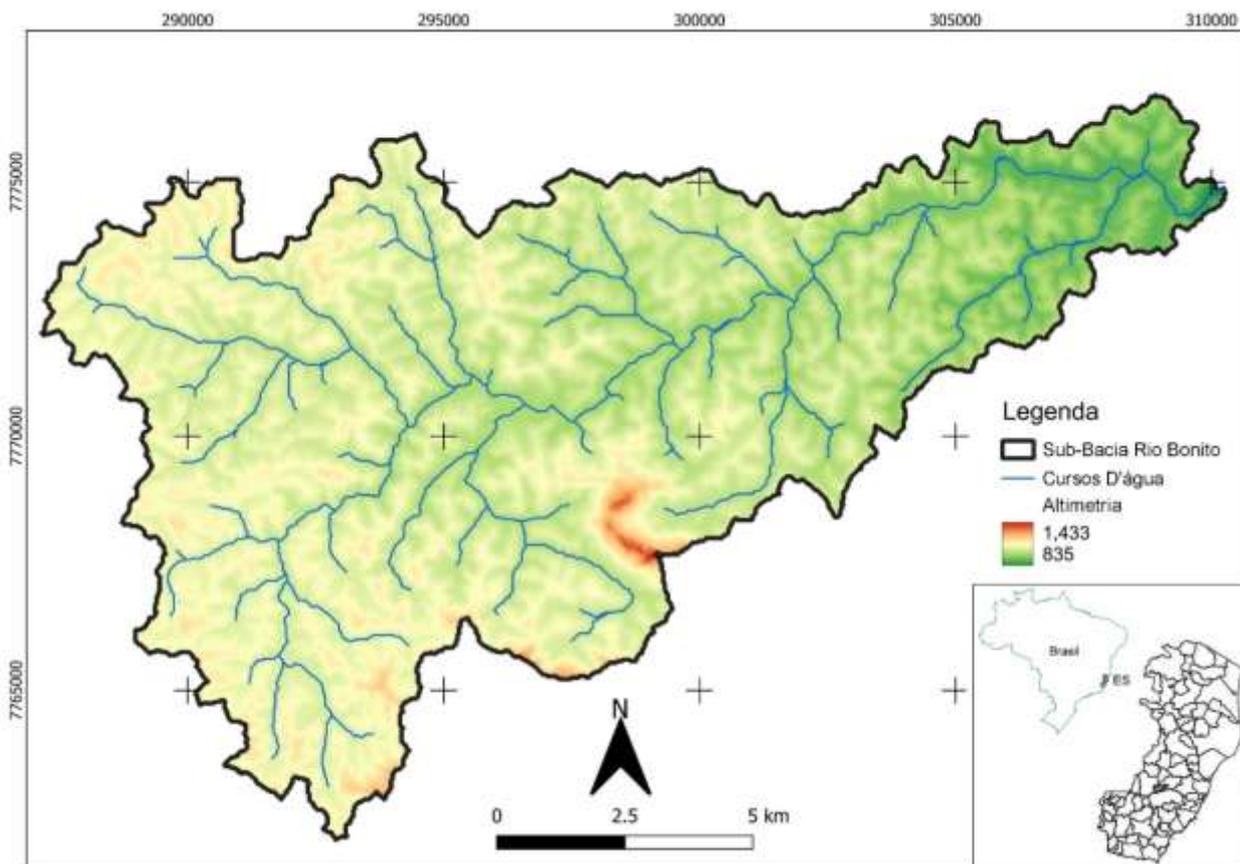


Figura 1: Localização da Sub-Bacia do Rio Bonito no Estado do Espírito Santo (ES), Hidrografia e Altimetria.

As características mencionadas, somadas ao fato da região já vivenciar alguns conflitos por uso da água e demanda por irrigação de lavouras, fez com que a Sub-bacia do Rio Bonito fosse escolhida para este estudo. Outros aspectos da área são o clima classificado como “Cfb” (temperado quente, sem estação seca no inverno), média anual de precipitação de 1.258,6 mm e temperatura média anual em torno de 24,8 °C. O solo que prevalece na região é Latossolo Amarelo Distrófico, com associações de Cambissolo e afloramentos rochosos e os usos da terra predominantes são a floresta nativa, olericultura, café, pastagem e eucalipto.

Etapas e procedimentos para realização da pesquisa

O SWAT+ é uma versão revisada do modelo SWAT original, que fornece uma representação espacial mais flexível de interações e processos dentro de uma bacia hidrográfica. Como exemplo disso, tem-se o conceito de “unidades de paisagem” ou *Landscape Units* (LSUs), introduzido na nova versão e que oferece uma heterogeneidade espacial melhorada. Outra possibilidade que o SWAT+ traz é a de simular cenários diversos conforme as mudanças implementadas pelos usuários nos dados de entrada ou nas configurações iniciais (TAMU, 2023).

Para fins de modelagem, o SWAT+ delimita uma bacia hidrográfica e a divide em várias sub-bacias. Cada sub-bacia é simulada como uma área homogênea em termos de condições climáticas e dividida em unidades de resposta hidrológica (HRUs – *Hydrologic Response Units*). Cada HRU é considerada espacialmente uniforme em termos de solos, uso da terra e topografia. As LSUs contêm HRUs em seu interior e são áreas que drenam diretamente para um determinado trecho de curso d’água, ou seja, são como sub sub-bacias. Se optarmos por criar apenas algumas HRUs, cada LSU será tratada separadamente e terá ao menos uma HRU em seu interior (DILE et al., 2019).



Dessa forma, para a modelagem hidrológica utilizando o modelo SWAT+ e criação de cenários, foram seguidas as etapas e procedimentos descritos na Figura 2. Com o objetivo de delimitar a bacia, foram consultados dados disponíveis na Rede Hidrometeorológica Nacional, da Agência Nacional de Águas (ANA). O exutório da bacia modelada coincidiu com a localização da estação fluviométrica PCH Rio Bonito Montante 2 (57117000), que possui dados de vazão diária observada no Rio Santa Maria da Vitória a partir do ano de 2013.

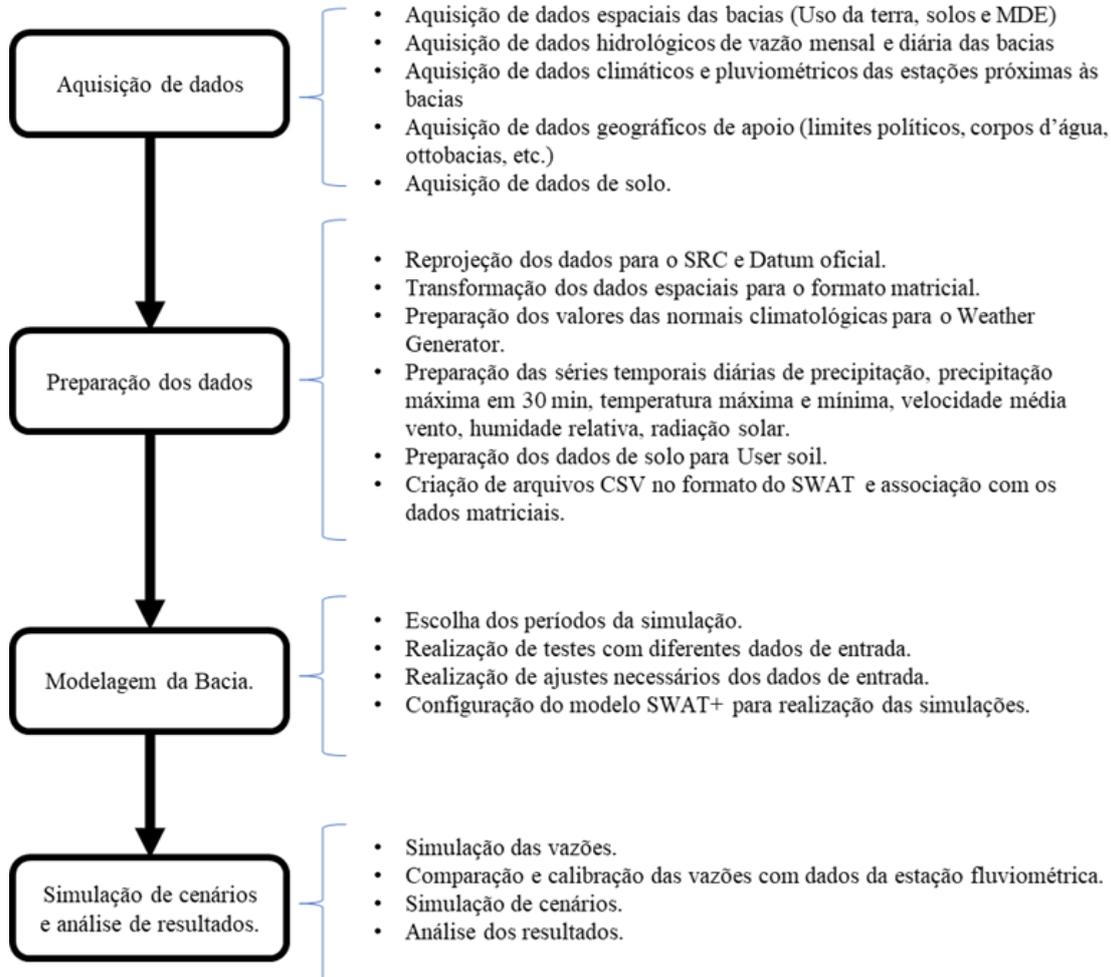


Figura 2: Etapas e procedimentos para realização da pesquisa.

Os dados espaciais utilizados (Figura 3) foram, além de estações fluviométricas, estações pluviométricas e climáticas, além do modelo digital de elevação, mapa de uso da terra e mapa de tipos de solo, ambos no formato *raster* e com resolução espacial de 30 m. O mapa de declividade foi criado a partir do Modelo Digital de Elevação (MDE) FABDEM (*Forest And Buildings removed Copernicus DEM*) e o mapa de uso da terra utilizado é produto do mapeamento realizado no Espírito Santo entre os anos de 2012 e 2015 (IEMA / GEOBASES). Já o mapa de tipos de solos utilizado foi da atualização realizada por Cunha et al. (2016) das unidades de mapeamento de solos definidas nos levantamentos publicados pelo Projeto Radambrasil/IBGE em 1983 e 1987.

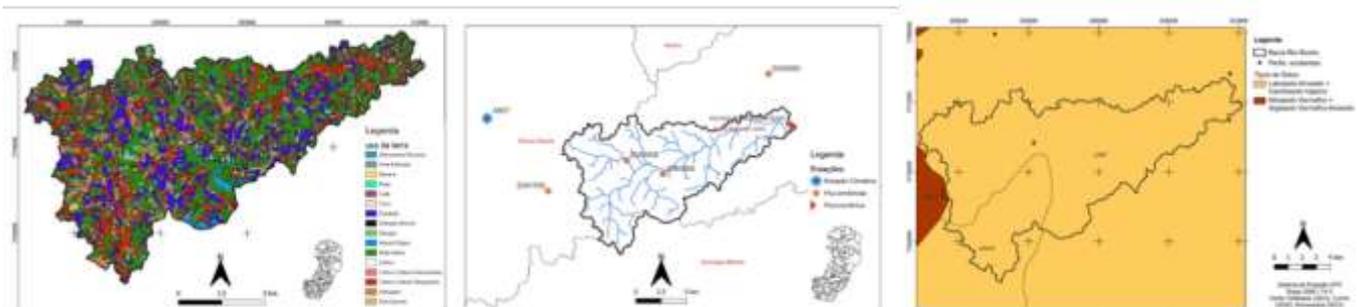


Figura 3: Dados de entrada utilizados para realização da modelagem.



As séries de dados climatológicos foram obtidos da estação climática Afonso Cláudio, sendo essa a estação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) mais próxima da área estudada e os dados de precipitação foram complementados com dados de outras 4 estações pluviométricas mais próximas à área de estudo: “Garrafão” (código 2040008), “Piracema1” (2041109), “São João do Garrafão” (2040085) e “Alto Rio Possmoser” (2040083) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

Para definição das classes de declividade utilizou-se a proposta da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (1979), agregando as classes 0-3% e 3-8% devido à baixa ocorrência de ambas na região estudada. Sendo assim, as classes de declividade adotadas foram: 0-8%, 8-20%, 20-45%, 45-75% e >75%.

Com relação à análise de sensibilidade, esta consiste na análise da variação das saídas do modelo em função de mudanças nos parâmetros de entrada. Com ela, podemos determinar quais parâmetros influenciam modelagem na região de estudo e reduzir esforços na etapa de calibração. Essa, por sua vez, consiste em ajustar parâmetros e analisar as saídas que são geradas, sendo importante realizar primeiramente a calibração mensal, seguida da diária (BRESSIANI, 2016).

Para a análise de sensibilidade e calibração mensal e diária, foi utilizado o software estatístico R juntamente com uma série de pacotes, entre os quais o principal foi o R-SWAT. Os parâmetros utilizados na calibração estão presentes na Tabela .

Tabela 1: Parâmetros utilizados na calibração do modelo

Parâmetros alterados	Unidade de aplicação	Significado
FLOWMIN	aquífero	Vazão mínima para irrigação
REVAP	aquífero	Coefficiente de retorno de água do aquífero raso para a zona radicular
REVAPMN	aquífero	Profundidade limite do aquífero raso para que ocorra percolação para o aquífero profundo
ALPHA	aquífero	Constante de recessão do fluxo de base
AWC	solo	Teor de água disponível no solo para as plantas
CN2	HRU	“Curve number” para condição de umidade 2
ESCO	HRU	Coefficiente de compensação de evaporação de água no solo
CN3_SWF	HRU	Fator de água no solo
PERCO	HRU	Coefficiente de percolação
LAT_TTIME	HRU	Tempo de viagem do fluxo lateral
SURLAG	bacia	Coefficiente de retardamento do escoamento superficial
CANMX	HRU	Capacidade máxima de armazenamento de água no dossel

A modelagem da vazão foi realizada para os passos de tempo diário e mensal, para os quais haviam dados disponíveis para comparação e calibração dos resultados obtidos. A avaliação da modelagem é realizada através de critérios estatísticos de eficiência, sendo classificados em insatisfatório, satisfatório, bom e muito bom. A Tabela 2 mostra os índices obtidos após a calibração do modelo.

Tabela 2: Índices obtidos após a calibração do modelo

Índice de eficiência avaliados	Simulação Mensal		Simulação Diária	
	Valor Obtido	Classificação	Valor Obtido	Classificação
R ²	0.58	Satisfatório	0.52	Satisfatório
NSE	0.58	Satisfatório	0.52	Satisfatório
Pbias	-4.44	Muito Bom	-4.64	Muito Bom
RSR	0.65	Satisfatório	0.69	Satisfatório

Concluído o processo de modelagem hidrológica e calibração dos valores de vazão, diversas variáveis podem ser representadas para cada um desses trechos de drenagem e para cada uma das LSUs, detalhando o comportamento da bacia em cada unidade. Assim, a partir de um cenário inicial baseado no comportamento real da bacia (cenário base), variáveis simuladas

pelos modelos foram ajustadas, seguindo o método de Arabi et al. (2008), para um cenário alternativo em que a prática conservacionista de terraços foi aplicada em todos os locais onde haviam culturas agrícolas, plantações de eucalipto e pastagens, que ocupavam cerca de 45% da área total.

Resultados e Discussão

Os valores de vazão diária e mensal para o exutório da bacia modelada foram comparados com os valores de vazão observados pela estação fluviométrica existente. Os gráficos que comparando as vazões médias mensais simuladas e observadas, assim como os totais pluviométricos mensais da principal estação, são mostrados na Figura 4.

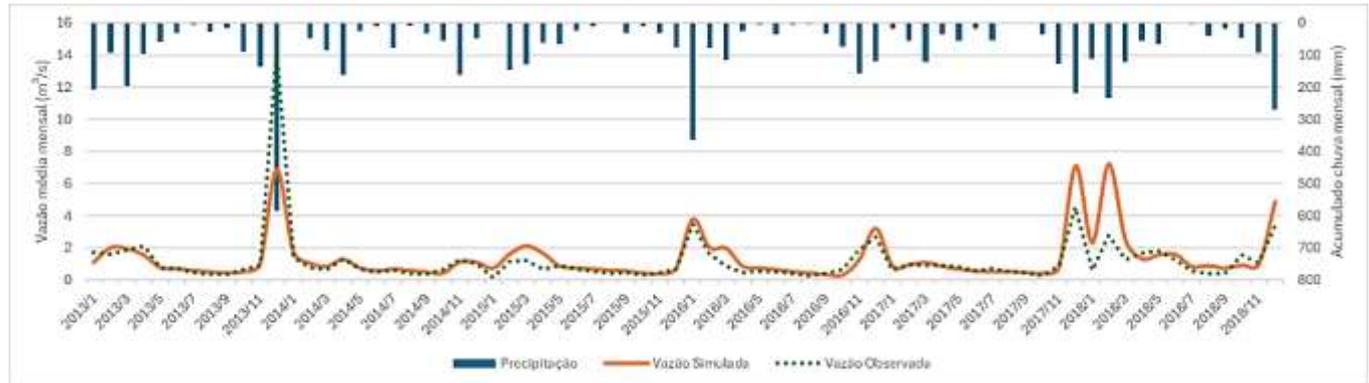


Figura 4: Comparação das vazões médias mensais simuladas e observadas, e totais pluviométricos mensais da principal estação.

Como os valores de vazão não são simulados apenas para o exutório da bacia, mas para cada trecho de curso d'água da bacia, a vazão média em cada trecho pode ser obtida para um determinado dia, mês ou ano. Essas variáveis também podem ser mostradas cartograficamente, como pode ser observado na Figura 5, que mostra a vazão média no período simulado para os diversos cursos d'água existentes na bacia.

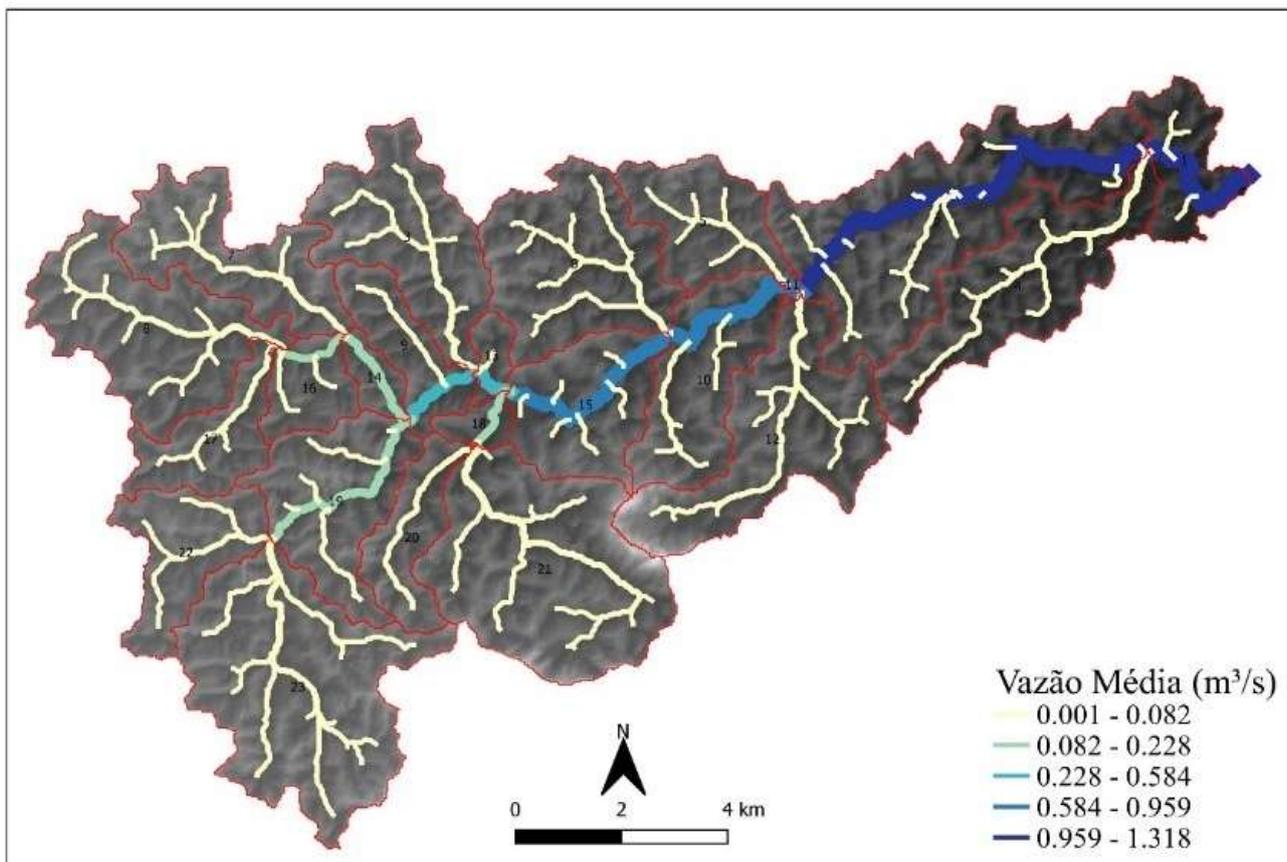


Figura 5: Vazão média no período simulado para os diversos cursos d'água existentes na bacia.

A aplicação de terraços possibilita uma redução do escoamento superficial, haja vista que essa técnica tem como um dos principais objetivos reduzir os índices de erosão através do aumento da infiltração. Esta alteração no escoamento pode ser visualizada na Figura 6, que indica que algumas LSUs tiveram uma redução de até 23%.

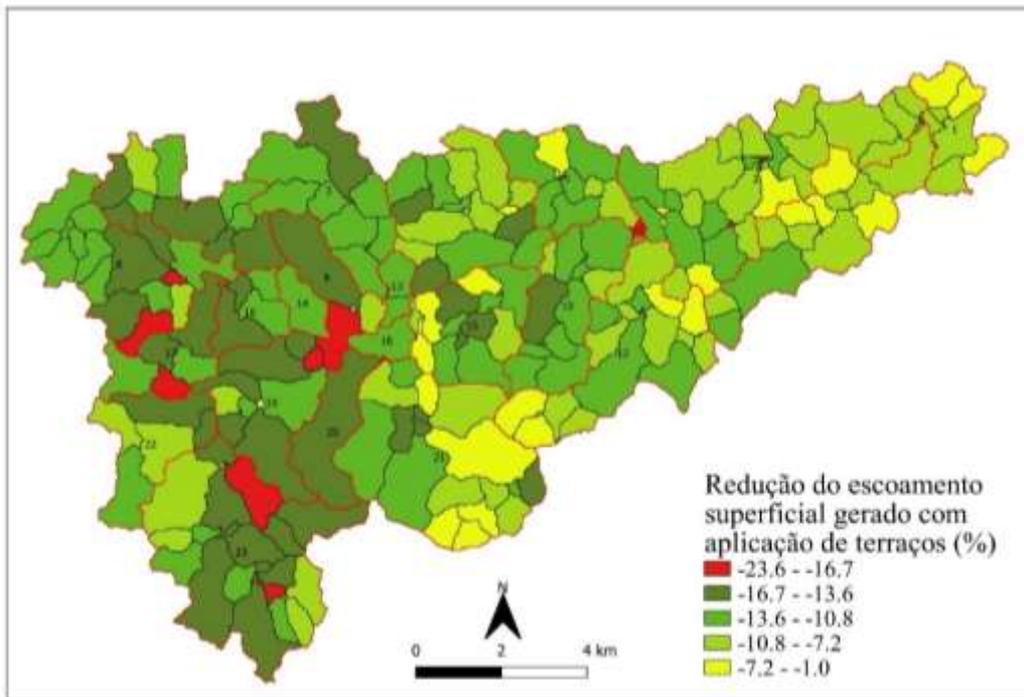


Figura 6: Comparação do escoamento superficial gerado no cenário base com o gerado, com a aplicação de terraços, por Unidade da Paisagem (LSU).

Com a maior retenção de água no solo e maior disponibilidade para consumo das plantas, a tendência é que haja também uma alteração nos índices de evapotranspiração. Esse aumento pode ser medido por meio da comparação entre as duas simulações realizadas e é visualizado na Figura 7, onde é possível perceber que os valores de evapotranspiração podem aumentar em mais de 5%.

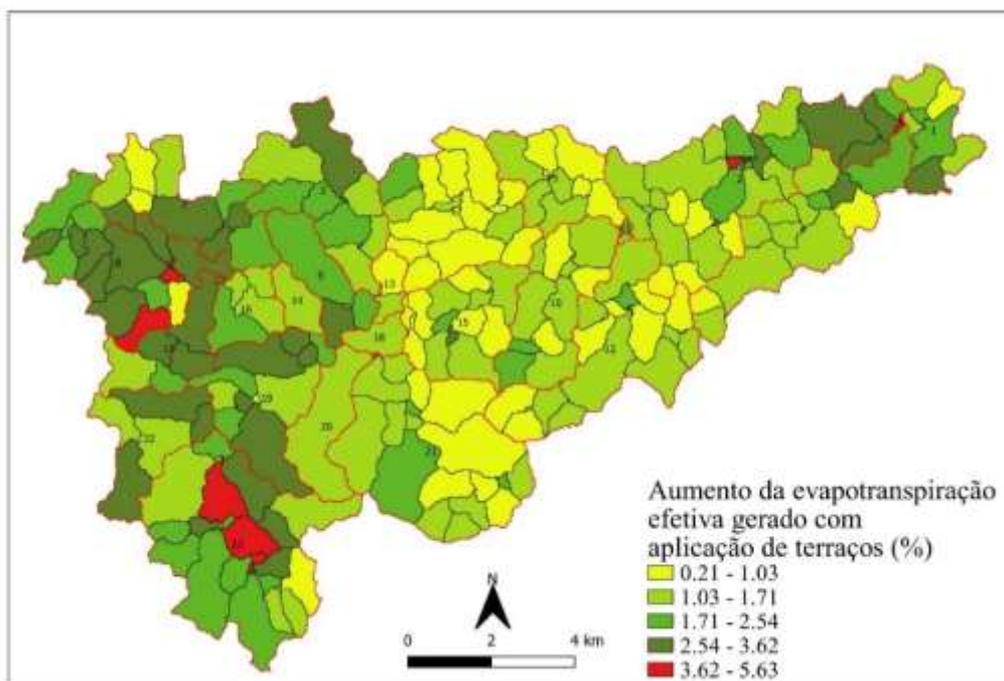


Figura 7: Comparação da evapotranspiração efetiva no cenário base com o gerado com a aplicação de terraços, por Unidade da Paisagem (LSU).

A aplicação do cenário conservacionista proposto e avaliado reflete, por fim, numa redução da produção de água nas diversas unidades de paisagem da bacia, como pode ser observado na Figura 8. Consequentemente, a vazão média dos cursos d'água sofreu uma redução em semelhante proporção (Figura 9) e que foi de cerca de 4,33% no exutório da bacia.

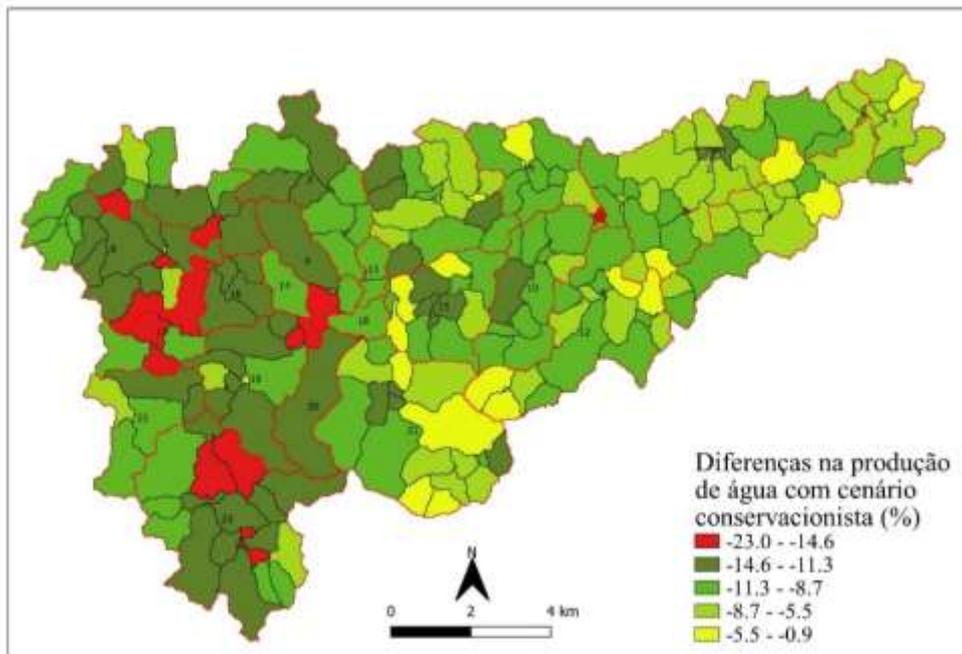


Figura 8: Comparação da produção de água no cenário base com o gerado com a aplicação de terraços, por Unidade da Paisagem (LSU).

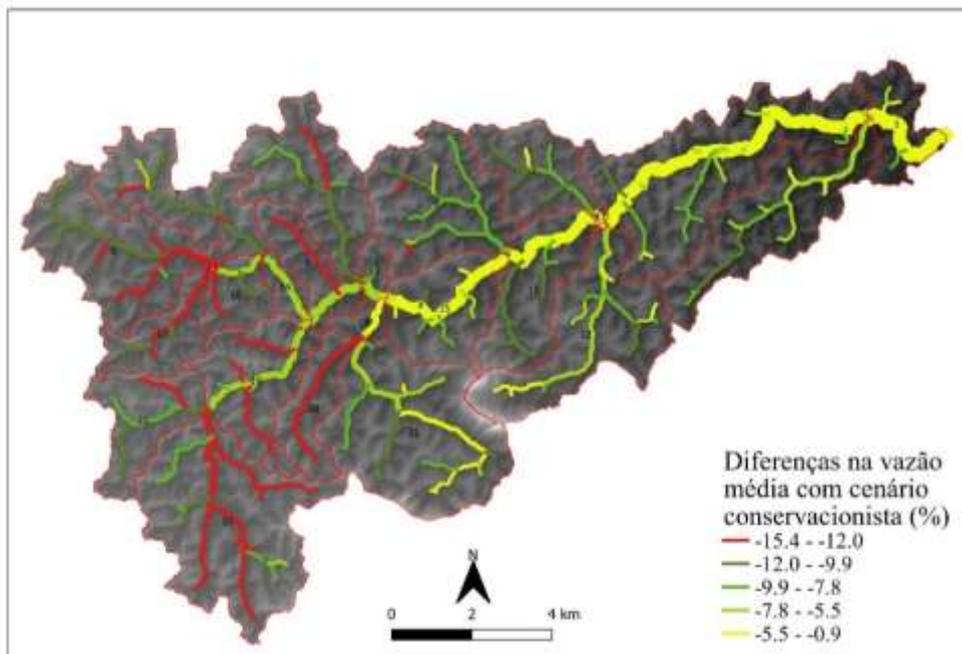


Figura 9: Diferenças de vazão média no cenário base com o gerado com a aplicação de terraços nos diversos trechos hidrográficos.

Embora possa parecer com a análise dos valores médios que a aplicação das práticas conservacionistas seja um resultado negativo para a bacia, com o fato de o modelo simular a vazão em diferentes passos de tempo essa análise pode ser mais bem elaborada. Uma análise estatística dos dados diários de vazão (Tabela 3) foi realizada e observou-se que houve uma redução das vazões de pico em dias de total pluviométrico elevado e aumento das vazões mínimas registradas em períodos de estiagem. Esses resultados, ao contrário do percebido ao se analisar a média de forma isolada, são bastante positivos e implicam na redução dos efeitos das enchentes e menos problemas com racionamento e escassez de água na bacia.



Tabela 3: Índices estatísticos da vazão diária simulada para o exutório da bacia modelada

Índices Estatísticos	Vazão dos Cenários (m ³ /s)		Variação (%)
	Base	Terraços	
Média	1.318	1.261	-4.30%
Mínima	0.266	0.285	7.10%
Percentil 5	0.402	0.427	6.20%
Percentil 10	0.464	0.478	3.00%
Percentil 90	2.23	2.061	-7.60%
Percentil 95	3.83	3.519	-8.10%
Máxima	40.5	36.8	-9.10%

A análise dos valores de vazão diária mostra que a vazão mínima no período simulado aumentou cerca de 7% e, assim como as vazões de estiagem mais severas (5% menores), tiveram um aumento que pode ser determinante na captação e uso pela comunidade local, devido principalmente à presença de agricultura irrigada, que ocupa 18% da área estudada.

As vazões de pico com potencial para causar enchentes indesejadas, por outro lado, tiveram uma redução nos valores diários. Esses valores devem ser ainda mais significativos no passo de tempo diário, porém não haviam dados pluviométricos que possibilitassem a simulação nesse intervalo para a bacia.

Ademais, no Estado do Espírito Santo, a vazão de referência é a Q₉₀, ou seja, a vazão referente percentil 10. Assim, a alteração no cenário de uso e ocupação da terra utilizando terraços acarretará num aumento de 3% da vazão utilizada para outorga de lançamento de efluentes, de captação direta de água em corpos de água superficiais ou de captação em barramentos, estes últimos muito numerosos na bacia hidrográfica em questão, como explicitado por Campos et al. (2023).

Considerações Finais

O modelo SWAT+ foi capaz de representar espacialmente as mudanças no regime hídrico provocadas pela aplicação da prática conservacionista de terraceamento. Isso aponta na mesma direção que outros autores que analisaram a versão anterior (SWAT 2012) como um dos modelos mais aptos para avaliação de cenários alternativos de BMPs.

A espacialização dos resultados permite que o planejamento ambiental e avaliação de práticas conservacionistas de solo e água sejam melhor avaliados, tornando o processo mais assertivo e direcionado e possibilitando a proposição de intervenções localizadas e avaliação dos resultados em outras variáveis da bacia hidrográfica, como a avaliação de sedimentos e carga de nutrientes.

A aplicação de terraços surtiu efeitos benéficos em termos do aumento da disponibilidade hídrica em períodos de estiagem, o que é bastante positivo e pode ser considerado como uma alternativa pelos órgãos de gestão da água, usuários e comitês de bacia como alternativa para locais onde a escassez hídrica configura um problema recorrente.

Trabalhos na direção da avaliação e comparação dos efeitos desta e de outras práticas conservacionistas são desejáveis, a fim de se avaliar a efetividade de cada uma delas na disponibilidade hídrica e nos processos hidrológicos.

Agradecimentos

Agradecemos à FAPES – Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo, pelo apoio à pesquisa e à UFES – Universidade Federal do Espírito Santo e ao IFES – Instituto Federal do Espírito Santo pela participação de seus quadros na pesquisa.

Referências Bibliográficas

AHSAN, A. et al. 2023. Modeling the impacts of best management practices (BMPs) on pollution reduction in the Yarra River catchment, Australia. **Applied Water Science**, v. 13, n. 4, p. 98.

ARABI, M. et al. 2008. Representation of agricultural conservation practices with SWAT. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 16, p. 3042–3055.

BRESSIANI, D. D. A. 2016. **Coping with hydrological risks through flooding risk index, complex watershed modeling, different calibration techniques, and ensemble streamflow forecasting**. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BRESSIANI, D. DE A. et al. 2015. Review of Soil and Water Assessment Tool (SWAT) applications in Brazil: Challenges and prospects. **International Journal of Agricultural and Biological Engineering**, v. 8, n. 3, p. 9–35.



- CAMPOS, I. C. H. M. et al. 2023. Análise das Limitações da Modelagem Hidrológica de uma Bacia Hidrográfica com Múltiplos Pequenos Barramentos e Reservatórios de Água com o Modelo SWAT+. *Anais do XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. p. 1-10.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA (CHSMV). 2022. **De Olho no Rio - Santa Maria da Vitória**. Disponível em: <<https://agerh.es.gov.br/cbh-smv>>. Acesso em: 31 mar. 2024.
- DILE, Y.; SRINIVASAN, R.; GEORGE, C. 2019. QGIS Interface for SWAT+: **QSWAT+**, v. 1.9, p. 1-98. Disponível em: <<https://swat.tamu.edu/software/qswat/>>. Acesso em: 7 mar. 2023
- JANJIC, J.; TADIC, L. 2023. Fields of Application of SWAT Hydrological Model: A Review. **Earth**, v. 4, n. 2, p. 331–344.
- LIU, Y. et al. 2017. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: Needs and opportunities. **Science of The Total Environment**, v. 601–602, p. 580–593.
- LÓPEZ-BALLESTEROS, A. et al. 2019. Assessing the Impact of Best Management Practices in a Highly Anthropogenic and Ungauged Watershed Using the SWAT Model: A Case Study in the El Beal Watershed (Southeast Spain). **Agronomy**, v. 9, n. 10, p. 576.
- MOGES, E. et al. 2021. Review: Sources of Hydrological Model Uncertainties and Advances in Their Analysis. **Water**, v. 13, n. 1, p. 28.
- NI, X.; PARAJULI, P. B. 2018. Evaluation of the impacts of BMPs and tailwater recovery system on surface and groundwater using satellite imagery and SWAT reservoir function. **Agricultural Water Management**, v. 210, p. 78–87.
- PANDI, D.; KOTHANDARAMAN, S.; KUPPUSAMY, M. 2021. Hydrological models: a review. **International Journal of Hydrology Science and Technology**, v. 12, n. 3, p. 223.
- REDE PARANAENSE DE AGROPESQUISA E FORMAÇÃO APLICADA (REDE AGROPESQUISA). 2023. **Manejo e conservação de solo e água**: volume 1 - formação, implantação e metodologias / editores André Pellegrini e Graziela Moraes de Cesare Barbosa. Curitiba: SENAR AR/PR, v. 1. Disponível em: <<https://www.sistemaep.org.br/biblioteca-virtual/>>. Acesso em: 31 mar. 2024.
- RISAL, A.; PARAJULI, P. B. 2022. Evaluation of the Impact of Best Management Practices on Streamflow, Sediment and Nutrient Yield at Field and Watershed Scales. **Water Resources Management**, v. 36, n. 3, p. 1093–1105.
- SOLUÇÕES EM MEIO AMBIENTE (SOMA). 2003. Diagnóstico do Meio Físico. Em: **EIA PCH Timbuí Seco rio Santa Maria da Vitória**, p. 1. Disponível em: <<https://iema.es.gov.br/EIA-2003>>. Acesso em 31 mar. 2024.
- TEXAS A & M UNIVERSITY (TAMU). 2022. **SWAT+ Documentation**. Disponível em: <<https://swatplus.gitbook.io/io-docs/>>. Acesso em: 23 nov. 2023.



AVALIAÇÃO DE BIOFLOCULANTES NA REMOÇÃO DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES DE AMOSTRAS DE ÁGUAS DO RIO AMAZONAS

1Gleysa Thaysa Silva de Araújo; 2Marcelo Silva Andrade

1 Universidade do Estado do Amapá, e-mail: gleysa.thaysa@gmail.com.; 2 Universidade do Estado do Amapá, e-mail: marcelo.andrade@ueap.edu.br

Palavras-chaves: Caulim; Sobrenadante Livre de Células; Caldo Produtor de Biofloculante.

Resumo

A água é um recurso fundamental para a vida humana, por essa razão deve ser ofertada em quantidade suficiente e qualidade satisfatória. Por outro lado, a presença de microrganismos patogênicos pode comprometer sua qualidade, conferindo a água o potencial como veículo de transmissão de doenças. Desse modo, buscando garantir um fornecimento e consumo seguro, é necessário adotar medidas rigorosas de controle e tratamento da água como as etapas utilizadas pelas Estações de Tratamento de Água, sendo elas: captação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de potencial hidrogeniônico (pH). A desinfecção é uma etapa convencional do processo de tratamento, com o objetivo de remover microrganismos e nela geralmente, o cloro é o agente desinfetante mais utilizado devido a sua eficácia na inativação de bactérias, vírus e protozoários, além do baixo custo, fácil acesso e relativamente estáveis. No entanto, o seu uso apresenta desvantagens como a resistência do *Cryptosporidium* e outros patógenos transmitidos pela água, ineficácia em água com pH elevado, altera o sabor e odor, pode formar clorato, é corrosivo e perigoso, produz de subprodutos organoclorados, como os compostos trihalometanos (THMs), prejudiciais à saúde humana em razão do seu potencial para desenvolver câncer. Nessa perspectiva, surgem os biofloculantes (BFL) como uma alternativa sustentável ao uso do cloro, pois além da sua aplicação no tratamento de água promover a aglomeração de partículas em suspensão, formando flocos que auxiliam no processo de clarificação, podem ainda promover durante a etapa de desinfecção a remoção de microrganismos patogênicos, como, os coliformes termotolerantes (*Escherichia coli*), *Salmonella* sp. e leveduras, diminuindo as chances de transmissão de doenças pela água. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi selecionar bactérias autóctones produtoras de BFL a partir de amostras de água do Rio Amazonas, visando à redução de *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e leveduras, contribuindo para um tratamento mais sustentável da água captada. Para alcançar os objetivos propostos, a metodologia foi dividida em quatro etapas, na primeira etapa ocorreu o processo de coleta de água e a seleção de colônias bacterianas produtoras de biofloculantes. Para isso, as amostras de água do Rio Amazonas foram coletadas com o auxílio de um balde desinfetado, na Orla do Santa Inês situada na cidade de Macapá no estado do Amapá e em seguida foram transferidas para recipientes estéreis e armazenadas em cuba gelo para serem transportadas ao laboratório. As amostras foram agitadas em água peptonada, em seguida 1 mL foi inoculado em caldo nutriente. A cultura obtida foi submetida a uma diluição seriada e plaqueamento pelo método de espalhamento em ágar nutriente. A seleção das colônias com morfologias distintas foi realizada visualmente. Estas foram cultivadas em caldo nutriente e depois em Caldo Produtor de Biofloculantes (CPB) estéreis. Para verificar quais colônias eram produtoras de biofloculantes, as culturas produzidas em CPB foram submetidas ao teste de atividade floculante. Na segunda etapa, as colônias bacterianas que demonstraram atividade floculante foram purificadas. Para isso, foram cultivadas em CPB esterilizado para produzir o Sobrenadante Livre de Células (SLC), por meio da centrifugação. O SLC foi transferido para tubos Falcon estéreis para ser tratado com etanol absoluto frio e em outros tubos com solução de clorofórmio e n-butanol, sendo centrifugado novamente para separar o precipitado, que foi seco e diluído em água destilada estéril, desse modo produzindo os biofloculantes purificados. Na terceira etapa, foram realizados os testes de atividade floculante, onde os BFL purificados foram transferidos para a solução caulim que foi agitada fortemente em vórtex e em seguida deixada em repouso. Todos os testes foram realizados em triplicata e calculados a absorbância de 550nm. Na última etapa, foram realizados os testes de remoção dos microrganismos, como *Escherichia coli* e *Salmonella* sp., onde foram transferidos os BFL purificados e adicionados em caldo BHI com 1% de CaCl₂, essa solução foi agitada em vórtex e em seguida deixada em repouso. Todos os testes foram realizados em triplicata e calculados a absorbância de 600nm. Além disso, foram realizados os testes de remoção de levedura, nele o processo foi o mesmo, exceto pela composição da solução, onde houve a substituição do caldo BHI pelo fermento biológico. Das 101 colônias obtidas, somente 26 apresentaram atividade floculante na primeira etapa do experimento. Das 26 colônias a menor taxa de floculação foi 36,19% e a maior 99,63%. Nos testes de remoção de microrganismos para a *Escherichia coli*, a mediana foi de 93% com pouca dispersão dos dados. A mediana de *Salmonella* sp. foi de 98% com a maioria dos dados variando entre 95% e 99%. Para as leveduras, a mediana foi de 95%, com uma dispersão ligeiramente maior dos dados, mas ainda dentro de uma faixa aceitável. A partir dos resultados, conclui-se que os biofloculantes produzidos a partir de bactérias autóctones de amostras de água do Rio Amazonas foram capazes de remover microrganismos, demonstrando ser uma alternativa sustentável para o tratamento da água.

Introdução

A água é considerada um alimento na maioria dos países industrializados, por esse motivo apresenta índices rigorosos quanto a presença de microrganismos patogênicos para o consumo apropriado (Buthelezi, 2009). A utilização de barreiras, como o tratamento de água, desde a etapa da captação até o consumidor é uma das maneiras de prevenir ou reduzir o nível de



contaminação por microrganismos (WHO, 2017). O tratamento de água visa promover quantidade suficiente desse produto com qualidade satisfatória para atender as necessidades de consumo humano seguro, em relação a sua composição química e bacteriológica, por meio da remoção de microrganismos e substâncias prejudiciais, redução de impurezas e compostos orgânicos, e ajuste da cor, odor e sabor, com redução de elementos como dureza, ferro, manganês, turbidez, corrosividade, entre outros (Carvalho; Berenguer, 2016).

Segundo Barros, 2019, as Estações de Tratamento de Água (ETA) convencionais adotam etapas como a captação, coagulação, floculação, decantação, filtração, desinfecção, fluoretação e correção de potencial hidrogeniônico (pH). Quando ocorre falhas ao garantir segurança microbiana no abastecimento de água, conseqüentemente, prejudica a saúde pública, uma vez que a água é um veículo de transmissão de doenças causadas por microrganismos patogênicos (WHO, 2017).

Antes do estabelecimento da teoria dos microrganismos como os causadores de doenças, acreditava-se que os responsáveis por isso eram os odores, então para solucionar esse problema, adotou-se a etapa da desinfecção que atualmente possui a finalidade de remover os microrganismos nocivos à saúde humana (Meyer, 1994). Durante a desinfecção, podem ser adicionados na água dois tipos de agentes: o físico, como a luz ultravioleta e o químico, como o cloro que é amplamente empregado em razão da sua eficácia na inativação de bactérias, vírus e protozoários, além do baixo custo, fácil acesso e serem relativamente estáveis (Barros, 2019). Quando o cloro entra em contato com os compostos orgânicos presentes na água sofre o processo de cloração resultando na formação dos trihalometos (THMs), que podem ser desencadeados por fatores como o tempo, temperatura, pH, concentração de brometo e iodeto, características e concentrações dos precursores e do cloro (Meyer, 1994).

Os THMs apresentam riscos à saúde humana devido ao seu potencial cancerígeno, além de possuírem desvantagens em relação a sua resistência ao *Cryptosporidium* e outros patógenos transmitidos pela água, ineficácia em água com pH elevado, formação de clorato, alteração do sabor e odor (Barros, 2019). Nesse contexto, surgem como alternativa sustentável ao uso do cloro na etapa da desinfecção, os biofloculantes (BFL), pois são materiais ecológicos, inofensivos e biodegradáveis (Guo; Chen, 2017).

Os BFL são metabólitos secundários, formados por polissacarídeos, proteínas, lipídios e ácidos nucleicos (Okaiyeto *et al.*, 2013), e sintetizados a partir do crescimento de microrganismos, como algas, fungos e bactérias. Seu uso durante o tratamento de água promove a aglomeração de partículas em suspensão, formando flocos que auxiliam no processo de clarificação e remoção de microrganismos patogênicos, diminuindo a chance de transmissão de doenças pela água.

Nesta perspectiva, pesquisas sobre biofloculantes ganham relevância a medida em que há poucos estudos publicados referente ao tema, sendo de suma importância para a construção e difusão de novos conhecimentos relativos ao tratamento de água com a utilização de alternativas ecologicamente sustentáveis.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi selecionar bactérias autóctones produtoras de BFL a partir de amostras de água do Rio Amazonas, visando à redução de *Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e leveduras, contribuindo para um tratamento mais sustentável da água captada. Buscou-se isolar colônias de bactérias morfológicamente diferentes das amostras de água e avaliar a utilização dos biofloculantes na remoção de microrganismos patogênicos visando cumprir com os objetivos presentes na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável da ONU (Organização das Nações Unidas), especificamente, os objetivos 6.6 e 12.2, relativos à proteção e restauração de ecossistemas relacionados com a água e gestão sustentável e uso eficiente dos recursos naturais.

Material e Métodos

Coletas da Água e Seleção de Colônias Bacterianas Produtoras de biofloculantes

As amostras de água do Rio Amazonas, foram coletadas com o auxílio de um balde desinfetado, na Orla do Santa Inês, localizada na cidade de Macapá no estado do Amapá (0° 01' 00.6" N – 51° 03' 23. 8" W). As amostras coletadas foram transferidas para três frascos estéreis de 50mL, foram armazenadas em cuba gelo para serem transportadas ao laboratório. Das amostras de água foram retirados 20mL e adicionados a 180mL de água peptonada esterilizada, composta por 1 g/L de peptona bacteriológica e 9 g/L de NaCl. A solução foi submetida ao agitador orbital por 30 minutos em temperatura ambiente e deixada em repouso por outros 30 minutos, em virtude da água do rio Amazonas conter uma quantidade considerável de sedimentos. Em seguida, 2 mL sobrenadante foi transferido para 100 mL de caldo nutriente esterilizado (1 g/L de extrato de carne, 5 g/L de peptona bacteriológica, 5 g/L de NaCl, 2 g/L de extrato de levedura), 2mL de glicerina e 300 unidades/mL de nistatina. Por fim, foram submetidas ao agitador orbital por 72 horas em temperatura ambiente (Carvalho, 2012).

A cultura de bactérias produzida foi submetida a diluições seriadas de 10^{-1} até a 10^{-8} . Nas quais, 0,1mL da cultura foi transferida para tubos eppendorf com 0,9mL de caldo nutriente). Para o plaqueamento, foram selecionadas as diluições entre 10^{-3} a 10^{-8} . Em que 0,1mL das diluições foram plaqueadas em triplicata pelo método de espalhamento sobre o ágar nutriente (1 g/L de extrato de carne, 5 g/L de peptona bacteriológica, 5 g/L de NaCl, 2 g/L de extrato de levedura e 15g/L de ágar bacteriológico) e incubadas em estufa bacteriológica a 37°C por 48 horas (Vermelho *et al.*, 2015).

A seleção das colônias de bactérias com morfologias diferentes foi realizada por observação a olho nu. Estas foram transferidas cuidadosamente, para tubos Falcon com 3mL de caldo nutriente. Por fim, foram incubadas por 72 horas em temperatura ambiente. A produção do Caldo Produtor de Biofloculantes (CPB), foi segundo a metodologia de Gouveia *et al.*, 2019, onde foi utilizado 1% de glicerina (5mL neste caso); 2,5g/L de glicose; 0,75g/L de extrato de levedura; 0,5g/L de uréia; 5mL (neste caso) de solução estoque de cada sal: KH_2PO_4 , K_2HPO_4 , NaCl e MgSO_4 e 475mL de água destilada. Do CPB produzido foram transferidos 10mL para tubos Falcon e autoclavados por 20 minutos a 121°C. Após esfriarem, as colônias foram inoculadas em seus respectivos tubos e incubadas em agitador orbital a temperatura ambiente por 72 horas (Kurane *et al.*, 1986; Cosa *et al.*, 2011; Agunbiade *et al.*, 2018).



Na atividade floculante, 0,1mL do inóculo produzido (a partir das colônias cultivadas em CPB) foi transferido para tubos Falcon contendo 9mL de solução de caulim esterilizada (composta por 5g/L de argila branca e 0,25mL de solução de 1% de CaCl₂), que foram fortemente agitados em vórtex e deixados em repouso por 5 minutos (Humudat *et al.*, 2014; Akinola; Adebayo, 2018).

Purificação dos Biofloculantes

Na etapa de purificação, 1mL das colônias que demonstraram atividade floculante foram cultivadas em 14 mL de CPB esterilizados e incubadas em temperatura ambiente por 72 horas (Kurane *et al.*, 1986; Cosa *et al.*, 2011; Agunbiade *et al.*, 2018). Para produzir o Sobrenadante Livre de Células (SLC), 1,5mL do cultivo de cada amostra foi transferido para 10 microtubos Eppendorf e centrifugados a 12.000rpm por 5 minutos a 4°C. Foi retirado 1 mL de cada microtubo e transferido para dois tubos Falcon estéreis, cada um com 5mL. No primeiro tubo Falcon foi adicionado dois volumes de etanol absoluto frio (10mL) e armazenado por 24 horas. Posteriormente, as culturas foram centrifugadas a 8.000rpm por 15 minutos em temperatura ambiente. O sobrenadante foi removido e o precipitado foi seco em temperatura ambiente por 6 horas na câmara de Fluxo Laminar e diluído em 1mL de água destilada estéril (Agunbiade *et al.*, 2018).

No segundo tubo Falcon foi adicionado dois volumes de etanol frio (10mL), foi misturado e armazenado na geladeira por 24 horas. As culturas foram centrifugadas a 8.000rpm por 20 minutos em temperatura ambiente. O sobrenadante foi removido, cuidadosamente, e transferido para um novo microtubo estéril. Foi adicionado 200µl de solução de clorofórmio e n-butanol na proporção de 5:2(v/v), este foi agitado no vórtex e deixado em repouso a temperatura ambiente por 20 horas. As culturas foram centrifugadas a 12.000rpm a 4°C por 5 minutos. A camada mais superficial foi transferida para um novo tubo Eppendorf e utilizada para o teste de atividade floculante (More *et al.*, 2012; Tawila *et al.*, 2018).

Teste de atividade floculante de biofloculantes purificados

O teste da atividade floculante ocorreu pela medição em espectrofotômetro UV-Visível no comprimento de onda 550 nm. Para calibrar a leitura, o aparelho foi zerado com uma solução chamada de branco. Neste caso, é uma solução contendo 0,25mL de 1% CaCl₂ e 9 mL de água destilada estéril.

Para verificar a atividade floculante, exatos 0,1mL de BFL purificados foi adicionado à solução de caulim estéril contendo 0,25mL de 1% CaCl₂ e 9mL de água destilada com argila branca (5g/L). A solução foi agitada fortemente em vórtex por 1 minuto, em seguida, ficou em repouso por 5 minutos (Akinola; Adebayo, 2018). Todos os testes foram realizados em triplicata. O controle negativo será utilizado uma solução estéril composta por 0,25mL de 1% CaCl₂ e 9mL de água destilada com argila branca (caulim) sem o BFL purificado. A atividade floculante foi calculada através da equação:

$$\% = [(A - B) / A] \times 100$$

Onde A é a absorbância a 550 nm do controle negativo, e B é a absorbância a 550 nm do SLC (Pathak *et al.*, 2014).

Teste de remoção de microrganismos

Nos testes de remoção de microrganismos ocorreu pela medição em espectrofotômetro UV-Visível no comprimento de onda 600 nm. Para calibrar a leitura, o aparelho também foi zerado com a solução branco, composta por 0,25mL de 1% CaCl₂ e 9 mL de água destilada estéril.

Nos testes de remoção *Escherichia coli* e *Salmonella sp.*, foi transferido exatos 0,1mL de BFL purificados e adicionado a uma solução contendo 0,25mL de 1% CaCl₂ e 9mL de caldo BHI (37g/L). A solução foi agitada fortemente em vórtex por 1 minuto, em seguida, ficou em repouso por 5 minutos (Akinola; Adebayo, 2018). Todos os testes foram realizados em triplicata. A atividade floculante foi calculada através da equação:

$$\% = [(A - B) / A] \times 100$$

Onde A é a absorbância a 600 nm do controle negativo, e B é a absorbância a 600 nm do SLC (Pathak *et al.*, 2014). No teste de remoção de levedura o processo foi o mesmo, exceto pela composição da solução, onde houve a substituição do caldo BHI pelo fermento biológico.

Resultados e Discussão

Foram observadas a olho nu 101 colônias com morfologias diferentes retiradas cuidadosamente com o auxílio de um palito esterilizado e transferidas para tubos Falcon contendo 3mL de caldo nutriente e incubadas por 72 horas em temperatura ambiente. As colônias foram cultivadas em CPB e submetidas ao teste de atividade floculante sem estarem purificadas, destas, apenas 26 demonstraram bom desempenho na atividade floculante, o restante apresentou baixa ou nenhuma atividade floculante. Para a etapa de purificação, foram selecionadas as 26 colônias que apresentaram bom desempenho e estas foram cultivadas novamente em CPB em temperatura ambiente por 72 horas para a produção do BFL purificado. A adição da solução com clorofórmio e n-butanol para a etapa da purificação foi retirada, em razão da solução interferir na atividade floculante do bioproduto (gráfico 1).

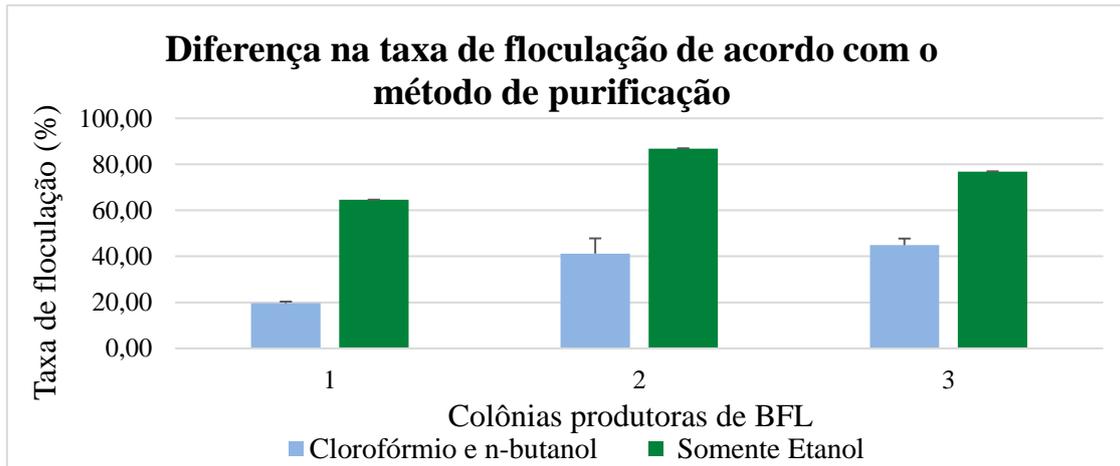


Gráfico 1. Diferença na taxa de floculação de acordo com o método de purificação.

A partir dos dados apresentados no gráfico 1, percebe-se que o tratamento com clorofórmio e n-butanol limitou o potencial de floculação dos BFL, em contraste com o tratamento apenas com etanol absoluto, resultando em taxas mais elevadas de atividade floculante. Os resultados indicam a superioridade do etanol absoluto na purificação dos biofloculantes pois além do bom desempenho na floculação, apresentou uniformidade em seus resultados, diferente da solução de clorofórmio e n-butanol.

No teste de atividade floculante (Gráfico 2), a maioria das amostras apresentou uma taxa de desempenho superior a 64%, exceto as amostras 4 e 5, onde, respectivamente, obtiveram taxas de 40,63% e 36,19%, a taxa mais alta foi do BFL 15 com 99,63%. Em relação ao desvio padrão, os dados mostram que a maior parte das amostras ficaram próximas de zero, mostrando a uniformidade dos resultados alcançados.

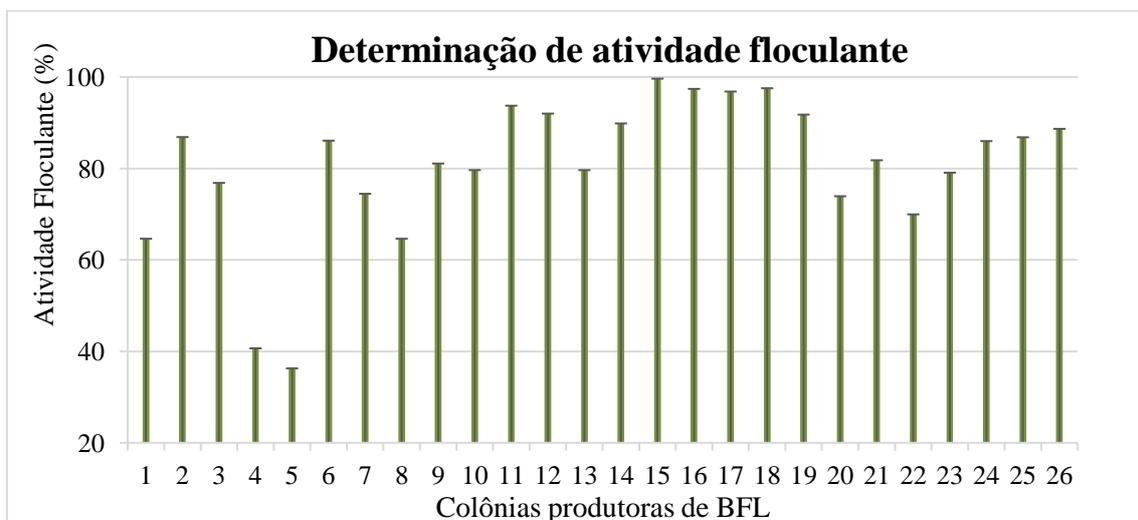


Gráfico 2. Teste de atividade floculante.

Para verificar as taxas de remoção nos testes de remoção de microrganismos (*Escherichia coli*, *Salmonella* sp. e leveduras), as 26 colônias produtoras de BFL purificadas testadas foram medidas em triplicata no espectrofotômetro na absorbância a 600nm. O gráfico 3 apresenta um box plot com o resultado das taxas de remoção dos microrganismos, a primeira série diz respeito aos dados obtidos no teste de remoção de *Escherichia coli*, a linha central da caixa indica a mediana das taxas de remoção que foi de 93%. As bordas da caixa representam o primeiro quartil (Q1) de 92% e o terceiro quartil (Q3) de 99%. O limite inferior da extensão alcançou 91% e o limite superior se estendeu até 100%, indicando que as amostras não ultrapassaram os limites. Os resultados alcançados corroboram com o trabalho de Buthelezi *et al.* (2009), que utilizou biofloculantes para reduzir a carga microbiana das amostras de água do rio, obtendo uma redução de até 98,35% de *E. coli* nas amostras.

A segunda série apresenta as informações dos dados do teste de remoção de *Salmonella* sp., onde a mediana foi de 98%, o Q1 de 95% e o Q3 de 99%, apontando que 50% dos dados estão entre esses valores. As extensões do box plot foram até o limite inferior e superior variando entre 91% e 100%. Neste teste o BFL purificado 16, obteve uma taxa de remoção 87%, indicando que houve uma dispersão deste dado em relação à mediana e os quartis 1 e 3, ou seja, ele foi identificado como um outlier. As colônias selecionadas demonstraram um bom desempenho na taxa de remoção em comparação ao trabalho de Ghosh *et al.* (2009), que a partir da aplicação dos biofloculantes purificados conseguiram remover 80,3% de *Salmonella* spp. em amostras de águas residuais de aves.



A última série apresenta o conjunto de dados obtidos no teste de remoção de leveduras, nele verificou-se que a mediana foi de 95%, os valores do Q1 e Q3 foram 93% e 97%, respectivamente, indicando que 50% das taxas de remoção de leveduras com a utilização BFL purificado, permaneceram entre esses valores. As extensões se projetaram até o limite inferior e superior variando entre 87,8% e 100%. Foi identificado um outlier (BFL 11) com taxa de remoção de 87,1%, demonstrando uma pequena dispersão em relação a média dos demais dados. A discussão em outras literaturas sobre a aplicação de biofloculantes na remoção de leveduras é escassa, no entanto Sasaki (2017), explica em seu trabalho que a presença de leveduras com potencial patogênico afeta a qualidade da água apresentando riscos à saúde, sendo importante apresentar alternativas que removam com eficácia esse microrganismo da água.

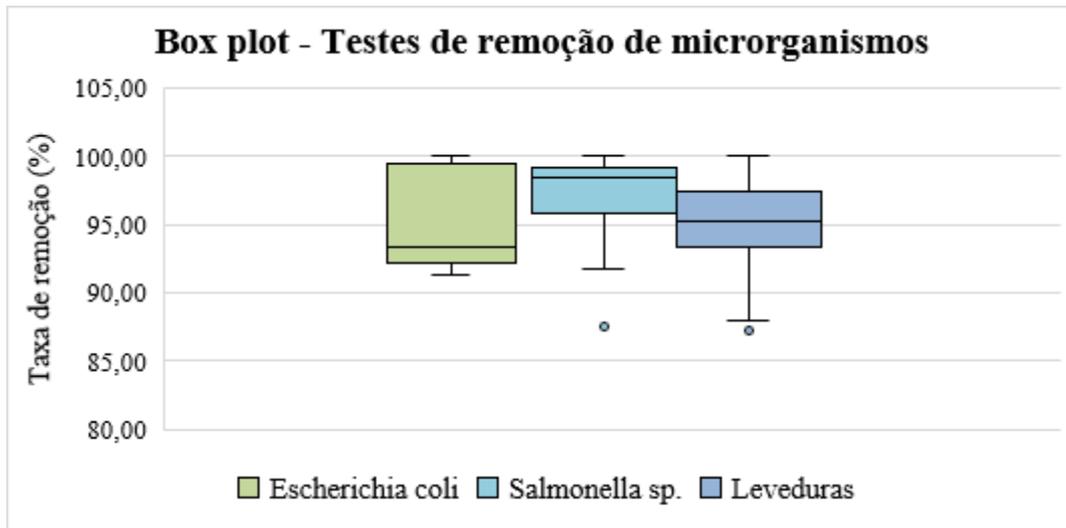


Gráfico 3. (Box plot) Testes de remoção de microrganismos.

Considerações finais

A partir dos resultados alcançados, considera-se que os 26 biofloculantes produzidos a partir de bactérias autóctones de amostras de água do Rio Amazonas, demonstram ser uma alternativa sustentável para o tratamento da água, em razão das altas taxas de remoção observadas nos testes de *Escherichia coli*, *Salmonella sp.* e levedura. 93% foi a mediana para a *E. coli*, com pouca dispersão dos dados, indicando a eficácia na remoção deste microrganismo. Para a *Salmonella sp.*, a mediana foi de 98%, com a maioria dos dados variando entre 95% e 99%. Apesar da presença de um outlier com uma taxa de remoção de 87%, os resultados ainda estão em linha com outros estudos, como o de Ghosh *et al.* (2009). Para as leveduras, a mediana foi de 95%, com uma dispersão ligeiramente maior dos dados, mas ainda dentro de uma faixa aceitável. A presença de um outlier com uma taxa de remoção de 87,1% ressalta a importância de monitorar e compreender a variabilidade dos resultados. Desse modo, os biofloculantes purificados apenas com etanol, podem contribuir com um tratamento de água menos nocivo ao meio ambiente e à saúde humana.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade do Estado do Amapá pelo apoio recebido.

Referências

- Agunbiade, M.; Pohl, C.; Ashafa, O. 2018. Biofloculant production from *Streptomyces platensis* and its potential for river and wastewater treatment. *Brazilian Journal of Microbiology*, v.49, p.731-741.
- Akinola, O.; Adebayo, E. A. 2018. Screening and characterization of biofloculant-producing bacteria isolated from domestic waste water in Bowen University, Iwo, Osun State, Nigeria. *Nigerian Journal of Biotechnology*, v.35, n.2, p.159-166.
- Barros, W. M. 2019. Riscos associados a utilização do agente desinfetante cloro no tratamento de água potável: uma revisão de literatura. Monografia (Graduação em Engenharia Civil). Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, Cajazeiras, f. 63.
- Buthelezi, S.P.; Olaniran, A. O.; Pillay, B. 2009. Turbidity and microbial load removal from river water using biofloculants from indigenous bacteria isolated from wastewater in South Africa. *African Journal of Biotechnology*, v.8, n.14, p.3261-3266.
- Carvalho, D. M.; Berenguer, M. E. M. 2016. Pegada hídrica e análise de sustentabilidade do tratamento de água no Brasil: um estudo de caso da ETA Laranjal. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental). Escola Politécnica. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, f.139.



- Carvalho, L. C. T. 2012. Produção de Lipases e Biossurfactantes por bactérias isoladas de um solo contaminado com óleo vegetal residual. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-graduação em Biologia Celular e Molecular). Centro de Ciências Exatas e da Natureza. Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa, f.138.
- Cosa, S.; Mabinya, L.V.; Olaniran, A. O.; Okoh, O. O.; Bernard, K.; Deyzel, S.; Okoh, A. I. 2011. Biofloculant production by *Virgibacillus* sp. Rob Isolated from the Bottom Sediment of Algoa Bay in the Eastern Cape, South Africa. *Molecules*, v.16, n.3, p.2431-2442.
- Gouveia, J. G.; Silva, A. L. S.; Santos, E. C. L.; Martins, E. S.; López, A. M. Q. 2019. Optimization of Biofloculant Production by *Bacillus* spp. From Sugarcane Crop Soil or From Sludge of the Agroindustrial Effluent. *Brazilian Journal of Chemical Engineering, Alemanha*, v. 36, n. 02, p. 627 – 637.
- Ghosh, M.; Ganguli, A.; Pathak, S. 2009. Application of a novel biopolymer for removal of *Salmonella* from poultry wastewater. *Environmental Technology*, v.30, n.4, p.337-344.
- Guo, J.; Chen, C. 2017. Removal of arsenite by a microbial biofloculant produced from swine wastewater. *Chemosphere, EUA*, v. 181, p. 759-766.
- Humudat, Y.R.; Al-Naseri, S.K.; Kadhim, A. 2014. Production of highly efficient Bacterial flocculant in water treatment. *International Journal of Advanced Research*, v.2, n.9, p.297-301.
- Kurane, R.; Takeda, K.; Suzuki, T. 1986. Screening for characteristics of microbial flocculants. *Agricultural and Biological Chemistry*, v.50, n.9, p.2301-2307.
- More, T.T.; Yan, S.; Hoang, N.V.; Tyagi, R.D.; Surampalli, R.Y. 2012. Bacterial Polymer production using pre-treated sludge as raw material and its flocculation and dewatering potential. *Bioresource Technology*, v.121, p.425-431.
- Okaiyeto, K.; Nwodo, U. U.; Mabinya, L. V.; Okoh, A. I. 2013. Characterization of a biofloculant produced by a consortium of *Halomonas* sp. and *Micrococcus* sp. Leo. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, v.10, n.10, p.5097-5110.
- Pathak, M.; Arundhuti, D.; Hridi, K. S.; Banwari, L. 2014. Application of bioflocculating property of *Pseudomonas aeruginosa* strain IASST201 in treatment of oil-field formation water. *Journal of Basic Microbiology*, v.54, n.7, p.658-669.
- Sasaki, M. H. 2017. Caracterização de leveduras isoladas de água subterrânea para consumo humano. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde). Faculdade de Ciências da Saúde. Universidade Federal da Grande Dourados. Dourados, f.50.
- Meyer, S. T. 1994. O Uso de Cloro na Desinfecção de Águas, a Formação de Trihalometanos e os Riscos Potenciais à Saúde Pública. *Cadernos de Saúde Pública*, Rio de Janeiro, v.10, n. 1, p. 99-110.
- Tawila, Z.M.A.; Ismail, S.; Dadrasnia, A.; Usman, M.M. 2018. Production and characterization of a biofloculant produced by *Bacillus salmalaya* 139si-7 and its applications in wastewater treatment. *Molecules*, v.23, n.10, p.2689.
- Vermelho, A. B.; Pereira, A. F.; Coelho, R. R. R; Souto-Pradrón, T. C. B. S. 2015. *Práticas de Microbiologia*, Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.
- WHO - World Health Organization. 2017. *Guidelines for Drinking-water Quality*. 4ª ed. Genebra.



DINÂMICA URBANA E QUALIDADE HÍDRICA: ANÁLISE COMPARATIVA DA ÁGUA DE ESCOAMENTO PLUVIAL EM ZONAS COMERCIAIS E RESIDENCIAIS DO MUNICÍPIO DE FORTALEZA, CEARÁ - BRASIL

1Rebeca Felipe dos S. Silva, 2Waleska M. Eloi, 3Valesca Hellen F. de Sousa, 4Maria Thereza R. Chaves

1 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: rebeca-felipe@hotmail.com; 2 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: waleska@ifce.edu.br; 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: valesca.hellen.ferreira06@aluno.ifce.edu.br; 4 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, e-mail: mtchaves50@gmail.com

Palavras-chave: águas pluviais; escoamento superficial; qualidade da água.

Resumo

A urbanização acelerada tem alterado significativamente a dinâmica hídrica nas cidades, impactando a qualidade da água de escoamento pluvial. Este estudo foca no município de Fortaleza no estado do Ceará, Brasil, onde o rápido crescimento urbano apresenta desafios únicos para a gestão da qualidade hídrica. Nesse contexto, o objetivo dessa pesquisa foi comparar a qualidade da água de escoamento pluvial em zonas comerciais e residenciais de Fortaleza, identificando alguns parâmetros físico-químicos presentes e avaliando o impacto das atividades urbanas na qualidade hídrica. Foram coletadas amostras de água de sarjeta durante dois eventos de chuva em pontos estratégicos das zonas comerciais e residenciais. Os parâmetros analisados foram turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais, pH, fósforo total, nitrito, nitrato e amônia. Os resultados revelaram uma menor concentração de compostos nitrogenados (amônia, nitrito e nitrato) nas zonas comerciais, enquanto comparativamente às áreas residenciais apresentaram níveis elevados de poluentes químicos. Já para os parâmetros físicos observa-se um comportamento divergente a depender do tipo de pavimento da área, para ambas as áreas de pavimento asfáltico a zona comercial possui uma maior carga poluidora, mas tal comportamento é alterado quando a área residencial apresenta pavimento de pedra poliédrica. Foi observada uma correlação entre as atividades específicas de cada zona e a qualidade da água de escoamento. Observa-se que a dinâmica urbana de Fortaleza influencia diretamente a qualidade da água de escoamento pluvial, com diferenças significativas entre zonas comerciais e residenciais. Recomenda-se a implementação de políticas de gestão hídrica diferenciadas, que considerem as características específicas de cada área, para mitigar os impactos negativos e proteger a saúde pública e os ecossistemas aquáticos. Além disso, enfatiza-se a importância da educação ambiental e do envolvimento comunitário na promoção de práticas sustentáveis de manejo da água.

Introdução

Tem-se observado um aumento significativo dos impactos da urbanização na qualidade das águas de escoamento pluvial. O desenvolvimento urbano influencia diretamente a composição qualitativa dessas águas, o que representa um risco potencial tanto para a saúde humana quanto para os ecossistemas. Isso se deve ao fato de que as águas pluviais superficiais são frequentemente direcionadas para corpos d'água com os quais a população pode ter contato, seja de forma direta ou indireta.

Segundo Baptista, Nascimento e Barraud (2011) a origem dos poluentes de drenagem urbana são diversos, tais como; circulação de automóveis, indústrias, animais, resíduos sólidos mal geridos, erosão do solo e matéria orgânica de origem vegetal. Conferindo assim um caráter de poluição difusa às águas de escoamento pluvial.

De acordo com Vivacqua, (2005) a qualidade da água de escoamento superficial é diretamente afetada pela característica da região onde ocorre, seja ela residencial ou comercial. Em áreas residenciais, o escoamento pode conter contaminantes como detergentes, óleos e resíduos de produtos de limpeza, além de nutrientes de jardins e sistemas sépticos, que podem levar à eutrofização dos corpos hídricos. Por outro lado, as zonas comerciais, especialmente as industriais, são fontes de uma variedade de poluentes, incluindo metais pesados e substâncias químicas oriundas de atividades comerciais, que podem ser mais tóxicos e perigosos para a saúde humana e para os ecossistemas aquáticos (Faustino, 2021).

Segundo Zoppou (2001) as atividades humanas desenvolvidas na área, a intensidade e duração de precipitação e o tempo desde o último evento de precipitação afetam a quantidade e o transporte de poluentes carreados pelo escoamento pluvial. Fatores como a limpeza urbana e sua frequência, distribuição temporal e espacial da precipitação e época do ano também influenciam na qualidade da água de drenagem pluvial urbana (BRASIL, 2006).

A impermeabilização do solo em áreas urbanas aumenta o volume e a velocidade do escoamento superficial, reduzindo a infiltração da água no solo e aumentando o risco de enchentes e a carga de poluentes nos cursos d'água (Pinto et al., 1973). Além disso, a falta de vegetação em áreas urbanizadas contribui para o aumento da temperatura da água, afetando a vida aquática e a qualidade da água (Valle et al., 2007).

Ferreira (2008) ressaltou a necessidade de que as soluções estudadas em drenagem urbana visem fazer o controle qualitativo das águas de escoamento superficial e não apenas o controle das inundações e erosões. A autora destaca ainda que o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), que desde 1996 coleta e divulga dados referentes ao abastecimento



de água e esgotamento sanitário, e em 2004 inseriu informações sobre resíduos sólidos, não possui informações sobre a drenagem urbana, tal fato ainda persiste atualmente.

De modo que, é fundamental que sejam formuladas políticas de gestão hídrica urbana, levando em conta as particularidades das áreas residenciais e comerciais, a fim de estabelecer estratégias eficientes que mitiguem os impactos sobre a qualidade da água de escoamento superficial. Nesse contexto, torna-se extremamente relevante a realização de estudos que caracterizam o escoamento pluvial em diversos cenários urbanos, possibilitando a implementação de medidas apropriadas que reflitam as condições locais específicas.

Diante do exposto o objetivo deste estudo foi caracterizar e comparar a qualidade da água de escoamento pluvial em zonas comerciais e residenciais do município de Fortaleza, avaliando o impacto das atividades urbanas na qualidade hídrica.

Metodologia

Área de Estudo

Os estudos e monitoramentos foram conduzidos em três locais distintos dentro do município de Fortaleza, localizado no estado do Ceará, Brasil. O clima da região é o Tropical Quente-Subúmido, a temperatura média varia entre 26°C e 28°C os meses chuvosos são de janeiro a maio e a pluviometria histórica é de 1.378 mm (IPECE DATA).

Um dos pontos amostrais está situado em uma zona comercial, especificamente no Bairro Benfica, enquanto os dois outros pontos foram selecionados em áreas residenciais, com características distintas, nos bairros Bonsucesso e Siqueira, (Figura 1). O Município de Fortaleza é dividido em 12 Regionais de modo a agregar em suas regionais bairros de territórios próximos e de condições socioeconômicas semelhantes.

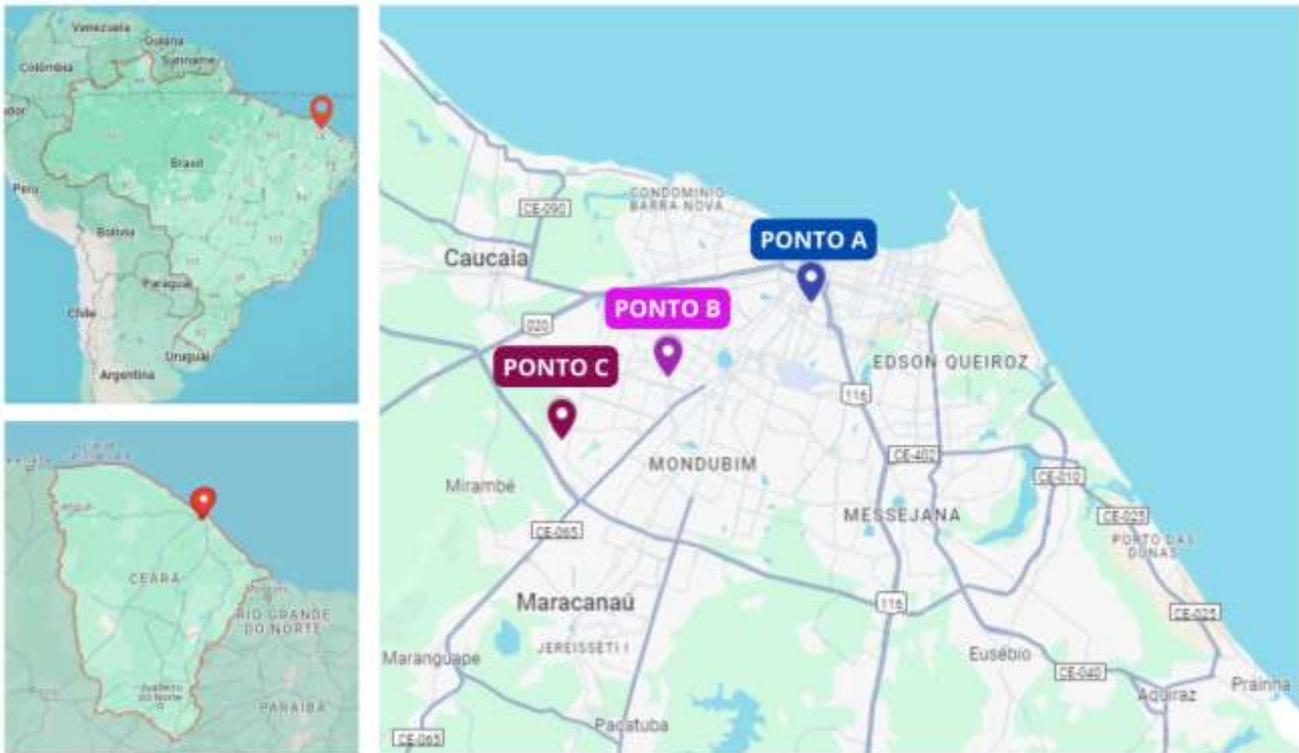


Figura 1: Espacialização dos pontos monitorados.

O bairro Benfica é predominantemente comercial, localiza-se na porção central da cidade de Fortaleza pertencendo a Regional IV e abrange uma área de 1.459 Km², tendo uma população de 14.282 habitantes (Fortaleza, 2023). Como ponto de amostragem, escolheu-se a Avenida 13 de Maio próximo ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE-Campus Fortaleza), com coordenadas geográficas latitude -3,74 e longitude -38,53 (Ponto A). A Avenida 13 de Maio possui pavimento de asfalto, sistema de drenagem e esgoto, e canteiro central arborizado, há ainda um grande fluxo de veículos e pedestres diariamente. Há na proximidade do ponto de coleta paradas de ônibus, posto de gasolina, farmácias, restaurantes e universidades.

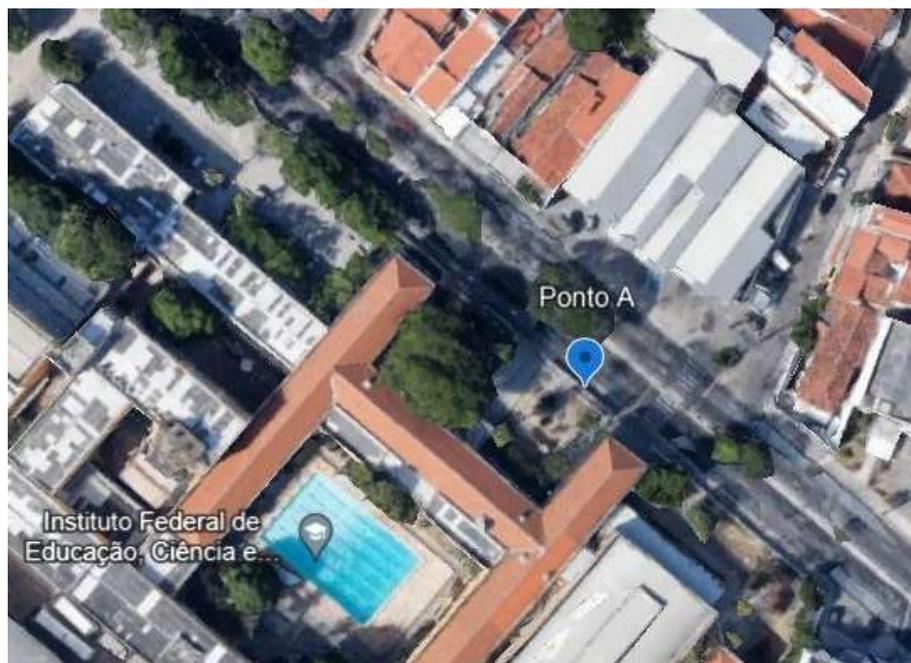


Figura 2: Ponto amostral A.

O bairro Bonsucesso é predominantemente residencial, localiza-se na porção sudoeste da cidade de Fortaleza pertencendo a Regional V e abrange uma área de 2.533 Km², tendo uma população de 45.418 habitantes (Fortaleza, 2023). Como ponto de amostragem, escolheu-se a Rua São José com coordenadas geográficas latitude -3,78 e longitude -38,59 (Ponto B). A Rua São José possui pavimento de asfalto, ausência de sistema de drenagem, possui sistema de esgoto, e ausência de arborização significativa, há ainda um baixo fluxo de veículos e moderado fluxo de pedestres.



Figura 3: Ponto amostral B.

O bairro Siqueira é predominantemente residencial, com presença pontual de comércio, localiza-se na porção sudoeste do município de Fortaleza, na fronteira de Fortaleza e Maracanaú, pertencendo também na regional V e abrange uma área de 6.357 Km², tendo uma população de 37.075 habitantes (Fortaleza, 2023). Como ponto de amostragem, escolheu-se a Rua Eliveu Ramos com coordenadas geográficas latitude -3,80 e longitude -38,63 (Ponto C). A Rua Eliveu Ramos possui pavimento de pedra poliédrica, ausência de sistema de drenagem e de esgoto, presença significativa de vegetação na rua e em terrenos adjacentes, há um fluxo moderado de veículos e pedestres.

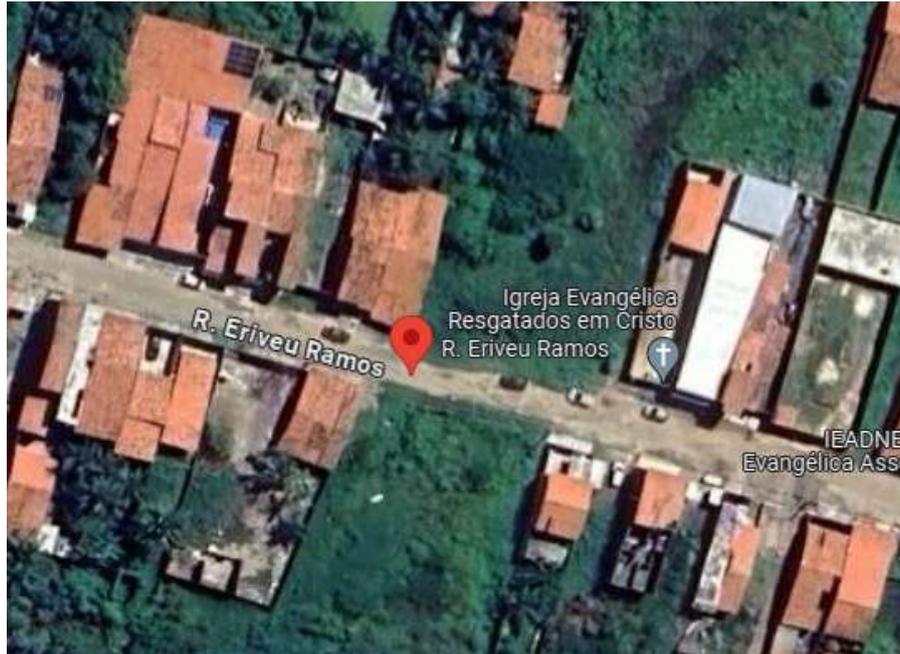


Figura 4: Ponto amostral C.

Análise de dados

As coletas foram realizadas durante eventos de chuva que ocorreram nos dias 18 de dezembro de 2023 (17,6 mm) com 1 dia sem ocorrência de chuva antecedente, a coleta ocorreu com 100% da altura de precipitação do dia e em 10 de fevereiro de 2024 (106,6 mm) com 17 dias sem ocorrência de chuva antecedente a coleta ocorreu com 97% da altura de precipitação do dia. As coletas e preservação das amostras foram feitas de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (Água, Sedimento, Comunidades Aquáticas e Efluentes Líquidos) da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2011). Os dados sobre altura de precipitação e dias chuvosos foram coletados na estação meteorológica, localizada no IFCE - Campus Fortaleza.

Analisou-se os parâmetros físicos: turbidez, condutividade elétrica, sólidos totais. E os parâmetros químicos: pH, fósforo total, nitrito, nitrato, amônia. Os ensaios foram realizados em duplicatas, no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) e no Laboratório de Tecnologia Química (LTO) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (Campus Fortaleza) de acordo com os métodos padronizados por APHA (2005) no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater como descrito na Tabela 1.

Tabela 1: Métodos de análise para os parâmetros físicos e químicos

Parâmetro	Método de análise
Turbidez (UNT)	Nefelométrico
Condutividade elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Potenciometria
Sólidos Totais (mg/L)	Gravimetria
pH	Potenciometria
Fósforo Total (mg/L)	Espectrofotometria
Nitrito (mg/L)	Espectrofotometria
Nitrato (mg/L)	Espectrofotometria
Amônia (mg/L)	Espectrofotometria

Os resultados obtidos foram analisados por meio de uma abordagem multidisciplinar, integrando conhecimentos de urbanismo, hidrologia e química ambiental, visando compreender a dinâmica de carreamento de poluentes urbanos em águas de escoamento pluvial. E levando em consideração estudos semelhantes realizados por Ferreira (2008) em Natal e por Braga (2017) em Maceió, apresentados na tabela 2.



Tabela 2: Resultados para os parâmetros físicos e químicos obtidos por Ferreira (2008) e Braga (2017)

Parâmetro	Ferreira (2008) - Natal	Braga (2017) - Maceió
Turbidez (UNT)	4,0 - 64,3	714,0 - 766,1
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	69,20 - 481,30	-
Sólidos Totais (mg/L)	16,0 - 1015,0	1.504
pH	6,58 - 8,30	6,88 - 7,26
Fósforo Total (mg/L)	0,12 - 0,92	2,73
Nitrito (mg/L)	0,0 - 0,02	-
Nitrato (mg/L)	0,0 - 0,51	0,06
Amônia (mg/L)	0,0 - 2,33	ND

ND: Não detectável.

Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para o evento chuvoso do dia 18 de Dezembro de 2023 (17,6 mm), para os pontos A e B são descritos na Tabela 3

Tabela 3: Resultados para os parâmetros físicos e químicos do evento chuvoso 1

Parâmetro	Ponto A	Ponto B
Turbidez (UNT)	217,0 \pm 1,0	17,8 \pm 0,1
Condutividade elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	238,5 \pm 0,5	181,3 \pm 0,0
Sólidos Totais (mg/L)	485,0 \pm 1,0	121,0 \pm 20,0
pH	7,5 \pm 0,0	6,4 \pm 0,0
Fósforo Total (mg/L)	1,94 \pm 0,5	1,79 \pm 0,5
Nitrito (mg/L)	0,51 \pm 0,1	1,27 \pm 0,1
Nitrato (mg/L)	0,03 \pm 0,02	0,64 \pm 0,08

ND: Não detectável.

Segundo Schueler (1987) os primeiros 25 mm da pluviometria conduzem a maior parte da carga poluente de origem pluvial. De maneira análoga, esse primeiro volume precipitado tende a carregar a maior carga poluidora e transportar a maior parte dos sedimentos presentes na camada superficial do solo. Corroborando com o comportamento o estudo realizado por Faustino (2021), avalia o fenômeno do “first flush”, que indica se a taxa de emissão mássica é maior durante as primeiras porções de escoamento do que durante sua última porção. A análise foi realizada em uma rede de drenagem urbana, área de circulação e estacionamento, do Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares - IPEN, localizado no campus da Universidade de São Paulo - USP, o resultado obtido corrobora com a literatura e indica que a taxa de emissão mássica (first flush) ocorre nas primeiras porções de escoamento.

Como a precipitação do evento foi apenas de 17,6 mm nota-se que a amostra foi coletada durante o pico da carga poluidora. De modo que, para a Avenida 13 de Maio (ponto A) devido a sua localização e uso e ocupação do solo os parâmetros físicos analisados, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais os valores obtidos são significativamente maiores em comparação com o ponto B, devido ao carreamento de sólidos suspensos e dissolvidos.

Os parâmetros físico-químicos analisados; condutividade elétrica, sólidos totais pH, nitrito, nitrato e amônia, encontram-se dentro dos intervalos obtidos por Ferreira (2008) na cidade de Natal - Brasil, a autora encontrou valores de turbidez entre 4,0 e 64,3 UNT, condutividade elétrica 69,20 a 481,30 $\mu\text{S/cm}$, sólidos totais 16,0 a 1015,0 mg/L, pH 6,58 a 8,30 nitrito, nitrato e amônia variando entre 0 e 0,02 0,51 e 2,33 mg/L respectivamente.

A elevada turbidez no ponto A e os valores de fósforo nos pontos A e B destoam dos observados por Ferreira, porém foi observado por Braga (2017) em Maceió - Brasil, valores elevados de turbidez 714,0 a 766,1 UNT e concentração de fósforo de 2,73 mg/L para água de sarjeta oriunda de escoamento pluvial em bacia urbana.

Os valores para fósforo, nitrito e nitrato nas amostras da rua São José podem estar relacionados com a lixiviação dos resíduos sólidos domésticos ensacados depositados nas calçadas, uma vez que observou-se *in situ* ser o dia da coleta de resíduos sólidos.

Os resultados obtidos para o evento chuvoso do dia 10 de Fevereiro de 2024 (106,6 mm), para os pontos A e C são descritos na tabela 4.



Tabela 4: Resultados para os parâmetros físicos e químicos do evento chuvoso 2

Parâmetro	Ponto A	Ponto C
Turbidez (UNT)	14,8 ± 0,1	159,8 ± 0,1
Condutividade elétrica (µS/cm)	70,6 ± 0,1	171,8 ± 1,0
Sólidos Totais (mg/L)	217,0 ± 4,0	1641 ± 30,0
pH	7,1 ± 0,0	8,8 ± 0,0
Fósforo Total (mg/L)	ND	0,90 ± 0,1
Nitrito (mg/L)	0,37 ± 0,1	1,9 ± 0,1
Nitrato (mg/L)	NA	NA
Amônia (mg/L)	0,30 ± 0,2	0,27 ± 0,05

ND: Não detectável.

NA: Não Analisado. Para os resultados da segunda coleta não foi possível realizar o ensaio laboratorial de nitrato devido a problemas técnicos.

Nota-se que, para os parâmetros físicos analisados, turbidez, condutividade elétrica e sólidos totais os valores obtidos para o ponto C são significativamente maiores em comparação com o ponto A, tal fato pode ser devido ao pavimento de pedra poliédrica deixar o solo natural mais exposto e a presença de terrenos com vegetação natural no entorno da rua Eliveu Ramos favorecer a erosão do solo e o carreamento de sólidos. Segundo Ahlman (2006) as partículas de solo são um importante transportador de poluentes químicos e nutrientes para as águas receptoras.

Gromaire et al. (1998), relatam que as amostras coletadas em diferentes áreas do bairro Le Marais - Paris na França, como pátios e ruas, revelaram variações significativas nos resultados, influenciadas pelo uso específico do solo em cada local. Observou-se que os pátios com gramado apresentaram altas concentrações de sólidos suspensos (SS) e baixos valores de sólidos suspensos voláteis (SSV). Por outro lado, as amostras de pátios pavimentados com concreto ou pedras mostraram diferenças nas concentrações desses elementos. Conforme os autores essas discrepâncias podem ser atribuídas à presença de árvores e aves, bem como a variadas práticas de manutenção e limpeza.

Percebe-se que a variação do pH entre os pontos A e C segue a mesma tendência apresentada por Ferreira (2008), na cidade de Natal - Brasil, onde em vias não asfaltadas o pH tende a ser mais alcalino, a autora encontrou pH de 8,30 para água de escoamento pluvial na sarjeta onde a via era pavimentada com paralelepípedos e 6,58 onde a via possui pavimento asfáltico. Os demais parâmetros físico-químicos analisados, encontram-se dentro dos intervalos obtidos pela autora turbidez entre 4,0 e 64,3 UNT, condutividade elétrica 69,20 a 481,30 µS/cm, sólidos totais 16,0 a 1015,0 mg/L, fósforo total 0,12 a 0,92 mg/L, nitrato e amônia variando entre 0 e 0,51, 0 e 2,33 mg/L respectivamente.

As amostras para os pontos A e C apresentaram elevados valores de concentração de nitrito quando comparado ao estudo de Ferreira (2008) onde o valor máximo encontrado pela autora foi de 0,02 mg/L.

Observa-se ainda que, para o ponto A, na primeira coleta a concentração de poluentes carreados foi mais expressiva quando comparados com a segunda coleta, de modo que a precipitação intensa ocorrida no evento de fevereiro, bem como o uso e ocupação do solo pode ter contribuído para alteração da carga poluidora.

Comentários finais

O estudo pode concluir que há uma variação significativa da qualidade da água de escoamento pluvial entre zonas comerciais e residenciais, de modo que as zonas residenciais mostram uma maior incidência de nutrientes (compostos nitrogenados e fósforo) oriunda de provável contaminação de efluentes e resíduos sólidos domésticos.

A pesquisa destaca ainda como os diferentes tipos de solos, assim como seu uso e ocupação, podem contribuir com o escoamento superficial e a deterioração da qualidade da água, de modo a se pensar no monitoramento da qualitativo das águas de drenagem pluvial e em políticas públicas mais efetivas, respeitando-se as particularidades de cada área, visando o manejo de águas pluviais visto que estas podem contribuir significativamente com a poluição difusa de corpos hídricos.

Enfatiza-se também a importância da educação ambiental e do envolvimento comunitário na promoção de práticas sustentáveis de manejo de águas.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a FUNCAP, a CAPES e ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE-Campus Fortaleza) pelas bolsas de mestrado e iniciação científica concedidas. E aos laboratórios de Hidráulica e Estudos Hidrológicos (LH), Tecnologia Ambiental (LATAM), Tecnologia Química (LTQ) pelo apoio recebido.



Esse trabalho foi apoiado pelo CNPq através do projeto “Avaliação de técnicas compensatórias de baixo impacto para o manejo de águas pluviais urbanas” (processo 405958/2023-4).

Referências Bibliográficas

- AHLMAN, Stefan. Modelling of substance flows in urban drainage systems. 90 f. Göteborg (Suécia), 2006.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. ed. Washington: APHA, 2005.
- BAPTISTA, M. NASCIMENTO, N; BARRAUD, S. Técnicas compensatórias em drenagem urbana. ABRH, 318 p, 2ed. Porto Alegre, RS, 2011.
- BRAGA, R, M, B.. (2017). Estudo da remoção de poluentes de águas da drenagem urbana por um dispositivo de biorretenção. Maceió, 2017. 88 f.
- BRASIL. SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Gestão de águas pluviais urbanas. Saneamento para todos: v. 4. Brasília: Ministério das Cidades, 2006. 194 p.
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos / Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão [et al.]. -- São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011. 326 p.
- FAUSTINO, M. G. (2021). Qualidades das águas urbanas: caracterização do escoamento superficial urbano quanto à ocorrência espacial e sazonal de multitraçadores. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo. doi:10.11606/T.85.2021.tde-15072021-160209. Recuperado em 2024-05-29, de www.teses.usp.br.
- FERREIRA, Leonete Cristina de Araujo (2008). Variação da qualidade da água do escoamento superficial de duas bacias de drenagem de Natal/RN - Brasil. 2008. 119f.
- FORTALEZA, 2023. Fortaleza em Mapas. Disponível em <<https://mapas.fortaleza.ce.gov.br/?view=745,661>. Acesso em 02 de Abril de 2024.
- GROMAIRE-MERTZ, M.C.; GARNAUD, S.; CHEBBO, G; SAAD, M. (1998). Origins and Characteristics of Urban Wet Weather Pollution in Combined Sewer Systems. Water Science and Tecnology. v.37, nº3 p.35-43.
- IPECEDATA - Sistema de Informações Geossocioeconômicas do Ceará. Perfil Municipal - Fortaleza. Disponível em <<http://ipecedata.ipece.ce.gov.br/ipece-data-web/module/perfil-municipal.xhtml>> Acesso em 12 de Abril de 2024
- PINTO, N.L.; HOLTZ, A.C.T.; MARTINS, J.A. Hidrologia de superfície 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1973. 179 p.
- SCHUELER, T.R. Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Design Urban BMPs. Washington: Metropolitan Council of Government. 1987.
- VALLE, J. A. B., PINHEIRO, A., & FERRARI, A. (2007). Captação e avaliação da água de chuva para uso industrial. Revista de Estudos Ambientais, 9(2), 62-72. Acessado em 3 de abril de 2024, de <http://proxy.furb.br/ojs/index.php/rea/article/view/726/622>
- VIVACQUA, Maria Carolina Rivoir. Qualidade da Água do Escoamento Superficial Urbano – Revisão Visando o Uso Local. São Paulo, 2005. Dissertação (mestrado). Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-29072005-103129/publico/Dis_Vivacqua.pdf
- ZOPPOU, Christopher. Review of urban storm water models. Environmental Modelling & Software. 16, p. 195-231, 2001.



QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA E TRATADA: ANÁLISE NOS MUNICÍPIOS DE RESENDE, PORTO REAL, BARRA MANSA, VOLTA REDONDA E PINHEIRAL, ABASTECIDOS PELO RIO PARAÍBA DO SUL

1Jardel Souza de Azevedo; 2Cássia de Oliveira Farias; 3Cláudia Hamacher

1,2,3 Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) - Centro de Tecnologia e Ciências Programa de Pós-Graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos, e-mail: jardel.s.azevedo@gmail.com, cassiaofarias@gmail.com, claudia.hamacher@gmail.com

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Análises; Monitoramento.

Resumo

O presente artigo, é um extrato de estudo científico mais abrangente de Azevedo (2021), no qual teve o objetivo de avaliar a qualidade da água distribuída pelas concessionárias nos municípios de Resende, Porto Real, Barra Mansa, Volta Redonda e Pinheiral, na região Sul Fluminense do estado do Rio de Janeiro, local de atuação do Comitê de Bacia Médio Paraíba do Sul (CBH-MPS). Todos os municípios citados fazem captação da água bruta no rio Paraíba do Sul para posterior tratamento. Durante o período pesquisado, foi criado um banco com as informações coletadas em campo, análises laboratoriais (da água tratada distribuída, da água tratada distribuída final de rede de distribuição) e compilação de dados secundários (contas de água emitidas pelas concessionárias aos seus clientes mais os resultados emitidas pelas concessionárias para o Sistema de Informação em Saúde da Água (SISAGUA), assim, foi possível organizar e tabular todos os dados do presente estudo. Todos os parâmetros analisados por este foram realizados pelas concessionárias como preconiza a Portaria de Consolidação (PCR) n.º 5 ou o Decreto 5.440/2005 do presidente da república (Ministério da Justiça) porém alguns parâmetros analisados no laboratório ou no campo não foram informados nas contas das concessionárias e no programa SISAGUA, por isso a ausência de alguns resultados. Foi avaliado o tratamento da água e sua distribuição para o consumo humano. De modo geral, todas as concessionárias fazem o tratamento tipo convencional e não possuem em seu sistema qualquer outro tipo de tratamento que possa melhorar a qualidade da água distribuída. As comparações realizadas pelo estudo demonstram que todas as concessionárias tiveram problemas com os parâmetros Fluoreto e Cor e, ao final, foi gerada uma classificação regional onde foram elencadas as concessionárias em relação à qualidade de água distribuída tendo como base o cálculo dos Índices de Qualidade de Água Canadian Council of Ministers of the Environment (IQA-CCME). Para o presente estudo, o padrão “ideal” foi baseado nos limites determinados pela PCR n.º 5/2017 (do Ministério da Saúde) e pelo Instituto Trata Brasil. Esta pesquisa foi iniciada em dezembro de 2018 e terminou em dezembro de 2019. Em cada município foram coletadas, mensalmente, amostras de água em 3 pontos: água bruta, água tratada no início da distribuição e ao final da sua distribuição. Ao todo foram realizadas 12 coletas de água bruta e 12 de água tratada distribuída e 6 de água tratada final de rede. Para a água bruta, foram analisados 13 parâmetros (Temperatura, Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, CO₂ Livre, Alcalinidade, Cloreto, Dureza, Cloro, Bactérias Heterotróficas e Bactérias (Total e Fecal)) e para as águas tratadas foram analisados 23 parâmetros (13 para a água tratada distribuída, os mesmos da água bruta e 10 para as águas tratadas distribuídas final de rede). O laboratório onde foram realizadas as análises não tinham vidraria suficiente para atender as demandas de rotina mais as demandas desta pesquisa, por isso as análises de Bactérias (Heterotróficas, Total e Fecal) não foram analisadas na água tratada distribuída final de rede. Vale ressaltar que devido aos altos custos dos kits para analisar metais pesados, chumbo, magnésio e pesticidas presentes na água, nesta pesquisa não foram realizadas tais análises. No estudo foram realizadas 1.860 determinações. Os cálculos dos Índices de Qualidade de Água (IQA) foram estabelecidos pelos critérios dos IQA-CCME e pôde-se criar a classificação regional dos municípios estudados. Os resultados apontaram que a melhor qualidade de água distribuída entre os municípios estudados foi em Volta Redonda (classificada como boa e IQA-CCME de 89,99), seguida por Resende (boa com IQA-CCME de 86,64), Barra Mansa obteve o IQA-CCME de 86,60 bem próximo ao segundo lugar. A água do município de Pinheiral já apresentou qualidade mediana com IQA-CCME de 48,04. A pior qualidade de água distribuída ficou com o município de Porto Real, onde obteve sua classificação como ruim, com IQA-CCME 37,71 segundo os critérios de qualificação adotados.

Introdução

A água é crucial para sustentar a vida e é utilizada em diversas áreas, incluindo consumo humano, higiene e produção de alimentos, com sua qualidade e quantidade diretamente ligadas à saúde humana, por isso deve ser constantemente monitorada. O monitoramento contínuo dos recursos hídricos, conforme estabelecido por regulamentações como a Resolução CONAMA n.º 357/2005, é essencial para detectar alterações em suas características. A conformidade com os padrões de potabilidade, definidos na PCR n.º 5/2017, é fundamental para garantir que a água seja segura para o consumo humano, enquanto o envolvimento dos comitês de Bacia Hidrográfica, como o do Médio Paraíba do Sul, facilita discussões sobre a qualidade da água distribuída na região, destacando a necessidade de estudos comparativos entre as concessionárias.

A motivação para iniciar o estudo surgiu da necessidade de investigar a qualidade da água distribuída na região Sul Fluminense, com foco nos municípios que captam água bruta diretamente do rio Paraíba do Sul. Inicialmente, foi feito um



levantamento de informações e uma revisão bibliográfica para delimitar a área de estudo. Após considerar realizar as coletas e análises laboratoriais por meio de um laboratório particular, o Serviço Autônomo de Água e Esgoto, autarquia do município de Volta Redonda (SAAE-VR) ofereceu apoio, cedendo seu laboratório, equipamentos e pessoal técnico para conduzir as análises. A oportunidade de participar das coletas e análises laboratoriais permitiu a utilização de métodos científicos para propor um estudo abrangente sobre a qualidade da água tratada na região e desenvolver uma classificação regional da água distribuída. A pesquisa iniciou-se em dezembro de 2018 e foi concluída em dezembro de 2019. Durante esse período, foi criado um banco de dados para armazenar as informações coletadas nas análises mensais realizadas. Após a conclusão de todas as análises, os cálculos foram realizados conforme os critérios estabelecidos pelo Índice de Qualidade da Água do Conselho Canadense de Ministros do Meio Ambiente (IQA-CCME). Com base nos resultados obtidos, foi possível criar uma classificação regional dos municípios estudados, permitindo uma avaliação abrangente da qualidade da água em cada região.

Material e Métodos

A metodologia do presente estudo foi dividida em duas subseções, sendo a primeira responsável por apresentar os parâmetros analisados, equipamentos utilizados, local das análises e métodos de análise (quadro 1). A segunda seção foi dedicada às fórmulas, cálculos e tabela de classificação das águas tratadas.

Quadro 1 - Parâmetros, equipamento, local e método.

Parâmetros	Equipamentos utilizados	Local de realização	Método
Temperatura	Termômetro	Campo	Manual de instruções de termômetros e referências de Imenjas.
Turbidez	Turbidímetro	Laboratório	Manual de instruções do turbidímetro 2100Q da Hach com faixa de medição de 0 a 1000 NTU.
pH	pHmetro	Campo	Manual do pHmetro Digimed DM-22 e do modelo Orion 3 Star.
Cloro Residual	Clorímetro	Campo	Manual de instruções do medidor de cloro DM-CL da Digimed.
Cor	colorímetro	Laboratório	Manual de instruções do medidor de cor DM-COR da Digimed.
Fluoreto	medidor de flúor	Laboratório	manual de instruções do medidor de flúor DM-FL da Digimed.
CO ₂ livre	-	Laboratório por titulação	Referências: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22 nd edition – 4500, ref. 4–30.
Alcalinidade	-	Laboratório por titulação	Referências: Standard Methods for the Examination Water and Wastewater, 22 nd edition-4500, ref. 2-34.
Cloreto	-	Laboratório por titulação	Referência: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22 nd edition–4500, ref. 4–72.
Dureza	-	Laboratório por titulação	Referência: Manual prático de análise de águas, 2006 – FUNASA, pág. 91; Standard Methods Forthe Examination of Water and Wastewater, 22 nd edition–2340, ref 2–4.
Bactérias Total	-	Laboratório	Manual de Análise Bacteriológicas, CETESB; Standard Methods.
Bactérias Fecal	-	Laboratório	Manual de Análise Bacteriológicas, CETESB; Standard Methods.
Bactérias Heterotróficas	-	Laboratório	Manual de Análise Bacteriológicas, CETESB; Standard Methods.

Índice de Qualidade de Água Canadian Council of Ministers of the Environment (IQA-CCME)

O Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido pelo órgão de meio ambiente do Canadá, conhecido como IQA-CCME, surgiu de um subcomitê formado em 1997 com o propósito de analisar os IQAs existentes no país e criar um novo índice nacional para simplificar a divulgação da qualidade das águas em todas as províncias e territórios do Canadá. O IQA-CCME é uma adaptação de dois outros índices canadenses, baseado na fórmula do IQA do British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BCWQI) com contribuições do índice desenvolvido pela Alberta Environment. Sua metodologia matemática e estatística e se baseia na frequência das falhas em relação às condições esperadas de qualidade da água, indicadas pelos padrões de qualidade da legislação ou critérios científicos. O índice combina três medidas de conformidade ou desvio de um padrão estabelecido para a qualidade da água: alcance, frequência e amplitude, todos variando de zero a cem. O alcance (F1) abrange o impacto causado por uma não conformidade, a frequência (F2) indica com que frequência ocorreu a não conformidade, e a amplitude (F3) mede o desvio entre o valor não conforme e o estabelecido pelo padrão de qualidade de água ou objetivo escolhido.



As equações são expressas por:

$$\text{Alcance (F1)} = \frac{\text{Número de análises não conforme}}{\text{Número de parâmetros monitorados}} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{Frequência (F2)} = \frac{\text{Número de análises não conforme}}{\text{Número de análises realizadas}} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{Amplitude (F3)} = \frac{\sum n\Delta}{0,01 \times \sum n\Delta + 0,01} \quad (3)$$

Porém, a Amplitude (F3) é obtida pela discrepância entre o valor desejado e medido, e é calculada em três passos:

1º passo: Cálculo das discrepâncias (Δ) – O valor representa quanto uma concentração individual é maior do que o valor padrão do seu parâmetro (ou menor que, quando o padrão é um mínimo), é denominada "Discrepância".

$$\text{Discrepância} = \frac{\text{Valor da análise não conforme}}{\text{Valor Padrão}} - 1 \quad (4)$$

2º passo: Para os casos em que o valor da análise não deve ser inferior ao padrão:

$$\text{Discrepância} = \frac{\text{Valor Padrão}}{\text{Valor da análise não conforme}} - 1 \quad (5)$$

3º passo: Cálculo da soma normalizada das discrepâncias ($\sum n\Delta$) – A quantidade coletiva das análises individuais não conformes é calculada somando-se as discrepâncias das análises individuais com relação aos padrões estabelecidos e dividindo o Resultados pelo número total de análises. Essa variável, chamada de soma normalizada das discrepâncias ($\sum n\Delta$).

$$\sum n\Delta = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Discrepancia}}{\text{N.º total de análises}} \quad (6)$$

Após o cálculo dos três fatores (F1, F2 e F3), o IQA-CCME é determinado pela soma desses fatores como se fossem vetores. Em outras palavras, a soma dos quadrados de cada fator é igual ao quadrado do índice. Essa abordagem trata o índice como um espaço tridimensional definido por cada um dos fatores ao longo de um eixo. Com este modelo, as mudanças no índice ocorrerão em proporção direta com alterações em todos os três fatores (CCME, 2001).

$$\text{IQA-CCME} = 100 - \left(\frac{\sqrt{(F_1)^2 + (F_2)^2 + (F_3)^2}}{1,732} \right) \quad (7)$$

O fator 1,732, equivalente matematicamente à $\sqrt{3}$, foi introduzido no IQA-CCME para dimensionar o índice entre 0 e 100. Isso ocorre porque os fatores individuais do IQA-CCME podem atingir até 100, o que poderia resultar em um comprimento máximo do vetor de 173,2 (LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006). Os valores calculados são divididos em cinco categorias descritivas, conforme demonstrado na tabela 1. Embora a descrição das categorias se refira às "condições naturais" da água, essa descrição é adaptável, pois o índice pode ser utilizado para avaliar a qualidade da água em relação a outras condições pré-estabelecidas, além das naturais.

Na tabela 1, pode-se visualizar o modelo de classificação da qualidade das águas (bruta e tratada) conforme IQA-CCME que foram usada como referência no decorrer deste estudo.

Tabela 1: Categorização da qualidade de água pelo IQA-CCME

Notas	0	19	20	36	37	44	45	51	52	64	65	79	80	94	95	100
IQA-CCME	Ruim					Marginal				Mediana			Bom		Excelente	

Resultados e Discussão

O Brasil possui uma classificação das empresas de saneamento: o programa Trata Brasil, responsável por publicar anualmente as melhores empresas que realizam tratamento de água e esgoto. O programa avalia não apenas o tratamento convencional, mas também outras tecnologias utilizadas para melhorar a qualidade da água, como carvão ativado e membranas. Este estudo analisou a qualidade da água bruta e tratada nos municípios de Resende, Porto Real, Barra Mansa, Volta Redonda e Pinheiral, visando criar uma classificação regional utilizando o IQA desenvolvido pelo Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) em 1997. Foram realizadas 780 análises para água bruta e 1.080 análises para água tratada, considerando os valores mínimos e máximos permitidos para cada parâmetro estabelecidos pela CONAMA n.º 357/2005 para a água bruta e PCR n.º 5/2017 para a água tratada. Foram inclusos na pesquisa os valores encontrados nas contas de cada concessionária



totalizando 377 parâmetros e foram acrescentados os resultados encontrados no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA) 258 parâmetros, assim pode-se criar um banco de dados para as devidas comparações e os cálculos dos IQAs.

Para assegurar que a classificação da água tratada não prejudique nenhuma concessionária nos municípios estudados, foram conduzidos dois cálculos distintos. No primeiro cálculo, foram utilizados apenas os valores obtidos na pesquisa da água tratada e na saída da rede. No segundo cálculo, além desses valores, foram incluídos os dados do SISAGUA e os valores presentes nas faturas das concessionárias. Essa abordagem visa garantir uma avaliação abrangente e justa da qualidade da água tratada, considerando múltiplas fontes de informação. Após os devidos cálculos, optou-se por considerar apenas os resultados do primeiro conjunto de cálculos para a classificação da qualidade da água. O segundo conjunto de cálculos foi descartado porque estava distorcendo a realidade. Nas faturas das concessionárias, os valores dos parâmetros permaneciam constantes ao longo do período estudado, diferindo significativamente dos valores encontrados na pesquisa. Além disso, os dados do SISAGUA apresentavam muitas falhas ou ausências, o que comprometia sua confiabilidade. A inclusão desses resultados nos cálculos aumentava o número de análises realizadas e de parâmetros considerados, enquanto diminuía o número de parâmetros e amostras não conformes. Isso fazia com que os municípios parecessem ter uma qualidade de água melhor do que a realidade indicava. Portanto, para uma avaliação mais precisa e representativa, optou-se por utilizar apenas os dados da pesquisa da água tratada e final de rede.

Após a aplicação dos cálculos do IQA-CCME, a água bruta também foi classificada. Além disso, uma classificação específica foi realizada levando em consideração os parâmetros bacteriológicos. Isso significa que, além da avaliação geral da qualidade da água bruta com base no IQA-CCME, houve uma análise separada focada nos aspectos bacteriológicos. Esse enfoque permite uma avaliação mais detalhada e específica da presença de bactérias na água bruta, o que é fundamental para garantir a segurança da água para o consumo humano.

Na tabela 2, são demonstrados os dados agrupados como: parâmetros não conforme; análises não conforme; total de parâmetros analisados e o total de análises realizadas da água distribuída e água distribuída final de rede usados para o cálculo.

Tabela 2: Demonstrativo de inconsistência de valores de cada município para cálculo do IQA-CCME.

Município de Resende			
Parâmetros não conforme	Análises não conforme	Total de parâmetros analisados	Análises realizadas
2	12	23	216
Município de Porto Real			
Parâmetros não conforme	Análises não conforme	Total de parâmetros analisados	Análises realizadas
9	44	23	216
Município de Barra Mansa			
Parâmetros não conforme	Análises não conforme	Total de parâmetros analisados	Análises realizadas
4	6	23	216
Município de Volta Redonda			
Parâmetros não conforme	Análises não conforme	Total de parâmetros analisados	Análises realizadas
3	4	23	216
Município de Pinheiral			
Parâmetros não conforme	Análises não conforme	Total de parâmetros analisados	Análises realizadas
5	20	23	216

Após fazer os cálculos estabelecendo os critérios do IQA-CCME, foi possível criar a “classificação regional”, utilizado o modelo de classificação do IQA-CCME (tabela 1) como referência.

O IQA-CCME apresenta diversas vantagens, como adaptabilidade a diferentes requisitos legais e usos da água, além de simplificar a apresentação pública de dados em geral (LUMB; HALLIWELL; SHARMA, 2006). Comparado a outros índices, o IQA-CCME se destaca pela flexibilidade, permitindo a escolha dos parâmetros a serem analisados conforme o objetivo do monitoramento e considerando as possíveis contaminações. As definições dos parâmetros a serem utilizados cabem ao profissional responsável pelo monitoramento e devem ser estabelecidas antes do cálculo do índice. O CCME recomenda a utilização de pelo menos quatro parâmetros, com pelo menos quatro amostras de cada um, e a definição de valores máximos e/ou mínimos dos padrões de qualidade da água, ou estabelecimento de objetivos de qualidade da água. Em comparação com outros índices que podem ser rígidos quanto ao número e tipo de parâmetros, o IQA-CCME supera essas limitações ao reunir os resultados de inúmeros parâmetros em um único número.

Algumas das desvantagens do IQA-CCME incluem a falta de diretrizes para a escolha dos parâmetros a serem utilizados e para as concentrações específicas adequadas a cada região e uso da água, deixando toda responsabilidade com o usuário do índice. Além disso, o IQA-CCME atribui o mesmo nível de importância para todos os parâmetros (SANTOS, 2016), o que pode não refletir adequadamente a importância relativa de cada parâmetro na qualidade da água. Outra desvantagem é o funcionamento inadequado do fator de alcance (F1), que tem um peso significativo no índice. Isso ocorre especialmente quando há poucos parâmetros disponíveis ou quando eles estão fortemente relacionados entre si.

O julgamento do profissional responsável pela aplicação do IQA-CCME é crucial na determinação de quais e quantos parâmetros devem ser incluídos no cálculo para melhor resumir a qualidade da água em uma determinada região, levando em



consideração o objetivo do monitoramento. O IQA-CCME pode ser utilizado para identificar alterações ao longo do tempo e para realizar comparações, desde que as avaliações tenham os mesmos objetivos, padrões de qualidade e parâmetros. Isso ressalta a importância da consistência e padronização nos procedimentos de monitoramento da qualidade da água.

Para todos os municípios (Resende, Porto Real, Barra Mansa, Volta Redonda e Pinheiral) foi realizada 1 coleta/análise mensalmente o período de estudo foi de 1º/12/2018 a 27/12/2019, e foram realizadas 156 análises na água bruta de cada município nos seguintes parâmetros (Temperatura, Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, CO₂ Livre, Alcalinidade, Cloreto, Dureza, Cloro Residual, Bactérias Heterotróficas, Bactérias Total e Fecal) totalizando 780 determinações. Para a água distribuída foram realizadas 216 análises em 23 parâmetros (Temperatura, Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, CO₂ Livre, Alcalinidade, Cloreto, Dureza, Cloro Residual, Bactérias Heterotróficas, Bactérias Total e Fecal) e para água final de rede (Temperatura, Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, CO₂ Livre, Alcalinidade, Cloreto, Dureza, Cloro Residual) totalizando 1080 determinações. Todas as estações de tratamento de água de cada município são do tipo convencional. O município de Porto Real apresentou os piores resultados na água tratada distribuída e final de rede em comparação aos parâmetros estabelecidos pela PCR n.º 5/2017 e de acordo com a classificação regional criada por este estudo enquanto os demais municípios apresentaram bons resultados.

No município de Resende a água bruta conforme a classificação regional foi considerada como a melhor água bruta, sua classificação é como água bruta “EXCELENTE” para ser tratada com IQA-CCME igual a 100,00 e conforme as características biológicas, foram consideradas como a água que tem baixo percentual de colônias de bactérias presentes. Não foi encontrado nenhuma anomalia na água bruta durante o período estudado.

A estação de tratamento de água ETA TOYOTA no município de Resende tem capacidade de 100 L.s⁻¹, a classificação da água tratada foi “BOA” para consumo com IQA-CCME igual a 86,64, deixando o município em 2º Lugar na classificação geral entre os 5 municípios estudados.

A água bruta do município de Porto Real de acordo com a classificação regional ficou em quinto lugar, classificada como água bruta “BOA” para ser tratada, com IQA-CCME igual a 94,1345 e de acordo com as características biológicas, foram consideradas como médio o percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta. Foi encontrada 1 anomalia na água bruta durante o período estudado no parâmetro Cor.

Os resultados das análises de água (tratada distribuída e tratada final de rede), segundo o estudo, a água tratada distribuída e o final de rede no bairro Freitas Soares, obteve ruins resultados em relação aos municípios estudados. Os parâmetros Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, Cloro Residual apresentaram não conformidade em 44 análises, tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede. A estação de tratamento de água ETA FREITAS SOARES com capacidade de 60 L.s⁻¹, a classificação da água tratada como “RUIM” para consumo seu IQA-CCME é de 37,71, o que fez com que o município ficasse com o 5º Lugar na classificação geral entre os municípios estudados.

No município de Barra Mansa, o parâmetro Cor apresentou 1 análise não conforme na água bruta de acordo com a classificação regional ficou em terceiro lugar, classificada como água bruta “BOA” para ser tratada, com IQA-CCME igual a 94,1293 consoante as características biológicas, foram consideradas como mediana como alto o percentual de colônias de bactérias presentes. Vale ressaltar que o ponto final de rede escolhido, na verdade, foi equivocado, pois antes de chegar na residência escolhida, a água passou por duas elevatórias e pode ter sido ou não, clorada durante o bombeamento. Os parâmetros pH, Cor e Fluoreto apresentaram não conformidade em 6 análises tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede.

A estação de tratamento de água ETA NOVA com capacidade de 380 L.s⁻¹, a classificação da água tratada foi “BOA” para consumo e seu IQA-CCME foi de 86,60 deixando o município em 3º Lugar na classificação entre os municípios estudados.

A água bruta do município de Volta Redonda conforme a classificação regional ficou em segundo lugar, classificada como água bruta “EXCELENTE” para ser tratada, com IQA-CCME igual a 100,00 e de acordo com as características biológicas, foram consideradas como ruim com o percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta alto. Não foi encontrado nenhuma anomalia na água bruta durante o período estudado.

Os parâmetros Cor e Fluoreto apresentaram não conformidade em 4 análises, tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede.

A estação de tratamento de água ETA BELMONTE com capacidade de 2.000 L.s⁻¹, teve a classificação da água tratada como “BOA” para consumo tendo o IQA-CCME de 89,99 deixando o município em 1º Lugar na classificação geral entre os municípios estudados.

O município de Pinheiral de acordo com a classificação regional ficou em quarto lugar, classificada como água bruta “BOA” para ser tratada, com IQA-CCME igual a 94,1341 conforme as características biológicas, foram consideradas como médio o percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta. O parâmetro Cor apresentou 1 análise não conforme na água bruta durante o período estudado.

Os parâmetros Turbidez, Cor e Fluoreto apresentaram não conformidade em 20 análises, tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede.

A estação de tratamento de água ETA PINHEIRAL, com capacidade de 70 L.s⁻¹, a classificação regional criada por este estudo, a classificação da água tratada como “MEDIANA” para consumo e seu IQA-CCME é de 48,04 deixando o município em 4º Lugar na classificação entre os municípios estudados.

Portanto, com os cálculos do IQA-CCME foi possível classificar as concessionárias da região conforme os valores obtidos do índice da água bruta, conforme apresentado na tabela 3. Além disso, também foi possível classificar a qualidade da água tratada (tabela 4), utilizando os mesmos parâmetros e critérios de avaliação estabelecidos pelo IQA-CCME.



Tabela 3 - Classificação regional considerando água bruta

	Município	Classificação	IQA-CCME
1º	Resende	EXCELENTE	100,0000
2º	Volta Redonda	EXCELENTE	100,0000
3º	Barra Mansa	BOM	94,1293
4º	Pinheiral	BOM	94,1341
5º	Porto Real	BOM	94,1345

Tabela 4 – Classificação regional água tratada

	Município	Classificação	IQA-CCME
1º	Volta Redonda	BOM	89,99
2º	Resende	BOM	86,64
3º	Barra Mansa	BOM	86,60
4º	Pinheiral	MARGINAL	48,04
5º	Porto Real	RUIM	37,71

Considerações Finais

Durante o estudo, foi observado que todas as concessionárias utilizam o sistema convencional (mistura rápida, coagulação, floculação, filtração, decantação, desinfecção e fluoretação) como forma de tratamento para a água bruta. Algumas estações foram visitadas, outras não. O modo de operação é bem semelhante, e não foi observado nenhum outro equipamento que melhore o tratamento das águas. Em todos os casos, o sistema de distribuição é feito mediante bombeamento direto para casa de seus clientes ou para um reservatório que depois, por gravidade, abastece as casas de seus usuários.

Os cálculos dos IQAs foram estabelecidos pelos critérios do IQA-CCME e pôde-se criar a classificação regional dos municípios estudados tanto para a água bruta como para a água tratada. Os resultados das análises de água (tratada distribuída e tratada final de rede), dos municípios de Resende, Porto Real, Barra Mansa, Volta Redonda e Pinheiral se mantiveram na média dentro dos parâmetros estabelecidos pela Portaria de Consolidação MS n.º 5/2017 (antiga MS 2914/2011).

No instrumento SISAGUA deveria ter mais informações digitadas em seu sistema. As concessionárias devem realizar uma reunião com os órgãos responsáveis pelos preenchimentos das informações no Sistema SISAGUA para identificar o erro e implementar o mais rápido possível as devidas correções. A água bruta de Resende, segundo a classificação regional foi considerada como a melhor água bruta, classificada como água bruta “EXCELENTE” para ser tratada, com IQA-CCME igual a 100,00 conforme as características biológicas, foram consideradas como a água que tem baixo percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta. Não foi encontrado nenhuma anomalia na água bruta durante o período estudado.

Durante a pesquisa observou-se que o parâmetro Fluoreto apresentou não conformidade em 12 análises, tanto para a água distribuída quanto para a água final de rede.

Como pontos positivos o município de Resende tem a facilidade da emissão de sua segunda via pelo *website* que é de fácil compreensão. Como pontos negativos as contas da concessionária Águas das Agulhas Negras do município de Resende, apresentaram por 2 vezes valores de todos os parâmetros zerados e nas contas de segunda via não constam nenhum lançamento dos parâmetros Flúor, Cloro, Turbidez, Cor, pH, Bactérias Total e Escherichia coli, consoante o Decreto do presidente da república (Ministério de Justiça) n.º 5.440/2005.

As informações encontradas no instrumento SISAGUA, do total de 100% que deveria ter no sistema, foram encontradas 78,57% de informação, gerando uma falha de 21,43% de falta de informação.

Foi encontrada 1 anormalidade na água bruta durante o período estudado no parâmetro Cor.

Durante a pesquisa os parâmetros Turbidez, pH, Cor, Fluoreto, Cloro Residual apresentaram não conformidade em 44 análises, tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede. Para o ponto final de rede foi escolhido o bairro Freitas Soares, neste ponto observou-se que o parâmetro Cloro estava bem abaixo do mínimo preconizado pela Portaria de Consolidação MS n.º 5/2017.

Os pontos negativos estão nas contas da concessionária Prefeitura de Porto Real. Os valores de lançamento dos parâmetros (Cloro, Turbidez, Cor, pH, Bactérias Total e Fecal) são sempre os mesmos e o parâmetro Flúor não está descrito nas contas conforme Decreto do presidente da república (Ministério de Justiça) n.º 5.440/2005. O município não dispõe de *websites* para a retirada de 2ª via de contas de água.

No instrumento SISAGUA as informações encontradas do total de 100% que deveria ter no sistema, foram encontradas 47,62% de informação, gerando uma falha de 52,38% de falta de informação.



O parâmetro Cor apresentou 1 análise não conforme na água bruta para o município de Barra Mansa. De acordo com a classificação regional ficou em terceiro lugar, classificada como água bruta “BOA” para ser tratada, com IQA–CCME igual a 94,1293 e conforme as características biológicas, foram consideradas como alto o percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta.

Foram encontradas em 6 análises não conformidade, tanto para a água distribuída quanto para a água final de rede, nos seguintes parâmetros pH, Cor e Fluoreto.

Como pontos positivos, está sempre procurando melhorar a qualidade da água tratada que distribui e o seu *website* é de fácil compreensão e na impressão das contas da segunda via vem preenchido com os valores de cada parâmetro, conforme o Decreto do presidente da república (Ministério de Justiça) n.º 5.440/2005.

Para o ponto negativo pode-se apontar que o parâmetro Flúor vem sempre nulo nas contas, o que não condiz com o estudo realizado.

As informações do SISAGUA apresentam uma falha de 19,05%, no sistema foram encontradas apenas 80,95% de informações.

O parâmetro Cor apresentou 1 análise não conforme na água bruta para o município de Barra Mansa. Segundo a classificação regional ficou em quarto lugar, classificada como água bruta “BOA” para ser tratada, com IQA–CCME igual a 94,1341 e conforme as características biológicas, foram consideradas como médio o percentual de colônias de bactérias presentes na água bruta.

A pesquisa demonstra que no município de Volta Redonda os parâmetros Cor e Fluoreto apresentaram não conformidade em 4 análises, tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede.

Como pontos positivos procura estar sempre melhorando a qualidade da água tratada que distribui, está sempre qualificando seu corpo técnico e seus pontos negativos estão relacionados as suas contas emitidas aos seus clientes. Seus valores de lançamento dos parâmetros (Cloro, Turbidez, Cor, pH, Flúor, Bactérias Total e Fecal) são sempre os mesmos, o que não condiz com Decreto do presidente da república (Ministério de Justiça) n.º 5.440/2005.

No instrumento SISAGUA as informações encontradas do total de 100% que deveria ter no sistema, foram encontradas 71,42% de informação gerando uma falha de 28,58% de falta de informação.

Foram encontradas em 20 análises não conformidade nos parâmetros Turbidez, Cor e Fluoreto tanto para a água distribuída, quanto para a água final de rede.

Como pontos positivos, a concessionária de Pinheiral possui uma taxa de Recursos Hídricos em sua conta que os outros municípios não cobram. Isso pode até ser bom se este valor cobrado for empregado em Recursos Hídricos, do contrário passa a ser um ponto negativo. Outro ponto negativo é que as contas emitidas aos seus clientes sempre possui os mesmos valores de lançamento dos parâmetros (Cloro, Turbidez, Cor, Bactérias Total) e pode-se apontar que os parâmetros pH e Flúor vem sempre nulo nas contas.

As informações do SISAGUA apresentam uma falha de 52,38%, no sistema foram encontradas apenas 47,62% de informações.

De modo geral, as concessionárias tiveram problemas com alguns parâmetros, são eles:

Fluoreto - todos os municípios apresentaram dosagem abaixo do permitido, tanto na água distribuída como no final de rede;

Cor - somente o município de Resende não apresentou problemas com este parâmetro;

Turbidez - os municípios de Porto Real e Pinheiral apresentaram problemas neste parâmetro;

Cloro Residual - Porto Real apresentou problemas neste parâmetro;

pH – apenas o município de Barra Mansa apresentou em 1 análise com valor superior ao máximo permitido.

Os problemas relacionados a estes parâmetros podem ser evitados dentro da própria estação de tratamento e podem tornar a água que vai para casa de seus clientes cada vez melhor, isso pode ser feito com simples ajustes nas rotinas de trabalho:

Cor e Turbidez - lavagem constante dos decantadores, dos floculadores e dos filtros e, na calha central, não deixar acumular matéria orgânica;

Fluoreto e Cloro Residual - instalação de equipamentos capazes de controlar e monitorar as dosagens destes produtos, conforme o padrão de potabilidade;

pH - o operador da estação deve acompanhar se o alcalinizante (geocálcio ou outro produto) que está sendo aplicado na água possui a dosagem correta.

No caso da água de final de rede, pode-se instalar equipamentos para que quando tiver manutenção na rede de água da concessionária, possa fazer uma descarga antes de começar o bombeamento de fato. E, em alguns casos, pode ser instalado um sistema de clorador automático em um ponto da rede.

Os resultados aqui obtidos mostram a importância da continuidade desse estudo, que poderia ser realizado através do Comitê de Bacia Hidrográfica Médio Paraíba do Sul e/ou do Instituto Estadual do Ambiente, ou até mesmo da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. A realização de coletas mensais e a divulgação dos resultados nos seus respectivos “*sítios*”, informando qual município possui a melhor água tratada, seria fundamental para o processo de transparência da concessionária. O órgão ideal para fazer este tipo de serviço poderia ser a Agência Nacional das Águas E Saneamento Básico (ANA), por ter mais estrutura, por estar em contato direto com cada concessionária e por ser um órgão em rede nacional. As concessionárias talvez investiriam mais em tecnologias, treinamentos e/ou até equipamentos capazes de melhorar ainda mais a qualidade da água tratada distribuída, para aparecerem no sítio ou em revistas publicadas pela ANA com melhores colocações.



Agradecimentos

Primeiramente a Deus por me proporcionar a alegria da vida, de estar aqui em busca da concretização de um sonho.

À minha esposa Michelle de Assis Lack, que me acompanha desde sempre e me apoia em qualquer que seja minha decisão. E para quem devo muita retribuição, principalmente de amor, carinho e dedicação.

Ao Estagiário Guilherme Franco de Azevedo (meu filho) que esteve me ajudando em todas as coletas e análises durante o período da pesquisa.

Ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Volta Redonda por ceder seu espaço físico (Laboratório) e também um de seus técnicos para acompanhar e instruir de maneira correta a pesquisa.

À minha orientadora e a coorientadora, por acreditarem que seria possível a concretização desse trabalho e a Ana Beatriz Fernandes, da secretaria do Profágua polo UERJ, que sempre esteve disposta a resolver qualquer problema.

Referências Bibliográficas

ABNT. Associação Brasileira De Normas Técnicas. Água – Determinação de fluoreto – Métodos colorimétrico Spadns, visual de alizarina e eletrodo de íon específico. NBR 13737. Disponível em <<https://www.adnormas.com.br/anuncie/normas-tecnicas/39229/abnt-nbr13737-agua-determinacao-de-fluoreto-metodo-colorimetrico-spadns-visual-de-alizarina-e-eletrodo-de-ion-especifico>>. Acesso 09 jan. de 2019.

ÁGUAS DAS AGULHAS NEGRAS. Grupo Águas do Brasil. Segunda via de conta. Disponível em <<https://www.grupoaguasdobrasil.com.br/>>. Acesso 08 jan. de 2019.

AZEVEDO, Jardel Souza de. Qualidade da água bruta e tratada nos municípios Resende, Porto Real, Barra Mansa, Volta Redonda e Pinheiral, abastecidos pelo rio Paraíba do Sul. 2021. 361 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) – Centro de Tecnologia e Ciências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

BRASIL. Decreto n.º 5.440, de 4 de maio 2005. Estabelece definições e procedimentos sobre o controle de qualidade da qualidade da água de sistemas de abastecimento e institui mecanismo e instrumentos para divulgação de informação ao consumidor sobre a qualidade da água para consumo humano. Disponível em <<http://presrepublica.jusbrasil.com.br>>. Acesso em: 14 jun. 2019.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água. 1ª ed. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde. p. 105. 2004.

CCME. Canadian Council of Ministers of The Environment. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. Canada, f. 13. 2001.

CEDAE. Companhia Estadual de Águas e Esgotos. Tratamento de água e esgoto. Disponível em <<https://www.cedae.com.br/>>. Acesso 08 jan. de 2019.

CETESB. Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo. Normas técnicas Vigentes. Disponível em <<https://cetesb.sp.gov.br/normas-tecnicas-cetesb/normas-tecnicas-vigentes/>>. Acesso 08 jan. de 2021

CONAMA. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Resolução n.º 357 de dezembro de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Data da legislação 17/03/2005 – Publicação DOU n.º 053, de 18/03/2005, págs. 58 – 63 Status: Alterada pelas Resoluções n.º 370, de 2006, n.º 397, de 2008, n.º 410, de 2009, e n.º 430, de 2011. Complementada pela Resolução n.º 393, de 2009. Disponível em <www.mma.gov.br/port/CONAMA/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 23 dez. 2018.

CORADI, P. C.; FIA, A. R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. Revista Ambiente & Água, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 46-56, 2009. GIL, A. C. Como elaborar projetos de pesquisa. 4 ed. São Paulo: Atlas, p. 156. 2007.

LUMB, A., HALLIWELL, D. e SHARMA, T. (2006) Aplicação do Índice de Qualidade da Água CCME para monitorar a qualidade da água: um caso da bacia do rio Mackenzie, Canadá. Monitoramento e Avaliação Ambiental, 113, 411-429. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10661-005-9092-6>>. Acesso em: 30 jun. 2018.

MS. Ministério da Saúde. Sistema de informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano. Disponível em <<http://SISAGUA.saude.gov.br/SISAGUA/paginaExterna.jsf/>>. Acesso 27 jan. de 2021.



OMS. Organização Mundial de Saúde. Dados estatísticos. Disponível em <<http://www.who.int/countries/bra/es/>>. Acesso 08 jan. 2018.

PREFEITURA DE PORTO REAL, Consulta online de débitos de água esgoto. Disponível em <<https://portoreal.rj.gov.br/servicos.php>>. Acesso 08 jan. de 2019.

SAAE-BM. Serviço Autônomo de Água e Esgoto do Município de Barra Mansa. Segunda via da conta. Disponível em <<http://saaebm.rj.gov.br>>. Acesso 08 jan. de 2019.

SAAE-VR. Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Volta Redonda. Segunda via da conta. Disponível em <<http://www.saaevr.com.br>>. Acesso 08 jan. de 2019.

SANTOS, P. R. P. Metodologia para a tomada de decisão sobre a utilização de água subterrânea para abastecimento público no entorno das áreas urbanas industrializadas. Tese (Doutorado em Ciências) Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, p.335. 2016.

TRATA BRASIL. Ranking do saneamento 2021. Disponível em <http://tratabrasil.org.br/images/estudos/Ranking_saneamento_2021/Relat%C3%B3rio_-_Ranking_Trata_Brasil_2021_v2.pdf>. Acesso em: 21 abr. 2021.



MONITORAMENTO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SANTA RITA EM MARMELEIRO, PARANÁ

1Paulo Flessak Junior, 2Juan Carlos Pokrywiecki, 3Fernando Cesar Manosso, 4Elisângela Dusman, 5Ticiane Sauer Pokrywiecki

1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-FB, e-mail: flessakpaulo1979@gmail.com, 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-FB, e-mail: juan@utfpr.edu.br, 3 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-FB, e-mail: fmanosso@utfpr.edu.br, 4 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-FB, e-mail: edusman@utfpr.edu.br, 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná-FB, e-mail: ticiane@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Bacia hidrográfica; hormônios estrógenos; toxicidade.

Resumo

A qualidade da água de um rio sofre influência das atividades desenvolvidas ao longo de sua bacia hidrográfica, entre elas, atividades agrícolas, urbanas e de pequenas indústrias que o faz vulnerável à degradação e poluição. A presença de desreguladores endócrinos no meio ambiente, especialmente em sistemas aquáticos, é um problema significativo. Os desreguladores endócrinos são compostos químicos que interferem na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação de hormônios naturais no corpo e podem afetar as funções hormonais de humanos e outros organismos, aumentando a incidência de anomalias no sistema reprodutivo de animais, câncer em humanos e redução da fertilidade masculina. Avaliar os riscos desses compostos nos ecossistemas aquáticos e sua toxicidade é essencial. A partir disso, o presente trabalho teve como objetivo monitorar a qualidade da água, avaliando parâmetros físico-químicos, microbiológicos, presença de hormônios estrógenos e toxicidade do Rio Santa Rita, situado no município de Marmeleiro – PR. Sua principal nascente fica na área rural, passando pela área urbana e tem o exutório na margem esquerda do Rio Marmeleiro. Foram coletadas amostras de água ao longo das quatro estações do ano de 2022, em cinco pontos diferentes do rio: ponto 1 na nascente do rio (P1); ponto 2 na área rural (P2); ponto 3 na zona de transição entre áreas rurais e urbanas (P3); ponto 4 na área urbana (P4); e ponto 5 exutório do rio (P5). A caracterização físico-química das amostras de água coletadas ao longo do rio, foi realizada através das análises de: pH, temperatura, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio (N), fósforo (P), cor e determinação de óleos e graxas. Foram determinadas as concentrações dos hormônios: estrona (E1), 17β -estradiol (E2), estriol (E3) e 17α -etinilestradiol (EE2) nas amostras, através de análises de cromatografia líquida de alta eficiência com detecção UV (HPLC-UV). Considerando que as amostras de água apresentaram concentrações inferiores ao limite de detecção do equipamento, após a eluição do analito, a amostra extraída foi enriquecida com 8 mg/L de cada hormônio. Para obter a concentração real no efluente realizou-se o procedimento de extração por fase sólida (SPE), após SPE, descontou-se as áreas de pico dos cromatogramas da amostra enriquecida. Comparando os dados com a legislação ambiental vigente foram observados valores de DBO acima do limite estabelecido pelo CONAMA 357/2005 nas quatro coletas. Os maiores valores observados de óleos e graxas foram no P1, nascente do rio, nas três primeiras coletas. Foram detectados os quatro hormônios estudados em concentrações consideradas elevadas em todos os pontos coletados em três das quatro estações. Na coleta realizada no verão foi observado a presença de óleos e graxas do P1 ao P4 (2,6 ppm a 21,2 ppm) e valores de DBO em P2 (14,43 mgO_2/L) e P5 (5,46 mgO_2/L). Na coleta realizada no outono, foram observados valores de óleos e graxas do P1 ao P4 (8,0 ppm a 21,8 ppm), valores de DBO nos pontos P2 ao P4 (entre 5,41 e 41,14 mgO_2/L), com relação aos hormônios estudados, os valores mais elevados foram encontrados no P2 localizado em área rural, E1 (13,76 $\mu g/L$), E2 (9,91 $\mu g/L$), EE2 (15,84 $\mu g/L$) e E3 (12,38 $\mu g/L$). Na coleta realizada no inverno foi observado a presença de óleos e graxas nos pontos P1 e P3 (14,6 ppm) e P2 (12,6 ppm), DBO do P2 ao P5, entre (6,19 a 44,18 mgO_2/L), quanto ao pH foi observado o valor (4,93) no P1, fora dos limites de 6 a 9 estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005, também foram detectados os quatro hormônios estudados em todos os pontos, entre (6,41 $\mu g/L$ a 13,23 $\mu g/L$) para E2 no P1 e EE2 no P2 respectivamente, a análise dos componentes principais (PCA) mostrou uma correlação positiva do crescimento das raízes com a turbidez, nitrogênio total, cor e fósforo no P1 e no P2 observa-se correlação da taxa de fuga com óleos e graxas e com os hormônios. Na coleta realizada na primavera foi observado a presença de óleos e graxas em P1 (13,8 ppm), P2 (11,8 ppm), P3 (8,6 ppm) e P4 (24,6 ppm), foram observados valores de DBO nos pontos P2, P3 e P5 (22,55 mgO_2/L , 9,23 mgO_2/L e 17,1 mgO_2/L) respectivamente, quanto aos hormônios estudados todos foram detectados em todos os pontos entre (5,09 $\mu g/L$) para E2 e EE2 no P2 e (12,46 $\mu g/L$) para E1 no P1, com relação aos testes ecotoxicológicos no ponto P2, área rural e P4, área urbana, tiveram taxa de fuga de 60 e 80% respectivamente, indicando que foram tóxicos, observando uma correlação do teste de fuga com a DBO, BQO, pH, turbidez e presença de Estradiol na (PCA), apontando uma relação entre esses dados e o uso e ocupação da bacia hidrográfica. Na sub-bacia 5, correspondente a toda a bacia do Rio Santa Rita, com 11,2 km^2 , o uso e ocupação do solo observado no mapa é 23% de área urbanizada e 32% é constituído por vegetação e 45% de área agrícola. A sub-bacia correspondente ao P1, nascente do Rio Santa Rita localizada na zona rural, é formada por 38% de área urbanizada e 42% de área para agricultura favorecendo a contaminação da água. A visão geral da bacia mostra que tanto em ambientes rurais como em ambientes urbanos atividades antrópicas e as características de sazonalidade interferem na qualidade da água, deixando claro a importância do controle das atividades de uso e ocupação do solo e o monitoramento dos parâmetros da água ao longo da bacia para a preservação da sua qualidade, da biodiversidade e da saúde humana.



Introdução

O rápido crescimento populacional, o aumento das atividades domésticas, produção agrícola e atividades industriais resultam em grandes quantidades de produtos químicos lançados nos rios por meio de seus efluentes sem o devido tratamento (SREBOTNJAK et al., 2012; SU et al., 2013; ISLAM et al., 2014). Resíduos sólidos e líquidos descartados de forma inadequada e lixiviados são origem de poluentes no sistema hídrico, em áreas de agricultura e seu entorno, comumente os solos recebem grandes cargas de nutrientes e ou agroquímicos, que são absorvidos pelas plantas, permanecem no solo e até são lixiviadas chegando às águas subterrâneas. Ainda existe uma parte que escoam superficialmente atingindo as águas de rios classificadas como superficiais (FILIZOLA; GOMES; SOUZA, 2006).

Qualquer área, urbana, industrial, agrícola ou de preservação fazem parte de alguma bacia hidrográfica. Todos os processos que fazem parte da bacia hidrográfica como consequência da ocupação do solo e utilização das águas se refletem no exutório (PORTO, M.; PORTO, R., 2008). Uma bacia hidrográfica é um sistema de balanço de entrada de água por precipitação e saída via exutório, delineando bacias e sub-bacias interligadas pelos sistemas hídricos. É possível delimitar a totalidade da bacia de grandes rios do mesmo modo que podem ser delimitadas suas sub-bacias, dependendo do interesse do estudo (PORTO, M.; PORTO, R., 2008).

O controle do que ocorre em uma bacia hidrográfica através do monitoramento ambiental revela as principais características da dinâmica da bacia em ambiente natural e analisar inúmeras variáveis permite uma visão estruturada do ambiente (GUEDES et al., 2012).

Testes de toxicidade realizados em plantas e animais permitem caracterizar os efeitos de agentes químicos em sistemas biológicos com uma abordagem prática. Esses testes são úteis para avaliar a toxicidade de substâncias químicas em organismos vivos e podem ser usados para identificar os efeitos adversos dessas substâncias em diferentes níveis de organização biológica (KLAASSEN; WATKINS, 2012; DANZEI; VERCELLINO, 2018).

Também podem estar presentes em águas superficiais os chamados disruptores endócrinos, substâncias químicas que podem interferir no sistema endócrino de humanos e animais, eles podem afetar a saúde, o crescimento a produção e liberação de hormônios incluindo anormalidades sexuais em crianças e adultos, homens e mulheres (CHANG et al., 2018). Entre os disruptores endócrinos estão os hormônios sexuais, destacando-se entre os estudos mais recentes os estrógenos, por serem muito ativos biologicamente e estarem ligados a causa de diversos tipos de cânceres. Existem os sintéticos como o 17 α -etinilestradiol (EE2) e os naturais, como a estrona (E1), o 17 β -estradiol (E2) e o estriol (E3), os sintéticos amplamente utilizados em pílulas anticoncepcionais e terapias de reposição hormonal (RACZ; GOEL, 2010; HAMID; ESKICIOGLU, 2012; MACHADO et al., 2014; MANICKUM; JOHN, 2014; WANG; ZHU, 2017).

Compostos com alto potencial tóxico e efeitos pouco conhecidos denominados de contaminantes emergentes, entre eles, os hormônios estrógenos estão cada vez mais presentes nos ecossistemas aquáticos. A ausência de legislação vigente tratando da identificação e remoção dos mesmos em águas para consumo humano, levam a uma crescente preocupação com os riscos à saúde dos organismos expostos aos mesmos (GAVRILESCU et al., 2015).

Diante do exposto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar a qualidade da água do Rio Santa Rita, localizado no município de Marmeleiro/PR, com base na caracterização físico-química, toxicológica e determinação de hormônios, relacionando os resultados obtidos com o uso e cobertura do solo da bacia hidrográfica, considerando a área de contribuição superficial para cada ponto de coleta.

Material e Métodos

A área de estudo está localizada no município de Marmeleiro, na porção sudoeste no estado do Paraná, Brasil, seu território abrange uma área de 388,046 km² e fica a 479,7 km da capital Curitiba, a uma altitude de 660 metros acima do nível do mar, com população estimada em 2021 de 14.407 habitantes. A bacia hidrográfica do Rio Santa Rita, é uma sub-bacia hidrográfica da bacia hidrográfica do Rio Marmeleiro que pertence a bacia hidrográfica do Baixo Iguaçu. Possui área aproximada de 11,198 Km², com uso e ocupação do solo dividido em área urbana onde se concentra a parte residencial, o comércio, pequenas indústrias e prestadores de serviço, direcionadas, em sua maioria, ao agronegócio, e área rural, onde predominam pequenos produtores com atividades de agricultura e pecuária (MARMELEIRO, 2022), como observado na Figura 1.

As amostras de água foram coletadas, identificadas e armazenadas, baseado na metodologia descrita no Standard Methods (APHA, 2017), nas quatro estações: verão (C1), outono (C2), inverno (C3) e primavera (C4), no ano de 2022 em 5 pontos distintos ao longo do Rio Santa Rita: ponto 1 na nascente do rio (P1); ponto 2 na área rural (P2); ponto 3 na zona de transição entre áreas rurais e urbanas (P3); ponto 4 na área urbana (P4); e ponto 5 exutório do rio (P5), a localização dos pontos foi definida considerando a representatividade de todo o percurso do rio, desde sua principal nascente até o exutório conforme a Figura 2.

Para caracterizar as amostras, em campo foram realizadas medições de: pH, temperatura e turbidez, por meio de uma sonda portátil HORIBA U-50. Para demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio (N), fósforo (P), cor e determinação de óleos e graxas, foram executadas nos laboratórios da UTFPR, adotando as metodologias de análises conforme Standard Methods (APHA, 2017).

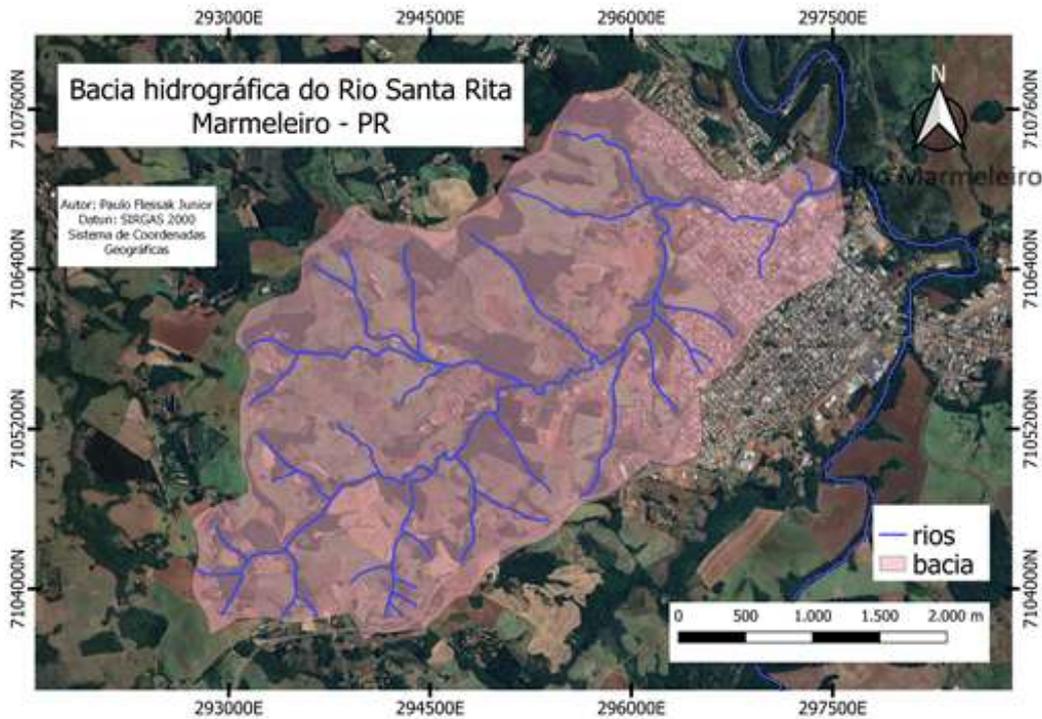


Figura 1: Bacia-hidrográfica do Rio Santa Rita.



Figura 2: Pontos de coleta e sub-bacias do Rio Santa Rita.

Foram realizados testes de toxicidade: ensaios de fuga com *Eisenia fétida* segundo a NBR ISO 17512-1 (ABNT, 2011) e o protocolo ISO (2008) utilizando uma adaptação do solo artificial tropical (SAT), proposto pela OECD (1984), foram utilizadas minhocas da espécie *Eisenia fétida*. Foi adicionado água filtrada para o solo controle negativo e uma solução de ácido bórico (H_3BO_3) (1g H_3BO_3 /Kg de solo) para o solo controle positivo. Em frascos retangulares de polipropileno, com dimensões de 115x175x132 mm, tampas perfuradas e divididas ao meio por um plástico removível. Foi adicionado em uma das laterais 300 g de solo controle negativo, enquanto na outra metade foi adicionado o solo teste umedecido com amostra de água ou solo controle positivo e para o grupo controle negativo, solo controle negativo nas duas laterais, com volume de solução aquosa suficiente para a umidade ajustada para 60% da capacidade máxima de retenção de água. Na sequência, o divisor de plástico foi



removido e colocadas 10 minhocas na linha divisória entre os dois solos de cada recipiente.

Os recipientes foram mantidos no escuro por 48h e, então, foi realizada a contagem dos organismos de cada solo, a validação do teste foi feita obedecendo a porcentagem de mortalidade durante o experimento menor que 10% em cada recipiente. A análise dos dados foi em termos de porcentagem de fuga por amostra de água testada. Considerando o solo tóxico quando mais de 80% dos organismos expostos tiveram preferência pelo o solo controle. Respostas negativa foram consideradas como 0% de fuga s (ou seja, as minhocas preferiram o solo-teste). Para verificar a significância da resposta de fuga foi utilizado o teste estatístico de Fisher unicaudal, utilizando os dados da média mais ou menos o desvio padrão do número de organismos encontrados em cada seção do recipiente de cada tratamento e do controle dual.

Teste de germinação e crescimento inicial da alface (*Lactuca sativa* L.) com base na metodologia descrita por Martins (2014). As sementes foram adquiridas aleatoriamente em uma agropecuária local. Em seguida, foram colocadas em placas de Petri forradas com papel filtro cortado no formato da placa e umedecidas com 4 mL de cada amostra de tratamento ou 4 mL de água destilada (controle negativo). Cada placa continha 25 sementes de alface, com quatro réplicas para cada grupo. As placas foram seladas com filme plástico e mantidas em uma incubadora no laboratório de microbiologia da UTFPR de Francisco Beltrão, a uma temperatura constante de 25 °C e fotoperíodo de 12 horas.

A germinação das sementes foi avaliada diariamente durante quatro dias consecutivos, contando e medindo o número de sementes germinadas a cada 24 horas, após a coleta dos dados, foram calculados o número médio de sementes germinadas por dia, o tamanho médio das raízes germinadas por dia, a porcentagem de germinação e a velocidade de germinação, seguindo as orientações descritas por Vieira Carvalho (1994).

Os dados foram submetidos à análise estatística para verificar a normalidade (Anderson-Darling, Kolmogorov-Smirnov, Shapiro-Wilk e Ryan-Joiner) e homogeneidade da variância (Levene), utilizando o programa Action Stat. Como os resultados não apresentaram normalidade nem homogeneidade da variância, foi aplicado o teste não paramétrico Kruskal-Wallis para comparação das médias ($\alpha = 0,05$; $n = 4$), também pelo programa Action Stat.

Para conhecimento da concentração dos hormônios estrógenos E1, E2, E3 e EE2 nas amostras, utilizou-se a metodologia desenvolvida por (BOHRER, 2021). As amostras foram filtradas em papel filtro quantitativo comum e em seguida em membrana de PVDF (0,22 μ m), com o intuito de eliminar as partículas sólidas em suspensão. Na sequência, o pH das amostras foi ajustado para 3 com uso de HCl, a fim de diminuir a dissociação dos analitos, aumentando a eficiência nesta etapa (LIU; ZHOU; WILDING, 2004). A extração em fase sólida (SPE) foi feita utilizando o cartucho octadecilsilano (C18), com uma fase estacionária adequada para reter o analito de interesse, procedimento realizado baseado ao proposto por Verbinnen, Nunes e Vieira (2010), composto por uma bomba a vácuo, com uma válvula controladora de vazão, para ajuste do fluxo, um frasco Kitassato com volume de 500 mL e uma rolha de silicone perfurada para suporte do cartucho de extração.

O condicionamento do cartucho foi realizado com 5 mL de álcool metílico, 7 mL de acetonitrila e 5 mL de água ultrapura (Milli-Q) com fluxo de 3 mL/min. Em seguida, percolado 200 mL da amostra a 2 mL/min. A lavagem do cartucho foi realizada com 5 mL de água ultrapura (Milli-Q) a 2 mL/min, e seco sob vácuo por cerca de 5 min, para que pequenas quantidades de água fossem eliminadas. Os hormônios foram eluidos com 6 mL de acetonitrila com fluxo de 1 mL/min, para análise em HPLC-UV. O fluxo foi ajustado com o auxílio da válvula controladora de vazão.

Em seguida foi realizada análise cromatográfica para a determinação e quantificação dos hormônios estrona (E1), 17 β -estradiol (E2), estriol (E3) e 17 α -etinilestradiol (EE2) nas amostras de água. O procedimento foi realizado utilizando a técnica de cromatografia líquida de alta eficiência com detecção UV (modelo UltiMate 3000, Thermo Scientific), em coluna C18, utilizando o software de cromatografia Chromeleon™. As análises foram realizadas depois de injetar manualmente a amostra com loop de 20 μ L, sob uma vazão de 1 mL/min. A detecção foi realizada em um comprimento de onda igual a 281 nm.

A concentração de cada estrógeno foi calculada com base na integração das áreas de pico do cromatograma correspondentes a cada analito, sendo convertida em concentração a partir da equação da curva de calibração.

Para a curva de calibração foram preparadas soluções dos quatro hormônios nas concentrações de 1 a 11 mg/L, partindo das soluções padrões estoques de 1000 mg/L em metanol e água ultrapura (Milli-Q), cada ponto foi injetado em triplicata no HPLC-UV, calculando-se as médias e desvios padrões relativos. Utilizou-se o software Microsoft Office Excel para a construção das curvas de calibração, cálculo da equação da reta e r^2 . A partir da equação da reta foram obtidos os coeficientes angular e linear. A linearidade do método foi avaliada em função do coeficiente de correlação linear (r^2). A concentração mínima detectável ou limite de detecção (LD) e o limite inferior de quantificação (LQ) do instrumento foram calculados através de equações.

Foi realizada análise dos componentes principais utilizando o programa Past 4.03. Para análise estatística e montagem da matriz de dados foram plotados os pontos de coleta, os dados de cada teste de ecotoxicidade e os parâmetros físico-químicos. Os valores foram expressos em diagramas de dispersão utilizando os componentes principais 1 e 2 com valores de Eigen e os dados das variáveis.

Os dados de volume mensal de chuvas da área de estudo foram obtidos no Sistema de Informações Hidrológicas (SIH) do instituto das Águas do Paraná (AGUASPARANÁ), no site da Secretaria do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. A fim de extrair os valores de distribuição de chuvas em cada estação do ano, de interesse para o presente estudo em termos de sazonalidade.

Através do software Qgis foi realizado o georreferenciamento dos diferentes usos e ocupação do solo da bacia hidrográfica e a delimitação dos polígonos que exerce influência em cada ponto de coleta distinto, a fim de relacionar a influência das diferentes atividades desenvolvidas ao longo da bacia com a qualidade da água do rio.



Resultados e Discussão

Como resultados dos parâmetros físico-químicos das amostras de água coletadas ao longo do Rio Santa Rita nos pontos pré-estabelecidos, nas quatro estações do ano, os valores encontrados para óleos e graxas, na coleta do verão, variou de (12,6 ppm a 21,2 ppm), onde a maior quantidade (21,2 ppm) foi encontrada na amostra coletada no ponto 1 (P1) nascente do Rio Santa Rita, que pode ser justificada pela presença de equipamentos mecânicos no local da nascente, já que a nascente é protegida com um poço do qual é retirada água para consumo através de uma bomba d'água. Na coleta do outono os valores encontrados para óleos e graxas foram de (8,0 ppm a 21,8 ppm), onde a maior quantidade encontrada também foi na amostra coletada no P1 nascente do Rio Santa Rita. Para a coleta do inverno a maior quantidade de óleos e graxas foi encontrada na amostra coletada nos P1 e P3 (14,6 ppm), no ponto P2 (12,6 ppm), valores acima do limite tolerável pela legislação vigente. Na coleta da primavera a quantidade de óleos e graxas encontrada foram: P1 (13,8 ppm); P2 (11,8 ppm); P3 (8,6 ppm); P4 (24,6 ppm).

Os valores de DQO das amostras da coleta do verão variaram entre não detectado e (14,53 mgO₂/L). Já os maiores valores de DBO foram encontrados nas amostras do P2, área rural e P5, exutório (14,43 mgO₂/L) e (5,46 mgO₂/L) respectivamente, portanto, ultrapassam o limite tolerável pela legislação vigente. Nas amostras da coleta do outono os valores de DQO variaram entre (1,63 mgO₂/L e 68,76 mgO₂/L). Já os valores de DBO ficaram entre (5,41 mgO₂/L e 41,14 mgO₂/L), os maiores valores encontrados (41,1 mgO₂/L no P3, 23 mgO₂/L no P4 e 16,28 mgO₂/L no P2) ultrapassam o limite tolerável segundo a legislação vigente. Na coleta do inverno os valores de DQO variaram entre (12,4 mgO₂/L e 66,27 mgO₂/L) do P2 ao P4, já os valores de DBO ficaram entre (6,19 mgO₂/L e 44,18 mgO₂/L). Na coleta da primavera os valores de DQO variaram entre (0,8 mgO₂/L e 32,29 mgO₂/L). Já os valores de DBO ficaram entre (5,1 mgO₂/L e 22,55 mgO₂/L), exceto no P1 que não foi detectado.

Os valores de turbidez e cor variaram entre (0 a 4,71 NTU e 0 a 9,2 uH) respectivamente para a coleta de verão, entre (7,4 a 47,8 NTU e 14,08 a 38,49 uH) respectivamente para a coleta do inverno.

O valor de pH do P1 nascente do Rio, na coleta do inverno, foi de (4,93), abaixo dos limites preconizados pela legislação vigente.

De acordo com as Tabelas 1, 2 e 3, a concentração de hormônio foi detectado em todos os pontos exceto na coleta de verão, os hormônios: estrona (E1), 17 α -etinilestradiol (EE2) e estriol (E3) com os valores mais elevados, de (13,76 μ g/L, 15,84 μ g/L e 12,38 μ g/L) respectivamente, na coleta do outono, no ponto P2 localizado em área rural. O hormônio 17 β -estradiol (E2) não foi detectado no P4 na coleta do outono e o maior valor detectado foi (9,91 μ g/L) no P2 na coleta de outono. De acordo com a Tabela 3, o maior valor obtido para o hormônio estrona (E1) foi no P1 (14,46 μ g/L), nascente do Rio Santa Rita.

Tabela 1: Concentração dos hormônios estrógenos das amostras obtidas no outono (C2)

Pontos	E1 (μ g L ⁻¹)	E2 (μ g L ⁻¹)	EE2 (μ g L ⁻¹)	E3 (μ g L ⁻¹)
P1	12,40	5,77	12,07	9,64
P2	13,76	9,91	15,84	12,38
P3	11,77	5,29	11,47	9,12
P4	1,49	0,00	4,13	0,97
P5	9,33	6,35	11,23	8,76

Tabela 2: Concentração dos hormônios estrógenos das amostras obtidas no inverno (C3)

Pontos	E1 (μ g L ⁻¹)	E2 (μ g L ⁻¹)	EE2 (μ g L ⁻¹)	E3 (μ g L ⁻¹)
P1	9,20	6,41	11,21	8,53
P2	11,00	8,08	13,23	10,33
P3	10,37	7,49	12,48	9,79
P4	9,34	6,56	11,28	8,63
P5	10,02	6,97	12,09	9,17

Tabela 3: Concentração dos hormônios estrógenos das amostras obtidas na primavera (C4)

Pontos	E1 (μ g L ⁻¹)	E2 (μ g L ⁻¹)	EE2 (μ g L ⁻¹)	E3 (μ g L ⁻¹)
P1	12,46	5,62	11,58	8,97
P2	11,25	5,09	5,09	7,53
P3	11,54	5,23	5,23	10,64
P4	11,97	5,58	11,77	11,05
P5	12,37	5,69	11,96	9,24

De acordo com os dados estudados, o Rio Santa Rita, pode estar sendo contaminado por hormônios estrógenos em toda a sua bacia, desde a nascente até o exutório. Os valores obtidos no estudo estão bem acima dos valores sem efeito adverso observáveis para 17 α -etinilestradiol (EE2) em águas superficiais (CUNHA DL et al., 2016), o que pode gerar grandes danos a



populações aquáticas, observados em experimentos. Concentrações de (1 ng/L) afetam o sistema endócrino de peixes, podendo ser encontrados no ambiente em concentrações da ordem de µg/L a ng/L (BILA E DEZOTTI, 2017). Os hormônios estrogênicos (E1, E2, EE2, E3) mesmo em baixas concentrações, entre ng/L a µg/L, podem desregular o sistema endócrino de diversos organismos. A origem de hormônios em águas superficiais, pode ser por excreções via urina e fezes, na forma de metabólitos ou substância ativa inalterada (BILA E DEZOTTI, 2007).

No teste de fuga com *Eisenia fétida*, os dados mostram que somente na quarta coleta (C4) observamos que os pontos 2 e 4 tiveram taxa de fuga de (60 e 80%) respectivamente, indicando que foram tóxicos.

Neste trabalho, foi aplicado a PCA aos dados de DQO, DBO, cor, turbidez, P (Fosforo), PO₄, pH, N total (Nitrogênio total), óleos e graxas, Estriol, Estradiol, Etinilestradiol, Estrona, Taxa de fuga (*Eisenia fétida*), Comprimento das Raízes em 96h (*Lactuca sativa*), VG (Velocidade de Germinação com *Lactuca sativa*) e PG (Porcentagem de germinação com *Lactuca sativa*) com o objetivo de observar a correlação entre os dados ecotoxicológicos, parâmetros físico-químicos e presença de hormônios estrógenos. Para isso foi utilizado o software Past 4.03. Para análise estatística e montagem da matriz de dados foram plotados os pontos de coleta, os dados de cada teste de ecotoxicidade, os parâmetros físico-químicos e hormônios estrógenos. Os valores foram expressos em diagramas de dispersão utilizando os componentes principais 1 e 2 com valores de Eigen e os dados das variáveis. Os resultados da PCA são apresentados e discutidos, por meio das figuras 3 e 4.

Na terceira coleta, com relação ao P1 o comprimento das raízes foi diferente do CO-, observa-se correlação positiva com a turbidez, N total, cor e PO₄. Já o P2 para a taxa de fuga observa-se correlação com óleos e graxas e com os hormônios, que apresentaram os maiores valores com relação aos demais pontos de coleta do inverno: (11,00 µg/L) de estrona (E1), (8,08 µg/L) de 17β-estradiol (E2), (13,23 µg/L) de 17α-etinilestradiol (EE2) e (10,33 µg/L) de estriol (E3) conforme observado na Figura 3.

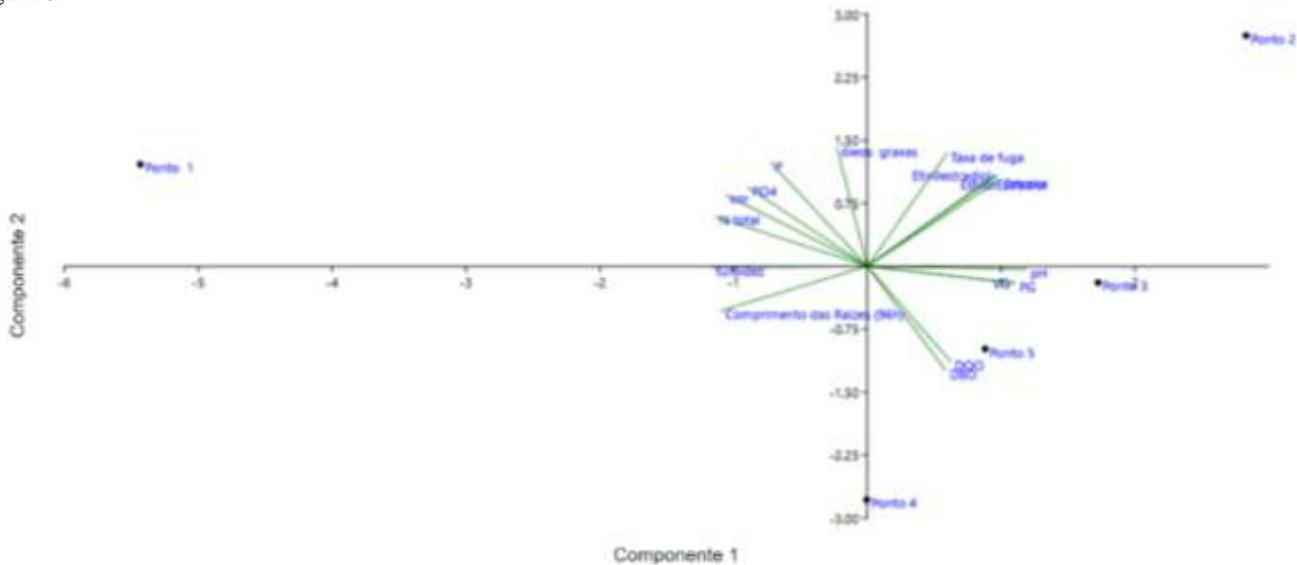


Figura 3: Análise de componentes principais da terceira coleta (C3).

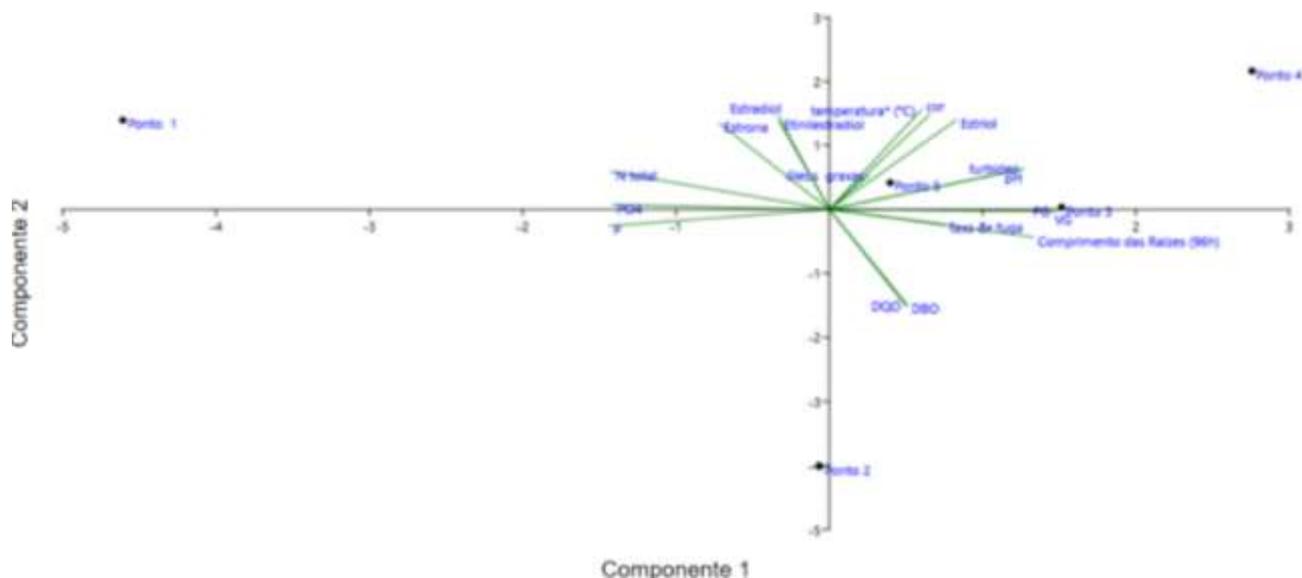


Figura 4: Análise de componentes principais da quarta coleta (C4).



No PCA da quarta coleta (C4), observa-se uma correlação da toxicidade encontrada no teste de fuga com a DBO, DQO, pH, turbidez e Estradiol, e uma correlação de menor significância com a cor e a temperatura. Nos P2 e P4 essa relação fica evidente analisando os parâmetros físico-químicos e hormônios estrógenos, no P2, com valores mais elevados de DQO (32,29 mgO₂/L) e DBO (22,55 mgO₂/L) e no P4, a maior turbidez (35,5 NTU) e quantidade de estriol (E3) (11,05 µg/L).

O crescimento maior das raízes nas sementes submetidas as amostras de água em relação ao controle negativo podem ser justificadas por estudos e publicações científicas que mostram a relação do crescimento inicial das raízes com a presença de nitrogênio (N) e fósforo (P) em quantidades mais elevadas, conforme observado na Figura 4.

Os mapas de uso e ocupação do solo ao longo da bacia hidrográfica do Rio Santa Rita mostram a sub-bacia 1 com 0,2 km², correspondente a nascente do Rio Santa Rita, fica localizada em uma propriedade rural particular, o uso e ocupação do solo observado no mapa é 42% utilizado para agricultura, 38% de área urbanizada, incluindo moradias e construções utilizadas nas atividades rurais e 20% é constituído por vegetação, conforme a Figura 5.

Observando os valores encontrados nas 4 estações do ano para óleos e graxas nota-se que os valores mais elevados foram encontrados no P1 de (21,2 ppm, 21,8 ppm, 14,6 ppm) nas coletas C1, C2 e C3 respectivamente, que mesmo estando dentro de uma área rural, a área de contribuição superficial da nascente conta com 38% de área urbanizada e 42% de área para agricultura o que favorece a contaminação da água, da mesma forma podemos relacionar os altos valores encontrados para os 4 hormônios testados.

A sub-bacia 2 tem 3,79 km², correspondente ao segundo ponto de coleta P2, conforme observado na Figura 6, onde foram encontrados os maiores valores para os hormônios na coleta C2, também foram encontrados valores altos de óleos e graxas e DBO em todas as coletas, P2 fica localizado em área rural, o uso e ocupação do solo observado no mapa é 47% utilizado para agricultura, 11% de área urbanizada, incluindo moradias e construções utilizadas em atividades rurais e 42% é constituído por vegetação.

Como observado no mapa da Figura 7, a sub-bacia 3 com 7,21 km², correspondente ao P3, onde foram encontrados valores altos para todos os hormônios estudados, nas coletas C2, C3 e C4, também foram encontrados valores altos de óleos e graxas e DBO em todas as coletas, localizado em uma área de transição entre área rural e urbana, o uso e ocupação do solo observado no mapa é 40% utilizado para agricultura, 14% de área urbanizada, incluindo moradias e construções utilizadas em atividades rurais e 47% é constituído por vegetação.

Correspondente ao P4, como observado na Figura 8, a sub-bacia 4 possui 10,71 km², localizada na área urbana do município, o uso e ocupação do solo observado no mapa é 21% de área urbanizada e 35% é constituído por vegetação. Nesta sub-bacia observamos uma diminuição na porcentagem de área de vegetação e um aumento na área urbanizada com a relação à sub-bacia 3, porem apesar deste aumento ainda é muito forte a influência da área agrícola, correspondente a 44% da área.

A sub-bacia 5, correspondente ao exutório e conseqüentemente revela as características de toda a bacia do Rio Santa Rita, com 11,2 km², o uso e ocupação do solo observado no mapa é 23% de área urbanizada e 32% é constituído por vegetação e 45% de área agrícola, observado na Figura 9. Onde foi constatado uma depuração nos níveis de óleos e graxas com relação aos pontos a montante, em relação aos hormônios todos, foram encontrados em grandes quantidades e também foi observado a presença de níveis de DBO acima dos toleráveis.

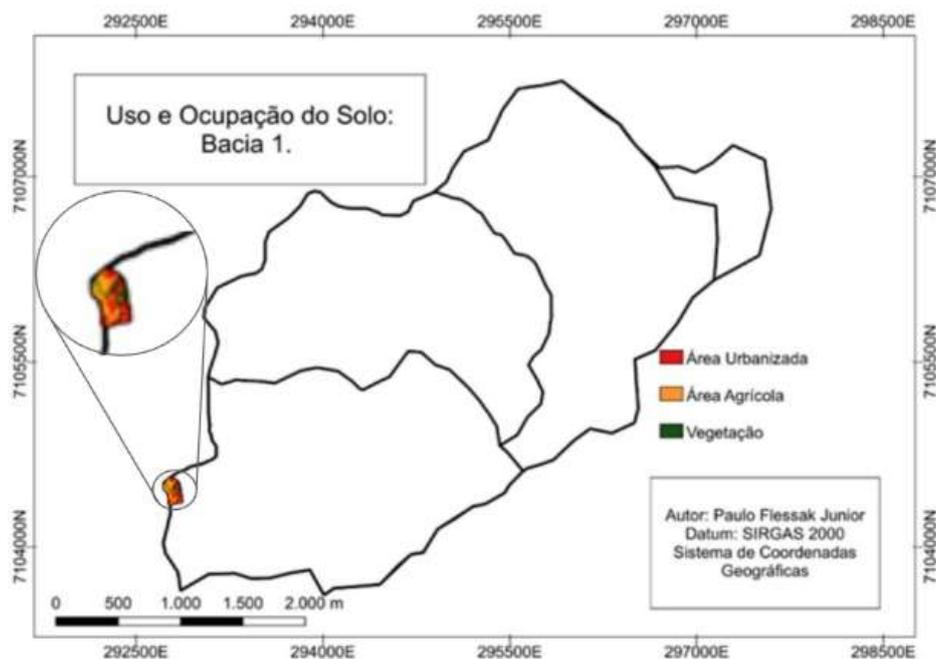


Figura 5: Mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia 1 do Rio Santa Rita.

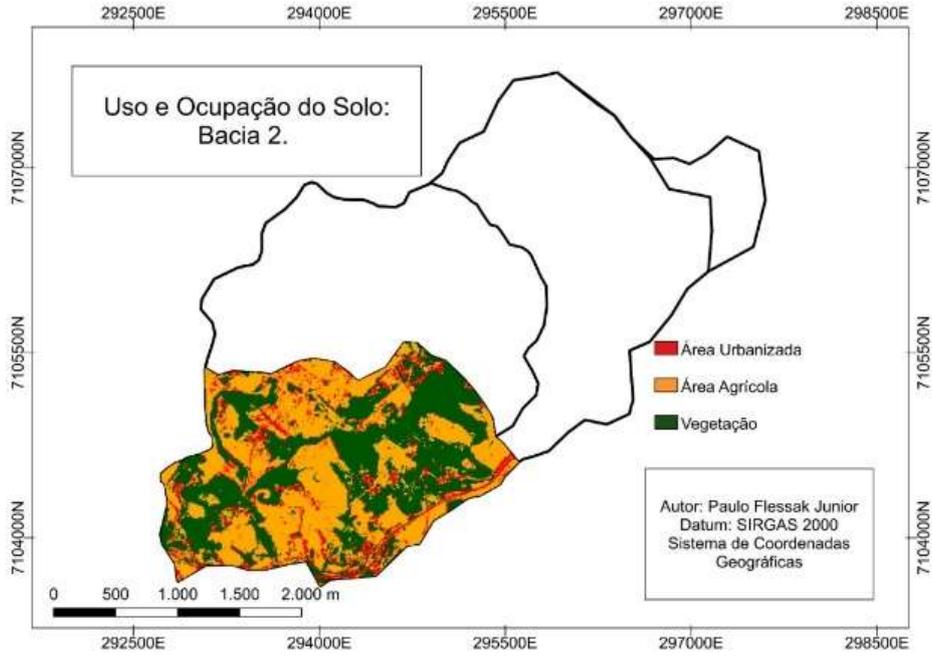


Figura 6: Mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia 2 do Rio Santa Rita.

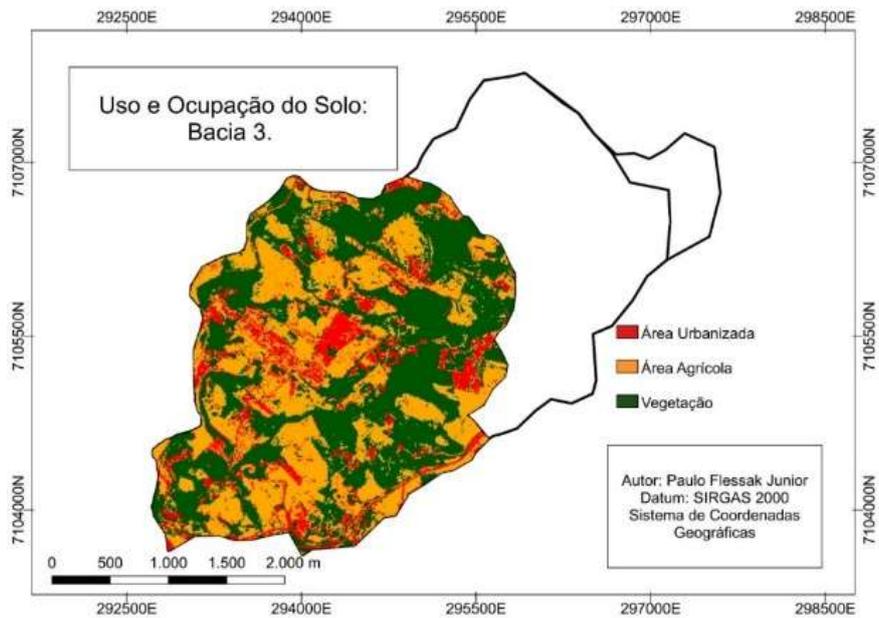


Figura 7: Mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia 3 do Rio Santa Rita.

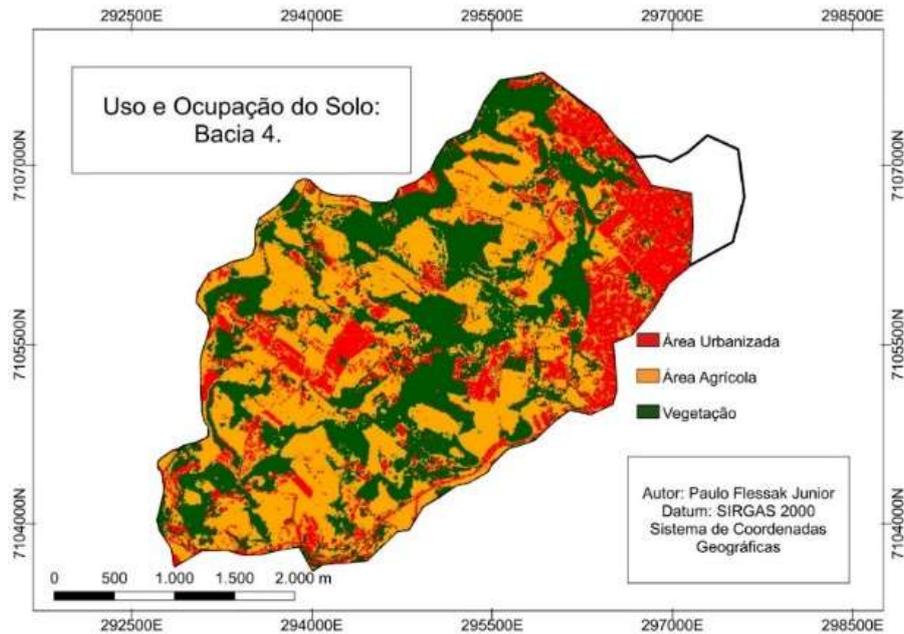


Figura 8: Mapa de uso e ocupação do solo da sub-bacia 4 do Rio Santa Rita.

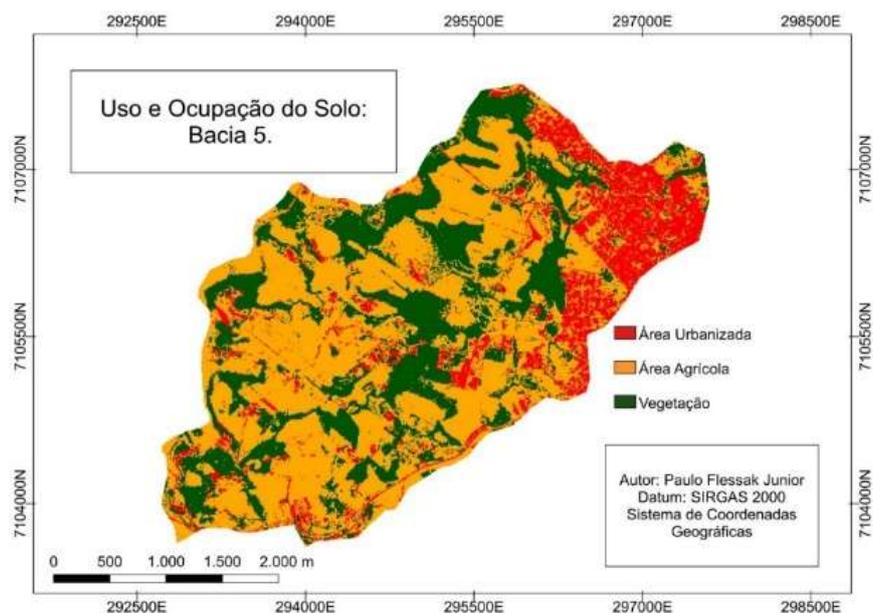


Figura 9: Mapa de uso e ocupação do solo da bacia-hidrográfica do Rio Santa Rita.

Comentários finais

Visando a preservação dos recursos naturais, a sua biodiversidade, e a saúde pública, este trabalho buscou avaliar a qualidade da água do Rio Santa Rita ao longo do ano de 2022, avaliando parâmetros físico-químicos, quantificação de hormônios estrógenos e testes ecotoxicológicos, levando em consideração aspectos como o uso e ocupação do solo da bacia e a sazonalidade pluvial.

Em termos de parâmetros químicos foi observado a presença de óleos e graxas nas quatro estações do ano, do ponto um ao ponto quatro, sendo o maior valor observado na nascente do rio nas coletas do verão, outono e inverno, apontando uma relação entre esses dados e o uso e ocupação da bacia hidrográfica observada nos mapas. A sub-bacia correspondente ao ponto 1 (P1) nascente do rio Santa Rita apesar de estar localizada na zona rural do município de Marmeleiro – PR, é formada por 38% de área urbanizada e 42% de área para agricultura o que favorece a contaminação da água.

A sub-bacia 5, correspondente a toda a bacia do Rio Santa Rita, com 11,2 km², o uso e ocupação do solo observado no mapa é 23% de área urbanizada e 32% é constituído por vegetação e 45% de área agrícola, apresentando valores de DBO acima do estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005 para P2 na coleta do verão, para P2, P3 e P4 na coleta do outono, P2 ao P5 na coleta do inverno e para a coleta da primavera: P2, P3 e P5. Quanto aos valores de pH somente na terceira coleta notamos um valor 4,93, fora dos limites de 6 a 9 estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005.



Todos os hormônios testados foram detectados em concentrações consideradas elevadas nas amostras de todos os pontos coletados em três das quatro estações avaliadas: outono, inverno e primavera, como possíveis causas estão o descarte incorreto de efluentes de esgoto e a criação de animais em áreas de pastagem ao longo da bacia hidrográfica.

Com relação aos testes ecotoxicológicos, para o teste de fuga as amostras dois e quatro da coleta da primavera, tiveram taxa de fuga de 60 e 80% respectivamente, indicando que foram tóxicos. Com relação ao teste de germinação e crescimento inicial apresentaram o crescimento maior das raízes estatisticamente diferente do controle negativo, P5 em 48 horas na coleta do verão, P2 ao P5 em 48 e 72 horas na coleta do outono, todos os pontos em 48 horas e P1 em 96 horas na coleta do inverno e na coleta da primavera todos os pontos em 48 e 96 horas. O que pode ser explicado pela presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo na água.

A análise de PCA mostra correlação positiva do crescimento das raízes com a turbidez, nitrogênio total, cor e fósforo na coleta do inverno e na coleta da primavera observa-se uma correlação da toxicidade encontrada no teste de fuga com a DBO, DQO, pH, turbidez e presença de Estradiol.

A visão geral da bacia mostra que tanto em ambientes rurais como em ambientes urbanos a presença do ser humano e suas atividades de uso e ocupação do solo bem como as características de sazonalidade pluvial interferem na qualidade da água, como observado no presente estudo desde a nascente ao exutório do rio Santa Rita, fica claro a importância do controle das atividades antrópicas e o monitoramento dos parâmetros da água ao longo da bacia para a preservação da sua qualidade, da biodiversidade e da saúde humana.

Agradecimentos

Agradecimentos ao Programa de pós-graduação (PPGEA/FB) e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Francisco Beltrão, a minha orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Ticiane Sauer Pokrywiecki e co-orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Elisângela Düsman de mestrado pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2011). NBR ISO 17512-1: qualidade do solo - ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento - Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*). Rio de Janeiro.

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). Washington, D.C.

BILA, D. M.; DEZOTTI, M. (2007). Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. *Química Nova*, 30(3), 651-666. DOI: 10.1590/S0100-40422007000300027.

BILA, Daniele Maia; DEZOTTI, Márcia. (2017). Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. *Química Nova*, 40(9), 1094-1110. DOI: 10.21577/0100-4042.20170091.

CUNHA, Danieli Lima da; SILVA, Samuel Muylaert Camargo da; BILA, Daniele Maia. (2016). Regulamentação do estrogênio sintético 17 α -etinilestradiol em matrizes aquáticas na Europa, Estados Unidos e Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 32(3), e00056715.

FILIZOLA, H. F.; GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D. (2006). Manual de procedimentos de coleta de amostras em áreas agrícolas para análise da qualidade ambiental: solo, água e sedimentos. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente.

GAVRILESCU, M. et al. (2015). Emerging pollutants in the environment: present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology*, 32(1), 147-156.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. (2012). Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(5), 558-563.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. (2012). Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 16(5), 558-563.

ISLAM, M. S.; HAN, S.; AHMED, M. K.; MASUNAGA, S. (2014). Assessment of Trace Metal Contamination in Water and Sediment of Some Rivers in Bangladesh. *Journal of Water and Environment Technology*, 12(2), 109–121.

KLAASSEN, C. D.; WATKINS III, J. B. (2012). Fundamentos em toxicologia de Casarett e Doull (2ª edição). Porto Alegre: AMGH.



LIU, R.; ZHOU, J. L.; WILDING, A. (2004). Simultaneous determination of endocrine disrupting phenolic compounds and steroids in water by solid-phase extraction–gas chromatography–mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1022(1-2), 179-189.

MARMELEIRO. (2022). Plano Diretor. Marmeleiro: [s.n.].

Porto, M. F. A.; Porto, R. L. L. (2008). Gestão de bacias hidrográficas. *Estudos Avançados*, 22(63), 43-60.

SREBOTNJAK, T., CARR, G., DE SHERBININ, A., RICKWOOD, C. (2012). A global water quality index and hot-deck imputation of missing data. *Ecological Indicators*, 17, 108–119.

SU, S., XIAO, R., MI, X., XU, X., ZHANG, Z., WU, J. (2013). Spatial determinants of hazardous chemicals in surface water of Qiantang River, China. *Ecological Indicators*, 24, 375–381.



ANÁLISE DA ÁGUA DE CÓRREGOS URBANOS COM DESPEJO DE EFLUENTES NA REGIÃO OESTE DE MATO GROSSO

1Thais Cristina Couto Hurtado, 2Eduardo M. Silva e Silva, 1,2Ernandes Sobreira Oliveira Junior, 1,2Wilkinson Lopes Lázaro, 1Francisco Lledo dos Santos, 3Bárbara Ferraz Buhler

1 Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: thais.hurtado@unemat.br; 2 Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais PPGCA - Universidade do Estado de Mato Grosso, 3 Secretária de Estado de Saúde de MT

Palavras-chave: Protocolo de Avaliação rápida; Índice de Qualidade da Água; Gestão Ambiental.

Resumo

A região Oeste de Mato Grosso é banhada por afluentes formadores da bacia do Alto Paraguai; esses corpos hídricos exercem um papel fundamental nos usos múltiplos da água pela população, portanto, sua conservação é de extrema importância. Visando um diagnóstico detalhado da qualidade da água dos corpos hídricos da região, entre os dias 09 e 11 de janeiro de 2024, foi realizada uma expedição por 12 municípios da região Oeste do Mato Grosso. Um dos trechos da viagem corresponde a “rota das águas”, composta pelos municípios de Curvelândia, Lambari D’Oeste, Rio Branco e Salto do céu. O roteiro de viagem contou também com os municípios de: Reserva do Cabaçal, Indiavaí, Araputanga, São José dos Quatro Marcos, Mirassol D’ Oeste, Porto Esperidião, Glória D’ Oeste e Cáceres. O objetivo foi investigar a qualidade da água em córregos urbanos da região Oeste de Mato Grosso, com foco nos impactos causados pelo despejo de efluentes. Utilizando o Índice de Qualidade da Água (IQA) e um protocolo de avaliação rápida (PAR), o estudo identifica o nível de impacto humano sobre esses corpos. Metodologicamente, o estudo selecionou corpos hídricos diretamente afetados por efluentes em cada município, realizando coletas de amostras em três pontos estratégicos: à montante, no ponto de lançamento de lançamento do efluente e à jusante. As análises incluíram medições físico-químicas e microbiológicas, tanto in situ com sondas multiparamétricas quanto em laboratório para detalhamento do IQA. O PAR foi aplicado para avaliar rapidamente os efeitos da poluição e uso do solo nas condições das águas. Os resultados revelaram que a qualidade da água varia consideravelmente entre os municípios, com muitos córregos urbanos classificados como alterados ou impactados devido à presença de esgoto e resíduos sólidos. O estudo identificou altas concentrações de coliformes fecais e fósforo, superando os limites legais, e destacou a eficácia dos sistemas de tratamento em Porto Esperidião, onde as águas foram classificadas como de melhor qualidade. Em contraste, municípios com gestão menos eficiente de efluentes mostraram piores condições de qualidade da água. Conclui-se que a região enfrenta desafios significativos no manejo de efluentes e na conservação da qualidade dos corpos hídricos. O estudo enfatiza a necessidade urgente de investimentos em infraestrutura de saneamento e gestão ambiental para mitigar os impactos negativos e proteger a saúde pública e a biodiversidade local.

Introdução

No contexto social atual, doenças relacionadas à falta de saneamento básico são consideradas problemas de saúde pública. No ano de 2004 foi estimado que 4% da incidência mundial de doenças e 1,6 milhões de mortes por ano, estariam ligadas aos fatores de distribuição insegura de água e saneamento básico para a população, além de fatores como higiene básica inadequada (World Health Organization 2003). Regiões menos desenvolvidas e de baixa renda estão diretamente vulneráveis a doenças relacionadas à falta de saneamento básico, devido a marginalização desse grupo ocasionada pelo processo de urbanização não sustentável que influencia no surgimento de moradias em locais sem infraestrutura adequada para tal. Dentro desse contexto o Brasil apresenta um bom andamento no sentido tentar eliminar de iniquidades relacionadas a falta de saneamento nas últimas décadas, porém ainda apresenta um déficit considerável em relação a distribuição de água nas capitais, até o ano de 2016 somente 19 capitais apresentaram um percentual superior a 90% de distribuição de água para a população (MASSA; FILHO, 2020).

A qualidade da água pode ser comprometida pela presença de resíduos, nutrientes, microrganismos, pesticidas, metais pesados e sedimentos, conforme identificado por Liu et al. (2003). Fatores como a remoção da vegetação ciliar ao longo dos rios, a expansão da atividade agropecuária, e o descarte de efluentes domésticos e industriais representam as principais ameaças aos ecossistemas aquáticos. Essas ações resultam em contaminação e eutrofização, afetando adversamente os padrões de qualidade da água que serve de fonte para abastecimento urbano (FARIA e CAVIANATTO, 2000; PHILIPPI et al., 2007).

No Brasil, é frequente o descarte de esgoto diretamente em corpos d’água, sem o devido tratamento. Os microrganismos encontrados no esgoto, muitos dos quais são agentes patogênicos, têm o potencial de causar doenças na população. Grande parte desses patógenos, oriundos principalmente de fontes humanas, são transmitidos por águas contaminadas que recebem descargas de esgoto, indicando uma origem majoritariamente ligada à má qualidade da água. (ALMEIDA et al., 2017).

Vários índices de qualidade da água foram criados levando em consideração tanto características físico-químicas quanto indicadores biológicos. Geralmente, tais Índices de Qualidade da Água (IQAs) se fundamentam em um número limitado de variáveis, conforme apontado por Gergel et al. (2002). Estas variáveis selecionadas devem ser capazes de refletir as mudanças na água, sejam elas naturais ou causadas pela ação humana, conforme discutido por TOLEDO e NICOLELLA em 2004.

De acordo com Callisto, Moretti e Goulart (2002), as águas superficiais estão intrinsecamente conectadas com as áreas circundantes, refletindo o uso e a ocupação do solo. Elas oferecem indicativos sobre os impactos das atividades humanas por meio de suas qualidades ambientais. Portanto, nas últimas décadas, a relevância da avaliação e do monitoramento da qualidade da água tem sido cada vez mais reconhecida e aplicada na gestão dos recursos hídricos, levando em consideração seus aspectos físicos, químicos e biológicos. Os índices e indicadores ambientais emergem como uma resposta à crescente preocupação social com as dimensões sociais do desenvolvimento, uma tendência que demanda um volume e uma complexidade maiores de informações. Além disso, os indicadores passam a desempenhar um papel crucial na formulação de políticas públicas e no monitoramento de seus impactos (VON SPERLING, 1996, ARAÚJO, 2023).

O presente estudo teve como objetivo realizar um diagnóstico detalhado da qualidade da água dos corpos hídricos de 12 municípios da região oeste do Mato Grosso, sendo que um dos trechos é conhecido como rota das águas, composta pelos municípios de Curvelândia, Lambari D' oeste, Rio Branco e Salto do céu. O roteiro contou também com os municípios de Reserva do Cabaçal, Indiavaí, Araputanga, São José dos Quatro Marcos, Mirassol D' Oeste, Porto Esperidião, Glória D' Oeste e Cáceres. Para as coletas, foram selecionados corpos hídricos utilizados para o lançamento de efluentes em cada município, tendo como objetivo analisar o impacto do despejo desses efluentes na qualidade da água dos córregos e rios em nível de balneabilidade. Além disso, aplicou-se um protocolo de avaliação rápida (PAR), o qual representa uma metodologia moderna que viabiliza a medição de diversos parâmetros ambientais de maneira econômica, simples e rápida, uma vez que, essa abordagem facilita a obtenção de uma visão geral sobre a integridade ambiental, incorporando não apenas aspectos dos cursos d'água, mas também elementos da paisagem em seu entorno.

Materiais e métodos

Área de estudo

O presente estudo abarcou um total de 12 municípios situados na região oeste do estado do Mato Grosso, especificamente: Reserva do Cabaçal, Indiavaí, Araputanga, São José dos Quatro Marcos, Mirassol D' oeste, Porto Esperidião, Glória D' oeste, Curvelândia, Rio Branco, Salto do Céu, Lambari D' oeste e Cáceres. Esses municípios estão localizados na bacia do Alto Paraguai, incluindo as sub-bacias dos rios Jauru e Cabaçal. Em nenhum dos municípios trabalhados a taxa de coleta de esgoto ultrapassou 50%.

Para a realização desta investigação, foi selecionado um corpo hídrico em cada um dos municípios mencionados, priorizando aqueles que recebem despejo direto de efluentes. Essa escolha estratégica visa compreender os impactos da ação antrópica sobre os recursos hídricos nessas localidades, enfatizando os efeitos da liberação de efluentes nos ecossistemas aquáticos.



Figura 1 - Córrego utilizado para o despejo de efluente tratado no município de Porto Esperidião-MT.

Coleta e análises de campo

Foram adotadas as técnicas de amostragem e preservação especificadas nas Normas do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA-AWWA-WPCF, 2023. Para a coleta das amostras de água foram utilizadas garrafas plásticas de 1L, considerando o uso dela para as análises laboratoriais. Foram feitas três (3) coletas por córrego, sendo uma à montante do lançamento do efluente, uma no ponto de lançamento e outra à jusante do lançamento. Essas amostras foram armazenadas em um isopor com gelo, o qual era sempre substituído com o intuito de preservar a integridade dos parâmetros até o momento da análise. As amostras foram coletadas na lâmina d'água compreendendo todo o espaço do recipiente. Além disso, as coletas foram realizadas em campanha única, isto é, janeiro de 2024, nos períodos da manhã e da tarde. Para a análise dos parâmetros de oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos e turbidez da água, em campo, foi utilizada uma sonda multiparamétrica Hanna HI9829 (Figura 3).



Figura 2 - Coleta de amostras do córrego Água bruta no município de Indavaí-MT.



Figura 3 - Medição dos parâmetros físico-químicos com a sonda Hanna HI9829.

Análises em laboratório

As amostras coletadas foram levadas até o laboratório de Ictiologia do Pantanal Norte LIPAN, onde foram feitas as últimas análises necessárias para obter os resultados do Índice de Qualidade de Água (IQA). Todas as análises seguiram as Normas do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – APHA-AWWA-WPCF, 2023. Para as análises de sólidos suspensos foram utilizados frascos de 100ml os quais foram pesados em balança de precisão e então preenchidos pela metade com o efluente, logo em seguida colocados em uma estufa a 200 °C para a secagem. Após a secagem os frascos foram pesados novamente para a obtenção dos resultados. Para a aferição do DBO, foi utilizada a sonda de DBO Hanna HI98198 e para o armazenamento das amostras foram utilizados frascos de DBO e para suas réplicas e trélicas foram utilizados frascos flaconete de 20 mL. Foi realizada a medição no dia da coleta e cinco dias depois para a análise da variação na concentração de DBO, durante esse intervalo de tempo as amostras foram armazenadas em uma caixa de plástico, com temperatura controlada



até 20°C para a preservação dos parâmetros. Para as análises de nitrogênio e fósforo foram utilizados os kits e protocolos Hanna para fósforo faixa alta e nitrogênio faixa baixa.

Os parâmetros amônia, cloreto e alcalinidade foram mensurados diariamente em cada uma das amostras – nos finais dos dias de campo; para tanto, foi utilizado o kit básico de potabilidade (Alfakit). No que diz respeito à análise microbiológica, o kit colipaper foi empregado para a detecção simultânea da presença de *E. coli* e coliformes totais em meios de cultura em DIPSLIDE de papel.

Índice de qualidade da água (IQA)

O Índice de Qualidade da Água (IQA) é determinado por uma média ponderada de nove variáveis-chave que refletem as condições da água. Essas variáveis incluem oxigênio dissolvido, coliformes termotolerantes, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total, temperatura, turbidez e sólidos totais. A seleção desses parâmetros baseia-se nas diretrizes estabelecidas pela National Sanitation Foundation - NSF (CETESB, 2015). Para o cálculo do índice, foram elaboradas curvas que representam a média das variações da qualidade da água em relação às concentrações de cada um desses parâmetros. Além disso, foi atribuído um valor de peso a cada parâmetro, refletindo sua relevância no cálculo do IQA/NSF (conforme apresentado na Tabela 1).

Tabela 1 - Parâmetros e pesos do Índice de Qualidade da Água (IQA) segundo National Sanitation Foundation (NSF)

Parâmetros	Pesos
Oxigênio Dissolvido	0,17
Demanda Bioquímica de Oxigênio	0,10
Coliformes termotolerantes	0,15
Temperatura	0,10
pH	0,12
Nitrogênio Total	0,10
Fósforo	0,10
Sólidos Totais	0,08
Turbidez	0,08
Total	1,00

Para determinação do IQA, será utilizada a seguinte equação:

$$IQA = \prod_{i=0}^9 q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA – índice de qualidade da água, um número de 0 a 100.

q_i = qualidade do parâmetro i obtido através da média de qualidade;

w_i = peso atribuído ao parâmetro, em função de sua importância na qualidade, entre 0 e 1.

Os índices de qualidade da água variam entre 0 e 100, conforme descrição a seguir: ótima ($80 \leq IQA \leq 100$), boa ($52 \leq IQA \leq 80$), regular ($37 \leq IQA \leq 52$), ruim ($20 \leq IQA \leq 37$) e péssima ($0 \leq IQA \leq 20$) (CETESB, 2015).

Aplicação de protocolo de avaliação rápida (PAR)

Para o levantamento de informações adicionais sobre os corpos d'água e o seu entorno foi empregado o "Protocolo de Avaliação Rápida (PAR)" proposto por Callisto, 2002. A primeira parte, abrangendo os parâmetros de 1 a 10, dedica-se à análise das características específicas dos locais e dos impactos resultantes de atividades humanas, com pontuações variando de 0 a 4. A segunda parte, que engloba os parâmetros de 11 a 22 e se baseia no trabalho de Hannaford et al. (1997), foca nas condições do habitat e nos níveis de conservação, atribuindo pontuações de 0 a 5. A distribuição percentual da pontuação é de 40% para a primeira parte e 60% para a segunda. O escore final do protocolo de avaliação emerge da soma dos valores designados a cada parâmetro, refletindo o estado de conservação das seções das bacias analisadas. Com base nesta metodologia, os segmentos podem ser classificados como natural ($61 < PAR < 100$), alterado ($41 < PAR < 60$), ou impactado ($0 < PAR < 40$).

Para alcançar uma abordagem eficiente e abrangente, além da aplicação do protocolo de avaliação rápida (PAR).

Resultados e discussões

Os municípios analisados na região oeste do Mato Grosso apresentam características variadas quanto ao manejo dos efluentes e ao estado dos corpos hídricos. A ausência de sistemas coletivos de tratamento de esgoto é comum à maioria deles, sendo que somente os municípios de Mirassol d'Oeste e Porto Esperidião possuem sistemas de tratamento de esgoto, com índices de coleta de 27,94% e 46,82%, respectivamente. Na maior parte, os efluentes domésticos são direcionados a fossas sépticas ou, em muitos casos, indevidamente despejados em canais de drenagem pluvial ou diretamente nos corpos d'água.

A aplicação do protocolo de avaliação rápida de Callisto et al. (2002) (Figura 4) revelou que a maioria dos córregos urbanos nos municípios estudados está categorizada como alterada ou impactada devido à presença de esgoto, resíduos sólidos e evidências de erosão. A cobertura vegetal nas margens dos córregos é frequentemente insuficiente ou ausente, refletindo a



significativa influência humana e a degradação ambiental. Em contrapartida, áreas com melhores pontuações demonstraram a presença de vegetação ripária e características físicas mais naturais, apesar das atividades antrópicas nas proximidades.

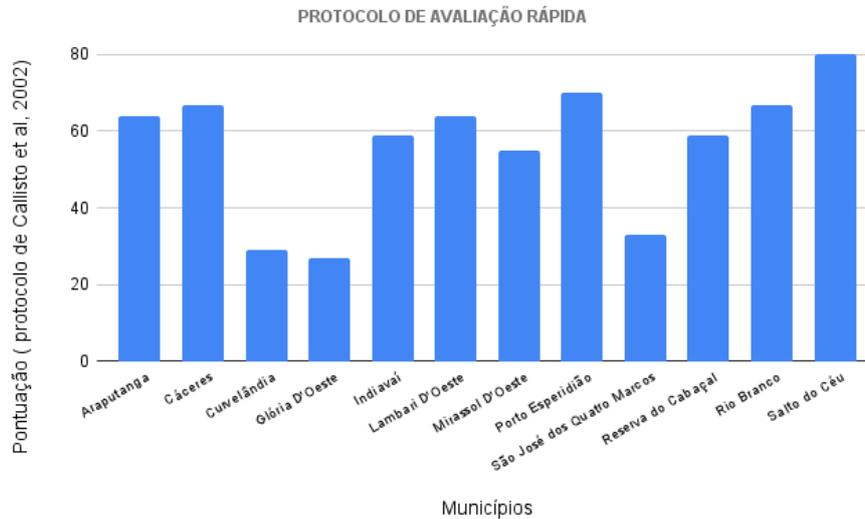


Figura 4 - Resultado da aplicação do Protocolo de avaliação rápida de Callisto (2002).

Especificamente, observa-se que municípios como Curvelândia, Glória d'Oeste e São José dos Quatro Marcos possuem sérias limitações em seus sistemas de tratamento de esgoto, refletindo diretamente na qualidade dos corpos hídricos avaliados, sendo estes classificados na categoria de "impactados". Em contraste, Porto Esperidião, com seu sistema de tratamento de efluentes mais eficiente, apresenta um ambiente considerado natural, apesar da presença de atividades humanas nas proximidades. Já os municípios de Mirassol D'Oeste, Indiavaí e Reserva do Cabaçal foram classificados como ambientes "alterados".

Salto do Céu destaca-se pela alta pontuação obtida, indicando um ambiente natural. Essa classificação é atribuída à cobertura vegetal parcial e à qualidade da água, apesar da evidente presença de resíduos sólidos e esgoto. Cáceres, embora tenha um sistema operado por uma autarquia e, somente 7% da população é atendida por coleta e tratamento de esgoto, ainda apresenta desafios significativos relacionados ao despejo direto de efluentes nos córregos urbanos e, conseqüentemente no principal manancial que abastece o município, Rio Paraguai, resultando em uma avaliação ruim.

A Tabela 2 apresenta os resultados das análises realizadas nos pontos a jusante do lançamento de efluentes, estes parâmetros foram utilizados para calcular o Índice de qualidade da água (IQA).

Tabela 2 - Resultado das análises físico-químicas e microbiológicas do ponto a jusante do lançamento de efluentes

Variáveis	Municípios												
	Araputanga	Cáceres	Curvelândia	Glória D'Oeste	Indiavaí	L. D'Oeste	Mirassol D'Oeste	Porto Esperidião	São José dos Quatro Marcos	Reserva do Cabaçal	Rio Branco	Salto do Céu	
pH	7,61	6,07	5,75	7,58	7,82	6,79	7,34	7,62	7,22	7,11	6,98	7,13	
DBO	2,39	1,29	1,93	1,98	0,91	1,03	3,27	1,39	2,60	3,00	2,21	0,85	
OD (% SAT)	92,6	94,9	82,5	136,6	104	83,4	89	93,2	50,3	95,9	99,2	102,7	
Turbidez (FNU)	82,1	113	29,6	85,5	52,7	71,3	571	92,7	18,5	157	323	107	
OD (mg/L)	6,95	6,99	6,3	9,62	7,56	6,6	6,8	6,97	3,58	7,43	7,85	8,05	
TEMP (°C)	29,39	31,16	29,13	33,58	31,57	26,81	28,38	30,35	32,17	27,22	26,58	26,65	
Fósforo (mg/L P)	1,2	1,1	1	0,9	1	1,5	1,8	1	0,8	1,8	1,1	1,6	
Nitrogênio (N) mg/L	1,9	0,6	0,6	0,4	0,5	0,7	3,5	0,5	1,6	0,6	0,4	0,6	
Sólidos totais (mg/L)	1163	1111	1058	1174	835	1106	1338	1298	992	3985	1583	4549	
Coliformes fecais (FC/100ml)	13920	10800	16240	11200	2960	7120	880	960	880	3360	5280	2240	
Alcalinidade (mg/L)	100	20	30	100	80	20	140	130	200	50	20	20	
Cloreto (mg/L)	20	10	20	30	10	10	30	10	40	20	10	10	
Amônia (mg/L)	0,5	0,5	0,25	0,1	0,5	0	3	0	3	2	0,1	0,1	



A verificação da conformidade dos resultados das análises da água com os padrões de qualidade da água seguiu os parâmetros fixados pela CONAMA 357/2005 para corpos hídricos classe 2. Além de ter sido realizada a verificação das eventuais consequências das atividades antrópicas praticadas nas adjacências sobre a qualidade das águas dos córregos urbanos, sendo que todas as amostras são provenientes de locais com atividades impactantes ao curso d'água, tais como: sistemas de produção, adensamento urbano, paisagem e comércio.

A partir dos dados dispostos na Tabela 2, é possível verificar que os valores para pH não apresentaram variações significativas, sendo que somente a amostra coletada em Curvelândia apresentou resultado abaixo dos limites permitidos pela resolução (6 a 9). Quanto à turbidez, os resultados obtidos para os municípios de Cáceres, Mirassol D'Oeste, Reserva do Cabaçal, Rio Branco e Salto do Céu excederam o valor máximo permitido. É importante notar que as amostras foram coletadas durante o período chuvoso e em alguns locais, como Mirassol D'Oeste e Reserva do Cabaçal, logo após a ocorrência de chuvas. Conforme observado por Medeiros et al. (2016), durante os períodos de chuva, há um aumento significativo na concentração de sólidos em suspensão, o que se reflete em um aumento da turbidez nos corpos d'água.

Os resultados para a análise de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e nitrogênio não apresentaram valores superiores ao estabelecido na legislação, sendo que o maior valor determinado foi em Mirassol D'Oeste. No entanto, em relação ao fósforo total, é importante observar que a Resolução CONAMA nº 357/2005 estipula um valor máximo permitido em cursos d'água de Classe 2 (ambiente lótico) de 0,050 mg L⁻¹, e neste caso, todos os resultados excederam os limites permitidos.

Conforme destacado por Coradi et al. (2009), altas concentrações de nitrogênio, quando associadas às de fósforo, podem induzir ao desenvolvimento excessivo de fito e zooplâncton, desencadeando o processo de eutrofização. Isso ocorre porque o fósforo é um nutriente essencial para o crescimento dos organismos e pode ser o fator limitante na produtividade primária de um corpo de água.

Quanto à análise de oxigênio dissolvido, somente o município de São José dos Quatro Marcos apresentou valor inferior ao limite mínimo estabelecido na legislação. Além disso, foi também o município que apresentou maior concentração de amônia. Esses resultados estão em consonância com as observações de Esteves (1998), que destaca que altas concentrações de amônia podem exercer uma forte influência na dinâmica do oxigênio dissolvido no ambiente. Isso ocorre devido ao fato de que, para oxidar 1,0 miligramas do íon amônio, são necessários aproximadamente 4,3 miligramas de oxigênio. Como consequência, a disponibilidade inadequada de oxigênio dissolvido na água pode resultar em condições de hipóxia, onde há uma quantidade insuficiente de oxigênio para sustentar a vida aquática. Isso pode levar à morte de peixes, invertebrados aquáticos e outras formas de vida aquática, causando um desequilíbrio no ecossistema. Foi possível observar nesse canal vários pontos de despejos de esgotos de residências e comércios instalados próximos ao corpo hídrico. Os valores mais altos de oxigênio dissolvido (OD) foram registrados nos municípios de Salto do Céu, Indiavaí, Rio Branco e Glória d'Oeste. Esses municípios apresentam corpos hídricos mais preservados, com mata ciliar e corredeiras, mesmo estando próximos à área urbana.

Já a análise da qualidade da água revelou uma situação crítica em relação ao parâmetro de coliformes, uma vez que foi observada uma alta contagem de coliformes, indicando uma poluição ambiental significativa. Apesar da conformidade da maioria dos parâmetros com as normas estabelecidas, a detecção de níveis elevados de coliformes fecais nos córregos enfatiza a importância de um monitoramento contínuo. Essa observação ressalta a urgência de adotar medidas eficazes para combater a poluição hídrica, particularmente aquela decorrente de descartes inadequados de resíduos sólidos e efluentes domésticos.

O estudo também observou que, apesar dos resultados para contaminação por coliformes fecais, os demais elementos analisados mostraram variações consistentes, indicando um padrão na dinâmica da ocupação urbana e no impacto ambiental nesses canais. Essa constatação reforça a relevância de uma gestão ambiental integrada, que leve em conta todos os aspectos da dinâmica urbana nos esforços para preservar a qualidade da água.

Em relação a alcalinidade, os municípios que apresentaram valores superiores a 100 mg/L foram Mirassol D'Oeste, Porto Esperidião e São José dos Quatro Marcos, sendo o último mais crítico, provavelmente pela maior concentração de esgotos visto que este ponto recebe diversas contribuições de efluentes.

A resolução do CONAMA 357/05 estabelece o valor máximo de 500 mg/L de sólidos dissolvidos para os corpos d'água enquadrados na "classe 2". Todos os pontos em estudo não alcançaram o limite preconizado pelo CONAMA, sendo que os sólidos totais são resultantes dos sólidos suspensos e dissolvidos de uma amostra em análise. O resultado encontrado poderá ser reflexo do período chuvoso.

Após análise dos resultados, é possível observar que o município de São José dos Quatro Marcos obteve piores resultados se comparado aos outros municípios avaliados. A área de estudo escolhida neste município foi o córrego Queixada, localizado na Zona Leste da cidade, sendo canalizado no trecho entre a Rua Rio Grande do Sul e Av. Belém, o que corrobora com o resultado da aplicação do protocolo de Callisto, que foi implementado nas proximidades do barracão da feira municipal, e a pontuação resultante foi de 33 pontos, classificando-a como impactada.



Figura 5 - Resultado do cálculo de IQA aplicado a jusante para cada município.

Como dito anteriormente, foi considerado somente os dados das amostras coletadas a jusante do ponto de lançamento dos efluentes, nesse contexto, dos doze municípios analisados, cinco deles apresentaram um nível de IQA ruim (20 a 36), sendo estes Araputanga, Cáceres, Curvelândia, Glória d'Oeste e Mirassol d'Oeste, sendo os valores mais baixos atribuídos a Cáceres e Mirassol D'Oeste, fator esse que pode estar relacionado com a densidade populacional, considerando que são os dois municípios mais populosos dessa pesquisa e conseqüentemente emitem uma maior quantidade de efluentes nos corpos hídricos. Em contrapartida os outros municípios de apresentaram níveis regulares IQA (entre 37 e 52), no caso dos municípios de Porto Esperidião (Figura 1) e Indivaí esses resultados podem estar relacionados com a proporção entre vazão e dimensão dos corpos hídricos receptores e o volume de efluentes lançados. Considerando os resultados dos parâmetros obtidos e do IQA em geral, é necessário que haja estudos mais detalhados considerando aspectos como a vazão corpos hídricos em relação a quantidade de efluentes lançados e o perfil do efluente lançado, por mais que a maioria dos habitantes dos municípios tenham relatado haver somente o despejo de águas cinzas (somente o conteúdo de pias, tanques e torneiras no geral, sem o conteúdo da bacia sanitária) nos corpos hídricos.

Comentários finais

A análise abrangente da situação do esgotamento sanitário urbano e das condições ambientais dos corpos receptores nos municípios estudados revelou uma realidade preocupante. A aplicação do protocolo de avaliação rápida de Callisto et al. (2002) destacou que a maioria dos córregos urbanos está categorizada como alterada ou impactada, devido à presença de esgoto, resíduos sólidos e evidências de erosão, evidenciando a necessidade urgente de investimentos em saneamento básico e gestão ambiental. Embora alguns parâmetros tenham se mantido dentro dos limites estabelecidos pela legislação, como a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e o nitrogênio, outros, como a presença de coliformes fecais e o fósforo total, excederam os valores permitidos. Além disso, altas concentrações de amônia em alguns pontos indicaram uma influência significativa na dinâmica do oxigênio dissolvido no ambiente, destacando a urgência de ações para combater a poluição hídrica.

Em suma, os resultados obtidos enfatizam a urgência de ações direcionadas para a melhoria da qualidade da água e a proteção dos recursos hídricos, essenciais para a saúde pública e a biodiversidade local.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT), a Universidade do Estado de Mato Grosso, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015, pelo apoio técnico-científico aportado até o momento. As instituições que acompanharam e disponibilizaram informações acerca dos córregos, sendo estes: o Departamento de Vigilância em Saúde de Reserva do Cabaçal, a Prefeitura Municipal de Indivaí, ao Departamento de Vigilância em Saúde de Araputanga, ao Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Mirassol D'Oeste, a Águas de Porto Esperidião, ao Departamento de Vigilância em Saúde de São José dos Quatro Marcos, ao Departamento de Vigilância em Saúde de Glória D'Oeste, a Vigilância Sanitária de Curvelândia, a Vigilância Sanitária de Rio Branco, a Prefeitura de Salto do Céu e a Secretaria de Infraestrutura de Lambari D'Oeste.

Referências Bibliográficas

APHA-AWWA-WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24rd ed. Washington, 2023.



Callisto, M.; Ferreira, W. R.; Moreno, P.; Goulart, M. & Petrucio, M; 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.14, n.1, p. 91-98.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA 357/2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em abril de 2024.

Coradi, P. C.; Fia, R.; Pereira-Ramires, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. *Ambiente e Água: An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v.4, n.2, p.46-56, 2009. DOI: <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.85>.

Esteves, F. A. Fundamentos de limnologia. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998

Faria, B. V.; Cavianatto, V; 2000. As Bacias hidrográficas do Estado. EMPAER. Manual técnico de microbacias hidrográficas. Cuiabá – MT: EMPAER, p 339.

Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo. 2015.

Gergel, S. E. et al; 2002. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic Science*, v.64, p.118-128.

Liu, Y.; Islam, M. A.; Gao, J; 2003. Quantification of shallow water quality parameters by means of remote sensing. *Progress in Physical Geography*, v. 27, n. 1, p. 24-43.

Medeiros, S. R. M.; Bittencourt, R. P.; Farias, M. S.; Bello, I. P.; Fia, R.; Oliveira, L. F. C.. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. *Ambiente e Água: An Interdisciplinary Journal Of Applied Science*, v.11, n.3, p.711-730, 2016. DOI: <http://doi.org/10.4136/ambi-agua.1833>

Von Sperling, M.; 1996. Introdução à qualidade de águas e ao tratamento de esgotos. 2 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, p 243.

Toledo, L. G.; Nicolella; 2004. G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scientia Agrícola*, v. 59, n.1, p.181-186.



ANÁLISE DA QUALIDADE HÍDRICA DO RIO IGUAÇU, SEGMENTO ENTRE A CONFLUÊNCIA DOS RIOS IRAÍ E ATUBA ATÉ PORTO AMAZONAS/PR

1Gabriel Troyan Rodrigues, 2Lucas Monteiro Dildey, 3Philippe Rattton, 4Leonardo de Souza Lisboa, 5Eduardo Rattton, 6Felipe Sousa de Carvalho, 7Ester Amélia Assis Mendes, 8Adriana Souza Trigo
UNILIVRE, e-mail: gtr_gabriel@hotmail.com; 2 UNILIVRE, e-mail: lucas.dildey@gmail.com; 3 UNILIVRE, e-mail: philipe_rattton@hotmail.com; 4 UNILIVRE, e-mail: lisboaleo@hotmail.com; 5 UNILIVRE, e-mail: rattton.eduardo@gmail.com; 6 SANEPAR, e-mail: sousacarvalhofelipe@gmail.com; 7 SANEPAR, e-mail: esteram@sanepar.com.br, 8 SANEPAR, e-mail: adrianast@sanepar.com.br

Palavras-chave: Rio Iguaçu, qualidade da água, monitoramento.

Resumo

Este estudo versa sobre a análise histórica da qualidade da água do rio Iguaçu, no trecho compreendido entre a sua nascente, na confluência do rio Iraí com o rio Atuba, entre os municípios de Curitiba, Piraquara e São José dos Pinhais, até as adjacências do término da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu, no município de Porto Amazonas (PR). Foram compilados dados de qualidade da água referentes ao período 1993-2023 (31 anos), de sete estações localizadas ao longo do rio Iguaçu. Foram escolhidos os parâmetros Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) para análise, devido à consistência periódica de monitoramento e à relação esperada entre os valores, resultando na seleção de cinco estações de monitoramento para discussão e análise dos resultados. Os dados foram avaliados em relação à sua tendência temporal, observando-se as alterações da qualidade da água do corpo hídrico ao longo dos anos. Os resultados foram comparados com os valores determinados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, que estabelece a classificação dos corpos hídricos conforme os parâmetros de qualidade da água. A avaliação dos dados de monitoramento indicou que o parâmetro DBO demonstrou tendência de piora na maior parte das estações analisadas, apresentando características de corpo hídrico sem classe ao final da década de 2010, tendo como ressalva a estação de Balsa Nova, que tendencialmente demonstrou uma leve melhora, sendo a única estação com tendência característica compatível de rio Classe 3. Em relação ao parâmetro OD, constatou-se que a variação do parâmetro ao longo do corpo hídrico indica um rio com características de Classe 4, podendo em alguns trechos ainda atingir parâmetro de corpos hídricos sem classificação. Também se observou uma melhora na estação de Porto Amazonas, a qual não significa diretamente uma melhora da qualidade do rio, uma vez que os valores de DBO referem-se a características variando de corpo hídrico Classe 3 a sem classe nesse mesmo ponto de monitoramento. Os resultados refletem a precariedade da qualidade da água no rio Iguaçu no trecho em questão, evidenciando a necessidade de ações corretivas através de políticas públicas para preservação e recuperação dos corpos hídricos, bem como para erradicar as poluições difusas, principalmente o lançamento clandestino de esgotamento sanitário.

Introdução

Os rios urbanos são encarados como problemas pelos gestores municipais. Se no passado eram tratados como elementos fundamentais, agora são vistos como limitadores de expansão urbana, além de recorrentemente canalizados, situação em que se tornam alvos de poluições difusas como despejo de esgotamento sanitário ocasionando doenças e mal cheiro, ou ainda considerados vetores causadores de ocupações irregulares, que sobrepõem as áreas de várzea. São esporádicas as situações onde tem-se na hidrografia um fator de enriquecimento da paisagem urbana. Não obstante, é cada vez mais notória a ausência de áreas verdes e espaços públicos que possam contribuir com a qualidade de vida, o lazer e a socialização dos indivíduos nas cidades (Morsch; Mascaró; Pandolfo, 2017).

O rio Iguaçu é o maior rio em extensão integralmente inserido no território do estado do Paraná, formado a partir da confluência dos rios Atuba e Iraí na região leste do município de Curitiba, próximo à divisa com o município de Pinhais. A bacia do rio Iguaçu perfaz uma área total de 70.800 km², sendo que 55.024 km² interceptam o estado do Paraná, compreendendo aproximadamente 4,5 milhões de habitantes em seus limites. Esta bacia é dividida em três Unidades Hidrográficas de Gestão de Recursos Hídricos, em conformidade com a Resolução nº 49/2006/CERH/PR, denominadas como o Baixo Iguaçu, o Médio Iguaçu e o Alto Iguaçu, sendo esta última agrupada à Bacia do Ribeira (SEMA, 2013).

Aproximadamente 85% da população inserida na área da bacia do rio Iguaçu está localizada em áreas urbanas, onde o índice para abastecimento público de água é de 98%, enquanto que o índice de atendimento de coleta de efluentes domésticos é de aproximadamente 51% (SEMA, 2013).

Na região de cabeceiras da bacia, onde está localizada a Região Metropolitana de Curitiba (RMC), o uso e ocupação do solo apresentam características tipicamente urbanas, com grande concentração populacional e a presença de atividades industriais, comerciais e de serviços. Já para a área mais interiorana do estado, o uso predominante passa a ser a agropecuária, em especial voltado ao cultivo de soja e trigo. As atividades industriais se relacionam, sobretudo, com as atividades de agropecuária, indústria automobilística, papel, frigoríficos, laticínios, alimentícias, abatedouros e curtumes (IAT, 2020).

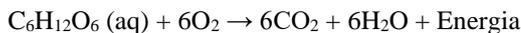
Em relação à utilização dos recursos hídricos, a demanda hídrica da bacia hidrográfica do Iguaçu é de aproximadamente 26 m³/s, sendo que 80,43% é destinado ao abastecimento público, seguido de 10,11% destinado ao abastecimento industrial. A



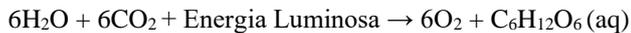
captação para abastecimento público é dividida entre fontes superficiais (81,14%) e fontes subterrâneas (18,86%) (IAT, 2020). Assim, considerando a preponderância de usos voltados ao abastecimento público, estudos atinentes a análises de parâmetros de qualidade hídrica são de fundamental relevância para nortear tomadas de decisões relacionadas à gestão de recursos hídricos.

Em termos de qualidade da água, o corpo principal da Unidade Hidrográfica do Alto Rio Iguaçu apresenta padrões ruins segundo os parâmetros do Índice de Qualidade da Água (IQA). Tal fato decorre, sobretudo, da má qualidade dos afluentes localizados na margem direita, que realizam a drenagem do município de Curitiba. Fora da Região Metropolitana de Curitiba, no município de Porto Amazonas, a qualidade da água apresenta uma melhora, apesar de ainda ser classificada como poluída. A partir da Unidade Hidrográfica do Médio Iguaçu, a qualidade do rio ilustra uma evolução, variando de “Moderadamente Degradada” nos reservatórios de Foz do Areia e Segredo para “Pouco Degradada” nos reservatórios de Santiago, Osório e Caxias (SEMA, 2013).

As águas dos corpos hídricos, bem como seus sedimentos, podem conter níveis extremamente elevados de material orgânico e, conseqüentemente, atividade bacteriana muito alta. Bactérias aeróbicas promovem a decomposição da matéria orgânica nas águas dos rios, consumindo o oxigênio dissolvido no processo, resultando em níveis reduzidos de oxigênio no meio. Isso se deve a processos bioquímicos respectivos à redução de matéria orgânica, representada pela equação a seguir (Mocuba, 2010):



Segundo Mocuba (2010), ressalta-se ainda a liberação de energia no processo supracitado. Através da fotossíntese, representada pela equação química a seguir, os níveis de oxigênio tendem a ser altos durante os períodos iluminados do dia (liberação de oxigênio), enquanto a respiração da flora no local consome oxigênio durante a noite, refletindo no perfil de concentração de oxigênio que apresenta uma diminuição deste indicador com o anoitecer (Mocuba, 2010).



As interações biológicas e físico-químicas entre matéria orgânica e oxigênio são essenciais para compreender a dinâmica dos ecossistemas de corpos hídricos e versam sobre a dinâmica bioquímica, bem como os indicadores para controle e manutenção de níveis adequados de oxigênio dissolvido para a saúde desses ambientes aquáticos e regiões periféricas influentes. Demais variáveis como a velocidade de transferência do oxigênio entre a atmosfera e a superfície da água, velocidade do vento, turbulência na interface, bolhas de ar, temperatura e pressão ambiente podem acelerar ou retardar a velocidade das reações bioquímicas (Mocuba, 2010).

Conforme mencionado por Mocuba (2010), a hipóxia refere-se a condições onde a concentração de oxigênio dissolvido diminui a ponto de afetar adversamente os organismos presentes no meio. Esta concentração de oxigênio pode variar entre <2 mg/L a <3 mg/L, como critério para a hipóxia.

Lindeque *et al.* (2020) propõem o aumento do oxigênio dissolvido na água dos rios por meio das seguintes estratégias. A primeira envolve o aumento da concentração de oxigênio por meio da disposição de um fluxo d'água adicional com um alto índice de OD. Outra possibilidade é a utilização da enzima catalase para catalisar a conversão de peróxido de hidrogênio em oxigênio e água, embora essa técnica demande um suprimento contínuo de peróxido de hidrogênio devido à estequiometria desfavorável da catalase. Além disso, salienta-se que o peróxido de hidrogênio pode exercer impactos adversos na atividade ou estabilidade da enzima, bem como aumentar o risco de explosão em determinadas condições químicas. Ainda é possível dispor continuamente gases contendo oxigênio, como o ar, à fase líquida da reação para aumentar a solubilidade do oxigênio. Isso pode ser realizado por meio de aeradores. Esta alternativa se destaca por sua simplicidade e viabilidade para a rápida implementação de processos de oxidação biocatalítica em larga escala industrial.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a quantidade de oxigênio utilizada por organismos para consumir matéria orgânica oxidável em um determinado período de tempo. A DBO é um indicador de poluição orgânica em corpos d'água doce, correlacionada à contaminação microbiológica no meio. Concentrações elevadas de DBO relacionam-se à baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido. Neste cenário, biomas aquáticos, sua fauna e flora são degradados (Vigiak, *et al.*, 2019), prejudicando o uso das águas. Cargas elevadas de DBO nos corpos hídricos são predominantemente provenientes de fontes antropogênicas, como resíduos domésticos e da pecuária, emissões industriais e extravasamentos de esgoto. Estes, quando carregados pela rede dos cursos d'água, são reduzidos pela degradação microbiana por meio da autodepuração dos rios, em paralelo à diluição no sistema antes de alcançar os mares (Vigiak *et al.*, 2019). Predominantemente, o modelo de DBO avalia cargas ao longo de um período de 5 dias, nas CNTP (Condições Normais de Temperatura e Pressão), identificando em mg O₂/L a concentração de oxigênio necessária para que os poluentes sejam reduzidos no sistema atrelado.

Este trabalho tem como objetivo comparar e analisar os valores históricos de monitoramento para os parâmetros de OD e DBO ao longo do período de 31 anos no rio Iguaçu, tendo em vista avaliar as alterações antrópicas sofridas devido ao processo de evolução urbana na região Metropolitana de Curitiba (PR).

Material e Métodos

Neste artigo adotou-se como área de estudo o segmento do rio Iguaçu compreendido pela Bacia Hidrográfica do Alto Iguaçu, mais precisamente entre a confluência dos rios Iraí e Atuba, dando origem ao rio Iguaçu, até o município de Porto Amazonas/PR, totalizando aproximadamente 150 km de extensão. O segmento em questão intercepta a Região Metropolitana de Curitiba/PR, estando sujeito a uma grande pressão antrópica motivada pela expansão urbana e alta demanda por usos múltiplos da água.



Para análise da qualidade da água do rio Iguaçu, foram selecionados dados históricos de sete estações de monitoramento (Figura 1 e Quadro 1) disponibilizados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e Instituto Água e Terra (IAT).

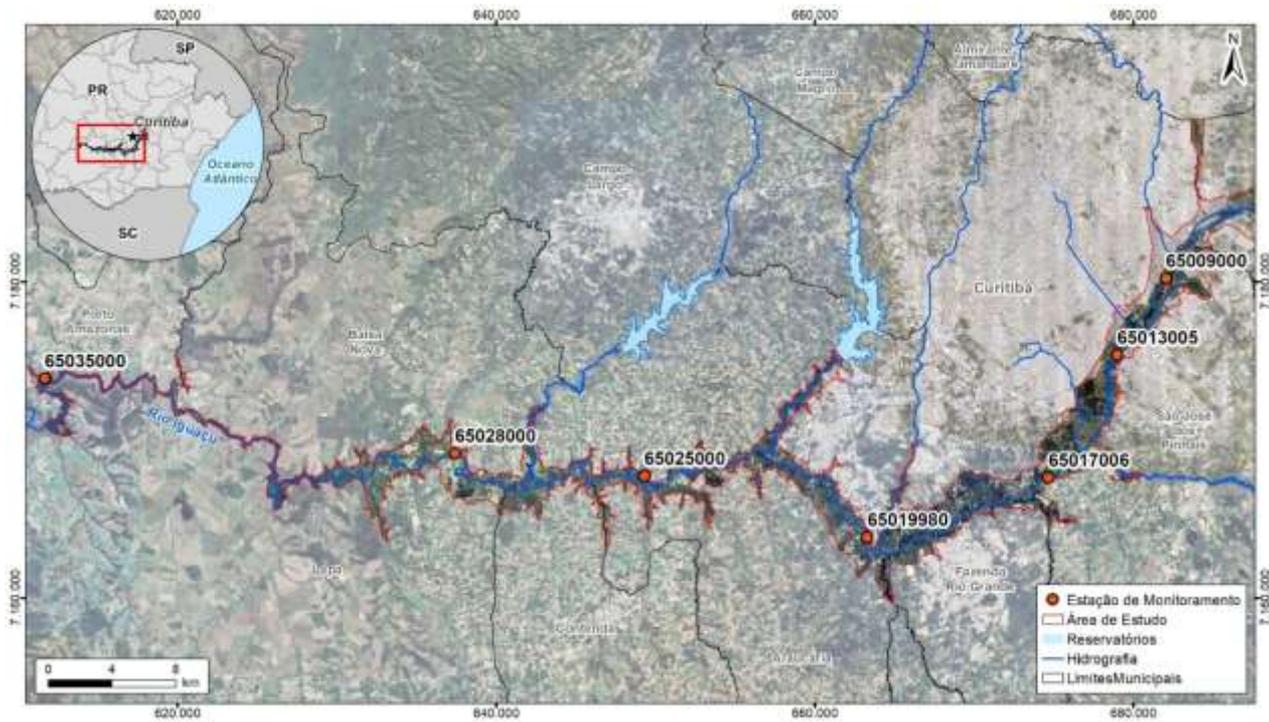


Figura 1: Localização da área de estudo e estações de monitoramento.

Fonte: Adaptado de ANA e IAT (2023)

Quadro 1: Estações localizadas no rio Iguaçu

Código	Nome da Estação	Município
65009000	Ponte BR-277	São José dos Pinhais
65013005	ETE - SANEPAR	Curitiba
65017006	Ponte do Umbarazinho	São José dos Pinhais
65019980	ETE - Araucária	Araucária
65025000	Guajuvira	Araucária
65028000	Balsa Nova	Balsa Nova
65035000	Porto Amazonas	Porto Amazonas

Fonte: Adaptado de ANA e IAT (2023)

Após uma análise preliminar dos dados, na qual constatou-se a descontinuidade do monitoramento de diversos parâmetros, foram selecionados apenas os indicadores de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD), os quais apresentaram maior consistência e continuidade no histórico do monitoramento. Além disso, esses parâmetros foram escolhidos por também apresentarem resultados tecnicamente sinérgicos, numa relação inversamente proporcional. Os resultados foram comparados com os valores limites de enquadramento de corpos hídricos conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005.

Quadro 2: Parâmetros Resolução CONAMA nº 357/2005 para OD e DBO

Resolução CONAMA nº 357/2005	Oxigênio Dissolvido (OD)	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
Classe 1	Em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L O ₂	DBO 5 dias a 20°C até 3 mg/L O ₂
Classe 2	Em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O ₂	DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O ₂
Classe 3	Em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L O ₂	DBO 5 dias a 20°C até 10 mg/L O ₂
Classe 4	Em qualquer amostra, não inferior a 2 mg/L O ₂	DBO 5 dias a 20°C acima de 10 mg/L O ₂
Fora de Classe	Em qualquer amostra, inferior a 2 mg/L O ₂	

Fonte: Adaptado de Brasil, 2005



Em sequência são avaliados os horizontes de monitoramento disponibilizados das duas variáveis para as sete estações localizadas no rio Iguaçu, sendo feita a seleção dos dados disponíveis no período 1993-2023 (31 anos). Cabe ressaltar, que as análises não foram realizadas no mesmo dia, meses ou anos, dificultando estabelecer uma relação de periodicidade. A Tabela 1 apresenta o número de amostras coletadas por ano em cada estação de monitoramento, totalizando 1.694 amostras destinadas para análise de qualidade da água do rio Iguaçu.

Tabela 1 - Numero de amostras anuais por estação de monitoramento

Ano	Estação de Monitoramento							Total
	65009000	65013005	65017006	65019980	65025000	65028000	65035000	
1993	1	11	2	0	8	7	8	37
1994	4	9	5	0	7	4	8	37
1995	0	4	2	0	5	3	5	19
1996	24	24	12	0	12	6	12	90
1997	14	16	14	0	13	6	12	75
1998	16	11	16	0	6	4	7	60
1999	26	64	35	0	47	3	8	183
2000	41	76	40	0	94	20	21	292
2001	31	50	32	0	57	0	5	175
2002	5	4	2	0	4	0	0	15
2003	2	1	0	0	0	0	0	3
2004	3	4	4	1	2	4	2	20
2005	21	8	13	5	24	15	12	98
2006	21	8	15	9	28	22	10	113
2007	6	6	6	0	8	6	6	38
2008	11	6	11	5	16	16	6	71
2009	4	6	6	0	7	8	8	39
2010	6	6	6	0	15	12	6	51
2011	6	6	6	0	7	7	10	42
2012	2	2	2	0	6	6	13	31
2013	2	0	1	0	6	4	2	15
2014	0	0	0	0	5	3	2	10
2015	1	0	1	1	5	3	3	14
2016	1	0	4	4	9	8	8	34
2017	4	0	4	3	6	8	8	33
2018	3	0	3	3	6	6	6	27
2019	4	0	4	4	8	8	8	36
2020	2	0	2	2	4	4	4	18
2021	0	0	0	0	2	2	2	6
2022	0	0	0	0	3	3	3	9
2023	0	0	0	0	1	1	1	3
Total	261	322	248	37	421	199	206	1694

Fonte: Adaptado de ANA e IAT (1993-2023)

Tendo em vista avaliar as alterações da qualidade da água nos pontos de monitoramento, os resultados foram ilustrados em gráficos, sendo adicionada a linha de tendência no formato linear com o objetivo de facilitar a interpretação do comportamento dos resultados amostrais ao longo dos anos.

Resultados e Discussão

Os resultados são discutidos a seguir, sendo realizada uma análise para cada linha de tendência gerada a partir dos dados de cada estação de monitoramento, sendo primeiramente discutidos os valores de DBO e em seguida de OD. Além das linhas de



tendência, foram inseridos no gráfico os valores limites dos parâmetros conforme a classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005. A Figura 2 ilustra os resultados das análises de DBO, e a Figura 3 a tendência histórica dos últimos 31 anos das análises de DBO para cada estação selecionada no rio Iguaçu.

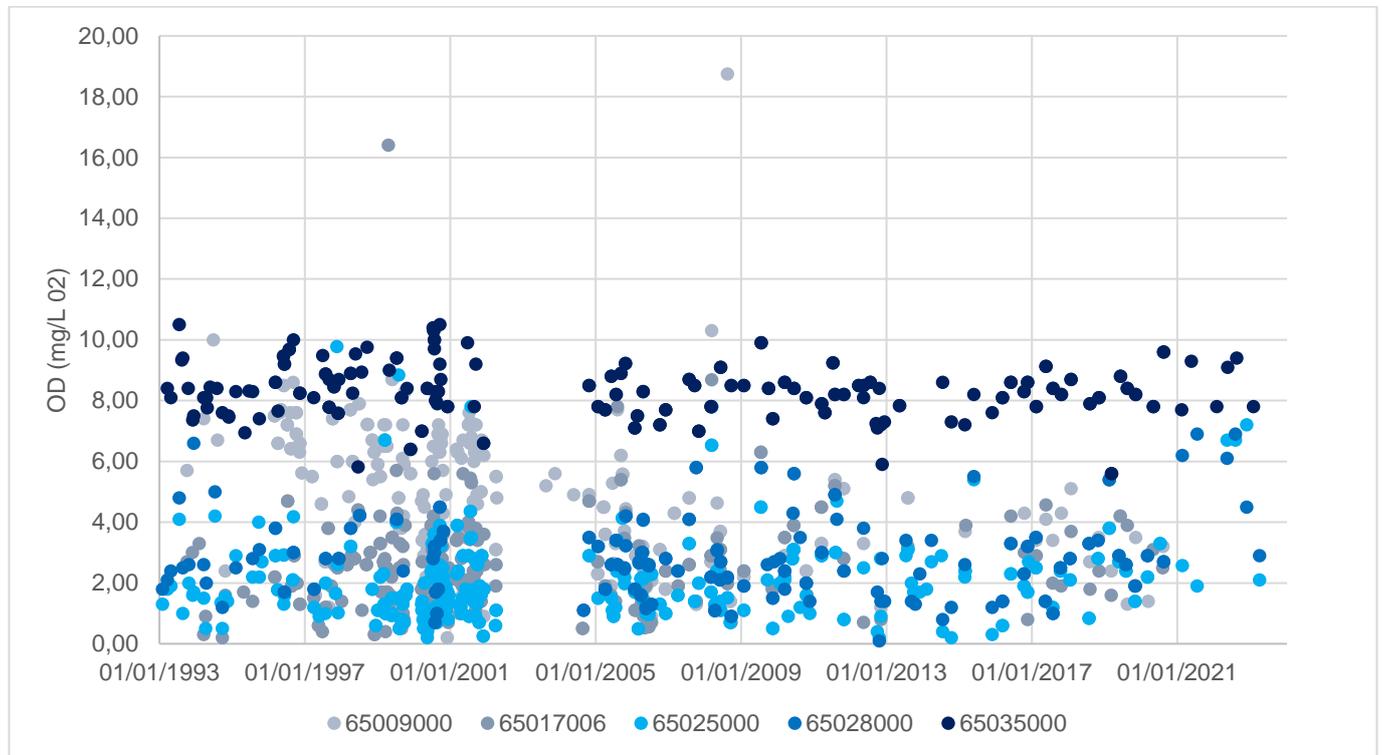


Figura 2: Resultados de DBO das estações selecionadas no rio Iguaçu.

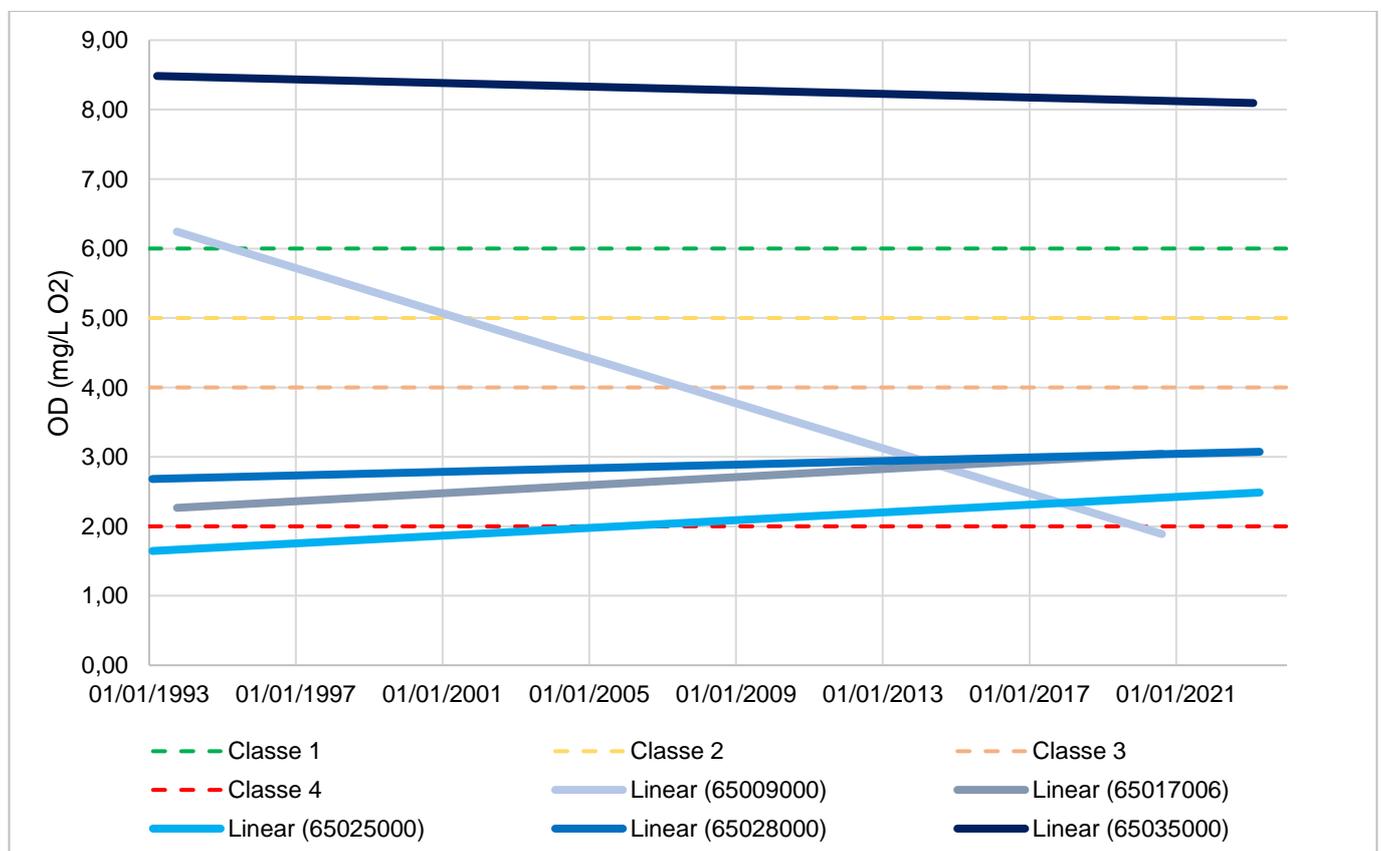


Figura 3: Tendência histórica das análises de DBO das estações selecionadas no rio Iguaçu.



Ao analisar os dados históricos, iniciando pela estação Ponte BR-277 (Código 65009000), nas proximidades da confluência do rio Iraí com o rio Atuba, dando origem ao rio Iguaçu, pode-se aferir que os valores amostrais de DBO tem apresentado uma tendência de aumento significativo, apresentando valores inferiores a 5 mg/L O₂ no início da década de 1990 e chegando a níveis considerados fora de classe ao final da década de 2010, com valores entre 20 e 25 mg/L O₂. Esse resultado pode ser explicado pela contribuição do rio Atuba, o qual recebe cargas significativas de efluentes domésticos em seu trajeto, principalmente ao interceptar os municípios de Pinhais e Curitiba. Também pode-se destacar que, próximo da confluência com o rio Iraí, localiza-se a ETE-Atuba, que lança o efluente tratado nas adjacências do rio Iguaçu para diluição.

Em sequência localiza-se a estação Ponte do Umbarazinho, no município de São José dos Pinhais (Código 65017006), a qual possui historicamente níveis preocupantes de qualidade da água, sendo respaldados pelos valores de DBO sempre superiores a 10 mg/L O₂. A linha de tendência demonstrou uma leve piora ao longo do período analisado, com valores de DBO variando da ordem de 13 mg/L O₂ no início da década de 1990 até 17 mg/L O₂ ao final da década de 2010. Esta tendência pode ser atribuída ao fato de o rio Iguaçu receber a contribuição de outros dois afluentes relevantes que atravessam a malha urbana de Curitiba, sendo eles o rio Belém e o Ribeirão dos Padilhas, os quais possuem nas proximidades de suas confluências com o rio Iguaçu estações de tratamento de esgotamento sanitário que realizam o despejo do efluente tratado nestes corpos hídricos. Ainda, em virtude de ambos os corpos hídricos atravessarem o município de Curitiba, estes são mais suscetíveis a receber contribuições de ligações clandestinas de esgotamento sanitário e outras tipologias de poluição difusa.

A estação Guajuvira (Código 65025000) localiza-se no município de Araucária, a jusante da contribuição de outros dois afluentes relevantes, os rios Barigui e Passaúna. Apesar da linha de tendência apresentar uma leve piora da DBO, variando de aproximadamente 10 mg/L O₂ no início da década de 1990 para 13 mg/L O₂ ao final da década de 2010, os valores indicados são inferiores aos de pontos localizados a montante, demonstrando uma melhora da qualidade hídrica na medida que o rio Iguaçu se afasta da malha urbana de Curitiba.

Neste contexto, destoando das demais, a estação Balsa Nova (Código 65028000) apresentou em sua linha de tendência histórica uma redução dos valores para DBO, se mantendo dentro do intervalo de valores para Classe 3 com valores estáveis entre 5 mg/L O₂ a 10 mg/L O₂. Esse fato pode ser atribuído à contribuição do rio Passaúna, o qual é utilizado como manancial para abastecimento de água, ou seja, contribui com água em boas condições ajudando na diluição. Não obstante, devido à distância dos centros urbanos, o processo natural de depuração também contribui para esta melhora.

Por fim, os resultados da estação Porto Amazonas (Código 65035000), por outro lado, ilustram uma significativa piora nos índices de DBO pela linha de tendência apresentada, com valores variando de aproximadamente 5 mg/L O₂ no início da década de 1990 para 12 mg/L ao final da década de 2010, implicando, inclusive, na alteração da classificação do rio de Classe 3 para sem classe. Este resultado pode ser atribuído às atividades agrícolas da região e à redução das áreas de APP. Pode-se considerar ainda, que o ponto de monitoramento está situado na área urbana do município de Porto Amazonas, o qual eventualmente pode estar recebendo esgotamento sanitário de forma clandestina, ou também efluente tratado da ETE do município.

Da mesma maneira, os valores amostrais para OD foram plotados no gráfico (Figura 4) e estabelecidas as linhas de tendência linear (Figura 5), sendo também plotados os valores limites para OD de acordo com a classificação da Resolução CONAMA nº 357/2005.

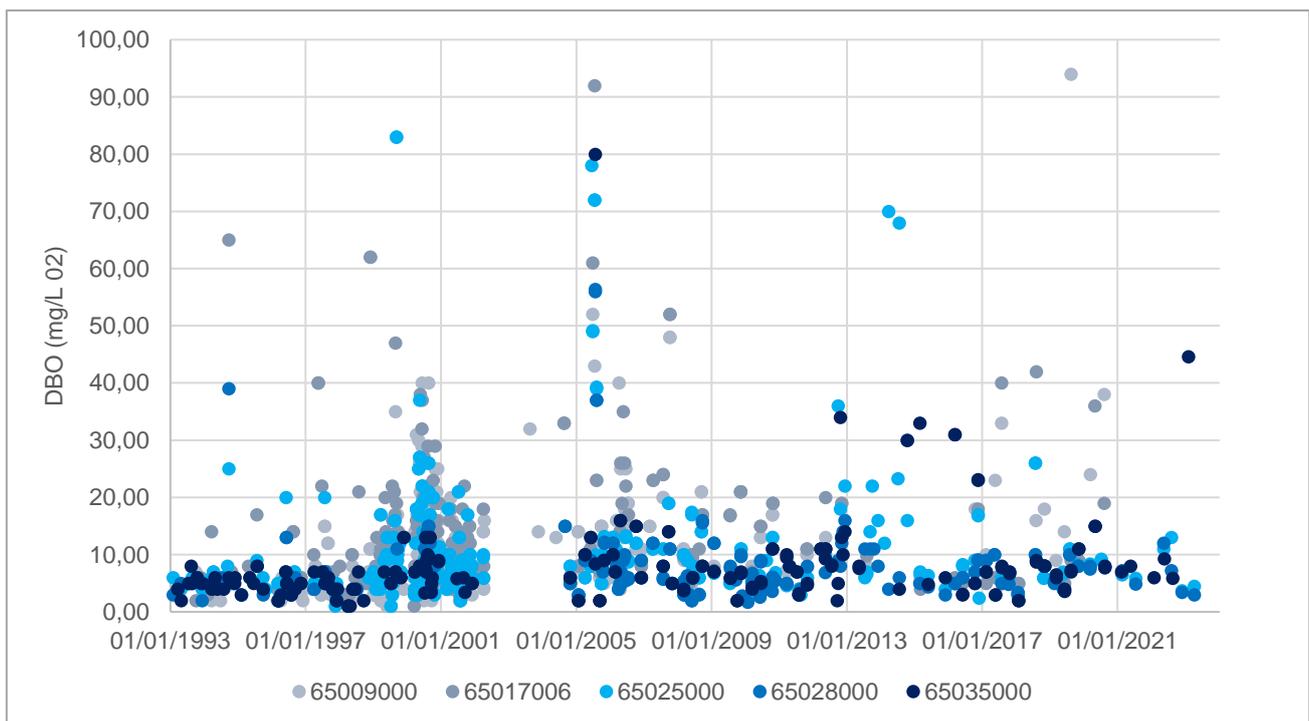


Figura 4: Resultados de OD das estações selecionadas no rio Iguaçu.

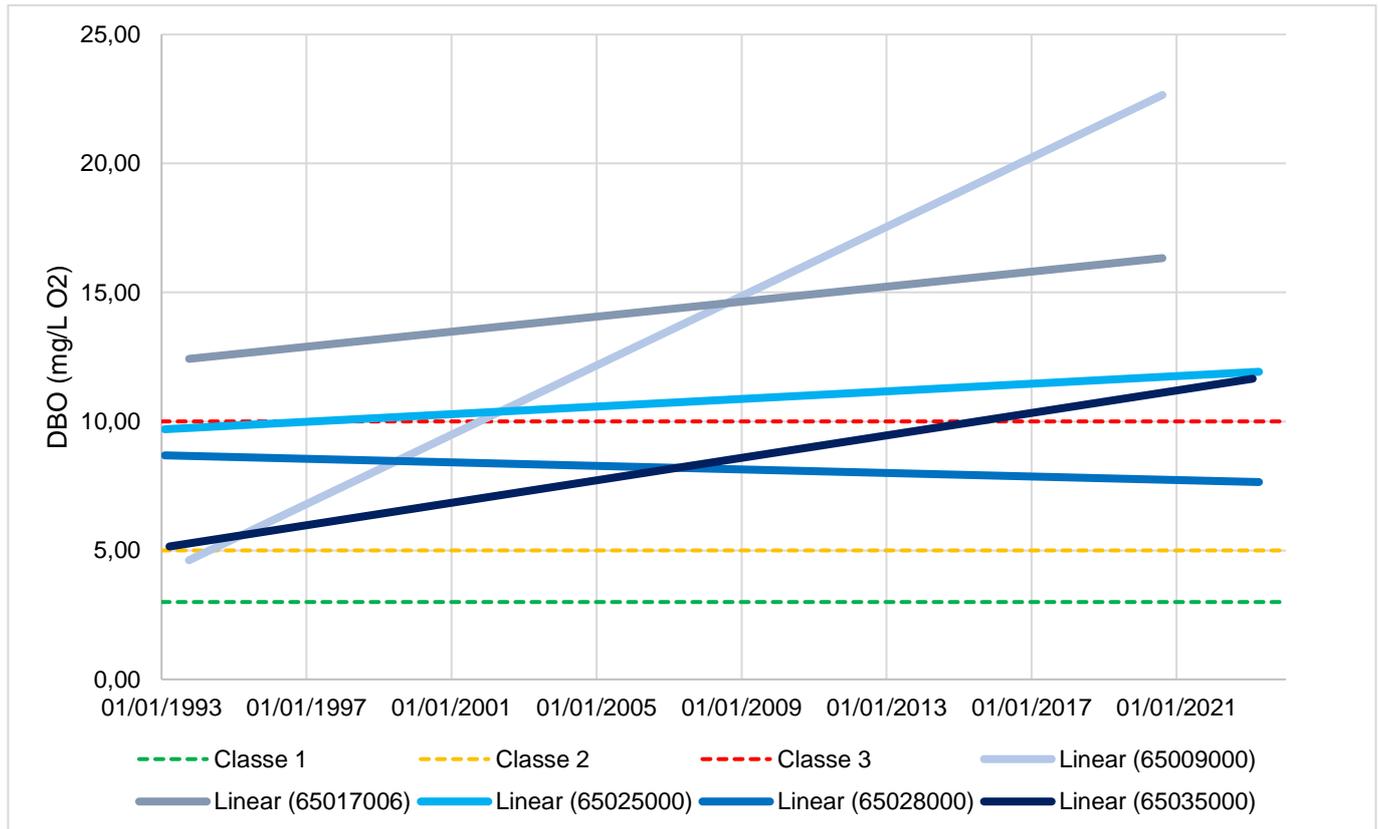


Figura 5: Tendência histórica das análises de OD das estações selecionadas no rio Iguaçu.

Para a estação Ponte BR-277 (Código 65009000), verifica-se uma significativa redução nos valores de OD, de 7 mg/L O₂ no início da década de 1990 para menos de 2 mg/L ao final da década de 2010. Este resultado indica a alteração deste parâmetro característico de um rio Classe 1 para um corpo hídrico fora de classificação. Assim, é demonstrada a piora da qualidade da água do rio Iguaçu naquele trecho, de forma análoga à tendência apresentada para DBO, cujos valores apresentaram tendência de crescimento. Porém, as estações Ponte do Umbarazinho (Código 65017006), Guajuvira (Código 65025000) e Balsa Nova (Código 65028000) ilustram modesta melhora ao longo dos anos para os valores de OD, com valores acima do mínimo para classe 4, variando entre 2 e 3 mg/L O₂. A estação de Porto Amazonas (Código 65035000) apresenta valores de OD muito positivos, com uma tendência compreendida entre 8 mg/L O₂ e 9 mg/L O₂, superando com folga o valor mínimo característico de corpos hídricos de Classe 1. Este resultado contrasta com os valores de DBO, que apresentaram uma singela piora ao longo do período analisado, permanecendo acima do valor mínimo para Classe 1. Este resultado deve ser analisado com cautela, uma vez que a aparente melhora da qualidade hídrica para este parâmetro específico pode ser atribuída a uma maior aeração do rio neste segmento, haja vista a existência de diversas corredeiras e trechos de fluxo turbulento a montante.

Para uma análise histórica da qualidade da água do rio Iguaçu ao longo dos 31 anos, foram selecionadas amostragens realizadas no mesmo mês. Como resultado, foram selecionados os dados do mês de outubro dos anos de 1993, 2004 e 2019 ilustrados na Tabela 2 e Figura 3.

Tabela 2 - Valores de DBO e OD nas estações de monitoramento selecionadas no rio Iguaçu (mês de outubro)

Estação de Monitoramento	1993		2004		2019	
	DBO	OD	DBO	OD	DBO	OD
65009000	7,00	5,70	6,30	4,90	8,00	3,50
65017006	2,00	2,70	5,30	4,70	9,00	1,90
65025000	6,00	2,00	8,00	2,90	8,20	1,40
65028000	6,00	2,60	5,00	3,50	8,00	1,90
65035000	6,00	8,40	6,00	8,50	11,00	8,20

Fonte: Adaptado de ANA e IAT (1993-2023)

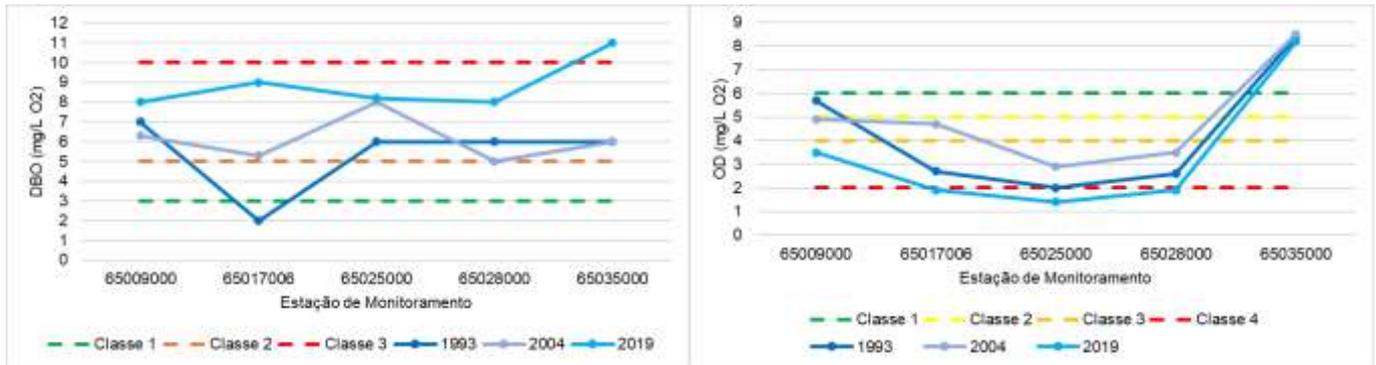


Figura 3: Valores de DBO e OD nas estações de monitoramento selecionadas no rio Iguaçu (mês de outubro).

Pode-se observar uma tendência histórica de piora do parâmetro DBO, com resultados constantemente elevados ao longo dos anos, mas mantendo-se majoritariamente numa faixa característica de corpos hídricos de Classe 3, entre 5 mg/L O₂ e 10 mg/L O₂.

Para o parâmetro OD, nota-se a redução dos valores ao longo dos anos devido ao recebimento das cargas orgânicas e consequente degradação da qualidade da água. Este resultado atesta a sinergia com o parâmetro DBO, uma vez que o aumento de DBO gera uma tendência de redução de OD. Todavia, diferentemente da DBO, a variação de OD flutua entre os limites de classificação de corpos hídricos segundo a Resolução CONAMA nº 357/2005 tanto ao longo do trecho estudado do rio Iguaçu em um determinado ano, como entre os períodos analisados. Em 1993, por exemplo, a estação Ponte BR-277 (Código 65009000) apresentou resultados próximos a 6 mg/L O₂, o que caracterizaria um rio Classe 1 para este parâmetro. Todavia, este parâmetro sofre uma queda acentuada nas duas estações subsequentes, passando a apresentar características de um corpo hídrico Classe 4, com valores entre 2 mg/L O₂ e 3 mg/L O₂, com uma singela melhora percebida na estação de Balsa Nova (Código 65028000), mais afastada das áreas urbanas da Região Metropolitana de Curitiba. Já para 2019, este perfil é análogo ao do ano de 1993, com a diferença de que todos os valores de OD estão piores em comparação com ano de 1993, com a estação Ponte BR-277 (Código 65009000) apresentando valores próximos a 4 mg/L O₂, nos limites entre um corpo hídrico característico de Classe 3 e 4, e as próximas três estações a jusante atingindo valores inferiores a 2 mg/L O₂, característico de rio sem classificação.

Também é possível destacar que apesar do horizonte temporal de 31 anos, na estação de Porto Amazonas (Código 65035000), o OD retorna a valores classificados como Classe 1 da Resolução CONAMA nº 357/2005, apresentando valores entre 8 mg/L O₂ e 9 mg/L O₂. Pode-se atribuir essa melhora às características físicas da região, conforme mencionado anteriormente, em especial as corredeiras e pequenas quedas de água, que por consequência causam a aeração da água, resultando no aumento de oxigênio dissolvido nas amostras. Portanto, denota-se que os valores de OD não são representativos, isoladamente, para atestar uma boa qualidade da água.

Considerações Finais

Os resultados atestam, de forma geral, a precariedade dos índices de qualidade da água no rio Iguaçu no segmento compreendido entre a confluência dos rios Atuba e Iraí até o município de Porto Amazonas, uma vez que, em sua maioria, as amostras coletadas e as linhas de tendência apontam para características de corpos hídricos Classe 3 ou 4. O parâmetro Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) apresentou tendência de piora ao longo do tempo em praticamente todas as estações analisadas, com uma tendência característica de corpo hídrico sem classe ao final da década de 2010. A única exceção é a estação de Balsa Nova (Código 65028000), cuja tendência indica uma leve melhora, sendo também a única estação com parâmetros compatíveis com um rio de Classe 3. Os resultados ilustram a necessidade de ações corretivas através de políticas públicas para preservação e recuperação dos corpos hídricos, tendo em vista erradicar as poluições difusas, principalmente o lançamento clandestino de esgotamento sanitário.

Em sentido semelhante, pode-se notar a variação do parâmetro Oxigênio Dissolvido (OD) ao longo do corpo hídrico, indicando um rio com características de Classe 4, mas também atingindo valores correspondentes a corpo hídrico sem classificação. A melhora na estação de Porto Amazonas (Código 65035000) não significa, necessariamente, uma melhora geral da qualidade do rio, uma vez que os valores de DBO indicam rios de Classe 3 a sem classe no mesmo ponto de monitoramento. Portanto, a melhora do parâmetro OD pode ser atribuída à existência de corredeiras e trechos de fluxo turbulento a montante, que promovem maior aeração do corpo hídrico nas proximidades da estação.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Universidade Livre do Meio Ambiente (UNILIVRE), que atua no Projeto Reservas Hídricas do Rio Iguaçu, celebrado em cooperação com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Referências Bibliográficas

ANA (Agência Nacional de Águas). **HIDROWEB**. Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso: em jan. de 2024.



BRASIL. CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.** Disponível em <<https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 16 jan. 2023.

IAT (Instituto Água e Terra). **Bacias Hidrográficas do Paraná – Série Histórica: Bacia do Alto Iguaçu.** 2020. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/iguacu.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2024.

IAT (Instituto Água e Terra). **Comitê das Bacias do Alto Iguaçu e Afluentes do Alto Ribeira – COALIAR.** 2013. Disponível em: <<https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Comite-das-Bacias-do-Alto-Iguaçu-e-Afluentes-do-Alto-Ribeira-COALIAR>>. Acesso em: 11 jan. 2024.

JAYESH, M. S., CHIZOBA I. E., PRAKASH, C. G.; **Microbial Fuel Cell-Based Biological Oxygen Demand Sensors for Monitoring Wastewater: State-of-the-Art and Practical Applications;** ACS Sens; 2020. Acesso em: 14 de março de 2024; Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acssensors.0c01299>>.

LINDEQUE, Rowan M.; WOODLEY, Jhon M.; **The Effect of Dissolved Oxygen on Kinetics during Continuous Biocatalytic Oxidations;** Article OPR&D Organic Process Research & Development, ACS Publications, 2020. Disponível em: <<https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/acs.oprd.0c00140>>. Acessado em: 05 de março de 2024.

MOCUBA, J. J.; **Dissolved Oxygen and Biochemical Oxygen Demand in the waters close to the Quelimane sewage discharge;** Master thesis in Chemical Oceanography; Geophysical Institute, University of Bergen; Norway, 2010. Disponível em: <<https://bora.uib.no/bora-xmlui/handle/1956/7063>>. Acessado em: 05 de março de 2024.

MORSCH, M. R. S., MASCARÓ, J. J., & PANDOLFO, A. Sustentabilidade urbana: recuperação dos rios como um dos princípios da infraestrutura verde. 2017. **Ambiente Construído**, p. 305–321. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/s1678-86212017000400199>>.

PARANÁ. SEMA (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos). **Bacias Hidrográficas do Paraná – Série Histórica.** 2º Edição. Curitiba (PR), 2013. 140 p.

SCALIZE, P. S.; LEITE, W. C. A., CORREA, M. S.; RODRIGUES, J. M.; VENUZO, S. B.; LOMBARDI, R.; OLIVEIRA, S. C.; SANTOS, M. F. Correlação entre os calores de DBO e DQO no afluente e efluente de duas ETE's da cidade de Araraquara. **VIII Exposição de Experiências Municipais em Saneamento**, 2004. Caxias do Sul - RS. Assembleia Nacional da ASSEMAE, 2004. p. 1-13.

VIGIAK, O., GRIZZETTI, B., MOINELO, A. U., ZANNI, M., DORATI, C., BOURAOUI, F., PISTOCCHI, A.; **Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies.** European Commission, Joint Research Centre (JRC), Ispra, Italy; Ludwig-Maximilians-Universitaet, Muenchen, Department of Geography, Munich, Germany, 2019. Acesso em: 14 de março de 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719307508>>.



DISPONIBILIDADE DE DADOS HIDROLÓGICOS, METEOROLÓGICOS E HIDROGEOLÓGICOS NA REGIÃO DE MARINGÁ - PR

1Daniel Lopes Rossi, 1Cristiano Poletto, 1Francisco Lledo dos Santos

*1Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfªÁgua, e-mail:
daniellopesrossi@gmail.com*

Palavras-chave: Dados hidrológicos, dados meteorológicos, dados hidrogeológicos.

Resumo

O trabalho apresenta as informações sobre a disponibilidade de alguns dados hidrológicos, meteorológicos e hidrogeológicos na região de Maringá, estado do Paraná. O objetivo é identificar fontes de dados e informações confiáveis para variáveis relacionadas ao ciclo hidrológico, como precipitação, vazão, vento, umidade, solo e águas subterrâneas. Procurou-se por dados em agências e órgãos responsáveis pelo monitoramento hidrológico, meteorológico e hidrogeológico no País e na região de Maringá-PR. A partir desses dados, pode-se realizar uma quantidade imensa de análises e correlações. Graficou-se um evento de precipitação juntamente com a umidade relativa do ar, sendo assim possível ver uma relação de causa e efeito, o mesmo foi realizado para outros dados obtidos. As relações encontradas deste estudo são valiosas para o andamento e esforços de gestão de recursos hídricos, permitindo uma tomada de decisão com uma maior disponibilidade de dados. Contudo, é importante ressaltar que esses dados ainda não estão totalmente integrados e são fornecidos de forma bruta, sem tratamento. O manuseio e processamento desses dados exigem conhecimento técnico especializado para que não gere equívocos nas tomadas de decisão. Além disso, não existe uma interface unificada que facilite a gestão e análise dessas informações.

Introdução

O trabalho apresenta as informações sobre a disponibilidade de alguns dados hidrológicos, meteorológicos e hidrogeológicos na região de Maringá, estado do Paraná. a compreensão aprofundada do regime pluviométrico de uma região é essencial para a tomada de decisões estratégicas, especialmente em ambientes urbanos. Em particular, a capacidade de antecipar precipitações intensas e inundações torna-se uma ferramenta vital para a sociedade, permitindo a implementação de medidas preventivas e a redução significativa dos impactos negativos associados a eventos climáticos extremos (TAVARES DINIZ, 2013). No entanto, a interpretação desses registros pode ser um desafio complexo devido à natureza variável e não linear dos fenômenos meteorológicos (SILVA, et al., 2010). O objetivo é identificar fontes de dados e informações confiáveis para variáveis relacionadas ao ciclo hidrológico, como precipitação, vazão, vento, umidade, solo e águas subterrâneas.

O Município de Maringá se encontra no divisor de águas de três sub-bacias (como destacada em vermelho na Figura 01), também chamadas de unidades hidrográficas, paranaenses: Alto Ivaí (7), Baixo Ivaí (8) e Piraponema (6).

Dentro da cidade existem algumas nascentes, sendo que umas escoam para a bacia do Rio Ivaí enquanto outras para o Rio Pirapó, o qual abastece a cidade.



**Figura 1 - Unidades Hidrográficas do Paraná (SRH-MMA, Projeto Guarani 2006).
Fonte: SUDERHSA, 2006; SEMA, 2004**

Na Figura 2, pode-se ver a malha hidrográfica fornecida pela Instituto Água e Terra (IAT), 2020, em sobreposição às imagens de satélite georreferenciadas do Google no software QGIS. Em muitos trechos, pode-se ver que os cursos d'água não coincidem com os as áreas de mata ciliar. Isso se deve à metodologia com a qual a malha foi gerada. Coincidente ou não, fato é que são visíveis as nascentes na cidade. Além disso, também pode-se ver os sentidos opostos que escoam as águas, deixando evidente a presença de um divisor (linha vermelha). Após cruzar a cidade, o divisor segue em direção noroeste, e nele a BR-376.



**Figura 2 - Maringá e malha hidrográfica sobreposta.
Fonte: IAT (2020), Google satélite, complemento do QGIS e autor, 2023**



A partir desses dados, pode-se realizar uma quantidade imensa de análises e correlações. Por exemplo: graficando um evento de precipitação juntamente com a umidade relativa do ar, é possível ver uma relação de causa e efeito como ilustrado na Figura 4. Nota-se que, antes da precipitação, com início às 21h, a umidade do ar não passava dos 80% da saturação. Após o início e pico da chuva, a umidade sobe rapidamente e se estabiliza muito próximo dos 100% de umidade relativa. Ou seja, a chuva saturou o ar ambiente com umidade.

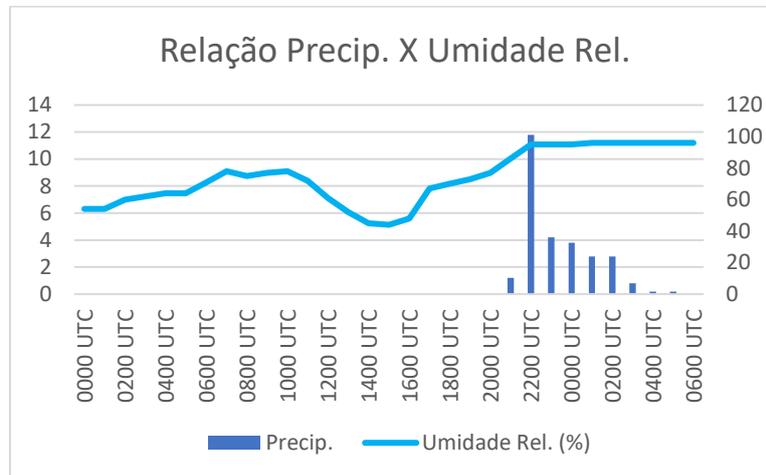


Figura 4 - Relação Precipitação X Umidade do Ar.
Fonte: Autor

Outro parâmetro, interessante de se analisar, é o somatório da Radiação Global (Figura 5). Como esperado, é possível ver que a incidência radiativa varia em função das estações do ano. Há uma clara tendência de redução da radiação nos meses de maio, junho e julho, coincidente com o inverno do hemisfério sul.

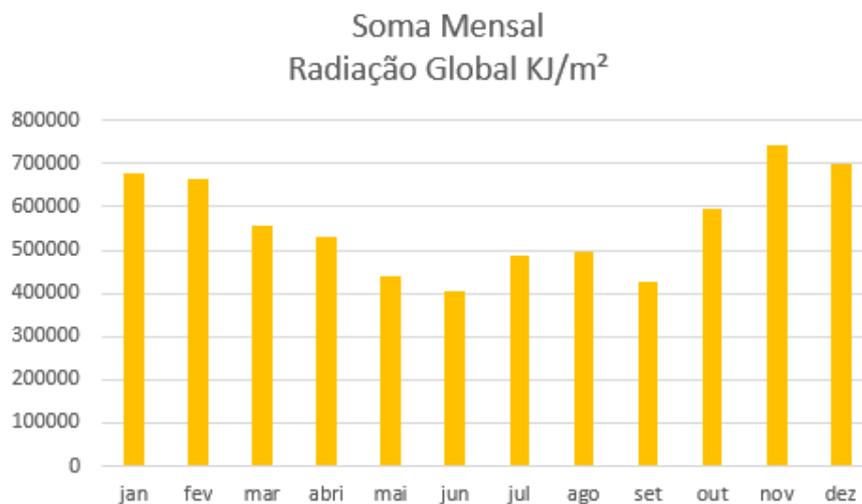


Figura 5 - Radiação Global KJ/m².
Fonte: Autor

No mesmo arquivo, pôde-se, ainda, calcular a precipitação acumulada para cada mês. Esse é um dos dados mais utilizados pelos hidrólogos para estimativas de disponibilidade hídrica. A partir do armazenamento de dados hidrológicos, pode-se construir séries históricas e, assim, calcular a probabilidades de eventos hidrológicos e, portanto, projetar obras de infraestrutura. O gráfico de precipitação acumulada em Maringá nos meses do ano de 2022 pode ser observado na Figura 6.

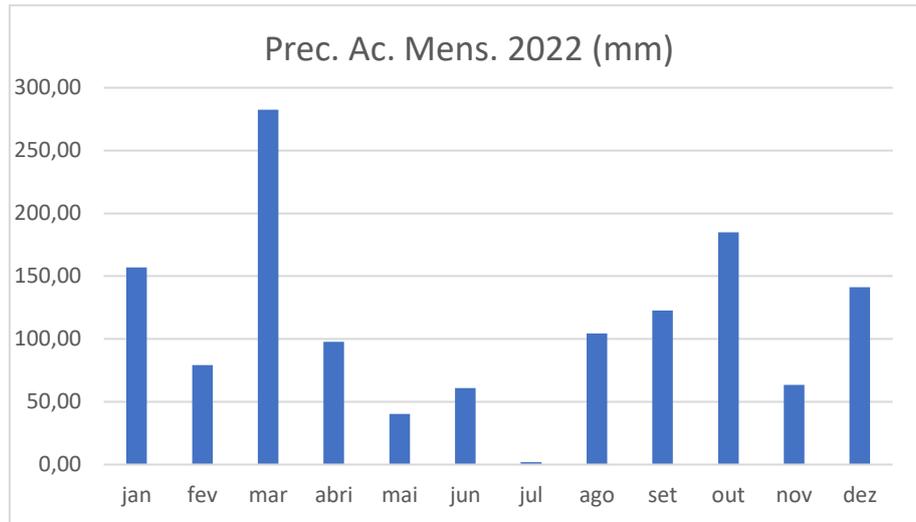


Figura 6 - Precipitação Acumulada - Maringá 2022.
Fonte: Autor

Estação Fluviométrica

Na região de Maringá, foram identificadas diversas estações fluviométricas no site HIDROWEB (Figura 7), porém a estação da companhia de saneamento no rio que abastece a cidade, o Rio Pirapó (MARINGÁ MTE. ETA SANEPAR – 64541000) foi a única com dados recentes.

As estações fluviométricas da região, em geral, constituem-se apenas de registros de medições passadas, não disponibilizando informações atuais, muito menos em tempo real. Por isso, só foram coletadas as informações fluviométricas do Rio Pirapó, que ainda são dispersas, descontínuas e, às vezes, sem significados para fins de identificação de relações hidrológicas entre as informações.

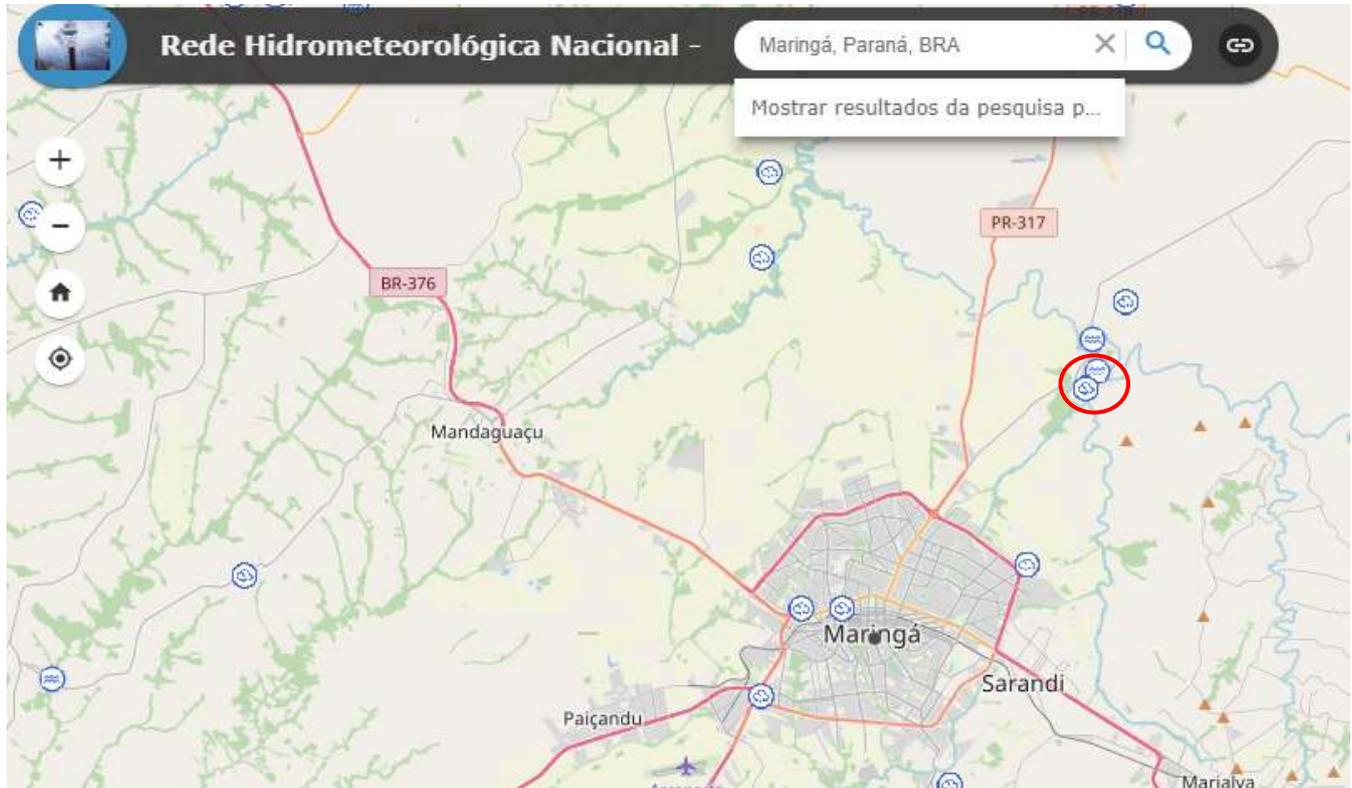


Figura 7 - Estações Pluviométricas e Fluviométricas georreferenciadas.
Fonte: HIDROWEB

Nesse contexto, foi possível coletar informações fluviométricas de qualidade apenas no ano de 2016. Após calculadas as médias mensais de vazão, elas foram graficadas no mesmo gráfico de precipitação acumulada da estação pluviométrica de Maringá



(A835) no mesmo ano. É possível ver na Figura 8 que as vazões médias do Rio Pirapó se elevam significativamente após os meses mais chuvosos, janeiro e fevereiro. Isso se deve às maiores chuvas, sim, porém o pico das vazões ocorre apenas em junho devido ao escoamento de base, aquele que escoar pelo através dos aquíferos superficiais e alimenta o rio em períodos de estiagem.

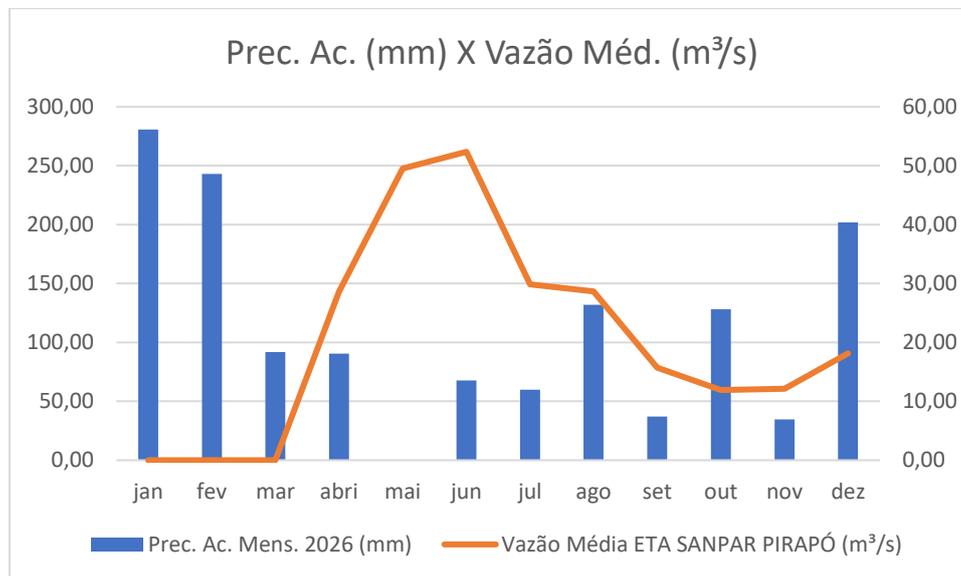


Figura 8 - Precipitação Acumulada (Maringá) versus Vazão Média (Pirapó).
Fonte: Autor

Na Figura 9, foram colocadas as vazões máximas, mínimas e médias diárias disponíveis a título de visualização.

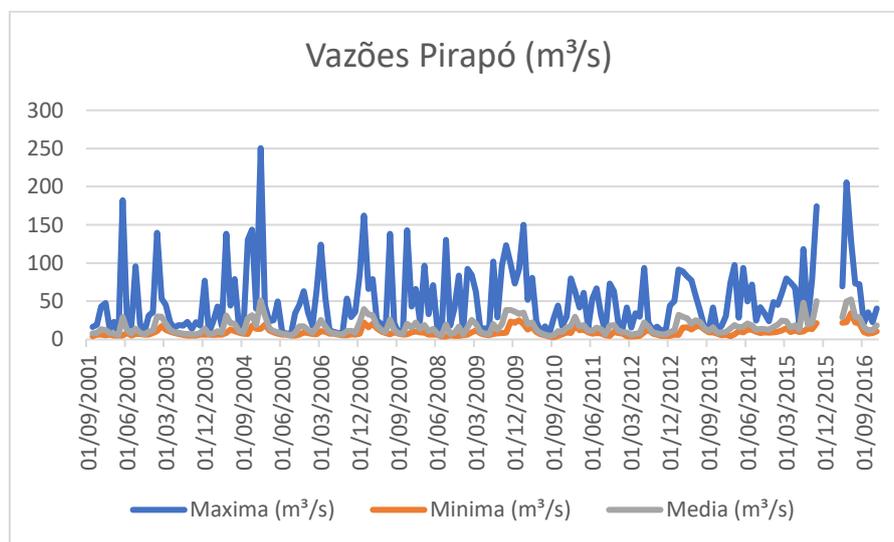


Figura 9 - Vazões Rio Pirapó.
Fonte: Autor

Estação Hidrogeológica

Na página do SGB, foram encontrados alguns poços de monitoramento de águas subterrâneas pertencentes à Rede Integrada de Monitoramento das Águas Subterrâneas – RIMAS. Os poços mais próximos de Maringá se encontram em Paranavaí e Paranaity, ambas no Paraná e a 70 e 74 km de Maringá, respectivamente, podendo ser observadas nas Figuras 10a e 10b.

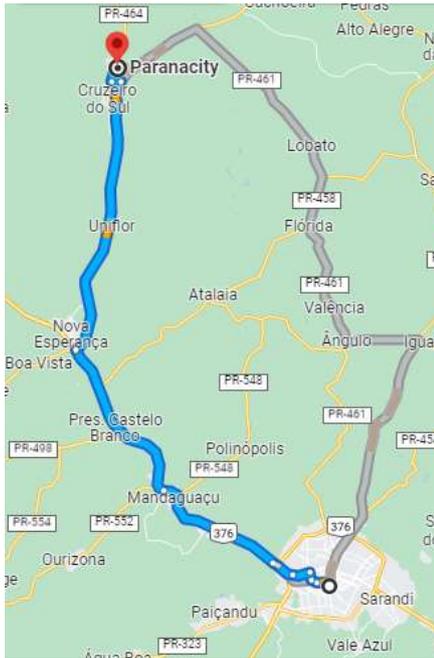


Figura 10a - Localização de Paranacity

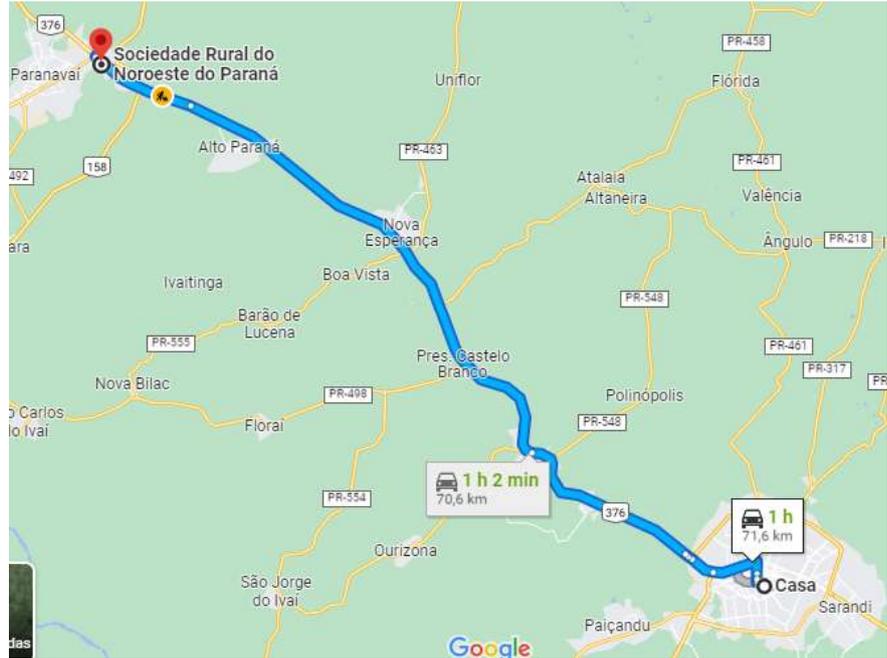


Figura 10b - Localização de Paranavaí.

Fonte: Google Maps (2023)

Por meio da Figura 11, é possível identificar a localização de ambos os poços, em vermelho, na página do Sistema.

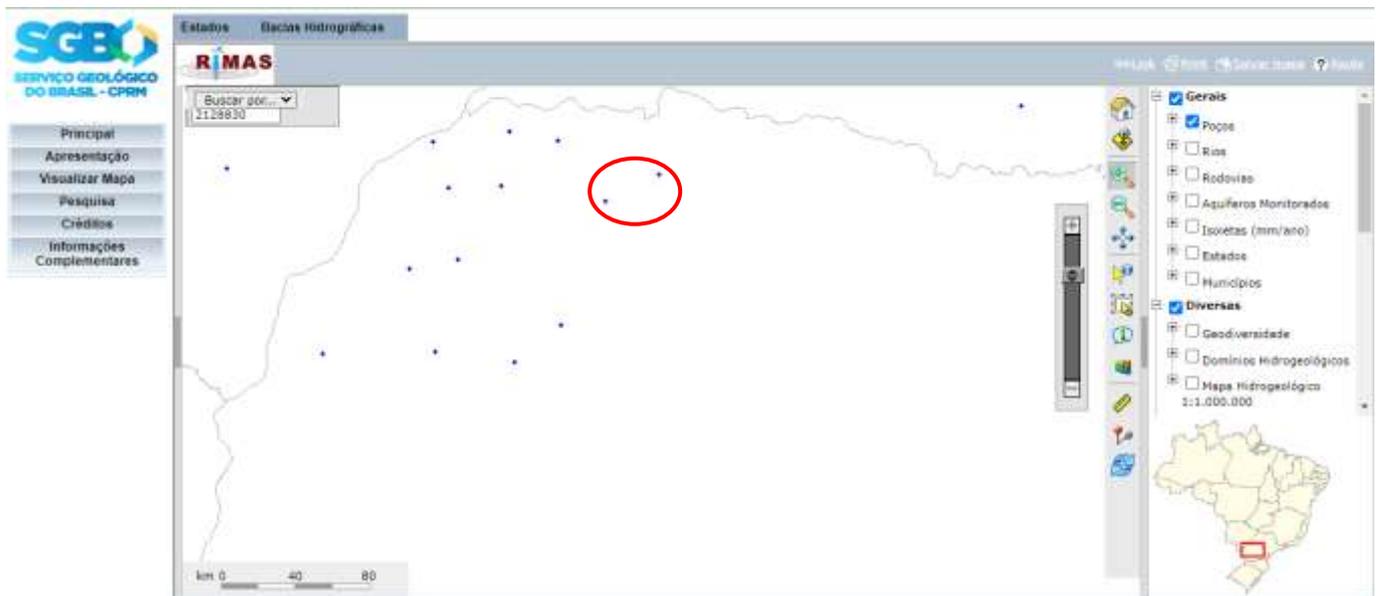


Figura 11 - Poços de monitoramento RIMAS - SUL.

Fonte: SGB (2023)

Assim, os poços de Paranacity e Paranavaí, de códigos 3500026835 e 3500026832, respectivamente, são monitorados frequentemente. “Clicando” em seus números, o leitor será direcionado às suas respectivas páginas na web, onde encontradas todas as informações do monitoramento realizado pela SGB.

Na Figura 12 é possível ver uma reprodução da página de um deles.

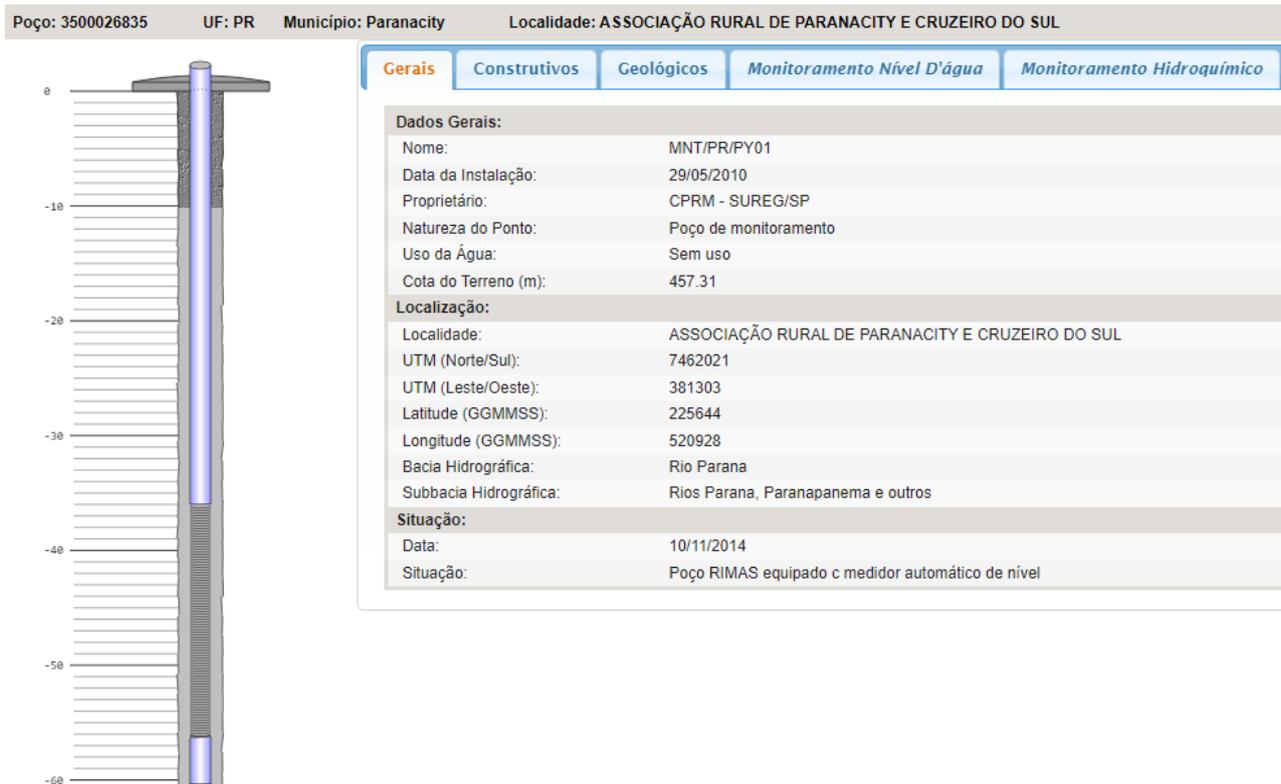


Figura 12 - Página SGB-RIMAS do poço de monitoramento de Paranacity.
Fonte: SGB-RIMAS (2023)

Ademais, é possível “navegar” na página e conferir os dados monitorados. São eles: Dados gerais e de localização; Construtivos – perfuração, diâmetros, revestimentos etc; Geológicos; Monitoramento do nível da água – Figura 13; Monitoramento hidrogeoquímicos – Figura 14; Teste de Bombeamento – com parâmetros de permeabilidade, transmissividade e outros relativos aos solos.

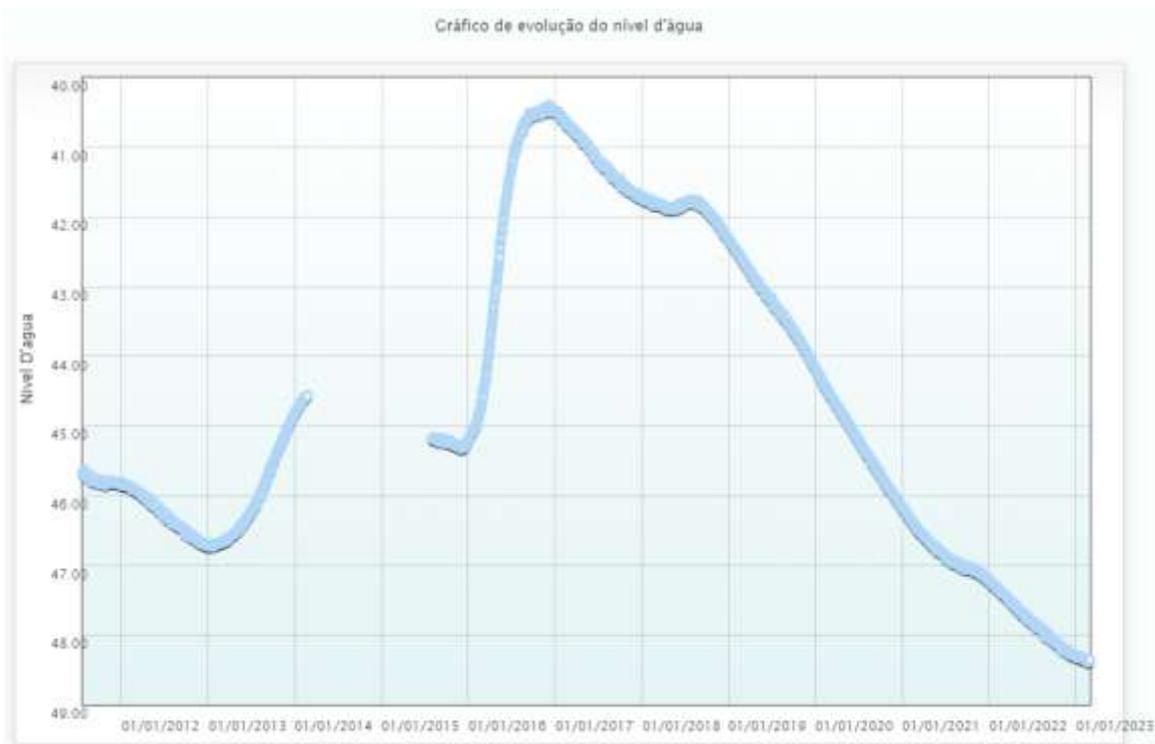


Figura 13 - Monitoramento do nível da água (Paranacity).
Fonte: SGB-RIMAS (2023)



Análises Químicas:		
Amostra:	0622/PR/PY01	
Data da Coleta:	27/06/2022	
Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$):	16.6	
Qualidade da Água (PT/CO):	0.5	
Sabor da Água:		
Qualidade da Água (Odor):		
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$):	0	
Turbides (NTU):	1,27	
Sólidos Suspensos (mg/l):	0	
Sólidos Sedimentáveis (mg/l):	0	
Aspecto Natural:		
Ph	5.51	
Resultados Analíticos da Última Coleta:		
Parâmetro:	Concentração:	Unidade:
Calcio (Ca)	0.434	mg/L (ppm)
Cloreto (Cl)	1.06	mg/L (ppm)
Fluoretos (F)	0.01	mg/L (ppm)
Ferro total (Fe)	0.023	mg/L (ppm)
Potássio (K)	2.18	mg/L (ppm)
Magnésio (Mg)	0.165	mg/L (ppm)
Manganês (Mn)	0.024	mg/L (ppm)
Sódio (Na)	0.747	mg/L (ppm)
Nitratos (NO_3)	2.97	mg/L (ppm)
Sulfato (SO_4)	0.03	mg/L (ppm)
Bário (Ba)	0.072	mg/L (ppm)
Estrôncio (Sr)	0.01	mg/L (ppm)
Silício (Si)	6.53	mg/L (ppm)
Bromo (Br)	0.02	mg/L (ppm)

Figura 14 - Monitoramento do nível da água (Paranavaí).
Fonte: SGB-RIMAS (2023)

Com isso, realizou-se o *download* do arquivo “.CSV” disponibilizado pelo site de ambas as cidades. Para melhor visualização de causa e efeito, foram utilizados os dados do ano de 2016, ano em que o nível d’água atingiu seu ponto máximo. Junto dos dados de nível d’água, foi graficada a precipitação acumulada da estação de Maringá. Em Paranavaí existe uma estação meteorológica telemétrica, no entanto ela só foi instalada há poucos anos, não possuindo dados referentes ao ano de 2016. Assim, pode-se ver na Figura 15, a recarga do aquífero após as chuvas de início de ano.

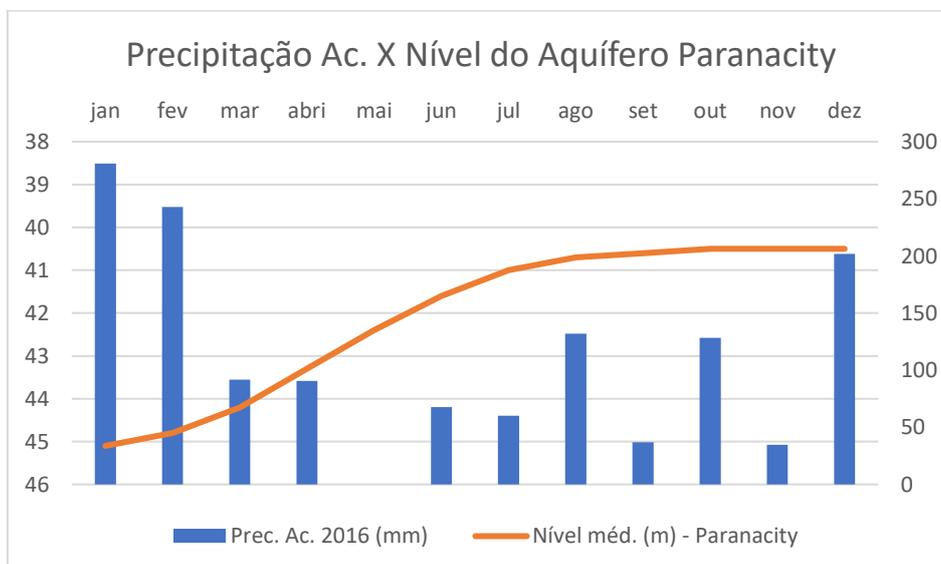


Figura 15 - Precipitação Ac. (Maringá) versus nível do aquífero (Paranacity) – 2016.
Fonte: Autor



Além disso, os dados do aquífero de Paranavaí também seguem o mesmo padrão: se elevam após as chuvas de verão. Essa tendência pode ser vista na Figura 16.

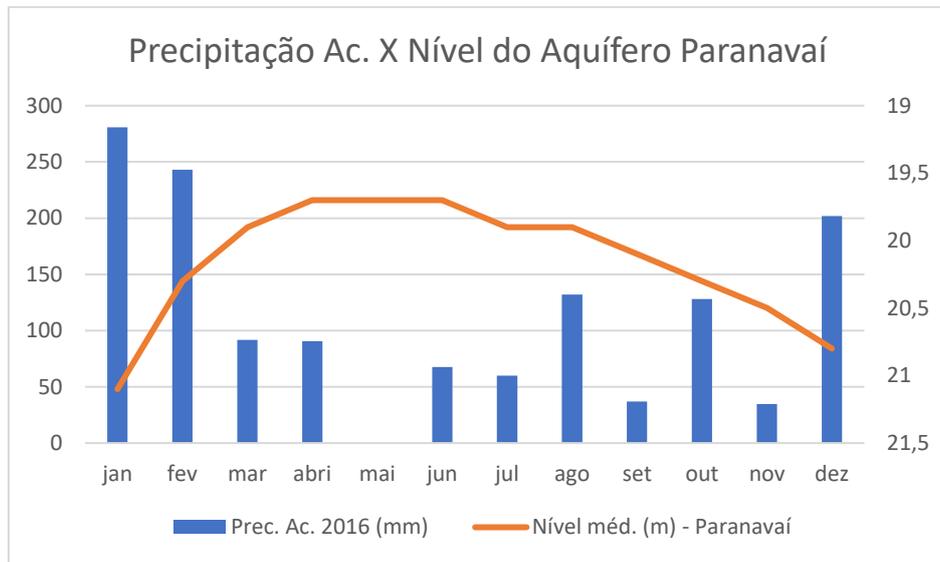


Figura 16 - Precipitação Ac. (Maringá) versus nível do aquífero (Paranavaí) - 2016.
Fonte: Autor

As figuras 17a e 17b constituem-se em fotos dos poços de Parancity e Paranavaí, respectivamente.



Figura 17a - Poço de Monitoramento de Parancity **Figura 17b - Poço de Monitoramento de Paranavaí.**
Fonte: SGB

Comentários finais

O trabalho apresentou a disponibilidade de dados hidrológicos, meteorológicos e hidrogeológicos na região de Maringá, identificando fontes essenciais de informações para compreender o ciclo da água local e sua disponibilidade. As relações encontradas deste estudo são valiosas para o andamento e esforços de gestão de recursos hídricos, permitindo uma tomada de decisão com uma maior disponibilidade de dados.

Contudo, é importante ressaltar que esses dados ainda não estão totalmente integrados e são fornecidos de forma bruta, sem tratamento. O manuseio e processamento desses dados exigem conhecimento técnico especializado para que não gere equívocos nas tomadas de decisão. Além disso, não existe uma interface unificada que facilite a gestão e análise dessas informações. Ainda mais preocupante é a falta de pessoal habilitado para realizar essa gestão no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Portanto, a melhoria na integração, tratamento e disponibilização desses dados é crucial para uma gestão eficaz e sustentável dos recursos hídricos na região.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer o Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA –, a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) e a Universidade do Estado de Mato Grosso pelo apoio recebido.



Referências Bibliográficas

- Baba, R. K., Vaz, M. S. M. G., & Costa, J. (2014). Correção de dados agrometeorológicos utilizando métodos estatísticos. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 29(4), 515-526.
- Carvalho, W. (2021, March 21). Utilizando a biblioteca HydroBR – Parte 1: Trabalhando com dados da Agência Nacional de Águas. Medium. <https://wallissoncarvalho.medium.com/utilizando-a-biblioteca-hydrobr-parte-1-fe6026fa1d04>
- Debastiani, A. B., Silva, R. D., & Rafaeli Neto, S. L. (2016). Eficácia da arquitetura MLP em modo closed-loop para simulação de um Sistema Hidrológico. *RBRH*, 21(4), 821–831.
- Doninelli, J. W., Grzybowski, J. M. V., & Silva, R. V. (2020). Previsão pluviométrica por meio da aplicação de redes neurais artificiais recorrentes alimentadas com dados meteorológicos em tempo atual. In *X Jornada de Iniciação Científica e Tecnológica* (Vol. 1, No. 10). <https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/JORNADA/article/view/14161>
- Forecasting monthly rainfall in California using Deep Learning Time Series techniques. (n.d.). ArcGIS Developers: ArcGIS API for Python/Samples. <https://developers.arcgis.com/python/samples/forecasting-monthly-rainfall-in-california-using-deeplearning-timeseries-model-from-arcgis-learn/>
- Gu, Q., et al. (2019). Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach. *Ecological Indicators*, 102, 633-643.
- He, K., Zhang, X., Ren, S., & Sun, J. (2016). Deep residual learning for image recognition. In *IEEE conference on computer vision and pattern recognition* (pp. 770–778).
- INMET. (2011). Nota técnica nº 001/2011/SEGER/LAIME/CSC/INMET. Rede de Estações Meteorológicas Automáticas do INMET.
- Instituto Água e Terra (IAT). 2020. https://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/instrucoes_acesso_ftp_v2018.pdf.
- Instituto Nacional de Meteorologia³ – INMET (www.portal.inmet.gov.br). Acesso em 2022.
- Ismail, F. H., Forestier, G., Weber, J., et al. (2019). Deep learning for time series classification: a review. *Data Min Knowl Disc*, 33, 917–963. <https://doi-org.ez24.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10618-019-00619-1>
- Long, W., Yan, D., & Liang, G. (2019). A new ensemble residual convolutional neural network for remaining useful life estimation. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 16(2), 862-880. doi: 10.3934/mbe.2019040
- Pinheiro, T. C., Azevedo dos Santos, J. A., & Pasa, L. A. (2020). GESTÃO DA PRODUÇÃO DE FRANGOS DE CORTE POR MEIO DE REDES NEURAS ARTIFICIAIS. *HOLOS*, 2, 1–15. <https://doi.org/10.15628/holos.2020.9043>
- Silva, R. M., et al. (2010). Análise da variabilidade espaço-temporal e identificação do padrão da precipitação na bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. *Sociedade & Natureza*, 22(2), 357–372.
- Sousa, L. M., et al. (2017). Avaliação do Uso e Cobertura da Terra em Paragominas e Ulianópolis-PA, Utilizando Dados do Projeto TERRACLASS. *Revista Brasileira de Cartografia*, 3(69), 421-431. <http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44339>
- Szegedy, C., Liu, W., Jia, Y., Sermanet, P., Reed, S., Anguelov, D., Erhan, D., Vanhoucke, V., & Rabinovich, A. (2015). Going deeper with convolutions. In *Proceedings of the IEEE conference on computer vision and pattern recognition* (pp. 1–9).
- Tavares Diniz, J. M. (2013). VARIABILIDADE DA PRECIPITAÇÃO E DO NÚMERO DE DIAS COM CHUVAS DE DUAS CIDADES DISTINTAS DA PARAÍBA. *HOLOS*, 3, 171–180. <https://doi.org/10.15628/holos.2013.1291>
- Uliana, E. M., Silva, D. D., Moreira, M. C., Pereira, D. R., Pereira, S. B., & Almeida, F. T. (2018). Desenvolvimento de redes neurais artificiais para estimativa das vazões diárias na bacia do rio Piracicaba. *IRRIGA*, 23(4), 756–772. <https://actaarborea.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/2740>
- Zhou, B., Khosla, A., Lapedriza, A., Oliva, A., & Torralba, A. (2016). Learning deep features for discriminative localization. In *IEEE conference on computer vision and pattern recognition* (pp. 2921–2929).



O PAPEL DAS MACRÓFITAS NAS WETLANDS NATURAIS PARA A RECUPERAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DOS RIOS

1Sandra Martins Ramos, 2Leila Teresinha Maranhão, 3Gabriel Troyan Rodrigues, 4Philippe Ratton, 5Leonardo de Souza Lisboa, 6Rodrigo de Castro Moro, 7Raul Alberto Marcon, 8Adriana Souza Trigo

1 UNILIVRE, e-mail: sadraramos_bio@gmail.com.br; 2 UNILIVRE, e-mail: leilamaranhão@gmail.com; 3 UNILIVRE, e-mail: gtr_gabriel@hotmail.com; 4 UNILIVRE, e-mail: philipe_ratton@hotmail.com; 5 UNILIVRE, e-mail: lisboaleo@hotmail.com; 6 SANEPAR, e-mail: zedi.rodrigo@gmail.com; 7 SANEPAR, e-mail: ramarcon@sanepar.com.br; 8 SANEPAR, e-mail: esteram@sanepar.com.br

Palavras-chave: Manejo de recursos hídricos; Soluções baseadas na Natureza; Fitorremediação; *Wetlands*.

Resumo

Os ecossistemas de *wetlands* possuem um importante papel na recuperação e manutenção da qualidade da água dos rios, com as macrófitas aquáticas sendo elementos-chave nesses sistemas. Essas plantas possuem características únicas que as tornam fundamentais para o equilíbrio ecológico das *wetlands*, contribuindo para a remoção de poluentes, a oxigenação da água e a estabilização do solo. Compreender a composição e estrutura das comunidades de macrófitas é essencial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão e conservação desses importantes ecossistemas aquáticos. Nesse contexto, este estudo objetiva investigar a composição e estrutura das comunidades de macrófitas aquáticas em *wetlands* naturais ao longo do Rio Iguaçu, na região de Curitiba/PR, visando explicar o papel dessas plantas na remoção de poluentes e na estabilização do solo para a melhoria da qualidade da água dos rios. A pesquisa foi conduzida em quatro etapas principais: (1) levantamento florístico das espécies de macrófitas aquáticas presentes nas *wetlands* selecionadas, (2) estimativa da distribuição espacial das macrófitas com maior área de cobertura, (3) avaliação da estrutura anatômica de uma macrófita presente nas *wetlands* e sua relação com a eficiência de tratamento da água, e (4) determinação das estratégias de fitorremediação com base na forma biológica das macrófitas presentes. O levantamento florístico revelou a presença de 84 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 21 famílias, sendo a forma biológica anfíbia a mais representativa. Entretanto, é importante destacar que essas espécies anfíbias ocorrem ocasionalmente em ambientes aquáticos. As macrófitas emergentes e flutuantes livres, apesar de menor número de espécies, são as mais importantes nas *wetlands*, pois espécies emergentes de *Typha spp.* e *Cyperus spp.*, assim como as macrófitas flutuantes livres pertencentes ao gênero *Salvinia*, são as que apresentam as maiores áreas de cobertura, totalizando mais de 90%. As análises anatômicas de *Hidrocotyle bonariensis* foram usadas como um exemplo para as espécies emergentes, uma vez que esta espécie possui características comuns compartilhadas por outras plantas emergentes, como a capacidade de crescer na água e emergir acima da superfície e sua importância na oxigenação da água. Essas análises evidenciaram a presença marcante de aerênquima ao longo do corpo da planta, indicando o seu potencial na oxigenação das raízes e na remoção de poluentes. Essa característica também é marcante nas espécies emergentes pertencentes aos gêneros *Typha* e *Cyperus*, que correspondem à maior área de cobertura vegetal das *wetlands*. Toda a comunidade das plantas contribui para a fitorremediação através de diversas estratégias, incluindo rizodegradação, fitofiltração, fitoextração e fitodegradação, enquanto as macrófitas emergentes ainda desempenham um papel significativo na estabilização do solo das margens, prevenindo a erosão. A presença dessas plantas, juntamente com suas características anatômicas especializadas, evidencia seu potencial como agentes de fitorremediação. A predominância de espécies emergentes e flutuantes livres oferece oportunidades concretas para o desenvolvimento de medidas de gestão e conservação voltadas para a proteção e a recuperação da qualidade dos rios. Um desafio a ser vencido é o desenvolvimento de técnicas para o manejo das macrófitas, de forma a garantir a eficiência do processo de fitorremediação.

Introdução

As *wetlands* naturais têm emergido como uma solução para a recuperação da qualidade da água dos rios (Mitsch, Gosselink, 2015), e as macrófitas, plantas aquáticas que crescem em ambientes úmidos ou aquáticos, desempenham um papel fundamental nesses ecossistemas, constituindo uma parte integral deles. A diversidade de macrófitas inclui uma ampla gama de plantas aquáticas, desde musgos e algas até plantas vasculares como juncos e ciperáceas (Reddy, Delaune, 2008). Essas plantas executam uma variedade de funções na ecologia aquática, incluindo a estabilização do solo, o fornecimento de habitat para a fauna aquática e a ciclagem de nutrientes fundamentais para o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos.

Um dos papéis mais importantes das macrófitas é a sua capacidade de filtrar poluentes presentes na água e nos sedimentos (Kadlec, Wallace, 2008). Através de suas raízes e tecidos, as macrófitas absorvem e removem uma variedade de contaminantes, incluindo metais pesados, pesticidas e nutrientes como nitrogênio e fósforo, que são prejudiciais à qualidade da água. Além disso, as macrófitas contribuem para a oxigenação da água, ajudando a manter níveis adequados de oxigênio dissolvido para a vida aquática.

As macrófitas exercem uma influência significativa na estrutura e funcionamento das *wetlands* (Mitsch, Gosselink, 2015). Elas interagem com outros componentes do ecossistema, como microrganismos, insetos e vertebrados, criando sinergias que promovem a biodiversidade e a estabilidade dos ecossistemas aquáticos. A diversidade de espécies de macrófitas também contribui para a resiliência das *wetlands*, permitindo que esses ambientes se adaptem a mudanças ambientais e climáticas.



Além de sua importância na recuperação da qualidade da água, as macrófitas oferecem uma série de benefícios adicionais (Reddy, Delaune, 2008). Elas ajudam a proteger as margens dos rios contra a erosão, fornecem habitat e refúgio para a fauna aquática, e contribuem para a estética e valorização paisagística das áreas ribeirinhas, aumentando o valor recreativo e cultural desses ambientes. Elas são componentes essenciais de Soluções Baseadas na Natureza (SbN) para a recuperação da qualidade da água. A fitorremediação, um processo natural que utiliza plantas para remover poluentes e contaminantes da água e do solo, é uma estratégia promissora para a restauração de ecossistemas aquáticos degradados (Kochi *et al.*, 2020; Wu *et al.*, 2020). A capacidade das macrófitas de absorver e remover uma variedade de substâncias tóxicas as torna uma ferramenta valiosa na fitorremediação, contribuindo para a saúde dos rios e a sustentabilidade dos recursos hídricos (Kochi *et al.*, 2020; Mench *et al.*, 2010; Newman, Reynolds, 2004; Vymazal, 2013).

Este artigo explora o papel das macrófitas em *wetlands* naturais e seu impacto na melhoria da qualidade da água dos rios. Para tanto, foi realizado um levantamento das espécies de macrófitas aquáticas com ocorrência natural em *wetlands* (florística), assim como a determinação da área de cobertura das macrófitas aquáticas presentes nas *wetlands* com potencial para serem utilizadas no tratamento. Além disso, investigou-se a possível relação entre a organização estrutural (anatomia) das macrófitas presentes nas *wetlands* e a eficiência de tratamento. Também foram analisadas as estratégias de fitorremediação que podem ser aproveitadas no tratamento, considerando que as macrófitas atuam direta ou indiretamente nos processos de tratamento por meio de diferentes mecanismos bioquímicos.

Material e Métodos

Neste estudo, foram selecionadas áreas com cavas provenientes da mineração nas adjacências do rio Iguaçú, consideradas promissoras para serem transformadas em *wetlands* naturais. O trecho se estende por aproximadamente 100 km, interceptando dez municípios da Região Metropolitana de Curitiba (PR). Trata-se de um estudo que está sendo desenvolvido, onde se pretende dividir as *wetlands* naturais em dois grupos, sendo denominadas como *wetlands* as áreas que serão destinadas para melhoria da qualidade da água do rio Iguaçú, e as demais serão chamadas de reservas naturais, destinadas para a reserva de água visando ao abastecimento público em períodos de escassez hídrica (Figura 1).

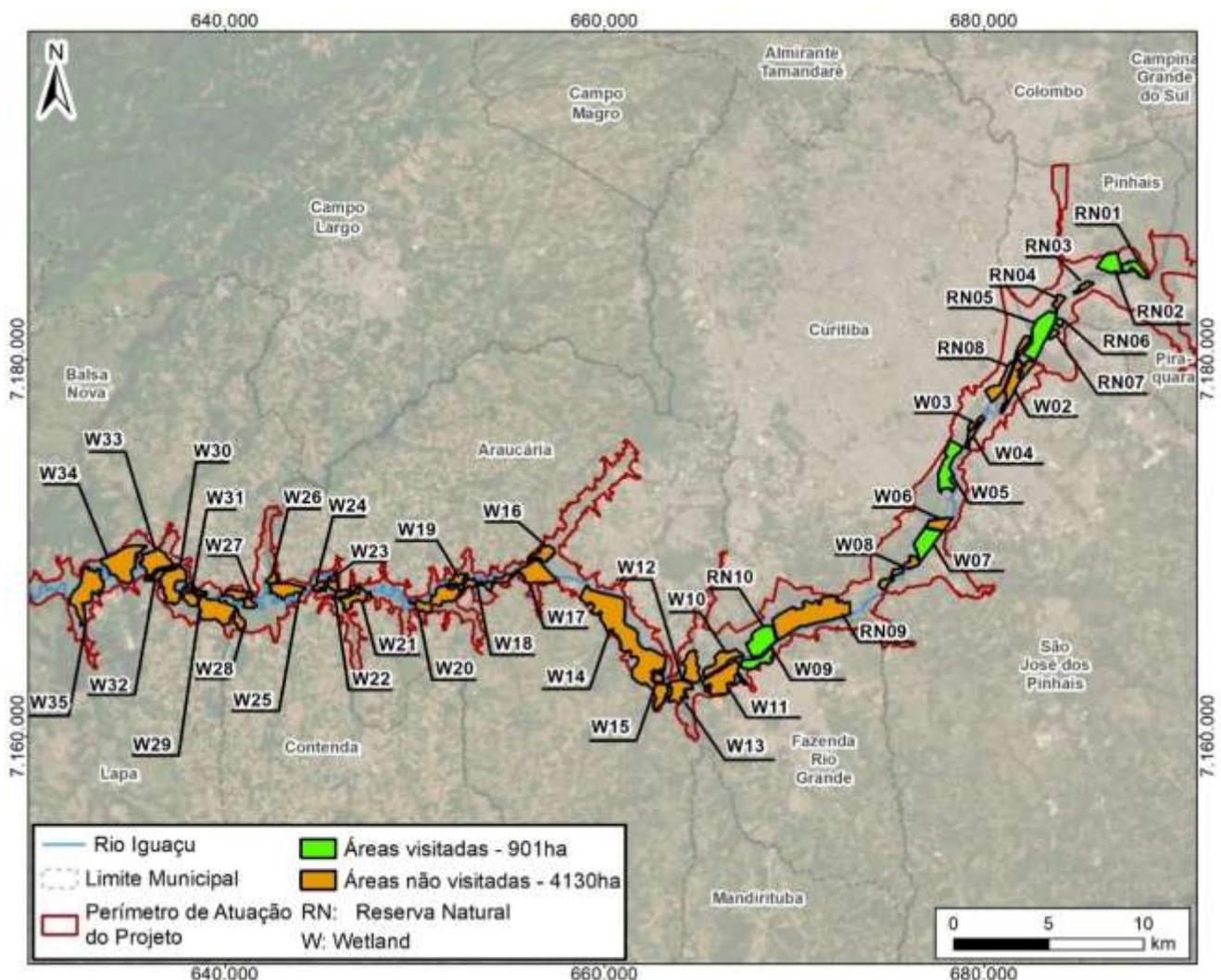


Figura 1: Área de interesse do estudo.



Este trabalho apresenta os resultados parciais obtidos das áreas destacadas em verde na Figura 1, as quais totalizam 901 ha, representando aproximadamente 18% da área total a ser caracterizada, que totaliza 5.031 ha.

A metodologia para conduzir essa pesquisa incluiu as seguintes atividades: (1) o levantamento das espécies de macrófitas aquáticas, (2) a estimativa da distribuição espacial das macrófitas, (3) a investigação da relação entre a estrutura organizacional de uma macrófita e a sua eficiência de tratamento, e (4) determinação das estratégias de fitorremediação de cada uma das espécies identificadas.

O procedimento de levantamento das espécies de macrófitas aquáticas compreendeu as seguintes etapas: inicialmente, foram selecionadas as *wetlands* adequadas para o estudo, levando em consideração a presença de ecossistemas de *wetlands* e a facilidade de acesso para coleta de dados. Em seguida, foi realizado um levantamento florístico detalhado nas *wetlands* selecionadas. Isso envolveu a observação direta das plantas no ambiente natural, com o objetivo de identificar suas características morfológicas e a sua distribuição. Durante esse processo, foram registradas as espécies encontradas, incluindo seu nome científico, nome popular e forma biológica: anfíbia, emergente, flutuante fixa, submersa livre e flutuante livre (Irgang et al., 1984), sendo caracterizadas a seguir:

- Anfíbias ou semi-aquáticas (A): possuem a capacidade de prosperar tanto em ambientes alagados quanto fora da água, frequentemente ajustando sua morfologia da fase aquática para a terrestre durante períodos de baixa inundação;
- Emergentes (E): com suas raízes firmemente fixadas no solo aquático, parte da planta permanece submersa enquanto outra parte emerge acima da superfície da água;
- Flutuantes fixas (FF): enraizadas no leito aquático, estas plantas exibem caules e/ou ramos e/ou folhas que flutuam sobre a superfície da água;
- Flutuantes livres (FL): não ancoradas no fundo, essas espécies podem ser deslocadas pela correnteza, pelo vento ou mesmo por animais;
- Submersas fixas (Sf): com suas raízes firmemente ancoradas no leito, os caules e folhas dessas plantas permanecem submersos, com flores frequentemente emergindo acima da superfície;
- Submersas livres (SI): não presas ao substrato aquático, essas plantas permanecem completamente submersas, com suas flores emergindo apenas na superfície.

Para investigar a relação entre a estrutura das macrófitas com o tratamento da água, primeiramente, realizou-se um mapeamento da distribuição espacial das macrófitas presentes nas *wetlands*. Esse mapeamento envolveu levantamentos em campo e o imageamento aéreo utilizando drone, acoplado a duas câmeras fotográficas: uma câmera Sony Alfa 3000 com resolução de 20 MP, para a captação das cenas no espectro do visível, e sincronizada com uma câmera Micasense RedEdge-MX, com resolução de 12MP, com a capacidade de captar cinco espectros, incluindo entre eles o RedEdge e o Infravermelho.

Utilizando as ortofotos pancromáticas, foram obtidos os índices de vegetação, com apoio da classificação supervisionada multinível para a identificação das espécies de macrófitas nas áreas de interesse. As imagens obtidas foram georreferenciadas utilizando o método PPK (*Post Processed Kinematic*). Os produtos do processamento digital das imagens são: MDS (Modelo Digital de Superfície), Ortofoto, Modelo 3D, ortofotos pancromáticas e Índices de vegetação. Com isso, a resolução final do GSD (*Ground Sample Distance* – distância da amostragem do solo) das ortofotos obtidas foi de 0,03 metros. Com essa tecnologia de imagem pode-se obter uma representação precisa da vegetação aquática. As macrófitas foram identificadas e delimitadas em cada área estudada, e a área coberta por elas foi determinada.

Em seguida, foram selecionadas amostras de raiz, pecíolo e folha de *Hidrocotyle bonariensis*. Essa macrófita foi usada como um exemplo para as espécies emergentes, pois possui características comuns compartilhadas pelas outras plantas emergentes com maior área de cobertura. O método para preparo das lâminas consistiu na fixação das amostras em FAA 70% (solução de formoldeído, ácido acético e etanol a 70%, na proporção de 5:5:70, v/v/v), seguido pela desidratação em série alcoólica e inclusão em metacrilatoglicol. As lâminas foram cortadas em micrótomo a uma espessura de 7 micrômetros, coradas com azul de toluidina, e montadas em lâminulas com resina sintética. Posteriormente, as lâminas foram analisadas em microscopia óptica para a descrição anatômica e as imagens foram obtidas por fotomicroscopia.

Para definir as estratégias de fitorremediação, foram observadas as capacidades específicas das macrófitas, como a absorção e acumulação de contaminantes nas raízes e tecidos vegetais, a liberação de exsudatos orgânicos que promovem a biodegradação de poluentes, e a promoção de processos de oxidação-redução no ambiente próximo às raízes.

Resultados e Discussão

No levantamento florístico, foram encontradas 84 espécies pertencentes a 61 gêneros, distribuídos em 21 famílias. As famílias Asteraceae e Poaceae apresentaram a maior representatividade florística e o gênero com o maior número de espécies foi *Ludwigia* (Tabela 1).

Tabela 1: Macrófitas encontradas em *wetlands* naturais ao longo do Rio Iguaçu na região de Curitiba, PR, Brasil

Família	Nome científico	Nome popular	FB
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schlttdl.	aguapé-de-flecha	E
	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	erva-de-jacaré	A
Amaranthaceae	<i>Alternanthera tenella</i> Colla	carrapichinho	A
	<i>Amaranthus lividus</i> L.	caruru-de-mancha	A



Família	Nome científico	Nome popular	FB	
	<i>Amaranthus viridis</i> L.	caruru comum	A	
Araceae	<i>Lemna minuta</i> Kunth	lentilha-d'água	FL	
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	alface-d'água	FL	
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	acariçoba	A/FF	
	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	macela	A	
	<i>Acmella bellidioides</i> (Smith in Rees) R.K. Jansen	arnica-do-campo	A	
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	catinga-de-bode	A	
	<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	bardana	A	
	<i>Baccharis anomala</i> DC.	parreirinha	A	
	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	vassoura-de-folha-estreita	A	
	<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.	picão-do-banhado	A	
	<i>Bidens pilosa</i> L.	picão-preto	A	
	<i>Calyptocarpus biaristatus</i> (DC.) H. Rob.	carrapicho-de-carneiro	A	
	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	cardo-santo, cardo-negro	A	
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	buva	A	
	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	macela-da-terra	A	
	<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	erva-botão	A	
	<i>Erechtites hieraciifolia</i> (L.) Raf. ex DC.	capiçoba	A	
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	capiçova	A	
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	picão-branco	A	
	<i>Gamochoaeta purpurea</i> (L.) Cabrera	macela-da-folha-fina	A	
	<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Less.) Benth. & Hook. f. ex Griseb.	almeirão	A	
Asteraceae	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	botão-de-ouro	A	
	<i>Leptostelma maximum</i> D. Don	cambará-roxo	A	
	<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i> (Lam.) Hilliard & B. L. Burt	macela	A	
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	maria-mole	A	
	<i>Senecio langei</i> Malme	mal-me-quer	A	
	<i>Senecio oleosus</i> Vell.	arnica-da-serra	A	
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	arnica-brasileira	A	
	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	roseta	A	
	<i>Sonchu soleraceus</i> L.	cerraia	A	
	<i>Tagetes minuta</i> L.	cravo- de-defunto	A	
	<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	assa-peixe	A	
	Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i> Willd.	azedinha-do-brejo	E
		<i>Cyperus difformis</i> L.	tiririca-do-brejo	A/E
<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.		tiririca	A/E	
Cyperaceae	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	capim-de-botão	A/E	
	<i>Cyperus reflexus</i> Vahl	ciperus	A/E	
	<i>Rhynchospora aurea</i> Vahl	capim-navalha	A/E	
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	rincóspora	A/E	
Halogaraceae	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	pinheirinho-d'água	E	
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	elódea	SF	
	<i>Lemna gibba</i> L.	lentilha-d'água	FL	
Lemnaceae	<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	lentilha-d'água	FL	
	<i>Wolffia brasiliensis</i> Wedd.	lentilha-d'água	FL	
Lentibulariaceae	<i>Utricularia obtusa</i> Sw.	mururé	SL	
Menyanthaceae	<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	coração-flutuante	FF	
Onagraceae	<i>Ludwigia caparosa</i> (Cambess.) H. Hara	cruz-de-malta	A/E	
	<i>Ludwigia elegans</i> (Cambess.) H. Hara	cruz-de-malta	A/E	



Família	Nome científico	Nome popular	FB
	<i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H. Hara	cruz-de-malta	A/E
	<i>Ludwigia hookeri</i> (Micheli) H. Hara	cruz-de-malta	A/E
	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	cruz-de-malta	A/E
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	cruz-de-malta	A/E
	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	cruz-de-malta	A/E
Orchidaceae	<i>Habenaria repens</i> Nutt.	abinária	E
	<i>Andropogon bicornis</i> L.	rabo-de-burro	A
	<i>Andropogum leucostachyus</i> Kunth	capim-membeca	A
	<i>Echinochloa cruz-pavonis</i> (Kunth) Schult.	capitua	A
	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	capim-cabeludo	A/E
	<i>Eragrostis airoides</i> Nees	capim-névoa	A
	<i>Eragrostis plana</i> Nees	capim-chorão	A
Poaceae	<i>Eriochrysis cayennensis</i> P. Beauv.	eriocrisis	A
	<i>Leersia hexandra</i> Sw	grama-boiadeira	E
	<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J.F. Gmel.	pastinho-d'água	E
	<i>Panicum repens</i> L.	capim-torpedo	A/FF
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.	grama-comprida	A/FF
	<i>Setaria geniculata</i> P. Beauv.	rabo-de-cachorro	A
	<i>Schizachyrium condensatum</i> (Kunth) Nees	rabo-de-burro	A/E
Polygonaceae	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	acataia	A/E
	<i>Polygonum rubricoides</i> Cham.	poligonum	A/E
	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	aguapé	FL
Ponteridaceae	<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	murerá	A/FF
	<i>Pontederia cordata</i> L.	aguapé	E
	<i>Azolla caroliniana</i> Willd.	samambaia-mosquito	FL
Salviniaceae	<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	orelha-de-gato	FL
	<i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch.	carrapatinho	FL
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E.P. St. John	rabo-de-gato	E
	<i>Typha domingensis</i> Pers.	taboa	E
Typhaceae	<i>Typha latifolia</i> L.	taboa	E
Verbenaceae	<i>Verbena minutiflora</i> Briquet ex Moldenke	verbena	A/E

(Legenda: FB - formas biológicas; A - anfíbia; E - emergente; FF - flutuante fixa; FL - flutuante livre; SF - submersas fixas; SL - submersa livre).

A forma biológica com o maior número de espécies foi a anfíbia, totalizando 62. Esse alto número de espécies anfíbias se justifica pela presença dessas plantas nas margens das *wetlands*, bem como pela adaptabilidade delas a uma variedade de condições ambientais, incluindo transições entre ambientes aquáticos e terrestres, e a disponibilidade de diversos nichos ecológicos. É importante salientar que grande parte dessas plantas anfíbias são reconhecidas por Lorenzi (2000) como espécies ruderais, comumente encontradas em terrenos baldios, lavouras perenes e margens de estradas, sendo caracterizadas como plantas invasoras.

Essa diversidade reflete a capacidade das plantas anfíbias de explorar uma gama de recursos e habitats oferecidos por áreas úmidas. Como destacado por Keddy (2007), essa adaptabilidade permite que as espécies anfíbias prosperem em uma ampla variedade de ambientes.

As espécies efetivamente aquáticas são as emergentes, flutuantes fixas, submersas livres e flutuantes livres. As plantas com forma biológica emergente corresponderam a 26 espécies, enquanto as flutuantes livres totalizaram 12 espécies, e as flutuantes fixas alcançaram nove espécies. Menos comuns foram as submersas fixas e as submersas livres, cada uma com apenas uma espécie. No entanto, as macrófitas emergentes *Typha* spp. e *Cyperus* spp., assim como as macrófitas flutuantes livres pertencentes ao gênero *Salvinia*, são as que apresentam as maiores áreas de cobertura, totalizando mais de 90%.

O conhecimento da composição e estrutura vegetacional nessas *wetlands* é fundamental para aproveitar essas áreas no desenvolvimento de tecnologias limpas para a melhoria da qualidade da água de rios por meio de uma solução baseada na natureza, a fitorremediação. As macrófitas possuem um tecido especializado, o aerênquima, que desempenha um importante papel na fitorremediação. Ele é caracterizado pela presença de amplos espaços intercelulares preenchidos com ar, o que facilita a troca gasosa entre as partes submersas das plantas e o ambiente circundante.

A Figura 2 mostra uma representação esquemática de *Hidrocotyle bonariensis*, destacando a presença de aerênquima



ao longo de várias partes, incluindo a folha, o pecíolo e a raiz, e a translocação de oxigênio no corpo da planta facilitada por este tecido.

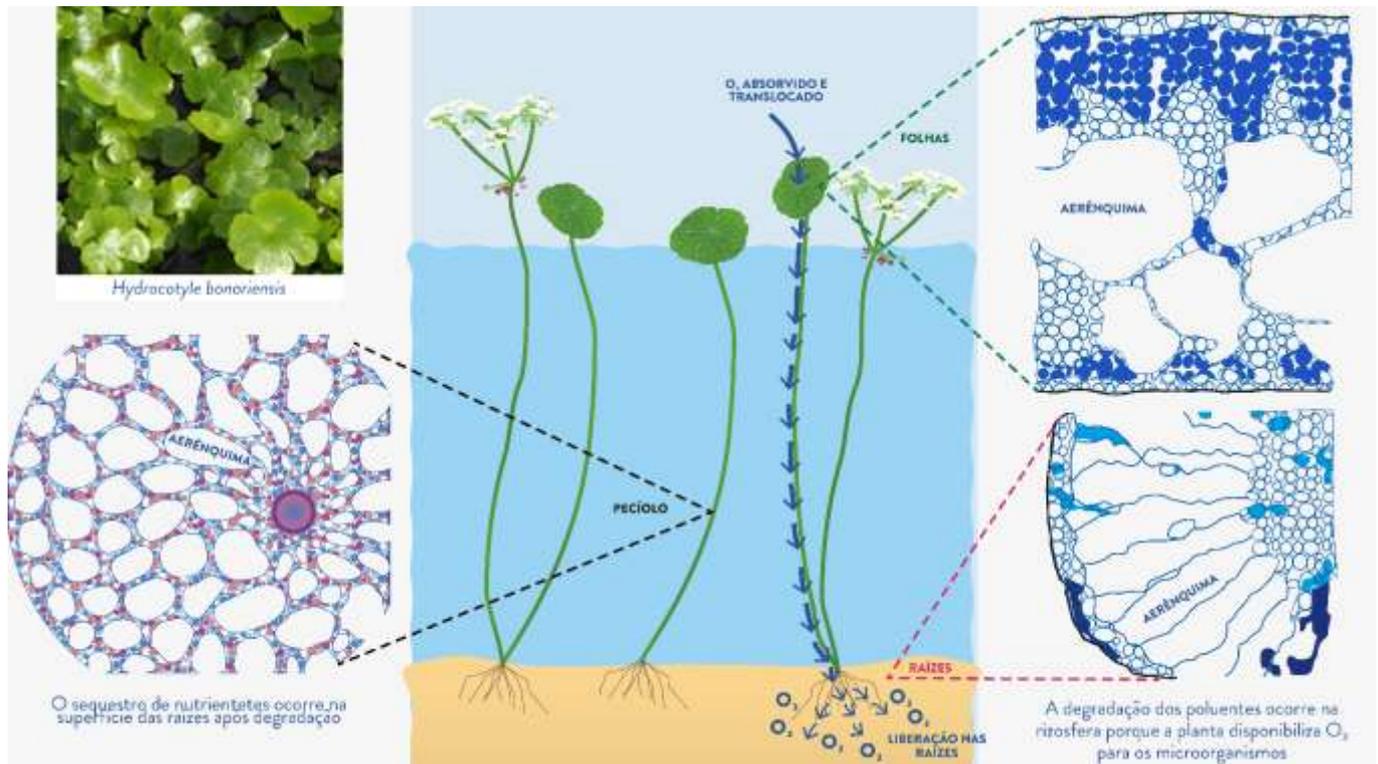


Figura 2: Representação esquemática de *Hydrocotyle bonariensis* destacando a presença de aerênquima ao longo de várias partes vegetais e sua função na translocação de oxigênio no corpo da planta.

Conforme observamos na Figura 2, várias são as maneiras pelas quais o aerênquima presente nas macrófitas aquáticas beneficia o processo de fitorremediação:

- Aeração das raízes:** em ambientes aquáticos, como nas *wetlands*, a disponibilidade de oxigênio nas raízes das plantas pode ser limitada devido à saturação do sedimento e da água. O aerênquima permite que o oxigênio do ar seja transportado diretamente para as raízes, garantindo um suprimento adequado de oxigênio mesmo em condições anaeróbias;
- Desintoxicação:** o aerênquima também desempenha um papel na desintoxicação do sedimento e da água. Algumas plantas possuem a capacidade de acumular poluentes em suas raízes. O oxigênio fornecido pelo aerênquima promove processos de oxidação que podem transformar esses poluentes em formas menos tóxicas ou menos solúveis, auxiliando na descontaminação e consequentemente, melhoria da qualidade da água;
- Estímulo ao crescimento microbiano:** o fornecimento de oxigênio através do aerênquima promove o crescimento de microrganismos benéficos. Esses microrganismos desempenham um papel importante na decomposição de matéria orgânica e na biodegradação de poluentes, favorecendo o processo de fitorremediação.

Além disso, este aerênquima favorece a estabilidade do solo das margens das *wetlands*. Em regiões onde as macrófitas crescem, como margens de rios e lagos, o sistema de raízes dessas plantas, suportado pelo aerênquima, auxilia a estabilização do solo, prevenindo a erosão e o carreamento de sedimentos e nutrientes indesejados para os corpos d'água.

Diferentes estratégias ou mecanismos bioquímicos são empregados pelas macrófitas para sua sobrevivência nessas *wetlands*. Essas estratégias podem ser aproveitadas nos processos de fitorremediação. As macrófitas das *wetlands* podem absorver poluentes (nutrientes) diretamente ou proporcionar condições favoráveis para o crescimento e fixação de microrganismos, aumentando a atividade microbiana, o que otimiza a biodegradação. As plantas atuam direta ou indiretamente nos processos de fitorremediação por meio de diferentes mecanismos (Figura 3):

- Fitofiltração:** envolve a remoção de poluentes da água, onde as plantas capturam partículas em suspensão, nos sedimentos e até mesmo poluentes solúveis da água por meio de suas raízes e partes aéreas, principalmente por macrófitas flutuantes livres;
- Fitoextração:** consiste na absorção e acúmulo de poluentes inorgânicos tóxicos, como metais, nutrientes, como fósforo e nitrogênio, compostos orgânicos e sais solúveis em suas partes vegetativas, como raízes, caules e folhas;
- Fitodegradação:** se refere à conversão de poluentes em compostos com menor ou até sem toxicidade, dependendo da ação de enzimas presentes na planta;
- Rizodegradação:** neste processo são estabelecidas as condições favoráveis à atividade microbiana na rizosfera, o que promove a biodegradação dos poluentes pelos microrganismos.

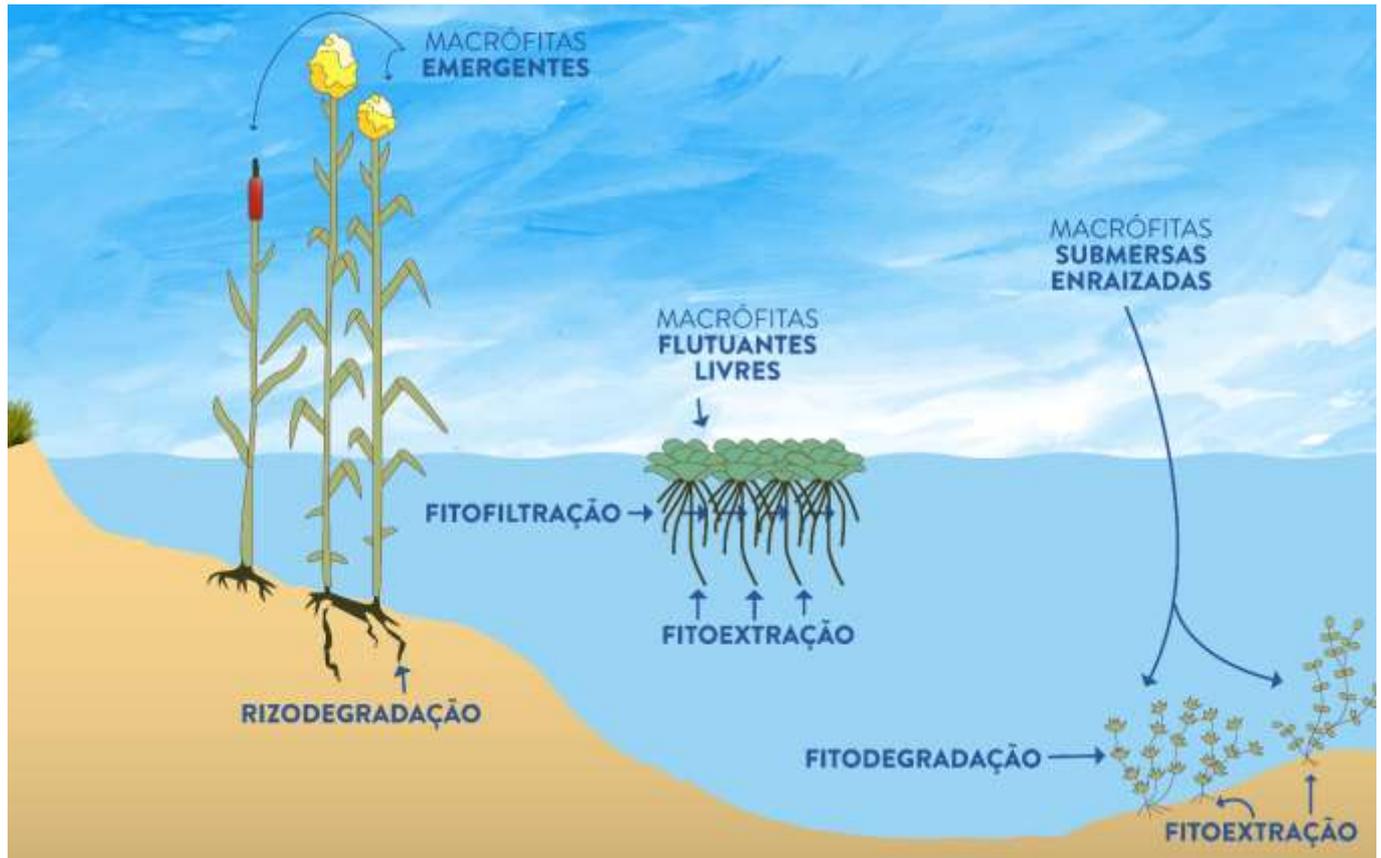


Figura 3: Fitorremediação, as estratégias comuns para o tratamento de água.

A fitofiltração está associada principalmente às plantas com formas biológicas flutuantes, uma vez que os sistemas de raízes dessas plantas são bem desenvolvidos e têm capacidade de adsorver substâncias químicas da água. A fitoextração está associada principalmente às plantas flutuantes, cujos sistemas de raízes também facilitam a absorção de contaminantes, embora possa ocorrer em outras formas biológicas. A rizodegradação está associada principalmente a plantas com formas biológicas emergentes, cujas raízes estão em contato direto com o sedimento ou o substrato, onde ocorre a atividade microbiana. A fitodegradação está associada a todas as formas biológicas, pois envolve a produção de enzimas pelas plantas para decompor compostos orgânicos contaminantes, sendo especialmente conhecida em plantas submersas fixas, como a *Myriophyllum aquaticum*.

Considerações Finais

Deste modo, pode-se concluir que as áreas selecionadas para serem transformadas em *wetlands* naturais se apresentam promissoras devido à significativa variedade de macrófitas presentes. Justifica-se tal potencial pela resiliência e capacidade das plantas identificadas em se adaptarem a eventuais alterações ambientais e climáticas.

Os resultados preliminares indicam a viabilidade da utilização das cavas que no passado foram utilizadas para mineração de areia e argila, como *wetlands* destinadas para a melhoria da qualidade da água do rio Iguazu, devido à presença de macrófitas aquáticas, enquadrando-se como uma solução baseada na natureza (SBN). Após a finalização dos levantamentos em todas as áreas selecionadas, o próximo desafio é o desenvolvimento de técnicas economicamente e ambientalmente viáveis para o manejo das macrófitas, de forma a garantir a eficiência do processo de fitorremediação.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Universidade Livre do Meio Ambiente (UNILIVRE), que atua no Projeto Reservas Hídricas do Rio Iguazu, celebrado em cooperação com a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR).

Referências Bibliográficas

Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. 2008. Treatment wetlands. CRC press.

Kochi, L. Y.; Freitas, P. L.; Maranhão, L. T.; Juneau, P.; Gomes, M. P. 2020. Aquatic macrophytes in constructed wetlands: A fight against water pollution. Sustainability, 12(1), 1-21.

Mench, M.; Schwitzguébel, J. P.; Schroeder, P.; Bert, V.; Gawronski, S.; Gupta, S. 2010. Assessment of successful experiments



and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 17(5), 1142-1155.

Mitsch, W. J.; Gosselink, J. G. 2015. *Wetlands*. John Wiley & Sons.

Newman, L. A.; Reynolds, C. M. 2004. Phytodegradation of organic compounds. *Current Opinion in Biotechnology*, 15(3), 225-230.

Reddy, K. R.; DeLaune, R. D. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC Press.

Vymazal, J. 2013. Constructed wetlands for water treatment: past, present and future. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(10), 6315-6322.

Wu, H.; Zhang, H.; Zhang, Y.; Zhu, Y.; Jiang, T.; Zhou, L. 2020. Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 359.

Keddy, P. A. (2007). *Wetland Ecology: Principles and Conservation* (2nd ed.). Cambridge University Press.

Irgang, B., Pedralli, G., Waechter, J.L., 1984. Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil. *Roessléria* 6, 395-404.



PROGRAMA DE GARANTIA E CONTROLE DA QUALIDADE (QA/QC) APLICADO AO MONITORAMENTO HÍDRICO DA BACIA DO RIO DOCE

1Fernanda Caliman Passamani, 2Bianca Menezes Lima, 3Laysa Queiroz Costa, 4Mateus Cruz Loss,
5Thainara Daltio Vicosi Assafrao, 6Vinicius Nascimento Oliveira

1 Fundação Renova, e-mail: fernanda.passamani@fundacaorenova.org; 2 Fundação Renova, e-mail: bianca.cardoso@fundacaorenova.org; 3 Fundação Renova, e-mail: laysa.costa@fundacaorenova.org; 4 Fundação Renova, e-mail: loss.mateus@gmail.com; 5 Progen, e-mail: tdvicosi@gmail.com; 6 Fundação Renova, e-mail: vinicius.oliveira@fundacaorenova.org

Palavras-chave: Monitoramento hídrico; Recuperação ambiental; Consistência de dados.

Resumo

O monitoramento da qualidade da água e sedimento é fundamental para diagnosticar as condições ambientais de corpos hídricos, gerando importantes subsídios técnicos para a tomada de decisões de órgãos ambientais competentes, além de fornecer uma base de dados para estudos e pesquisas. A adoção de critérios de controle de qualidade é imprescindível para garantir a qualidade e confiabilidade dos resultados gerados pelo monitoramento.

Na bacia hidrográfica do rio Doce, localizada na região sudeste do Brasil, foi implementado o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos (PMQQS), após o rompimento da barragem de Fundão em Mariana/MG ocorrido em novembro de 2015, com o objetivo principal de acompanhar a qualidade da água da bacia do Rio Doce ao longo do tempo, contando com uma extensa malha amostral e com a geração de aproximadamente 1,5 milhões de dados a cada ano.

Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo apresentar o Programa de Garantia e Controle de Qualidade (QA/QC) desenvolvido para o PMQQS, com intuito principal de garantir a consistência e confiabilidade dos resultados gerados. Esse programa de QA/QC foi uma construção coletiva entre a Fundação Renova e o Grupo Técnico de Acompanhamento do PMQQS (GTA-PMQQS), composto por representantes de órgãos ambientais estaduais e federais. O QA/QC vem sendo aprimorado continuamente, à medida que são identificadas oportunidades de melhoria.

Os critérios de garantia de qualidade definidos envolvem a conferência dos certificados de acreditação, capacitação contínua das equipes de campo e calibração dos equipamentos. Já os controles de qualidade definidos consistem em verificações dos procedimentos de campo, dos procedimentos laboratoriais e dos resultados gerados, com a adoção de diversos critérios, como por exemplo, os validadores e qualificadores. Ao final do processo de QA/QC do PMQQS, obtém-se um banco de dados robusto e confiável, que é disponibilizado em uma plataforma *on line*, podendo ser utilizado por diversos tipos de públicos, para o desenvolvimento de estudos e pesquisas, e para apoiar a tomada de decisões de órgãos ambientais.

Introdução

O monitoramento da qualidade da água e sedimento tem papel fundamental para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que proporciona acompanhar a qualidade de um corpo hídrico ao longo do tempo e do espaço, em função das atividades antrópicas e dos fenômenos naturais, fornecendo importantes subsídios técnicos para a tomada de decisões dos órgãos ambientais, bem como para o desenvolvimento de estudos e pesquisas em geral. O diagnóstico de um corpo hídrico pode ser feito através da análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos, nos quais os resultados são comparados aos limites máximos estabelecidos pelas legislações nacionais, permitindo verificar se as condições ambientais do corpo hídrico estão aptas aos diferentes usos da água pela população ribeirinha (Guedes et al., 2012).

Cabe destacar que dados provenientes de amostras ambientais podem apresentar imprecisões relacionadas à amostragem, preparo e análise. Em muitos casos os resultados são censurados pelo limite de detecção do método analítico e em outros casos podem aparecer resultados anômalos ou valores discrepantes (*outliers*), causando impacto expressivo nas análises estatísticas, podendo provocar distorções na interpretação final dos resultados. Dessa forma, é muito importante adotar critérios de controle de qualidade em todas as etapas do monitoramento hídrico, desde a etapa de planejamento, procedimentos de amostragem, transporte das amostras, análises laboratoriais e emissão dos resultados (Sabino et al., 2013).

No cenário ambiental e de mineração é comum o uso de normas e procedimentos em campo e nos laboratórios para controlar e garantir a qualidade dos resultados. Esse programa é conhecido por QA/QC (*Quality Assurance and Quality Control*) e possui um protocolo bem definido e conhecido internacionalmente. A aplicação das normas de QA/QC em todas as etapas do monitoramento hídrico garante a confiabilidade dos resultados obtidos pela amostragem e pelas análises laboratoriais, controlando a exatidão, precisão e contaminação dos procedimentos de campo e analíticos (Piercey, 2014).

Após o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana/MG, foi implementado o Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos (PMQQS), composto por uma extensa malha amostral na região impactada e não impactada da bacia do Rio Doce, com análise de parâmetros físicos, químicos e biológicos na água e nos sedimentos, com o intuito de monitorar a evolução da qualidade da bacia ao longo do tempo e disponibilizar para o sistema CIF (Comitê



Interfederativo), instituições públicas e privadas, e a população em geral, dados confiáveis de quantidade e qualidade de água e sedimentos. Este monitoramento é executado pela Fundação Renova, instituição criada para executar as ações de compensação e reparação da bacia do rio Doce após o rompimento da barragem de Fundão, e fiscalizado por representantes dos órgãos ambientais gestores de recursos hídricos e de meio ambiente (Fundação Renova, 2023). Anualmente são gerados aproximadamente 1,5 milhões de dados pelo PMQQS, os quais são disponibilizados no Portal Monitoramento Rio Doce (www.monitoramentorioce.org). A utilização de normas e procedimentos de QA/QC nos processos de campo e de laboratório são fundamentais para garantir a obtenção de resultados confiáveis, para serem utilizados na elaboração de estudos ambientais, auxiliando na tomada de ações de reparação da bacia do Rio Doce.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar o Programa de QA/QC desenvolvido para o PMQQS, a fim de que este material possa fornecer subsídios para a construção de critérios de controle qualidade visando o processo de melhoria contínua de outros monitoramentos hídricos, seja no Brasil ou no mundo.

Material e Métodos

O protocolo de QA/QC foi uma construção coletiva entre a Fundação Renova e o Grupo Técnico de Acompanhamento do PMQQS (GTA-PMQQS), composto por representantes dos órgãos ambientais da ANA (Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico), AGERH (Agência Estadual de Recursos Hídricos), IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais), ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), IEMA (Instituto Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos) e IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas).

A principal referência utilizada para nortear os procedimentos de amostragem de campo do PMQQS foi o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (CETESB, 2011). Para controle dos processos analíticos foram usados como referência a ABNT NBR-ISO/IEC 17025:2017 (ABNT, 2017a), que estabelece requisitos gerais para a competência de laboratórios em realizar ensaios e/ou calibrações, incluindo amostragem, e a DOQ-CGCRE-008/2011 (INMETRO, 2011), que compreende orientações aos laboratórios sobre validação de métodos analíticos. Também foram usados como referências os guias USEPA-540-R-2017-001 e USEPA-540-R-2017-002 (Berg, 2021) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos.

Os critérios adotados no QA/QC do monitoramento PMQQS tem como objetivo garantir a precisão e acurácia dos resultados obtidos, assim como assegurar a integridade do banco de dados. O programa de QA/QC criado para o PMQQS fornece diretrizes gerais de garantia e controle de qualidade a serem observadas nos procedimentos de amostragem, preparação de amostras, medições de campo e análises químicas, bem como apontamentos sobre a gestão das informações geradas nesse processo e a divulgação dos dados. O programa QA/QC é aprimorado continuamente, à medida que são encontradas oportunidades de melhoria.

A primeira parte do QA/QC é a Garantia da Qualidade (do Inglês Quality Assurance - QA), que se refere ao planejamento de métodos e técnicas e à sistematização das etapas visando endossar a confiança no processo. A segunda parte é o Controle da Qualidade (do Inglês Quality Control - QC), que objetiva avaliar os processos de aferição, análise e geração de resultados.

O PMQQS compreende uma malha amostral de 80 pontos de monitoramento com frequência de coleta mensal e 22 estações automáticas com frequência de medição horária (Figura 1).

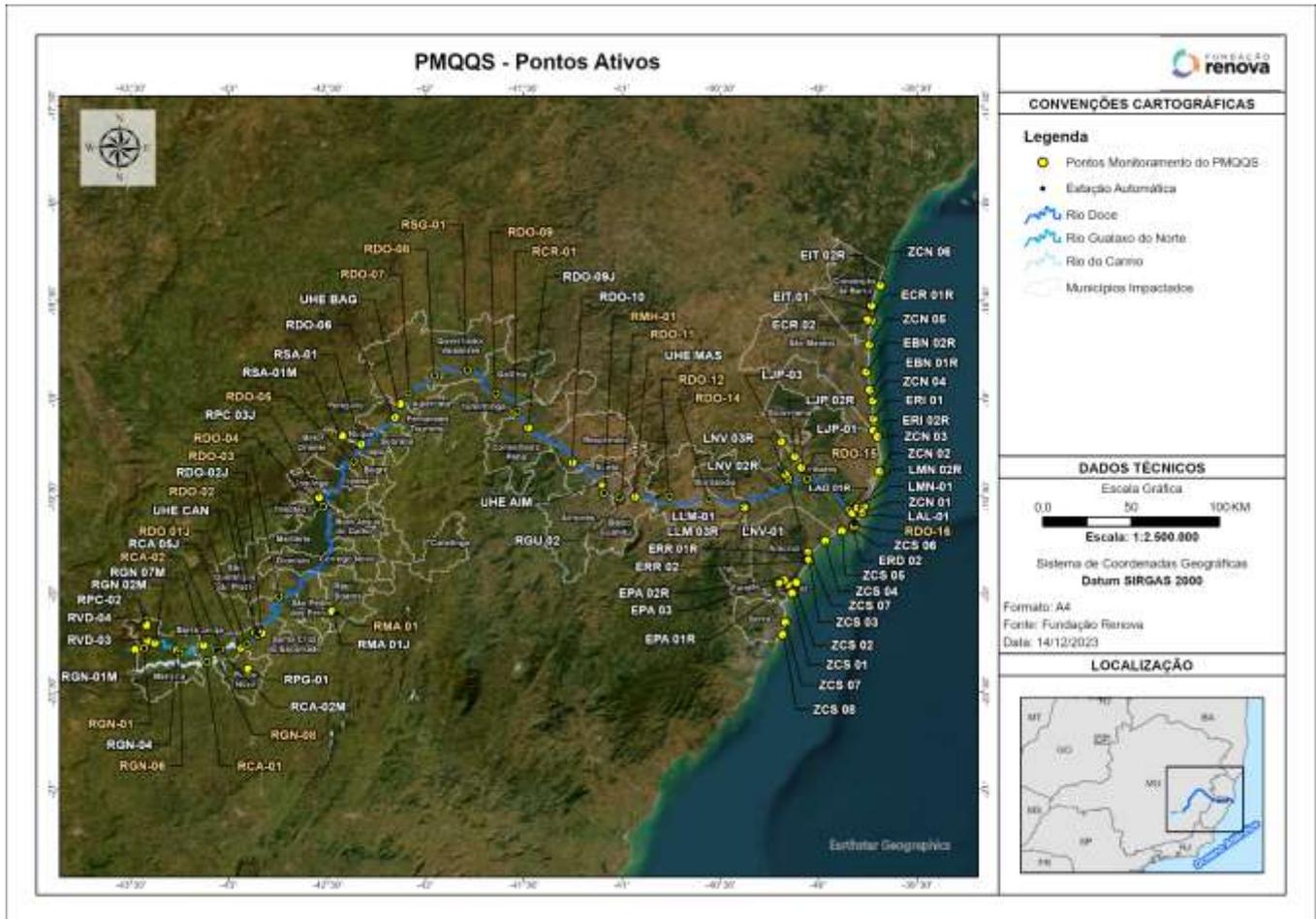


Figura 1: Pontos de amostragem do PMQQS.

Fonte: Fundação Renova (2024)

Resultados e Discussão

Garantia da qualidade

Para assegurar a Garantia da Qualidade (QA) do monitoramento PMQQS, foram definidos os seguintes requisitos:

- Contratação de laboratórios acreditados no INMETRO pela ISO 17025 para realização de coletas e análises;
- Capacitação técnica contínua das equipes de campo;
- Participação rotineira dos laboratórios em ensaios de proficiência (interlaboratoriais);
- Verificação diária das sondas multiparamétricas antes do início das coletas com uso de materiais de referência;
- Limpeza dos equipamentos e instrumentos de campo após cada coleta;
- Seguir esta ordem na amostragem: microbiológicos → amostras que não podem sofrer aeração → análises químicas (exceto metais) → metais dissolvidos → metais totais → ecotoxicológicos → comunidades biológicas.
- Manutenção preventiva das estações automáticas e calibração das sondas.

Controle da qualidade

Na construção do QA/QC do PMQQS foram considerados controles da qualidade do campo, laboratorial e da emissão dos resultados.

O controle da qualidade do campo do PMQQS é feito através de amostras de brancos e duplicatas que são coletadas para detectar e reduzir erros sistemáticos e aleatórios que possam ocorrer durante os procedimentos de campo. Os brancos de equipamento são utilizados para avaliar a eficiência da lavagem dos equipamentos entre os pontos de coleta, minimizando a possibilidade de contaminação cruzada. As amostras devem apresentar resultados abaixo do limite de quantificação. Os brancos de temperatura têm por objetivo avaliar se as amostras foram devidamente resfriadas na temperatura indicada pelo método de análise, através da medição da temperatura da caixa térmica no momento de entrega das amostras ao laboratório. Ambos os brancos são realizados com uso de água deionizada. Já a duplicata de campo se refere à uma amostra tratada nas mesmas condições da amostra original a fim de determinar a precisão do método. A diferença entre o resultado da amostra e sua duplicata de campo não deve exceder 20%.

O controle de qualidade laboratorial consiste na utilização de brancos do método, duplicatas de laboratório, amostras fortificadas, material de referência certificado (MRC) e realização de análises interlaboratoriais, como orienta a norma NBR/ISO



17025.

O controle de qualidade dos resultados consiste na verificação das informações constantes nas fichas de coleta e nos laudos analíticos, bem como a aplicação de critérios de validação e qualificação nos dados gerados. A temperatura de recebimento da amostra no laboratório e o atendimento ao prazo da análise (*holding time*) são importantes critérios que devem ser verificados nas fichas de coleta. Os laudos analíticos precisam conter todas as informações necessárias para identificação do ponto de coleta, além dos resultados e limite de quantificação de cada parâmetro. Para cada laudo analítico é emitido um arquivo no formato CSV, contendo as mesmas informações, que é utilizado para alimentar um banco de dados.

Os validadores e qualificadores são critérios definidos pelo GTA-PMQOS para identificar situações não observadas na natureza, podendo indicar erro na obtenção ou transcrição do dado. Os validadores se referem a diversos critérios que definem se o dado é válido ou inválido. Os qualificadores se referem a critérios que não invalidam o dado, mas identificam valores anômalos em relação ao balanço de massa, ao equilíbrio das cargas e à série histórica existente (Vieira et al., 2021). As Tabelas 1 e 2 apresentam os validadores e qualificadores, respectivamente, apontando a condição esperada para cada um. Se um dado não atender a um dos critérios de validação, este deve ser removido do banco de dados. Em contrapartida, se um dado não atender a um dos qualificadores, o dado permanece no banco de dados, porém com uma identificação.

Tabela 1: Validadores aplicados aos dados do PMQOS

Validador	Condição esperada
V1	Limite de quantificação \leq [Parâmetro dissolvido] \leq 1,2 x [Parâmetro total]
V2	$ \text{pH}_{\text{campo}} - \text{pH}_{\text{lab}} \leq 1$
V3	$0,85 \leq (\text{CE}_{\text{campo}}/\text{CE}_{\text{lab}}) \leq 1,15$
V4	$0,92 \leq [(\text{Sólidos totais}/(\text{SST} + \text{SDT}))] \leq 1,12$
V5	$0 \leq \text{pH} \leq 14$
V6	$[\text{Oxigênio Dissolvido}] \leq 15 \text{ mg.L}^{-1}$
V7	Temperatura da água $\leq 35^\circ\text{C}$
V8a	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Ceriodaphnia dubia</i> : - Letalidade dos organismos adultos no controle $\leq 20\%$ - Número médio de neonatos no controle $\geq 15\%$
V8b	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Chlorophyceae</i> : a) o aumento da biomassa algácea média do controle for no mínimo: - 16 vezes superior à biomassa inicial, para 72h \pm 2h de exposição; ou - 100 vezes superior à biomassa inicial, para 96h \pm 2h de exposição; ou - 30 vezes superior à fluorescência inicial, para 72h \pm 2h de exposição; b) o coeficiente de variação da biomassa algácea entre as réplicas do controle for menor ou igual a 20 %.
V8c	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Daphnia similis</i> : - Imobilidade no controle $\leq 10\%$
V8d	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Hyalella spp</i> : - Número de organismos-teste mortos no controle $\leq 20\%$
V8e	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Skeletonema costatum</i> : - Densidade celular do controle for 16 vezes maior (crescimento específico maior que 0,9 d ⁻¹) - Coeficiente de variação das taxas de crescimento do controle não exceder 7 %; - Variação do pH no controle não exceder mais de uma unidade.
V8f	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Echinometra lacunter</i> : - Porcentagem de pluteus normais deve ser superior ou igual a 80%
V8g	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Misidáceo</i> : - Letalidade no controle for $\leq 10\%$
V8h	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Nitokra sp</i> : - Letalidade dos organismos no controle for inferior ou igual a 30 %.
V8i	Final do ensaio ecotoxicológico com <i>Chironomus sancticarioli</i> : - Porcentagem de organismos mortos no sedimento controle deve ser inferior a 30%; - Porcentagem de deformidade do mento no sedimento controle deve ser inferior a 20%.

Fonte: Extraído de Vieira et al. (2021) e Vieira et al. (2024)



Tabela 2: Qualificadores aplicados aos dados do PMQQS

Qualificador	Condição esperada
Q1	$[\text{ParâmetroPMQQS}] < [\text{Resultado Máximo do Parâmetro Série Histórica do IGAM}]$ ou $[\text{ParâmetroPMQQS}] > [\text{Resultado Mínimo do Parâmetro Série Histórica do IGAM}]$
Q2	$1,2 \times (\text{Ferro total}) \geq \Sigma (\text{Ferro II} + \text{Ferro III})$ $1,2 \times (\text{Sólidos totais}) \geq \Sigma (\text{Sólidos dissolvidos} + \text{Sólidos suspensos})$ $1,2 \times (\text{Nitrogênio kjeldahl total}) \geq \Sigma (\text{Nitrito} + \text{Nitrogênio amoniacal} + \text{Nitrogênio orgânico})$
Q3	$5 \leq \text{pH águas interiores} \leq 10$; e $6,5 \leq \text{pH estuário e zona costeira} \leq 8,5$
Q4	Balanço iônico
Q5	Último ensaio de proficiência não deve apresentar resultado questionável ou insatisfatório.
Q6	Os parâmetros de água e sedimento devem ser analisados pela metodologia definida no PMQQS.

Fonte: Extraído de Vieira et al. (2021) e Vieira et al. (2024)

O fluxograma da Figura 2 apresenta os principais procedimentos das etapas do Programa de Garantia e Controle de Qualidade (QA/QC) aplicado ao monitoramento PMQQS, descritos neste trabalho.

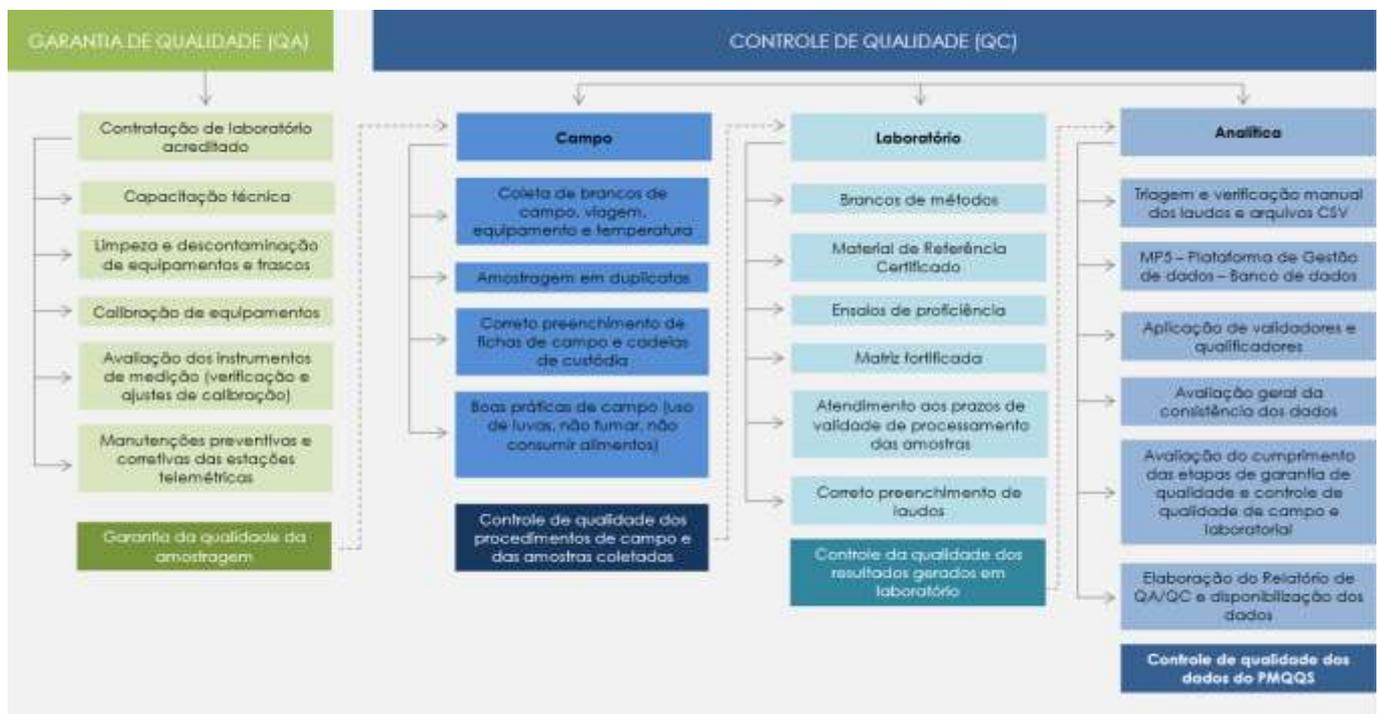


Figura 2: Fluxograma com as etapas metodológicas adotadas no Programa de QA/QC do PMQQS.

Fonte: Fundação Renova (2023)

Considerações Finais

O presente artigo apresentou o Programa de Garantia e Controle de Qualidade (QA/QC) desenvolvido para o monitoramento hídrico do PMQQS. Os critérios de QA/QC aplicados aos procedimentos do PMQQS trazem confiabilidade aos dados gerados neste monitoramento, contribuindo para a obtenção de um banco de dados robusto e validado que pode ser utilizado por diversos tipos de públicos na elaboração de estudos e pesquisas, bem como apoiando órgãos ambientais na tomada de decisões no âmbito da reparação da Bacia do Rio Doce.

É importante destacar que o QA/QC é um processo de verificação e melhoria contínua, que exige a dedicação de profissionais em todas as etapas do monitoramento, desde as amostragens de campo, das análises laboratoriais e da verificação dos resultados no banco de dados, visando aprimorar as técnicas e métodos, a fim de reduzir as interferências ambientais, aperfeiçoando a precisão e confiabilidade dos resultados.

Tendo em vista que os critérios de controle de qualidade aplicados os dados do monitoramento do PMQQS são universais, este artigo pode contribuir para a definição de procedimentos de QA/QC para outros tipos de monitoramento, visando a obtenção de dados confiáveis e de qualidade.



Referências Bibliográficas

- ABNT. Associação Brasileira De Normas Técnica. 2017. NBR-ISO/IEC 17025:2017 Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração.
- BERG, E. 2021. Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater. Cincinnati, Ohio. pp. 197-217.
- CETESB. Agência Nacional de Águas, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2012. Guia nacional de coleta de preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. Brasília, DF. pp. 1-326.
- FUNDAÇÃO RENOVA. Programa de Monitoramento Quali-Quantitativo Sistemático de Água e Sedimento – Segunda Revisão Bianual do PMQQS. 2023.
- GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T. & SOARES, J. H. P. 2012. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 16, n. 5, pp. 558-563.
- INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. 2016. Orientação sobre validação de métodos de ensaios químicos - DOQ-CGCRE-008. pp. 1-31.
- PIERCEY, S. J. **Modern Analytical Facilities 2: A Review of Quality Assurance and Quality Control (QA/QC).** 2014. Procedures for Lithochemical Data. Geoscience Canada. v.41, pp. 75–88.
- Sabino, C. V. S; Lage, L. V; Almeida, K. C. B. 2013. Uso de Métodos Estatísticos Robustos na Análise Ambiental. pp. 87-94.
- VIEIRA, M. R.; BRITO, E.; FERNANDEZ, A. P. P; GENERINO, A. P. M.; HASTENREITER, F. S.; SÍPIONI, G. A.; Costa, T. C.; SARAIVA, V. K.; AUGUSTO, F. G. A.; BARBIRATO, J. O. 2021. Validadores e qualificadores aplicáveis ao monitoramento qualitativo de água e sedimento. Anais do XXIV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Belo Horizonte, MG. pp. 1-10.
- VIEIRA, M. R.; ROCHA, A. K. S.; FERNANDEZ, A. P.; GENERINO, A. P. M.; BRITO, E.; MOREIRA, H. S.; BARBIRATO, J. O.; SORANNA, M. R. Nota Técnica N° 110 do Grupo Técnico de Acompanhamento do Programa de Monitoramento Quali – Quantitativo Sistemático de Água e Sedimentos do rio Doce, Zona Costeira e Estuários, instituído pelo Comitê Interfederativo – Termo de Transação e Ajustamento de Conduta - Compilação dos Critérios de Validação e Qualificação aplicáveis ao PMQQS. Brasília. 2024.



ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA E PROCESSO DE EUTROFIZAÇÃO: ESTUDO DE CASO EM UM LAGO SITUADO EM AMBIENTE URBANO

1Ana Suelen Klassmann Marchinski, 2Maiza Karine Barcia, 3Carlos Raphael Pedroso, 4Guilherme Gavlak, 5Carlos Magno de Sousa Vidal, 6Jeanette Beber de Souza

1 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: anasuelenkm@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: maizabarcia@outlook.com; 3 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: craphael@unicentro.br; 4 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: eng.guilhermegavlak@gmail.com; 5 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: cmsvidall@unicentro.br; 6 Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: jeanettebeber@yahoo.com.br

Palavras-chave: Qualidade da água; Gestão ambiental urbana; Eutrofização.

Resumo

A água desempenha papel fundamental à vida, seja nas atividades humanas, nas indústrias e na preservação dos ecossistemas. No entanto, sua qualidade pode ser comprometida pelo manejo inadequado dos recursos hídricos, levando à degradação ambiental, especialmente de compartimentos como lagos e reservatórios urbanos. Embora esses corpos d'água possam mitigar enchentes e oferecer espaços de lazer, são frequentemente afetados pela poluição proveniente do lançamento de efluentes domésticos e ou industriais sem tratamento, isso resulta em problemas como a eutrofização, que interfere nos diversos usos da água, na biodiversidade e na saúde humana. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo foi analisar a qualidade da água de um lago urbano, localizado no município de Irati-PR. A pesquisa foi realizada no Parque Aquático e de Exposições Santa Terezinha do município, local que passou por uma transformação significativa no decorrer dos anos, sendo convertido de uma área urbana degradada (extração de argila) em um importante destino turístico e de lazer para a comunidade, possui aproximadamente 79.000 m², e conta com um lago e uma extensão de gramado arborizado, no entorno há diversas residências, prédios e comércio. Atualmente, no lago são proibidas atividades recreativas nas águas e pesca. Para análise da água, foram verificados parâmetros físico-químicos e microbiológicos como: pH, turbidez, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO), *Escherichia coli* (*E. coli*), cujas metodologias seguiram as normas-padrão descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Para a determinação da concentração de clorofila-*a* utilizou-se a metodologia de Lorenzen (1967). Para avaliar o grau de trofia do lago, utilizou-se o Índice de Estado Trófico (IET), combinando os índices de fósforo total e clorofila-*a*. Também realizou-se o mapeamento do uso e ocupação da terra no entorno do lago, utilizando imagens de satélite disponíveis no *software* QGIS, visando identificar as atividades antrópicas com potencial de degradação da qualidade da água. A amostragem foi realizada durante março de 2024, foram feitas três coletas de amostras de água em diferentes pontos do lago, utilizando-se frascos de coleta esterilizados. Os resultados obtidos foram comparados com os valores máximos permitidos para corpos d'água Classe 2, conforme a Resolução CONAMA nº 357 e suas alterações. Assim, foi possível identificar que os parâmetros de turbidez, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, fósforo total, *E. coli* e clorofila-*a* apresentaram valores acima do permitido pela legislação. Além disso, a análise do IET apontou que o lago do Parque Aquático encontra-se em estado máximo de trofia, classificado como hipereutrófico. Este fato pode ser atribuído às atividades humanas no entorno do lago, como o descarte irregular de esgotos na rede de drenagem pluvial. A análise do uso e ocupação da terra ao redor do lago mostrou uma predominância de elementos urbanos, corroborando a hipótese de que as atividades antrópicas podem estar contribuindo para a degradação da qualidade da água. Situação identificada por investigações *in loco*, nas quais foram observadas alterações visuais na água superficial do lago, bem como a presença de floração de algas em excesso e peixes mortos às margens do lago. Diante disso, destaca-se que a integração de análises físico-químicas e microbiológicas com o mapeamento do uso e ocupação da terra representa uma ferramenta crucial para avaliar os corpos hídricos em áreas urbanas, auxiliando na identificação dos fatores que influenciam na qualidade da água. Por fim, é importante salientar sobre a necessidade de se ampliar a frequência de monitoramento da qualidade da água do Parque Aquático, a fim de conhecer o comportamento espaço-temporal das variáveis e implementar medidas mitigadoras dos impactos socioambientais na região, visando proteger o ecossistema aquático estudado e a saúde pública da localidade.

Introdução

A construção de parques urbanos tendo como componentes lagos artificiais, tem sido uma tendência observada mundialmente nas últimas décadas. Além de proporcionar espaços coletivos de lazer e contemplação, tão importantes no enfrentamento ao desafio de se associar urbanização com qualidade de vida, os lagos podem contribuir para a prevenção de enchentes, uma vez que a impermeabilização excessiva do solo nas cidades dificulta a infiltração das águas de chuva, aumentando os riscos de alagamentos. Assim, a presença de lagos nos ambientes urbanos pode contribuir como sistemas de contenção de cheias de algumas localidades (Costa *et al.*, 2021).

Entretanto, lagos e reservatórios são sistemas abertos e partes integrantes da bacia hidrográfica onde estão localizados, ou seja, têm um amplo espectro de interações de natureza ecológica, econômica e social, constituindo-se como sistemas



complexos nesse sentido, a qualidade da água represada no lago é determinada pelas atividades que ocorrem na bacia que recebem as águas dos rios ou arroios, bem como da drenagem pluvial urbana.

A ocupação urbana traz uma série de consequências na bacia hidrográfica na qual o lago encontra-se inserido como assoreamento, cuja sedimentação de partículas reduz o volume útil do corpo d'água, e serve de meio suporte para o crescimento de vegetais fixos de maiores dimensões (macrófitas) próximos às margens. A drenagem pluvial urbana transporta carga de nutrientes para os lagos e o despejo de esgoto sem tratamento, ou parcamente tratado, em pontos da bacia constitui-se no principal fator de impacto negativo aos ecossistemas aquáticos (Costa *et al.*, 2021). Os esgotos contêm nitrogênio (N) e fósforo (P), presentes nas fezes e urina, nos restos de alimentos, nos detergentes e outros subprodutos das atividades humanas.

O aporte em excesso de N e P resulta na eutrofização dos corpos aquáticos. A eutrofização, especialmente dos ambientes lânticos como lagos e reservatórios, é decorrente principalmente do escoamento de águas pluviais e águas residuárias contendo nutrientes provenientes de esgotos sanitários, fertilizantes e drenagem urbana. A eutrofização afeta lagos, represas, rios e áreas costeiras em todo o planeta e representa um problema ambiental de ampla abrangência. Esse fenômeno tem acarretado diversas consequências, tais como perda de biodiversidade, deterioração da qualidade da água e, por conseguinte, coloca em risco a saúde humana e animal (Santos; Medeiros, 2023).

Outros problemas relacionados à eutrofização são: problemas estéticos e recreacionais com a diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução da atratividade turística devido a fatores como frequentes florações de algas, crescimento excessivo da vegetação, distúrbios com mosquitos e insetos, eventuais maus odores e eventuais mortandade de peixes, além de condições anaeróbias no fundo do lago, podendo, sequencialmente, atingir o corpo d'água como um todo. Em decorrência da eutrofização e do assoreamento, advém a acumulação de matérias e de vegetação e o lago se torna cada vez mais raso, até vir a desaparecer (Von Sperling, 2005).

Nesse contexto torna-se de suma importância o estudo e o monitoramento continuado da qualidade das águas de lagos urbanos. O objetivo do presente estudo foi caracterizar e analisar qualidade da água de um lago urbano, localizado no município de Irati, PR, sendo avaliados parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água, bem como o uso e ocupação da terra.

Material e Métodos

A pesquisa foi realizada no Parque Aquático e de Exposições Santa Terezinha, localizado na área urbana do município de Irati, região Sudeste do estado do Paraná (Figura 1). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a população total do município é de aproximadamente 59.250 habitantes (IBGE, 2024).



Figura 1: Mapa de localização do Parque Aquático de Irati, PR.

Fonte: Autores (2024)

O Parque Aquático de Irati, PR, destaca-se por sua transformação de uma antiga área urbana degradada para um local de fundamental importância turística e de lazer para a comunidade atualmente (Figura 2). A região onde situa-se o Parque pertencia à Olaria Santa Terezinha até o ano de 1987, quando foi adquirida pelo poder público municipal, sendo então transformado em parque em 1988 (Fernandes; Menezes, 2009).

O Parque possui aproximadamente 79.000 m², composto por um lago e uma extensão de gramado com arborização, onde encontram-se *playgrounds*, pista de caminhada e ciclismo, estrutura para exercícios físicos, quadras esportivas, assim como uma miniestação e linha ferroviária. A área também conta com o Pavilhão de Exposições João Wasilewski, no qual são realizados eventos e festas tradicionais do município (Fernandes; Menezes, 2009). No entorno, encontram-se edifícios comerciais e habitacionais, unidade de assistência médica e de segurança pública. Atualmente, atividades de pesca ou qualquer outra de



contato com a água são proibidas no local.



Figura 2: Representação do Parque Aquático de Irati, PR.

Fonte: Autores (2024)

A amostragem de coletas de água ocorreu durante o mês de março de 2024, sendo realizadas 03 coletas em dias distintos. Para auxiliar na determinação dos pontos utilizou-se o *Google Earth*, assim, ao longo do perímetro, foram selecionados 03 pontos de coleta com possíveis contribuições para a qualidade da água (Figura 1), sendo o ponto 1 próximo a áreas residenciais, o ponto 2 próximo a áreas recreativas e o ponto 3 próximo à rede pluvial que deságua no lago.

As amostras foram coletadas as margens do lago, em aproximadamente 10 cm da superfície, empregando frascos de polietileno de 350 mL previamente esterilizados em autoclave. Em seguida, as amostras de água foram encaminhadas para análises no Laboratório de Saneamento Ambiental e Qualidade da Água, da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Câmpus Irati.

Foram realizadas as seguintes análises físico-químicas e microbiológicas de qualidade da água: pH, turbidez, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO) e *Escherichia coli* (*E. coli*), de acordo com as metodologias padronizadas descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Também foi realizada a determinação da concentração de clorofila-*a* com base na metodologia adaptada de Lorenzen (1967).

Com o intuito de classificar o grau de trofia do lago, determinou-se o Índice de Estado Trófico (IET) elaborado por Carlson (1977) e modificado por Lamparelli (2004). A metodologia proposta por Lamparelli (2004) baseia-se na utilização do Índice do Estado Trófico para a concentração de fósforo total – IET (PT) (Equação 1) e do Índice do Estado Trófico para clorofila-*a* – IET (Cl-*a*) (Equação 2). Segundo essa metodologia, a definição do IET para ambientes lênticos é obtida por meio da média aritmética do IET (PT) e do IET (Cl-*a*) (Equação 3). Em ecossistemas aquáticos, a concentração de fósforo total influencia diretamente na proliferação algal e, conseqüentemente, da clorofila-*a*. Lamparelli (2004), em seu estudo, observou alta correlação entre os parâmetros de clorofila-*a* e fósforo total, os quais demonstraram maior sensibilidade e coerência entre os índices calculados.

$$IET (PT) = 10 * (6 - ((1,77 - 0,42 * (\ln PT))/\ln 2)) \quad (1)$$

$$IET (Cl-a) = 10 * (6 - ((0,92 - 0,34 * (\ln Cl-a))/\ln 2)) \quad (2)$$

$$IET = [IET (PT) + IET (Cl-a)]/2 \quad (3)$$

Onde: PT é a concentração do fósforo total, em µg/L, e Cl-*a* é a concentração de clorofila-*a*, em µg/L.

O nível de trofia do lago foi comparado com os critérios de classificação definidos por Lamparelli (2004), conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Classificação do estado trófico

Estado trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	$IET \leq 47$
Oligotrófico	$47 < IET \leq 52$
Mesotrófico	$52 < IET \leq 59$
Eutrófico	$59 < IET \leq 63$
Supereutrófico	$63 < IET \leq 67$
Hipereutrófico	$IET > 67$

Fonte: Lamparelli (2004)

Com o intuito de investigar o uso e ocupação da terra no entorno do lago, bem como identificar as atividades antrópicas com potencial de degradação da qualidade da água, realizou-se o levantamento geoespacial para mapeamento da área utilizando imagens de satélite disponíveis no *software* QGIS, tendo sido criado um buffer de 100 metros a partir da área de interesse. Além disso, a experiência direta no local foi considerada durante a identificação dos usos e ocupações da terra, garantindo que as observações em campo correspondessem às definições feitas no *software*.

Para a análise dos resultados, realizou-se o tratamento estatístico descritivo dos dados, e a comparação dos resultados das



análises com os parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (complementada e alterada pela Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011) e dá outras providências.

Resultados e Discussão

O monitoramento da qualidade da água dos corpos hídricos urbanos é fundamental para a avaliação do que conceituou-se chamar de salubridade ambiental. Assim, a partir de análises físico-químicas e microbiológicas de qualidade da água com pH, turbidez, cor verdadeira, série nitrogenada, fósforo, DQO, coliformes e clorofila é possível identificar o estado de salubridade dos ambientes aquáticos.

Na Figura 3 estão representados graficamente os resultados (e variações) dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água selecionados previamente para o estudo do lago do parque aquático.

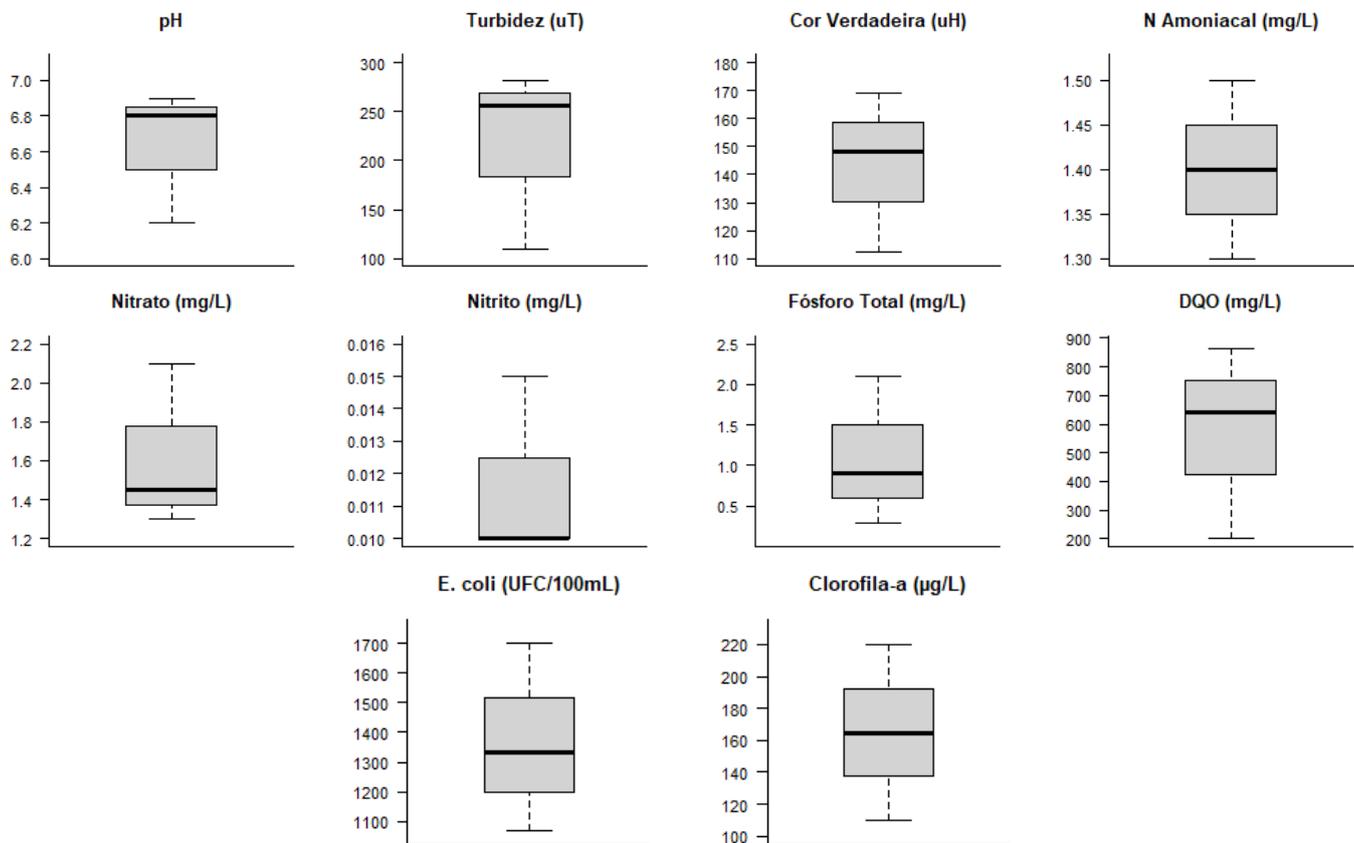


Figura 3: Resultados das análises de qualidade da água do parque aquático, Irati, PR.
Fonte: Autores (2024)

A representação visual em *boxplot* permite sumarizar e analisar os dados a partir da tendência central não-paramétrica (mediana), dispersão (quartis 25% e 75%), bem como a forma de distribuição dos resultados (valores máximos e mínimos) (Valladares Neto *et al.*, 2017).

Assim, a partir da Figura 3 foi possível analisar a estrutura de distribuição dos resultados, em razão da maior ou menor variabilidade dos dados. Nota-se que para os parâmetros turbidez, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DQO, *E. coli* e clorofila-*a* ocorreu maior dispersão dos resultados, com valores distantes da linha de referência da mediana. Dessa forma, pode-se considerar que quanto mais dispersos os valores, maior a sensibilidade a alterações, as quais podem ser influenciadas por fatores como chuvas intensas e variações de temperatura. Por isso, é fundamental realizar o monitoramento dos pontos por períodos prolongados para identificar e acompanhar as mudanças da qualidade da água do lago.

Os resultados obtidos foram confrontados com a Resolução CONAMA nº 357 e suas alterações. Como o lago do Parque Aquático não possui enquadramento oficial que defina sua classificação, tomou-se por base o que diz a própria Resolução em seu Art. 42 que estabelece que quando não há enquadramento para o corpo hídrico, as águas doces devem ser consideradas como Classe 2, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente (Brasil, 2005).

De acordo com a Resolução supracitada, águas doces Classe 2 podem ser destinadas: à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, neste caso, em conformidade com a Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000 (Brasil, 2000); à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques,



jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca (Brasil, 2005). Na Tabela 2 estão representados os resultados dos parâmetros avaliados e os respectivos padrões de qualidade da água de acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA nº 357 e suas alterações.

Tabela 2: Resultados dos parâmetros analisados e valor máximo permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005

Parâmetros	Ponto 01	Ponto 02	Ponto 03	Média	Padrão Resolução CONAMA nº 357
pH	6,2	6,8	6,9	6,6	6,0 – 9,0
Turbidez (uT)	281,0	109,9	256,1	215,7	100
Cor verdadeira (uH)	169,3	112,3	148,0	143,2	75
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	1,5	1,4	1,3	1,4	3,7
Nitrato (mg/L)	2,1	1,30	1,45	1,6	10,0
Nitrito (mg/L)	0,015	< 0,01	< 0,01	0,01	1,0
Fósforo total (mg/L)	2,1	0,3	0,9	1,1	0,03
DQO total (mg/L)	865,4	201,1	643,4	570,0	-
<i>E. coli</i> (UFC/100 mL)	1.333	1.067	1.700	1.367	1.000
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	219,7	109,8	164,8	164,8	30

Fonte: Autores (2024)

Com relação ao pH, neste estudo o valor médio obtido foi de 6,6, variando de levemente ácido a neutro, assim os resultados obtidos estão dentro do padrão definido pela Resolução CONAMA nº 357, que estabelece uma faixa limite de pH de 6,0 a 9,0 para corpos hídricos Classe 2 (Brasil, 2005) tendo em vista a proteção à vida aquática. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia de diversas espécies aquáticas, e indiretamente interfere na precipitação de elementos químicos tóxicos e exerce efeito sobre a solubilidade de nutrientes (Kato; Piveli, 2005). Resultado semelhante pode ser observado nos estudos de Aguiar e Dias (2019) e Araújo, Neto e Becker (2016) que analisaram a qualidade da água de corpos hídricos localizados em áreas urbanas.

Em relação à turbidez, de acordo com a Resolução CONAMA nº 357, o valor máximo permitido para corpos hídricos Classe 2 é de 100 uT (Brasil, 2005). No presente estudo todos os pontos analisados apresentaram valores acima do estabelecido, com média de 215,7 uT. Índice elevado de turbidez foi observado no estudo de Silva e Silva (2020), que relacionaram aumento nos valores de turbidez com a poluição difusa oriunda de efluentes domésticos, que contribuem decisivamente para a redução da qualidade da água. Alterações no índice de turbidez também pode estar relacionado com a decomposição de material orgânico presente no corpo hídrico. Além disso, de acordo com Kato e Piveli (2005), a turbidez provoca redução de intensidade dos raios luminosos impedindo-os de penetrar no corpo d'água, influenciando assim nas características dos ecossistemas aquáticos e, quando sedimentadas, as partículas de turbidez provocam formação de bancos de lodo, ocasionando, a posteriori, a formação de metano e gás sulfídrico, sendo este último gás mal cheiroso, com odor característico de ovo podre.

Com relação a cor verdadeira, a Resolução CONAMA nº 357 define o valor máximo de 75 uH (Brasil, 2005). Para a área de estudo os resultados de cor verdadeira demonstraram valores acima do preconizado pela legislação para esta classe nos três pontos analisados, com média de 143,2 uH. De acordo com Kato e Piveli (2005) a limitação da cor em águas naturais é importante pois associa-se a cor a problemas de estética, às dificuldades na penetração da luz e à presença de compostos recalcitrantes que em geral são tóxicos aos organismos aquáticos. Nesse cenário, valores de cor acima do permitido pela legislação brasileira também foram encontrados nos estudos de Vieira, Moura e Gil (2006) e Alvarenga, Cuesta e Souza (2024).

Os valores obtidos para os parâmetros nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito foram inferiores aos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357, que são respectivamente de 3,7 mg/L, 10 mg/L e 1,0 mg/L (Brasil, 2005). No presente estudo os teores médios de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito foram de 1,4 mg/L, 1,6 mg/L e 0,01 mg/L, respectivamente. Costa, Souza e Koide (2017) observaram grande variação da concentração da carga nitrogenada no decorrer de seus estudos, inclusive em relação às cargas aportadas. Os autores atribuíram este fato à dificuldade de detecção de sua origem e devido às diferentes formas com que o nitrogênio pode se apresentar, o que interfere na determinação de um padrão de comportamento.

Os resultados obtidos para fósforo total indicaram valores acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 357, que em ambientes lênticos é de 0,03 mg/L, a partir dos pontos analisados no presente estudo o valor médio obtido foi de 1,1 mg/L (Brasil, 2005). Teor de fósforo total acima do padrão estabelecido pela legislação também foi observado nos estudos de Araújo, Neto e Becker (2016) e Aguiar e Dias (2019), em ambos os estudos os autores atribuíram o lançamento de efluentes domésticos como importantes fontes de contribuição para elevação da taxa de fósforo em corpos d'água urbanos. Costa e colaboradores (2021) citam o despejo de esgotos sanitários contendo detergente como a principal fonte de fósforo em águas superficiais urbanas.

Em relação à DQO, embora a Resolução CONAMA nº 357 não estabeleça valores de enquadramento para este parâmetro, nesta pesquisa incluiu-se esta análise a fim de ampliar a abordagem do estudo, uma vez que a DQO é considerada um importante indicador da qualidade da água, representando o conteúdo orgânico contido nas amostras de água. O valor médio de DQO obtido neste estudo foi de 570,0 mg/L. Salienta-se ainda que a DQO pode auxiliar ainda na avaliação quanto ao grau de



biodegradabilidade das amostras de água coletadas.

No que se refere aos parâmetros microbiológicos, foi constatado que o Parque Aquático apresenta contaminação fecal, nesse caso, sendo representado pelo exame de *E. coli*, que é indicadora específica da contaminação fecal de águas. Tendo em vista que o valor médio de *E. coli* detectado foi de 1367 UFC/100 mL, este está acima do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357 que é de 1.000 UFC/100 mL (Brasil, 2005). Resultado semelhante foi observado por Aguiar e Dias (2019), em que os autores encontraram em seu estudo valores elevados de *E. coli* e relacionaram com a possível contaminação por efluentes domésticos já que esta bactéria é predominante neste tipo de efluente. Costa e colaboradores (2021) também observaram níveis elevados de *E. coli*, indicando a contaminação por esgoto. Ressalta-se que a determinação da presença de coliformes é indispensável para a saúde pública, uma vez que o contato com água contaminada por este grupo de bactérias contribui para a transmissão de diversas doenças, como infecções gastrointestinais e verminoses (Costa *et al.*, 2021).

Outro importante parâmetro microbiológico analisado foi a clorofila-*a*, neste estudo o valor médio encontrado foi de 164,8 µg/L, acima do permitido pela Resolução CONAMA nº 357 que é de 30 µg/L (Brasil, 2005). Araújo, Neto e Becker (2016) também analisaram a concentração de clorofila-*a*, obtendo valor superior ao estabelecido pela legislação, os autores atribuíram esta ocorrência com a elevada presença de fósforo que favorece a utilização dos nutrientes pelas algas presentes no meio.

Com relação a avaliação do Índice de Estado Trófico, o Parque Aquático foi classificado como hipereutrófico, com IET médio de 73,7, o que indica um elevado processo de eutrofização, conforme pode ser observado na Tabela 3.

Tabela 3: Valores e classificação do Índice de Estado Trófico

Coletas	IET (PT)	IET (Cl-a)	IET médio	Ponderação
Ponto 01	80,8	73,2	77,0	Hipereutrófico
Ponto 02	69,0	69,8	69,4	Hipereutrófico
Ponto 03	75,7	71,8	73,7	Hipereutrófico

Fonte: Autores (2024)

O processo de eutrofização é responsável pelo desequilíbrio da qualidade ambiental do corpo hídrico. Indicativos de eutrofização em estado avançado foram observados em estudos de Wiegand, Piedra e Araújo (2016) e Oliveira e colaboradores (2019), no qual foram constatados graus elevados de trofia, devido, principalmente a concentrações elevadas de fósforo nas amostras. Araújo, Neto e Becker (2016) também encontraram estado avançado e crescente de eutrofização no reservatório urbano estudado, o qual foi classificado como hipereutrófico, os autores atribuíram concentração de fósforo total devido a entrada de nutrientes oriundos de poluição de esgotos e resíduos sólidos, os quais são carregados por um canal de drenagem interligado ao reservatório.

No presente estudo, o estado de eutrofização do lago do parque aquático pode estar relacionado com a ocorrência de possíveis despejos irregulares de esgotos na rede de drenagem pluvial. Segundo Costa, Souza e Koide (2017) lançamentos irregulares de efluentes domésticos podem ser comumente encontrados na rede de drenagem. Ao percorrer a área do Parque Aquático é possível identificar a influência antrópica na degradação da qualidade da água, conforme mostra a Figura 4. Nota-se a ocorrência de descarte irregular de efluentes e resíduos sólidos que são carregados pelo sistema de drenagem (Figura 4a) e que possui ligação direta com o lago (Figura 4b). Este fato pode estar contribuindo com o aumento da proliferação de algas que são facilmente visualizadas nas margens do lago (Figura 4c). Além disso, é comumente observada a mortandade de peixes (Figura 4d).



Figura 4: Evidências da degradação da área de estudo. (a) alteração da água e resíduos sólidos; (b) acesso da rede pluvial; (c) proliferação algal; (d) mortandade de peixes.

Fonte: Autores (2024)

Costa, Souza e Koide (2017) constataram em seu estudo que o processo de eutrofização, devido a poluição difusa



decorrente do sistema de drenagem urbana, pode causar florações algais e consumir excessivamente o oxigênio disponível nos corpos hídricos, o que resulta na mortandade da fauna aquática.

O mapeamento do uso e ocupação da terra no entorno do Parque Aquático pode ser observado na Figura 5, na qual é possível constatar a predominância de área urbana, o que corrobora com a hipótese de que as atividades antrópicas podem estar colaborando com a degradação da água, visto que fatores antrópicos relacionados ao índice de urbanização afetam diretamente a qualidade do corpo hídrico (Geminiano; Soares; Pinto, 2021).

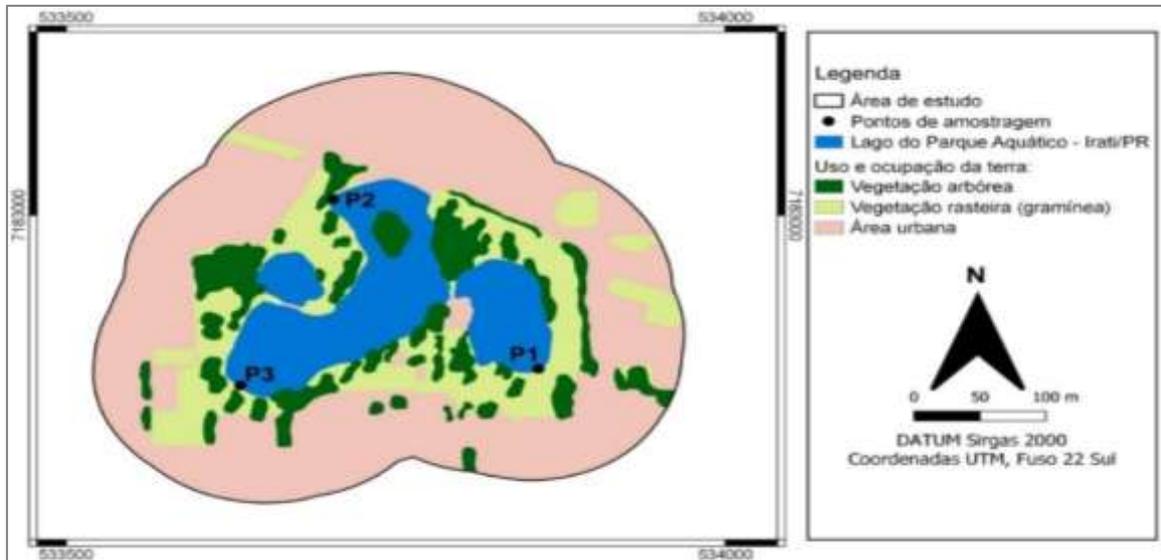


Figura 5: Mapa de uso e ocupação da terra do Parque Aquático de Irati, PR.

Fonte: Autores (2024)

Diante do exposto, é notável que o lago do Parque Aquático é influenciado pelas atividades antrópicas, em razão da ausência de planejamento urbano adequado, o que afeta diretamente o ecossistema aquático. Nesse cenário, a integração de análises físico-químicas e microbiológicas de qualidade da água associadas ao mapeamento do uso e ocupação da terra representa um instrumento primordial para a avaliação dos corpos hídricos em áreas urbanas, possibilitando a identificação dos fatores que influenciam na qualidade da água (Geminiano; Soares; Pinto, 2021).

Considerações Finais

A partir da realização da pesquisa, foi possível constatar que os parâmetros turbidez, cor verdadeira, nitrogênio amoniacal, fósforo total, *E. coli* e clorofila-*a* apresentaram valores acima dos limites máximos permitidos para corpos d'água de Classe 2 e também de Classe 3, conforme a Resolução CONAMA nº 357. Portanto, a qualidade da água do lago se enquadra atualmente na Classe 4.

Os resultados obtidos permitem afirmar que o lago do Parque Aquático não é adequado para atividades de contato primário ou pesca para consumo devido à contaminação microbiológica por bactérias do grupo coliforme. De acordo com a Resolução CONAMA nº 357, águas doces de Classe 4 são destinadas apenas à navegação e harmonia paisagística, o que reflete a situação atual do lago.

Além disso, a análise do IET indicou que o lago do Parque Aquático está em estado máximo de trofia, sendo classificado como hipereutrófico. Estes fatores indicam um corpo hídrico impactado, sobretudo, por ações antrópicas, tendo em vista que a região de estudo se localiza em área com forte influência urbana. Situação corroborada por investigações *in loco*, nas quais foram observadas alterações visuais na água superficial do lago, bem como a presença de floração algal e mortandade de peixes.

Nesse cenário, torna-se indispensável realizar ações para recuperação e melhoria da qualidade da água do Parque Aquático, de modo a reduzir o aporte de efluentes, resíduos e sedimentos que chegam por meio da rede de drenagem pluvial, realizar a manutenção do sistema de drenagem e verificar a presença de ligações clandestinas. Além disso, é fundamental que sejam desenvolvidas ações de educação ambiental para a conscientização da população que mora no entorno do Parque e também dos usuários.

Por fim, conclui-se que é imprescindível a realização de novas amostragens, considerando períodos secos e chuvosos, assim como a determinação de mais pontos de coleta, ampliando a frequência de monitoramento, a fim de se conhecer o comportamento espaço-temporal das variáveis e identificar mais precisamente as fontes de contaminação existentes, de forma a assegurar a qualidade da água, a proteção ambiental e a saúde pública da comunidade do entorno.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas concedidas às duas primeiras autoras durante a realização da pesquisa. À Fundação



Araucária pelo apoio financeiro para participação no evento.

Referências Bibliográficas

- Aguiar, F. S.; Dias, O. A. Avaliação da qualidade das águas da lagoa do parque municipal Milton Prates, Montes Claros (MG). *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 8, n. 2, p. 198-212, 2019.
- Alvarenga, G. P.; Cuesta, B. O. B.; Souza, C. D. R. Análise da qualidade da água da Lagoa do Japiim, Manaus – Amazonas. *Research, Society and Development*, v. 13, n. 3, 2024.
- APHA - American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23 ed. Washington: APHA, 2017.
- Araújo, G. M.; Neto, I. E. L.; Becker, H. Estado trófico em reservatório urbano raso – estudo de caso: açude santo anastácio, Fortaleza (CE). *Revista AIDIS*, v. 9, n. 2, p. 212-228, 2016.
- Brasil. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Estabelece sistemáticas de avaliação da qualidade ambiental das águas. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 25 jan. 2001.
- Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 18 mar. 2005.
- Brasil. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. *Diário Oficial da União*. Brasília, DF, 16 mai. 2011.
- Carlson, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.
- Costa, K. A. *et al.* Influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água em lagos urbanos: um estudo de caso. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n. 2, p; 19889-19907, 2021.
- Costa, M. E. L.; Souza, F. P.; Koide, S. Nutrientes nas águas urbanas do lago Paranoá. *Anais do XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, 2017.
- Fernandes, D. L.; Menezes, V. O. Avaliação e hierarquização dos atrativos turísticos de Irati-PR. *Revista Capital Científico*, v. 7, n. 1, 2009.
- Germiniano, M. M.; Soares, A.; Pinto, A. L. Influência do uso da terra nos parâmetros da qualidade das águas superficiais do monumento das lagoas urbanas da cidade de Três Lagoas/MS no inverno de 2019. *Geosul*, v. 36, n. 78, p. 558-581, 2021.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Panorama Cidades*. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/irati/panorama>. Acesso em: 15 abr. 2024.
- Kato, M.; Piveli, R. P. *Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos*. São Paulo: ABES, 2005. 285 p.
- Lamparelli, M. C. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- Lorenzen, C. J. Determination of chlorophyll and pheo-pigments: Spectrophotometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, v. 12, p. 343-346, 1967.
- Oliveira, U. C. *et al.* Índice de estado trófico para fósforo do Açude Acaraú Mirim, município de Massapê, Ceará, nos anos de 2014 a 2017. *Anais do X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*, 2019.
- Santos, E. O.; Medeiros, P. R. P. A ação antrópica e o processo de eutrofização no Rio Paraíba do Meio. *Sociedade & Natureza*, v. 35, 2023.
- Silva, H. B.; Silva, C. E. Qualidade da água de um parque urbano em Teresina, PI. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 5, p. 2371-2387, 2020.
- Valladares Neto, J. *et al.* Boxplot: um recurso gráfico para a análise e interpretação de dados quantitativos. *Rev. Odontol. Bras.*



Central, v. 26, n. 76, 2017.

Vieira, M. S.; Moura, M. A. M.; Gil, F. G. Qualidade da água de lagos e nascentes do parque dr. “Fernando Costa” (água branca), São Paulo, SP. Arq. Inst. Biol., v. 73, n. 4, p. 475-483, 2006.

Von Sperling, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos., v. 1, 3. ed., DESA, UFMG, 2005.

Wiegand, M. C.; Piedra, J. I. G.; Araújo, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 21, n. 2, p. 415-424, 2016.



AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO PROCESSO DE BOMBEAMENTO DAS ÁGUAS DO RIO GUANDU PARA A LAGOA GRANDE NA QUALIDADE DA ÁGUA BRUTA DA ETA GUANDU

1Alessandra Pereira Ribeiro da Silva, 2Tereza Cristina Reis da Silva, 3Paulo Henrique Pereira Reis, 4Renata Kelly Leite Passos, 5Luciana Silva dos Santos

1 Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE, e-mail:alessandraribeiro@cedae.com.br; 2 Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE, e-mail:tereza-cristina@cedae.com.br; 3 Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE, e-mail:pauloreis@cedae.com.br; 4 Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE, e-mail:renata-passos@cedae.com.br; 5 Companhia Estadual de Águas e Esgotos - CEDAE, e-mail:lucianasantos@cedae.com.br

Palavras-chave: bombeamento; qualidade de água; água de abastecimento público.

Resumo

A proliferação de cianobactérias em mananciais utilizados como fontes de abastecimento público tem sido uma preocupação constante e foco de monitoramento de concessionárias que realizam o tratamento de água em mananciais de superfície, uma vez que podem ocasionar perda da qualidade da água bruta ou até mesmo da água tratada, pela capacidade destes microrganismos produzirem uma grande variedade de metabólitos secundários causadores de gosto e odor na água, interferindo nos padrões organolépticos preconizados para a água tratada e que não são facilmente removidos pelos sistemas de tratamento de água convencionais, ou até mesmo cianotoxinas, representando riscos à saúde pública.

O crescimento excessivo do fitoplâncton em reservatórios brasileiros é uma realidade e está associada às condições encontradas nos reservatórios que favorecem a proliferação das cianobactérias. Dentre as quais, pode-se ressaltar a elevada temperatura ambiente durante todo o ano, o prolongado tempo de detenção hidráulica dos mananciais, seu aquecimento e estratificação térmica, o pH e teores elevados de compostos de fósforo e nitrogênio, aportados pelo lançamento de efluentes não tratados nos corpos hídricos, contribuindo para eutrofização destes corpos d'água.

Nos verões de 2020 e 2021, ocorreram eventos de florações de cianobactérias, com produção de metabólitos secundários causadores de gosto e odor na água, nas lagoas formadas pelas barragens que foram construídas para captação de água bruta para a Estação de Tratamento de Água do Guandu da Companhia Estadual de Águas e Esgotos – ETA Guandu/CEDAE. O tratamento realizado pela ETA Guandu não foi suficiente para a remoção desses metabólitos que interferiram nos padrões organolépticos da água tratada distribuída para a população.

Embora não tenha havido produção de cianotoxinas na ocasião e a água fornecida estivesse dentro dos padrões de qualidade exigidos pelo Ministério da Saúde, a preocupação da CEDAE com esses eventos de percepção de gosto e odor na água pela população da região Metropolitana do Rio de Janeiro e com a qualidade da água fornecida levou a companhia a encetar diversas ações emergenciais para recuperação ambiental deste manancial, com vistas a garantir a segurança hídrica da população abastecida.

Uma destas ações foi o bombeamento de água do rio Guandu para a Lagoa Grande do Guandu, cujo objetivo é promover melhoria da circulação da água, reduzir a temperatura e as concentrações de nutrientes das águas da Lagoa Grande, resultando na diminuição da possibilidade de ocorrência de floração de cianobactérias.

O presente trabalho se propõe a fazer a avaliação da eficiência do sistema de bombeamento por meio de interpretação dos resultados de análises mensais do monitoramento realizado pela CEDAE no período de 06 de abril de 2021 (antes do início do processo de bombeamento) a 04 de dezembro de 2023. Foram avaliados os seguintes parâmetros analisados durante o monitoramento: pH, temperatura, turbidez, condutividade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ortofosfato, análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton.

Os resultados evidenciaram uma melhoria na qualidade da água da Lagoa Grande em relação a estes parâmetros e a não ocorrência de florações de cianobactérias, com produção de metabólitos secundários causadores de alterações nas propriedades organolépticas da água produzida pela ETA Guandu nos verões de 2022 e 2023, indica que as ações emergenciais realizadas na Lagoa do Guandu, entre elas o bombeamento, foram eficientes para garantir a qualidade da água fornecida à população.

Introdução

A Estação de Tratamento de Água do Guandu – ETA Guandu é uma das principais obras de engenharia do século XX no Brasil e no mundo, com a primeira fase construída em 1955, atualmente é responsável pelo abastecimento de 80% da Região Metropolitana do Rio de Janeiro - RMRJ. Localizada no município de Nova Iguaçu e com vazão de 43 mil litros por segundo, a ETA Guandu recebe água bruta do rio Guandu e produz água tratada para o abastecimento de 9 milhões de pessoas em 8 municípios, incluindo os municípios do Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Duque de Caxias, São João de Meriti, Belford Roxo, Mesquita, Nilópolis e Queimados. Desde 2007, a ETA Guandu está no *Guinness Book*, o Livro dos Recordes, como a maior estação de tratamento de água do mundo em produção contínua (CEDAE, 2024).



Nas proximidades do ponto de tomada d'água da ETA Guandu, em decorrência direta da retenção do fluxo hídrico na calha do rio ocasionada pelas barragens de captação de água bruta, foram formadas duas lagoas denominadas, de acordo com a extensão de seu espelho d'água superficial, de Lagoa Grande e Lagoa Pequena. Estas lagoas possuem uma área permanentemente alagada com um espelho com cerca de 1,11 km², profundidade média de 1,30m e volume aproximado de 1.506.000 m³. Elas recebem contribuição de dois rios, a saber: rio Queimados e rio Ipiranga, com vazões médias de 2,10 e 0,65 m³/s para as Lagoas Grande e Pequena, respectivamente.

Os rios Queimados e Ipiranga atravessam regiões densa e irregularmente ocupadas na Baixada Fluminense que não possuem infraestrutura de saneamento adequada. Essas regiões sofrem com diversos tipos de poluição, tais como: industrial, por esgoto sanitário, pela exploração de areia, pela disposição inadequada de resíduos sólidos etc. Sendo assim, os rios recebem cargas relevantes de matéria orgânica e nutrientes, lhes conferindo características de ambientes hipereutróficos.

As contribuições dos rios tornaram as lagoas ambientes eutrofizados pelo aporte de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo e, por serem ambientes lênticos, possuem ainda outros fatores que tornam o ambiente propício para a proliferação do fitoplâncton, tais como: baixa incidência pluviométrica da região, grandes períodos de forte insolação, pequena profundidade, altas temperaturas do ar e da água. De acordo com Barbosa *et al.* (1995), a estrutura e dinâmica populacional das comunidades fitoplanctônicas em reservatórios, além dos fatores citados acima, sofrem a influência ainda do regime de ventos e do tempo de residência da água. Segundo Chorus & Bartram (1999), o pH neutro a alcalino e temperaturas acima de 20°C favorecerem a ocorrência de proliferação do fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos. Rocha (2007) mencionou ainda que as florações também são intensificadas pela estratificação, elevado tempo de residência do corpo d'água, ausência de ventos e elevadas temperaturas do ar. Esse conjunto de fatores é encontrado em grande parte dos reservatórios brasileiros, possibilitando a dominância de cianobactérias. Estudos indicam que, no Brasil, a combinação de cargas enriquecidas de fósforo durante períodos de estiagem e calor nas estações mais quentes do ano são fatores propulsores para a proliferação de cianobactérias (Huszar *et al.*, 2000; Bouvy *et al.*, 2000).

A comunidade fitoplanctônica, de maneira geral, fornece uma resposta rápida ao processo de eutrofização, apresentando uma redução na sua diversidade e riqueza de organismos, com dominância de certas espécies em detrimento de outras. Sua estrutura e composição no tempo refletem as flutuações das variáveis ambientais, físicas e químicas (Margalef, 1983). A composição e distribuição da comunidade fitoplanctônica é influenciada por vários fatores como: sazonalidade, temperatura, intensidade luminosa (diretamente relacionada com a turbidez, temperatura e densidade da água), pH e concentração de nutrientes (Di Bernardo *et al.*, 2010).

Portanto, o processo de eutrofização dos corpos d'água, é o principal fator responsável pelo desenvolvimento excessivo do fitoplâncton também conhecido como florações (Chorus & Bartram, 1999). De acordo com Tundisi (2003), o aumento da concentração de nitrogênio e fósforo desempenha um papel importante na formação das florações porque são elementos que compõem diversos componentes celulares (proteínas, ácidos nucleicos, membranas fosfolipídicas etc.). Nos ambientes lênticos brasileiros, é cada vez maior a dominância de cianobactérias, como demonstrado por Huszar & Silva (1999).

Paerl & Huisman (2008) relatam que o processo de aquecimento global poderá intensificar a formação de florações em razão do aumento da temperatura média da água em ecossistemas aquáticos, principalmente em países de clima temperado, o que promoverá, também, a estratificação térmica por períodos mais longos, condições propícias para a dominância de cianobactérias.

Florações de cianobactérias têm sido um problema preocupante em áreas densamente habitadas, pois além de alterar o equilíbrio ecológico de ecossistemas aquáticos por apresentarem uma série de vantagens competitivas que possibilita a formação de populações dominantes em diversos sistemas aquáticos (Moss, 1990; Jeppesen *et al.*, 2003), vários gêneros são capazes de produzir metabólitos secundários capazes de afetar a qualidade da água captada para tratamento e distribuição por meio da alteração das propriedades organolépticas da água, causando gosto e odor desagradáveis na água tratada devido à presença de compostos orgânicos voláteis (COV), além de compostos tóxicos que podem afetar a saúde animal e humana.

Pelo fato de oferecerem risco à saúde pública, as florações de cianobactérias tóxicas comprometem a disponibilidade hídrica para os usos mais nobres, como abastecimento público, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e aquicultura (Bouvy *et al.*, 2000; Rocha *et al.*, 2002; Molica *et al.*, 2005).

Nos verões de 2020 e 2021 ocorreram eventos de florações de cianobactérias cujos gêneros foram capazes de produzir metabólitos secundários causadores de gosto e odor na água das lagoas do Guandu. O tratamento realizado pela ETA Guandu não foi suficiente para a remoção desses metabólitos e interferiram nos padrões organolépticos da água preconizados para a água tratada. Eventos de percepção de gosto e odor na água que abasteceu a população foram registrados em vários bairros da RMRJ e, apesar das análises realizadas na água tratada mostrarem que a água fornecida estava dentro dos padrões de qualidade exigidos pelo Ministério da Saúde, causaram desconforto à população abastecida e paralisação temporária do processo de tratamento.

Dentre os metabólitos secundários produzidos nos eventos de floração de 2020 e 2021 estão os Compostos Orgânicos Voláteis (COV) geosmina (trans-1,10-dimetil-trans-decalol) e o MIB (2-metil-isoborneol). Esses compostos, cujas concentrações limiares de percepção são, respectivamente, de 10 e 30ng/L (Di Bernardo *et al.*, 2010) conferem gosto e odor de terra e mofo na água tratada, pois não são removidos pelos sistemas convencionais de tratamento. É sabido que esses compostos orgânicos não são tóxicos e não causam riscos à saúde da população abastecida (Joe *et al.*, 2007), entretanto, uma série de problemas decorrentes da presença de gosto e odor na água tratada foram identificados, tais como: objeção ao



consumo, reclamação de consumidores, repercussão em veículos de comunicação de grande circulação no país, divulgação nas mídias e consequente danos à imagem da empresa.

Os problemas decorrentes das florações de cianobactérias nas lagoas do Guandu resultante da condição eutrofizada das lagoas Grande e Pequena, próximas à captação da ETA Guandu, alertaram para uma demanda por ações emergenciais para recuperação ambiental deste manancial que visem garantir a segurança hídrica da população abastecida pelas águas tratadas pela ETA Guandu. De acordo com Di Bernardo *et al.* (2010), o controle de florações de cianobactérias inclui considerações sobre as variáveis físicas, químicas e biológicas que atuam em sinergismo e antagonismo ao controle de fixação de nitrogênio, fotossíntese, crescimento e potencial reprodutivo. Este controle pode ser executado de forma ampla, sendo aplicadas medidas tais como: aumento do fluxo para a redução do tempo de residência da água e desestratificação vertical da coluna d'água. Diante disso, com o intuito de contornar e mitigar os efeitos resultantes das florações de cianobactérias nas lagoas da captação, ainda em 2020, a CEDAE iniciou uma série de ações emergenciais e, entre elas, o sistema de bombeamento das águas do rio Guandu para o fundo da Lagoa Grande, uma ação temporária até que seja concluída a implantação do projeto que trará a solução definitiva do problema.

O processo de bombeamento das águas do rio Guandu tem como objetivo aumentar a renovação das águas do interior da Lagoa Grande e reduzir o tempo de detenção das águas da porção norte desta lagoa até a sua foz junto ao rio Guandu, local de captação de água bruta da ETA Guandu e, dessa forma, promover melhoria da circulação da água, reduzir a temperatura e as concentrações de nutrientes das águas da Lagoa Grande, resultando na diminuição da possibilidade de ocorrência de floração de cianobactérias. Trata-se de um bombeamento, não havendo transposição, tendo em vista que as águas do rio Guandu e da Lagoa Grande já se encontram em ponto a jusante do bombeamento.

Metodologia

O sistema de bombeamento consistiu na implantação de bombas e tubulação para bombear, inicialmente, cerca de 1 m³/s (3.600 m³/h) da água do rio Guandu para o final da Lagoa Grande a montante da captação da Estação de Tratamento de Água do Guandu (ETA Guandu), no município de Nova Iguaçu.

A vazão de bombeamento foi definida com base na simulação hidrodinâmica do bombeamento de vazão do rio Guandu para a Lagoa Grande realizada por empresa contratada pela CEDAE em janeiro de 2021. Foram realizadas simulações da renovação das águas e da concentração de fósforo nas águas da Lagoa Grande em três cenários de vazões - 1m³/s, 3m³/s e 5 m³/s - aduzidas do rio Guandu (Ferreira & Silva, 2021).

O início da operação ocorreu no dia 07/04/2021, com vazão de 1m³/s. Esta vazão foi aumentada para 2m³/s em 20/12/2021 e para 3m³/s em 11/01/2022. A operação do sistema foi realizada pela equipe técnica da Gerência Guandu Lameirão da CEDAE.

Atualmente, o sistema é composto por três módulos de motor-bomba elétrico do tipo flutuantes, com capacidade total de 3m³/s, instalados próximo à margem esquerda do rio Guandu (sentido do fluxo), recalcando 1m³/s cada bomba. cuja operação pode variar de 1 m³/s a 3 m³/s dependendo de condições de qualidade observadas na lagoa, em conformidade com o Plano de Contingência de cianobactérias da Lagoa Grande do Guandu, bem como devido a outros fatores e intercorrências operacionais, como falta de energia acarretando a paralisação momentânea do bombeamento. As águas são bombeadas por meios de três linhas de adução de água bruta em PEAD 710mm, PN4, do rio Guandu para a Lagoa Grande, sem necessidade de realização de travessia do rio Guandu, conforme esquema apresentado na figura 1.

O sistema foi devidamente licenciado pelo órgão ambiental do Estado do Rio de Janeiro, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA).

Para a avaliação da eficiência do sistema de bombeamento, foram analisados os resultados do monitoramento realizado pela CEDAE no período de 06 de abril de 2021 (antes do início do processo de bombeamento) a 04 de dezembro de 2023. Foram realizadas coletas mensais para as análises de água em três pontos na lagoa Grande do Guandu (início, meio e final da lagoa), conforme apresentado na figura 2.

Os parâmetros analisados nas amostras de água foram: pH, temperatura, turbidez, condutividade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ortofosfato e análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton. As coletas e análises laboratoriais foram realizadas pela equipe técnica do Laboratório de Investigação e Rastreamento Ambiental (LIBRA) da CEDAE.

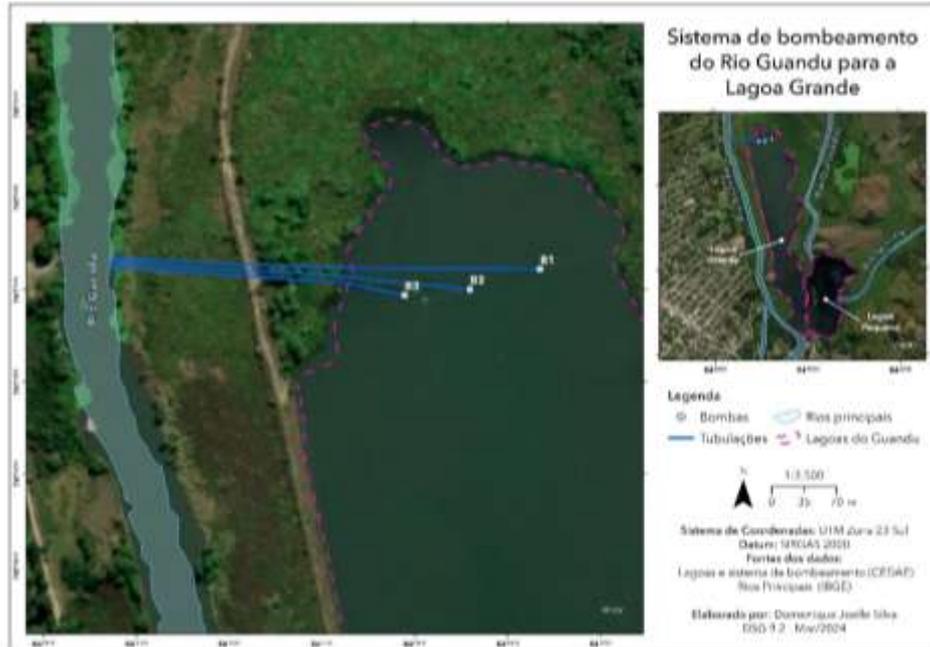


Figura 1: Mapa do sistema de bombeamento das águas do rio Guandu para a Lagoa Grande.



Figura 2: Esquema das regiões de coleta na lagoa Grande do Guandu (início, meio e fim) de água.

Resultados e Discussão

Os resultados das simulações hidrodinâmicas realizadas na Lagoa Grande indicaram que, no cenário do bombeamento de uma vazão mínima de $1\text{m}^3/\text{s}$, a renovação hidráulica após 48 horas seria aproximadamente o dobro da renovação atual sem o bombeamento, conforme observado na figura 3, o que já contribuiria significativamente para renovação hidráulica da lagoa. Já as simulações das concentrações de fósforo na lagoa indicaram que a vazão mínima de bombeamento para atingir concentrações de fósforo baixas o suficiente para favorecer o controle da eutrofização da lagoa, após o período de duas semanas, seria de $3\text{m}^3/\text{s}$. Os dados da simulação dos cenários, levando-se em consideração a concentração de fósforo, estão apresentados na figura 4.

Os resultados das análises dos parâmetros condutividade, alcalinidade e DBO (figuras 5, 6 e 7) demonstraram uma diminuição logo após o início do bombeamento de $1\text{m}^3/\text{s}$, seguido de aumento para o patamar anterior. Ao aumentar o bombeamento para $2\text{m}^3/\text{s}$ e posteriormente $3\text{m}^3/\text{s}$, observou-se tendência de redução e estabilização desses parâmetros para valores e concentrações bem abaixo dos encontrados antes do início do processo de bombeamento, o que indica melhora na qualidade da água para esses parâmetros.

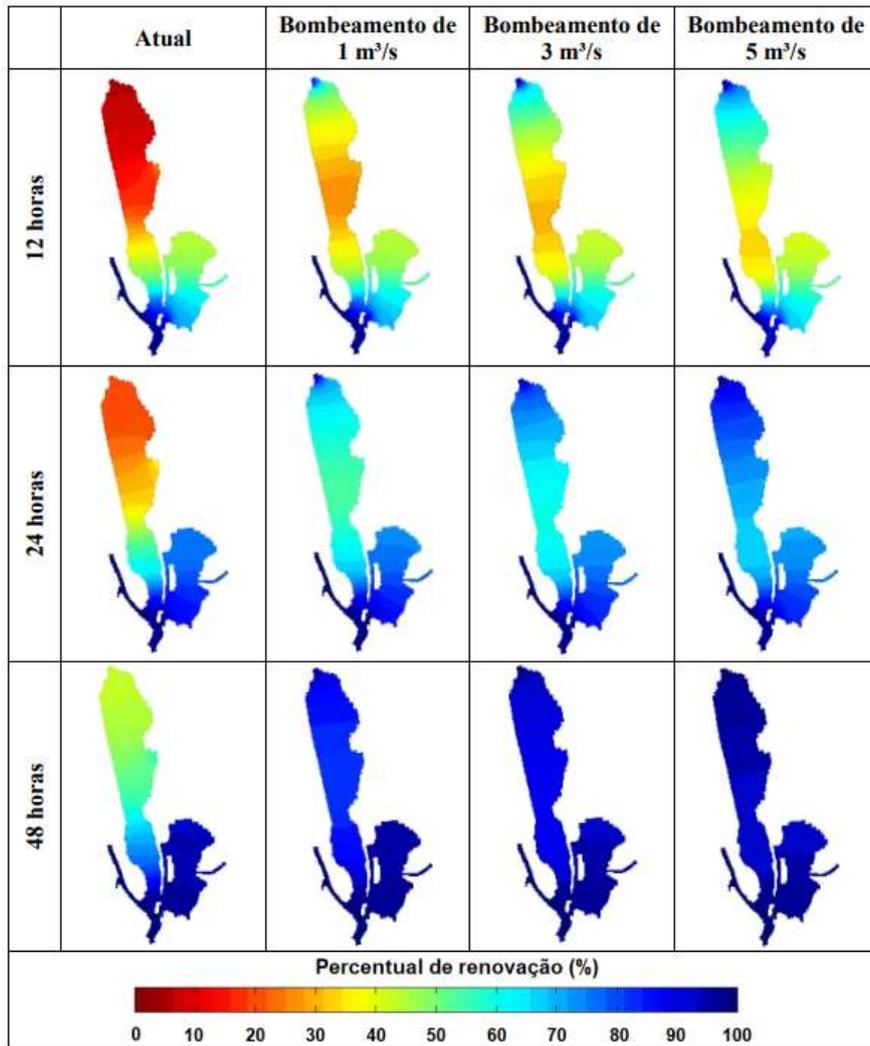


Figura 3: Mapas de renovação nos diferentes cenários na Lagoa Grande do Guandu.
 Fonte: Ferreira & Silva (2021)

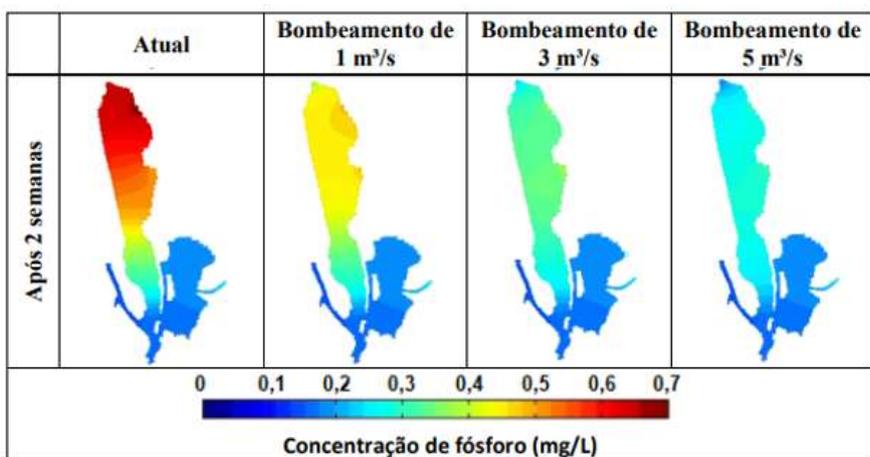


Figura 4: Mapas das concentrações de fósforo nos diferentes cenários na Lagoa Grande do Guandu.
 Fonte: Ferreira & Silva (2021)

A condutividade depende da concentração dos íons presentes na água e, dessa forma, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Nas regiões tropicais, a condutividade está relacionada com as características geoquímicas da região e condições climáticas (periodicidade de precipitações). Portanto, a ocorrência de valores de condutividade, após o início do bombeamento de 3 m³/s, menores dos que os encontrados antes do início do bombeamento, é possível afirmar que o aporte de poluentes que chegavam à Lagoa Grande era o principal responsável pelo aumento da condutividade neste ambiente.



A DBO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água por meio da decomposição microbiana aeróbia. Valores altos de DBO num corpo d'água são provocados, em geral, pelo lançamento de cargas orgânicas oriundas principalmente de esgotos domésticos. A ocorrência de altos valores deste parâmetro causa diminuição dos valores de oxigênio dissolvido na água, podendo provocar mortandade de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos. Os resultados de DBO apresentados (figura 6) demonstram reduções nestas concentrações ao longo do período monitorado. Tais reduções foram em torno de 90% nos meses de novembro/21, fevereiro a abril/22 e abril/23 no final da lagoa durante o bombeamento de 3m³/s.

Os resultados das análises pH apresentaram redução nos valores de pH após o início do processo de bombeamento na vazão de 1m³/s (figura 7). Antes do processo de bombeamento, todos os pontos da lagoa apresentavam pH levemente alcalino, ocorrendo uma estabilização na faixa da neutralidade durante a maior parte do período monitorado em todos os pontos da Lagoa Grande após o início do processo de bombeamento, tendo como exceção apenas os valores de pH de análises realizadas em novembro de 2022 em amostras dos pontos do início e meio da lagoa.

O pH pode influenciar em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas. Além disso, o crescimento da biomassa de microalgas promove a remoção de compostos de carbono responsáveis pela acidificação do meio, ocasionando assim o aumento do pH. Portanto, o pH mais elevado pode indicar a proliferação de microalgas no ambiente. Valores de pH em torno da neutralidade são ideais para a manutenção das comunidades aquáticas e indica o equilíbrio do meio aquático.



Figura 5: Gráfico dos valores de condutividade nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu - De 06/04/21 a 04/12/23.

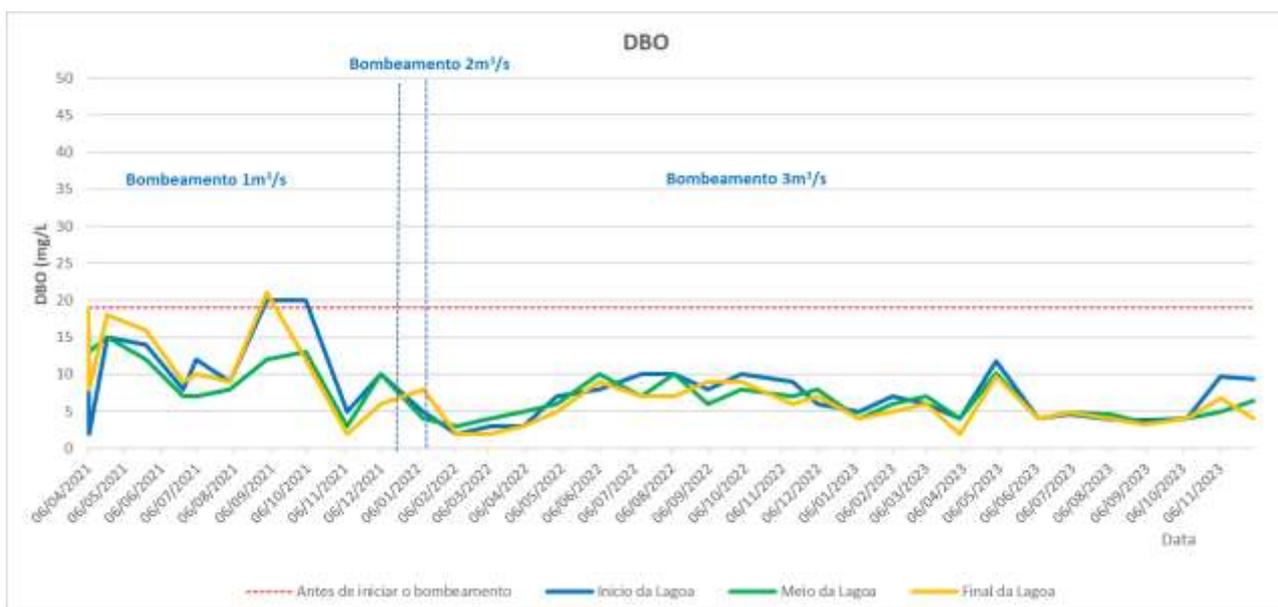


Figura 6: Gráfico das conc. de DBO nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu - De 06/04/21 a 04/12/23.

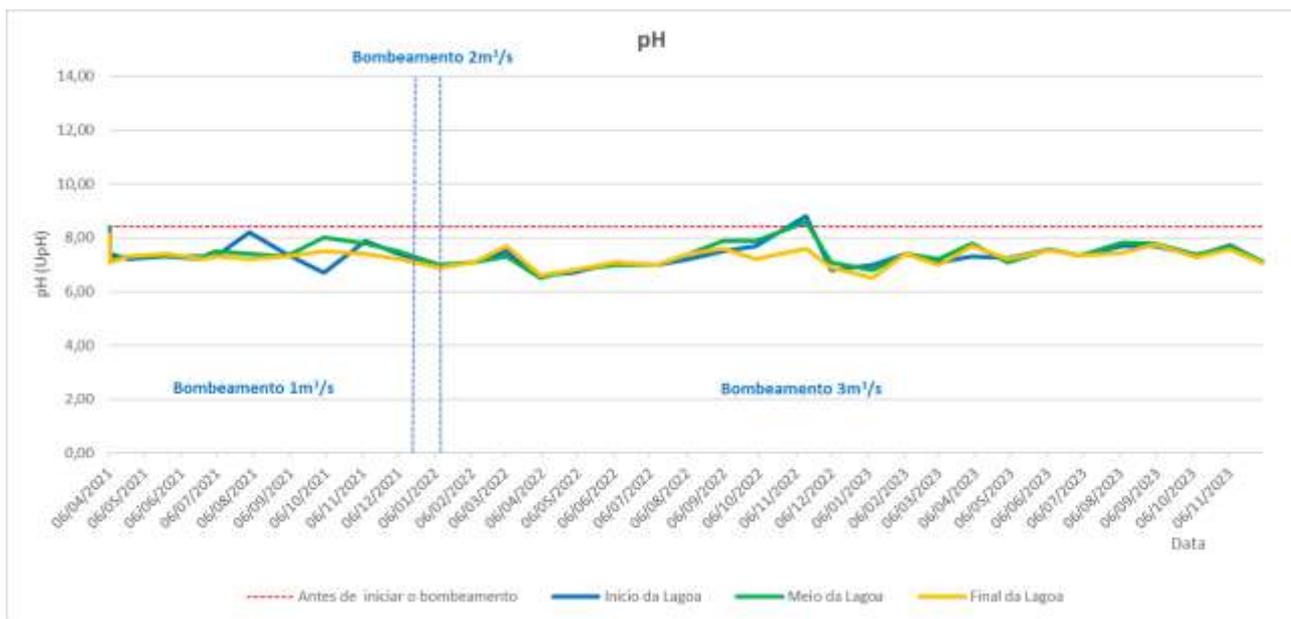


Figura 7: Gráfico dos valores de pH nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu – De 06/04/21 a 04/12/23.

Os valores da temperatura da água dos três pontos da Lagoa Grande do Guandu diminuíram quando comparados aos valores encontrados antes do início do processo de bombeamento, aumentando nos meses mais quentes. Tais resultados podem ser explicados em parte pela sazonalidade da temperatura ambiente e, conseqüentemente, da temperatura da água em ambientes tropicais, mas também pela melhora da circulação de água no final da lagoa e diminuição da estratificação vertical causada pela operação de bombeamento, já que as temperaturas da água permaneceram mais baixas do que as encontradas antes do bombeamento, ou seja, nos meses de abril dos anos posteriores ao início do processo de bombeamento (figura 8). A temperatura desempenha um papel crucial no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas. Além disso, os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica superior e inferior e temperaturas ótimas para crescimento, sendo a temperatura elevada um dos fatores que contribuem para a proliferação do fitoplâncton. Sendo assim, a diminuição da temperatura encontrada durante a operação de bombeamento contribuiu para redução da possibilidade de proliferação de organismos do fitoplâncton, incluindo as cianobactérias, e, assim, contribuiu para a melhora da qualidade do ambiente aquático. Além disso, vale ressaltar que as águas do rio Guandu possuem temperaturas médias muito inferiores às observadas na Lagoa Grande, com temperatura média do rio Guandu em torno de 25°C enquanto, na Lagoa Grande, por ser muito rasa, a temperatura média antes do processo de bombeamento era em torno de 32°C (Ferreira e Silva, 2021).

O parâmetro turbidez (figura 9) também apresentou resultados influenciados pela sazonalidade, já que nos períodos chuvosos ocorre um maior aporte de sólidos suspensos pelos rios afluentes à lagoa e conseqüentemente maior turbidez. Além disso, foi observada uma maior turbidez logo após o início do processo de bombeamento. Os valores de turbidez, nos períodos secos, se mantiveram abaixo dos valores encontrados antes do início do processo de bombeamento, com uma estabilização maior observada após abril de 2023. A turbidez pode ter origem natural, devido à presença de partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microrganismos ou antropogênica pela erosão dos solos, por despejos domésticos e industriais. Valores elevados de turbidez podem acarretar a diminuição da atividade fotossintética no corpo d'água, mas também grande densidade de células do fitoplâncton contribuem para o aumento da turbidez. Portanto, os resultados de turbidez apresentados demonstram que a operação de bombeamento, na maior parte dos meses monitorados, contribuiu para a melhora da qualidade do ambiente aquático.

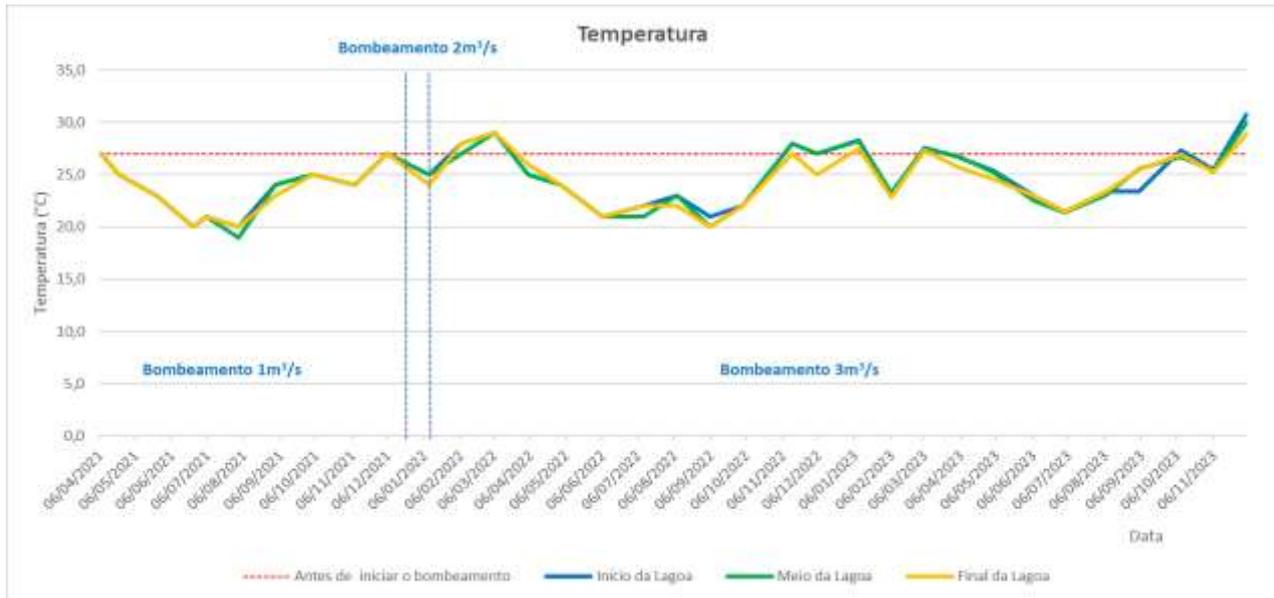


Figura 8: Gráfico dos valores de temperatura nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu – De 06/04/21 a 04/12/23.

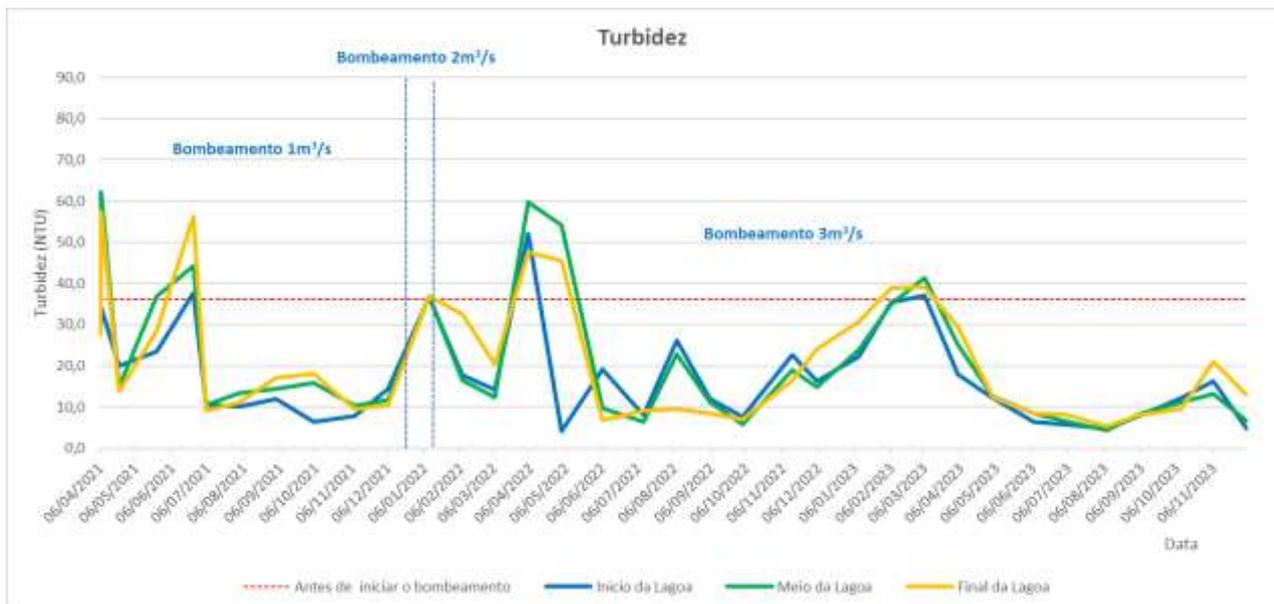


Figura 9: Gráfico dos valores de turbidez nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu - De 06/04/21 a 04/12/23.

As concentrações de ortofosfato nos três pontos monitorados (figura 10), parâmetro limitante para a proliferação de cianobactérias, não apresentaram reduções com o início do bombeamento nas vazões de 1 e 2 m³/s, conforme indicado na simulação hidrodinâmica realizada (figura 4), mas apresentaram reduções consistente no mês seguinte ao início do bombeamento de 3 m³/s, permanecendo com concentrações abaixo do limite de quantificação do método (<0,15mg/L) durante a maior parte do ano de 2022 e todo o ano de 2023. O fósforo é um nutriente essencial para o crescimento do fitoplâncton que pode se apresentar nas águas nas formas de ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico, sendo o ortofosfato a forma de fósforo mais utilizada pelos organismos do fitoplâncton (Esteves, 1998). Concentrações elevadas de ortofosfato levam à eutrofização do corpo d'água, sendo o controle dessa concentração na lagoa Grande nos três pontos monitorados, fundamental para a diminuição da eutrofização do meio e a prevenção de florações de cianobactérias

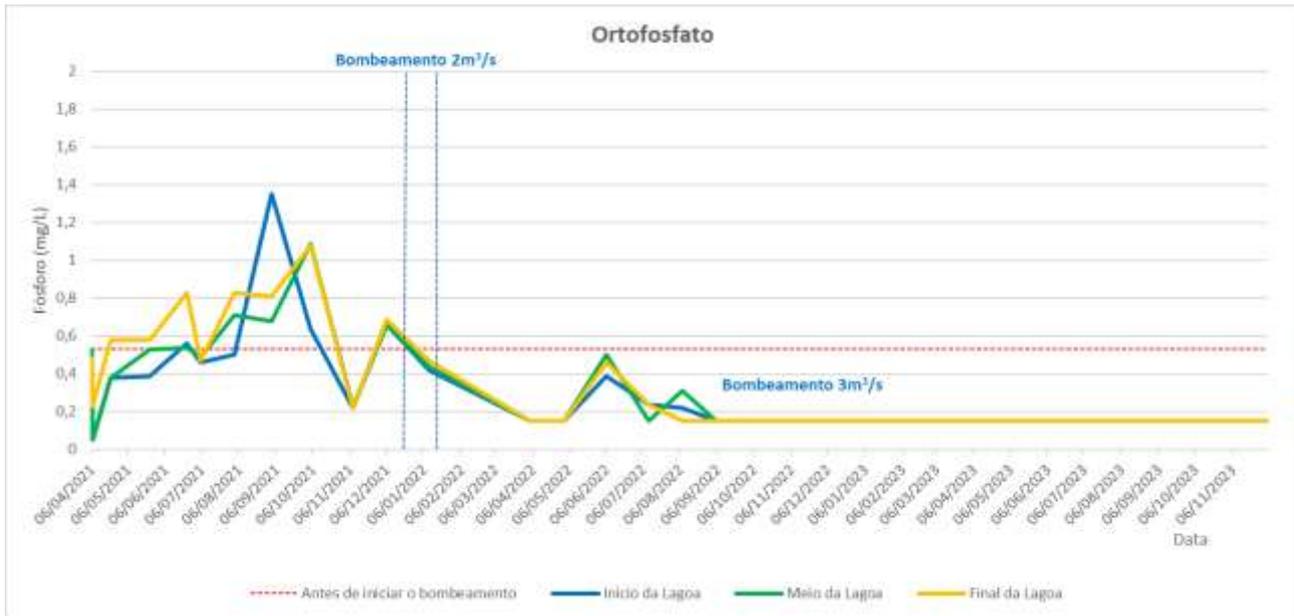


Figura 10: Gráfico das conc. de ortofosfato nos três pontos da Lagoa Grande do Guandu – De 06/04/21 a 04/12/23.

As cianobactérias foram os organismos do fitoplâncton com maior interesse de redução ao ser implantado o processo de bombeamento e, por isso, os dados apresentados serão referentes a esses organismos.

Eventos importantes de floração de cianobactérias ocorreram nos verões de 2020 e 2021 na Lagoas Grande, principalmente no final da lagoa e, durante esses eventos, o gênero de cianobactéria *Planktothrix sp.* se destacou como um dos mais abundantes, causando impactos negativos na qualidade organoléptica da água tratada da ETA Guandu, já que espécies desse gênero são potencialmente produtoras de geosmina e MIB (2-metil-isoborneol).

As médias da densidade de células de cianobactérias e, especialmente, do gênero *Planktothrix sp.* no ano de 2020, ano anterior ao início do bombeamento, no qual foi constatada floração de cianobactérias, e dos anos de 2021, 2022 e 2023 no monitoramento da Lagoa Grande estão apresentadas na figura 11 e mostraram que, desde o ano de 2021, a partir do início do bombeamento, mantiveram-se inferiores aos valores encontrados durante o verão do ano de 2020.

A redução na densidade total de cianobactérias e, principalmente, do gênero *Planktothrix*, pode ter sido causada pelo efeito do bombeamento na redução do tempo de detenção da lagoa e aumento da circulação das águas, que podem ter estabelecido condições hidráulicas desfavoráveis principalmente às espécies filamentosas, tais como as espécies do gênero *Planktothrix*. Como já mencionado, a combinação de fatores, como elevada temperatura, baixa turbulência (ambiente lântico) e alta intensidade de luz, associados ao elevado aporte de nutrientes, favorecem a ocorrência de florações de cianobactérias.



Evolução da densidade de cianobactérias na Lagoa Grande

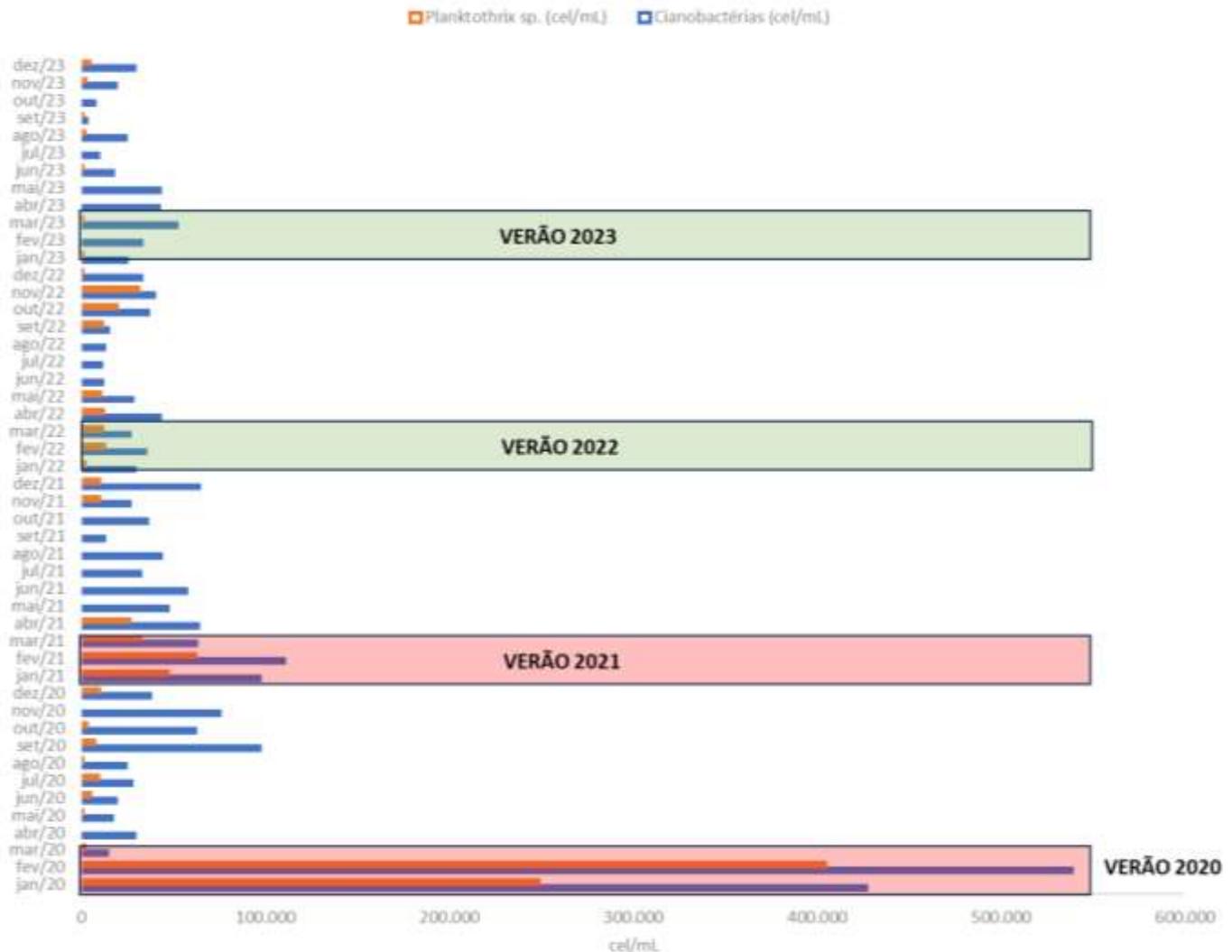


Figura 11: Gráfico das médias mensais da densidade total de cianobactérias e do gênero *Planktothrix sp.* na Lagoa Grande durante os anos de 2020 a 2023.

Considerações finais

A qualidade da água da Lagoa Grande do Guandu, considerando os parâmetros pH, temperatura e turbidez, apresentou melhoria após o início do processo de bombeamento na vazão de 1m³/s, conforme indicado pela simulação hidrodinâmica na qual, no cenário do bombeamento de uma vazão 1m³/s, indicava contribuição significativa para renovação hidráulica da Lagoa Grande. Já para os parâmetros condutividade, DBO e ortofosfato, a qualidade da água da Lagoa Grande apresentou melhoria após o início do processo de bombeamento na vazão de 3m³/s, o que também foi ao encontro dos dados apresentados na simulação hidrodinâmica, que indicou esta vazão como recomendada para a diminuição da concentração do parâmetro fósforo.

Eventuais alterações dos parâmetros apresentados podem ter ocorrido por outras variáveis não consideradas nesse estudo, tais como índices de precipitação, ventos, luminosidade, aumento de aporte de sólidos pelos rios afluentes etc.

As médias da densidade total de cianobactérias e do gênero *Planktothrix* nos verões de 2022 e 2023 foram menores que as médias no verão de 2020, demonstrando que a operação de bombeamento contribuiu para a melhoria da qualidade da água.

A não ocorrência de florações de cianobactérias com produção de metabólitos secundários causadores de alterações nas propriedades organolépticas da água produzida pela ETA Guandu nos anos de 2022 e 2023 indica que as ações emergenciais realizadas na Lagoa Grande do Guandu, entre elas o bombeamento, foram eficientes.

O processo de bombeamento mostrou ser uma solução rápida e de simples implantação, capaz de promover, em conjunto com outras ações sinérgicas de contingência, um benefício significativo na qualidade da água captada pela ETA Guandu para tratamento.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à CEDAE pelo apoio recebido, à Diretoria de Saneamento e Grande Operação (DSG) pela



autorização para a publicação do trabalho, à Gerência Guandu Lameirão pelo fornecimento e disponibilização dos dados, ao Laboratório de Investigação Biológica e Rastreamento Ambiental - LIBRA pela realização de coletas, análises laboratoriais e disponibilização dos resultados analíticos.

Referências Bibliográficas

- Barbosa, F.A.R.; Bicudo, C.E.M.; Huszar, V.L.M. 1995. Phytoplankton studies in Brazil: Community structure variation and diversity. In: *Limnology in Brazil*. SP. Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society. p.19-36.
- Bouvy, M.; Falcão, D.; Marinho, M.; Pagano, M.; Moura, A. 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology* 23
- Chorus, I; Bartram, J. 1999. *Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. 416p. WHO (World Health Organization) E&FN Spon, London
- CEDAE; 2024. Sistema Guandu. Site: <https://cedae.com.br/sistemaguandu>. Acesso em 04/03/2023.
- Di Bernado, L.; Minillo, A.; Dantas, A. Di Bernardo, 2010. *Florações de algas e de cianobactérias: suas influências na qualidade da água e nas tecnologias de tratamento*. São Carlos. Ed. LDibe. 513pp
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro. Interciência p. 316-373.
- Ferreira, T. F; Silva, J.C; 2021. Nota técnica – Simulação Hidrodinâmica do bombeamento de vazão do rio Guandu para a lagoa Grande. Hydroscience Consultoria Ambiental. Porto Alegre, RS.
- Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S.; Marinho, M.M.; Domingos, P.; Sant’anna, C.L. 2000. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia* 424: 67-77.
- Huszar, V.L.M.; Silva, L.H.S. 1999. A Estrutura da Comunidade Fitoplancônica no Brasil: Cinco Décadas de Estudos. *Limnotemas*, 2: 1-21.
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Mazzeo, N.; Meerhoff, M.; Branco, C.; Huszar, V.; Scasso, F. 2003. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. Chapter 11 in: (Ed. M.V. Reddy), *Tropical eutrophic lakes: their restoration and management*, 331-359
- Joe, W.H.; Choi, I.C.; Baek, Y.A.; Choi, Y. J.; Park, G. S.; Yu, M.J. 2007. Advanced treatment for taste and odour control in drinking water: case study of a pilot scale plant in Seoul, Korea. *Water Science and Technology*, v.55, n.5, pp111-116.
- Margalef, R. 1983. *Limnologia*. Ed. Omega. Barcelona. 1010p.
- Molica, R.J.R.; Oliveira, E.J.A.; Carvalho, P.V.V.C; Costa, A.N.S.F.; Cunha, M.C.C.; Melo, G.L.; Azevedo, S. M. F. 2005. Occurrence of saxitoxins and an anatoxin-a(s)- like anticholinesterase in a Brazilian drinking water supply”. *Harmfull Algae* v. 4, p.743-753.
- Moss, B. 1990. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components. *Hydrobiologia*, v. 275-276, p. 1-14.
- Paerl, H.W. & Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. *Science*, 320: 57-58.
- Rocha, M.I.A; 2007. Estudo de variação sazonal do fitoplâncton e zooplâncton e da concentração de microcistinas nesses dois níveis tróficos no Reservatório do Funil (Resende-RJ). Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas do Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho da Universidade Federal do Rio de Janeiro, p 1-60.
- Rocha, M.I.A; Branco, C.W.C.; Sampaio, G.F; Gômara, G.A.; Filipo, R. 2002. Spatial and temporal variations of limnological features, *Microcystis aeruginosa* and zooplankton in an eutrophic reservoir (Funil Reservoir, Rio de Janeiro). *Acta Limnologica* v.14 (3), p. 73-86.
- Tundisi, J. G. 2003. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Paulo. Ed RiMA. 247pp.



ANÁLISE TEMPORAL DA OCUPAÇÃO URBANA EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE DE CURSOS HÍDRICOS: ESTUDO DE CASO PARA UM MUNICÍPIO DE PEQUENO PORTE DA SERRA GAÚCHA/RS

1Bianca Breda, 2 Geise Macedo dos Santos, 3Erica Formaió Ramos, 4Tiago Panizzon, 5Itacir Rossi e 6Juliano Rodrigues Gimenez

1, 2, 3, 4, 6 Instituto de Saneamento Ambiental - Universidade de Caxias do Sul (ISAM/UCS), e-mails: bbreda@ucs.br; gmsantos5@ucs.br; eframos1@ucs.br; tpanizzo@ucs.br; jrgimene@ucs.br; 5 Prefeitura Municipal de Carlos Barbosa, e-mail: secretario.meioambiente@carlosbarbosa.rs.gov.br

Palavras-chave: Diagnóstico Socioambiental; Evolução Urbana, Matas Ciliares.

Resumo

A urbanização desordenada é um desafio significativo para a gestão ambiental das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ao longo de cursos d'água em áreas urbanas no Brasil. A Lei 14.285/2021 delegou aos municípios a competência para definir a largura das APPs, embasando-se em diagnósticos socioambientais (DSA). Esses diagnósticos permitem que as autoridades municipais implementem políticas públicas e medidas estruturais para assegurar a proteção ambiental e a segurança da população. Este estudo teve como objetivo avaliar a evolução do uso e ocupação do solo nas APPs dos cursos d'água urbanos de Carlos Barbosa/RS, com foco na análise do avanço da antropização nas matas ciliares. Para essa análise, foram utilizadas técnicas de Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Os mapas da evolução do uso e cobertura do solo foram elaborados com base nos mapas da Base Cartográfica do MapBiomas Brasil (2024), ao longo de 38 anos (entre 1985 e 2023) e processados no software QGIS. As análises temporais foram feitas com o apoio do Google Earth Pro e pesquisas bibliográficas em materiais documentados. O estudo revelou que, em 1985, aproximadamente 0,04 km² (1,34%) das APPs urbanas já estavam urbanizadas, enquanto 1,61 km² (49,09%) eram cobertas por vegetação. Em 2022, a área urbanizada cresceu para 0,5 km² (15,24%) e a vegetação reduziu para 1,28 km² (39,02%). O número de edificações nas APPs aumentou de 60 em 1985 para 590 em 2022. De maneira geral, apesar do crescimento da área urbanizada resultar na diminuição das áreas vegetadas das Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas do município, a ocupação irregular atual abrange apenas 0,50 km², representando uma porção relativamente pequena em reação a extensão total do município. Diante disso, é crucial implementar políticas públicas e programas municipais para regularização e adequação, garantindo um ordenamento territorial futuro apropriado. Esse esforço é especialmente importante para lidar com edificações suscetíveis a riscos, seja devido a eventos hidrológicos, como alagamentos e inundações, ou geológicos, como movimentos de massa. A implementação de programas de educação ambiental pode aumentar a eficiência da gestão das APPs, reduzir o impacto ambiental negativo e promover uma comunidade mais sustentável e consciente. As informações obtidas podem orientar ações que busquem mitigar os impactos negativos da urbanização desordenada, promovendo a sustentabilidade e a qualidade de vida no município.

Introdução

A crescente pressão sobre os recursos de água doce, impulsionada pelo aumento da demanda, pelo desperdício e pela contínua poluição em escala global, é motivo de grande preocupação, sendo considerada um dos principais desafios do século XXI. Isso ressalta a urgência de desenvolver políticas eficazes de gestão dos recursos hídricos, garantindo que essas atendam às necessidades sociais e econômicas sem comprometer a natureza, em consonância com o planejamento territorial e ambiental (LEAL, 2012).

Os cursos d'água foram significativamente alterados e moldados pelas atividades humanas ao longo da história. O uso desses recursos sempre esteve intimamente ligado ao desenvolvimento das sociedades, com as cidades frequentemente se expandindo ao longo das margens dos rios (DA SILVA, 1998).

A expansão urbana, muitas vezes conduzida de forma insustentável para permitir a construção de obras viárias e edifícios, levou à necessidade de ocultar os cursos d'água da percepção pública através de projetos de canalização, tubulação e retificação, resultando em alterações substanciais nas características naturais dos rios e riachos (SUCUPIRA, et al., 2022). Esse processo, juntamente com outros fatores, como ocupações irregulares das margens, remoção das matas ciliares e a contaminação por esgotos domésticos, acarreta danos ambientais significativos e impactos negativos nos ecossistemas, além de ter um efeito direto na qualidade de vida da sociedade (TRAVASSOS & SCHULT, 2013).

A Lei Federal nº 12.651/2012 (Código Florestal) dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e define faixas de proteção em ambas as margens dos recursos hídricos e áreas sensíveis. Mais recentemente, a Lei Federal nº 14.285/2021 alterou o Código Florestal, dispondo sobre as Áreas de Preservação Permanente (APPs) no entorno de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas (BRASIL, 2012; 2021).

As APPs estão situadas ao longo de todos os corpos d'água e, devido à sua importância ambiental, têm restrições quanto ao seu uso, permitindo intervenções apenas em situações de utilidade pública ou interesse social (BRASIL, 2012). Contudo, a



Lei nº 14.285/2021 transferiu aos municípios a competência para determinar a largura das APPs nas margens de cursos d'água em áreas urbanas consolidadas, desde que baseadas em diagnósticos socioambientais (BRASIL, 2021). Esses diagnósticos permitem a tomada de decisões para propor medidas estruturais e implementar políticas públicas que promovam a segurança da população, a mitigação de impactos ambientais negativos e a redução dos custos de manutenção (BRASIL, 2012).

Nesse contexto, este estudo apresenta a evolução da ocupação urbana nas APPs dos cursos d'água urbanos no município de Carlos Barbosa, na Serra Gaúcha/RS, com o objetivo de avaliar o uso do solo nessa área, observando o aumento das ocupações irregulares e os impactos sobre a vegetação nativa, item integrante do diagnóstico socioambiental das APPs deste município.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado no município de Carlos Barbosa no estado do Rio Grande do Sul, conforme apresentado na Figura 1. O município possui uma área de 230,06 km² (IBGE, 2022). A zona urbana é composta pelo Perímetro Urbano Central, com cerca de 14,93 km², e pelas áreas do Desvio Machado (2,432 km²), Linha Dezenove (0,105 km²), Arcoverde (1,29 km²), Santo Antônio de Castro (0,073 km²) e São Sebastião (0,637 km²), totalizando 19,47 km², o que corresponde a 8% da área total de Carlos Barbosa.

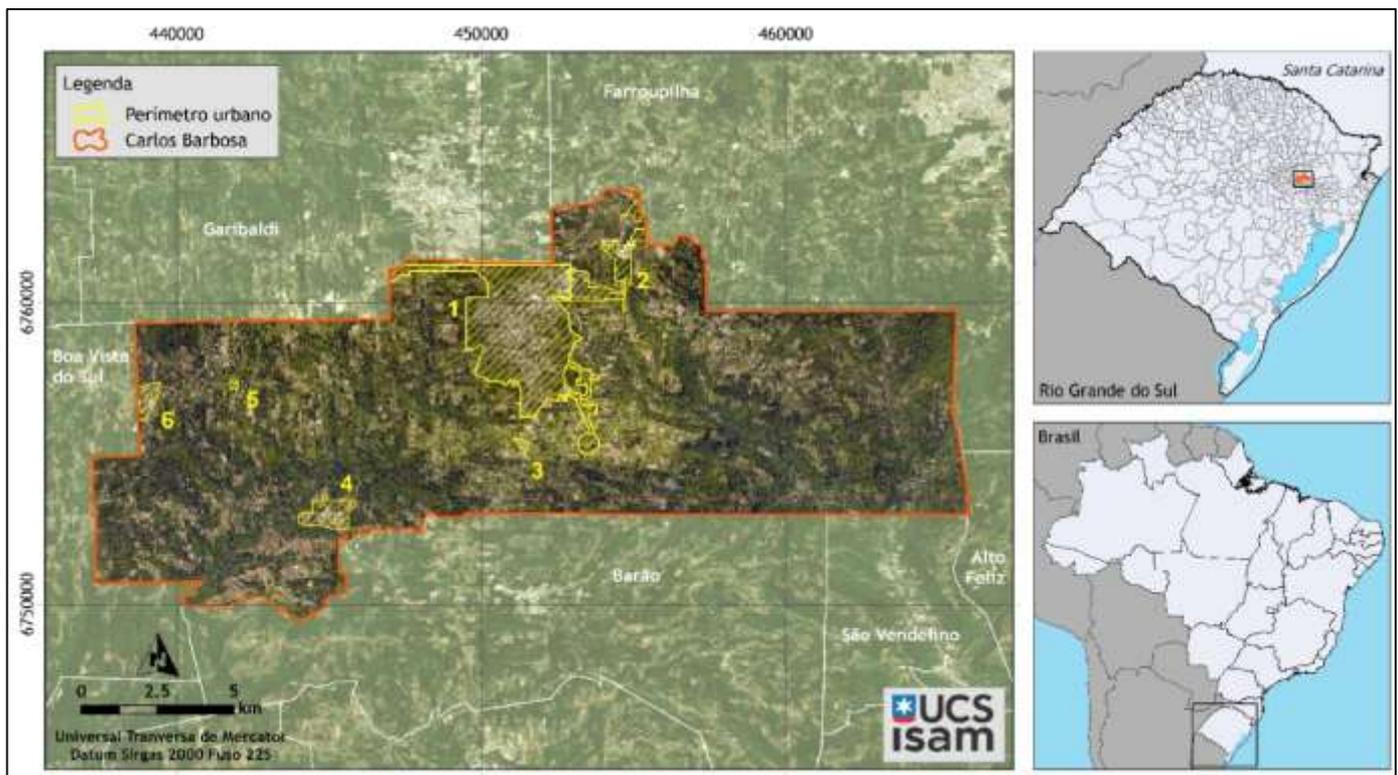


Figura 1: Localização do município de Carlos Barbosa.

Delimitação e mapeamento da área urbana consolidada, dos recursos hídricos e das Áreas de Preservação Permanente (APPs)

Para a elaboração dos mapas de cursos hídricos considerou-se a Base Cartográfica da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam)/RS, sendo complementada com a identificação *in loco* dos cursos hídricos canalizados/tubulados e retificados da área urbana, através de GNSS geodésico com método de posicionamento RTK. Para desenvolvimento dos mapas das áreas de preservação permanente e das delimitações das zonas urbanas consolidadas, foram seguidas, respectivamente, as orientações das Leis Federais nº12.651/2012 e 14.285/2021 (BRASIL, 2012; 2021). No caso da Lei nº12.651/2012, o seu Art. 4º considera Área de Preservação Permanente, as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura, que é o caso dos arroios observados no município estudado.

Já os critérios para determinar a zona urbana consolidada são definidos na Lei nº 14.285/2021 (BRASIL, 2021), estando apresentados abaixo:

- Estar incluída no perímetro urbano por meio de Plano Diretor ou lei municipal específica;
- Dispor de sistema viário implantado;
- Estar organizada em quadras e lotes predominantemente edificados;
- Apresentar uso predominantemente urbano, com edificações residenciais, comerciais, mistas, localizadas nos arredores;



- Dispor de, no mínimo, dois dos seguintes equipamentos de infraestrutura urbana: Drenagem de águas pluviais; Esgotamento sanitário; Abastecimento de água; Distribuição de energia elétrica ou iluminação pública; e, Limpeza urbana e coleta e manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2021).

Os dados geoespaciais foram posteriormente processados nos softwares AutoCad e QGis, além de serem validados com os Conselhos Gestores e Ambientais do município.

Evolução do uso e ocupação do solo urbano

Os mapas da evolução do uso e cobertura do solo foram elaborados com base nos mapas da Base Cartográfica do MapBiomas Brasil (2024), ao longo de 38 anos (entre 1985 e 2023) e processados no software QGis. A evolução histórica foi analisada com o Google Earth Pro e complementados por pesquisa bibliográfica em materiais documentados relativos ao histórico da expansão urbana.

Resultados e Discussão

A seguir, está apresentada a análise da evolução da ocupação urbana nas APPs urbanas do município de Carlos Barbosa, bem como a delimitação da área urbana consolidada e, por fim, a análise das residências em APPs de recursos hídricos situados em área urbana consolidada.

Evolução urbana e uso e ocupação do solo nas APPs

Carlos Barbosa teve suas primeiras ocupações por volta de 1875, quando os imigrantes, principalmente italianos, começaram a se estabelecer no entorno da Estrada Buarque de Macedo, a qual ligava Lagoa Vermelha a Montenegro, onde se iniciou a colonização e o crescimento do núcleo urbano. Essa região atualmente corresponde aos bairros Navegantes, Vila Nova e Centro, onde se instalaram os primeiros domicílios, indústrias, comércios e serviços (UCS, 2017). Importante citar a vocação do município para o desenvolvimento da indústria, que impulsionou a formação de Carlos Barbosa e instalação de novos habitantes, com destaque para a Ferraria Valentim Tramontina desde 1911 (atual Tramontina S.A.) e Cooperativa de Laticínios União Colonial Ltda desde 1912 (atual Cooperativa Santa Clara Ltda) (CARLOS BARBOSA, 2021). Com relação aos cursos hídricos do município, não foi possível identificar uma relação direta entre o uso deles para o desenvolvimento urbano do município a partir das pesquisas realizadas.

Considerando este contexto de ocupação, foram avaliadas as expansões urbanas do município com foco na ocupação das Áreas de Preservação Permanente (APPs) dos arroios da zona urbana (considerando 30 m de margem), para compreender as mudanças ocorridas nas últimas décadas, conforme apresentado na Figura 3.

Em 1985, a vegetação correspondia a maior parcela de uso na faixa de APPs, cerca de 49%, enquanto a urbanização era de apenas 1,34% (0,04 km²), porém já indicava ocupações junto à faixa de APPs dos rios. Em 1995, observa-se um aumento significativo (cerca de 320%) da urbanização nas faixas de APPs, passando para 5,64% (0,19 km²), enquanto as áreas vegetadas reduziram para 42%.

Com base nas imagens de satélite de 2005, a partir da qual houve significativa melhora na resolução espacial, verifica-se que os afluentes da sub-bacia hidrográfica do Arroio Santa Clara, a de maior extensão no centro urbano, já estava canalizado (GOOGLE EARTH, 2023). Neste mesmo ano a urbanização nas APPs passa para cerca de 10,6% (0,35 km²), sete vezes superior em relação à década de 80; enquanto as áreas florestadas reduzem para 36,6%.

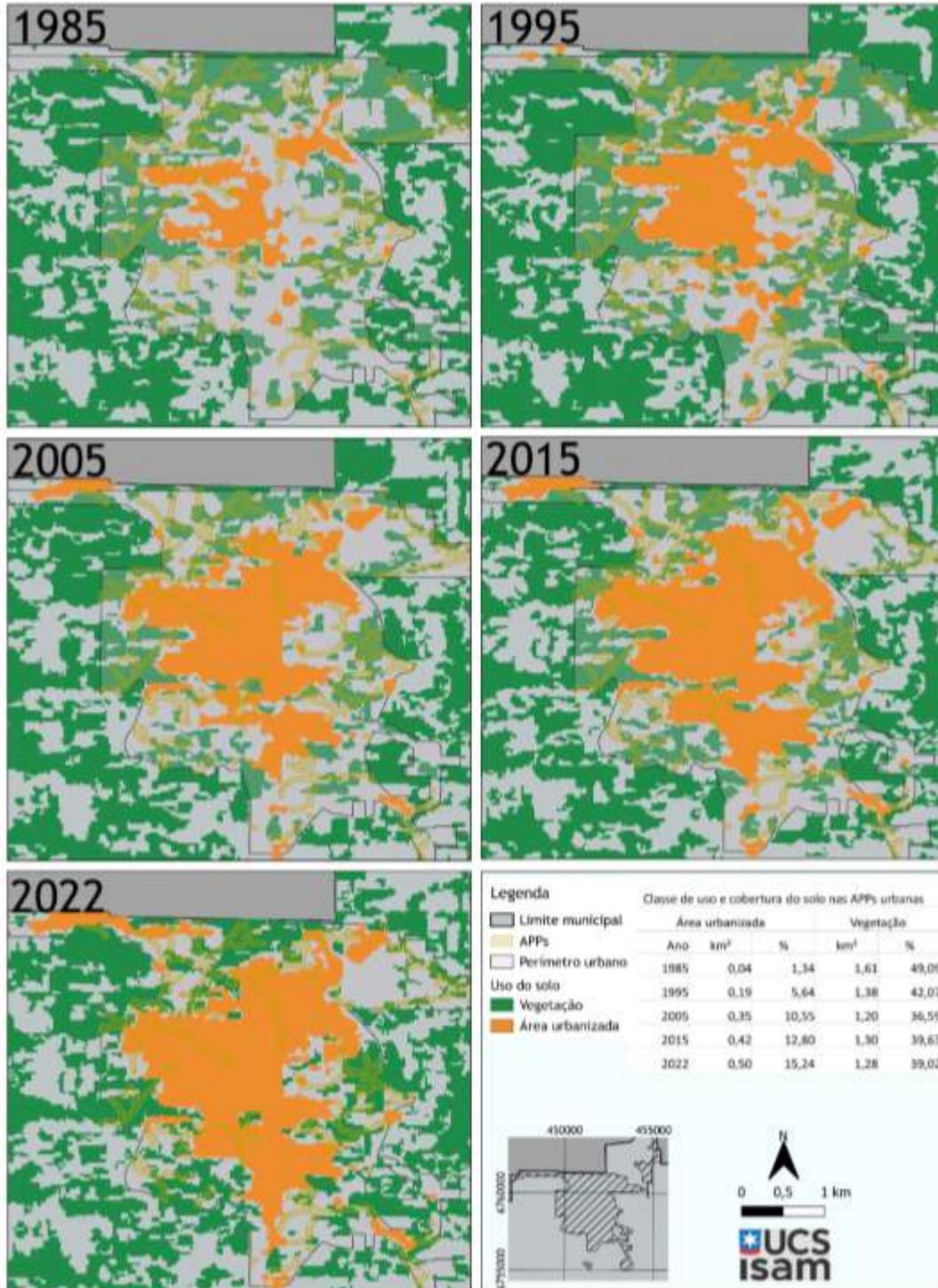


Figura 3 - Evolução da ocupação por áreas urbanizadas nas APPs de Carlos Barbosa entre 1985 e 2022. *Os demais usos do solo não foram considerados nesta análise.

Com base nas imagens de satélite de 2005, a partir da qual houve significativa melhora na resolução espacial, verifica-se que os afluentes da sub-bacia hidrográfica do Arroio Santa Clara, a de maior extensão no centro urbano, já estava canalizado (GOOGLE EARTH, 2023). Neste mesmo ano a urbanização nas APPs passa para cerca de 10,6% (0,35 km²), sete vezes superior em relação à década de 80; enquanto as áreas florestadas reduzem para 36,6%.

Em 2015, a ocupação nas APPs pela urbanização teve aumento, porém menos significativo em relação aos períodos anteriores, representando 12,8% (0,42 km²) do total da extensão das faixas de APPs, enquanto a vegetação teve leve aumento, para 39,6%. Em 2022, as áreas ocupadas com urbanização na faixa de APPs passaram para 15,2% (0,50 km²), enquanto as áreas florestadas, reduziram para 39%.

A Tabela 1 apresenta o resumo da evolução da urbanização nas Áreas de Preservação Permanentes dos cursos hídricos urbanos entre os anos de 1985 e 2022.



Tabela 1 - Evolução da urbanização nas Áreas de Preservação Permanentes dos cursos hídricos urbanos entre os anos de 1985 e 2022, no município de Carlos Barbosa

Município	Classe	1985	1995	2005	2015	2022
Carlos Barbosa	Área Urbanizada	1,34%	5,64%	10,55%	12,80%	15,24%
	Vegetação	49,09%	42,07%	36,59%	39,63%	39,02%

Num contexto geral, apesar do aumento da área urbanizada consequentemente reduzir as áreas vegetadas das APPs hídricas do município, a extensão atual em área corresponde a 0,50 km² de ocupação irregular, representando uma parcela relativamente pequena da área total do município. Para esta, torna-se importante a adoção de políticas públicas e programas municipais para adequação/regularização, visando um ordenamento territorial futuro adequado. Além disso, quando se trata de edificações que podem estar enquadradas em situações de risco, seja por eventos hidrológicos (alagamentos/inundações) ou por geológicos (movimentos de massa), essa ação torna-se ainda mais relevante.

Delimitação da área urbana consolidada em 2022, e mapeamento dos cursos hídricos

A delimitação da área urbana consolidada e dos distritos rurais de Carlos Barbosa no ano de 2022, bem como os cursos hídricos naturais e antropizados, estão apresentadas na Figura 2. Considerando os critérios da Lei nº 14.285/2021 para definição das zonas urbanas consolidadas, estas somaram 10,15 km², ou seja, 52% da zona urbana de Carlos Barbosa (19,47 km²).

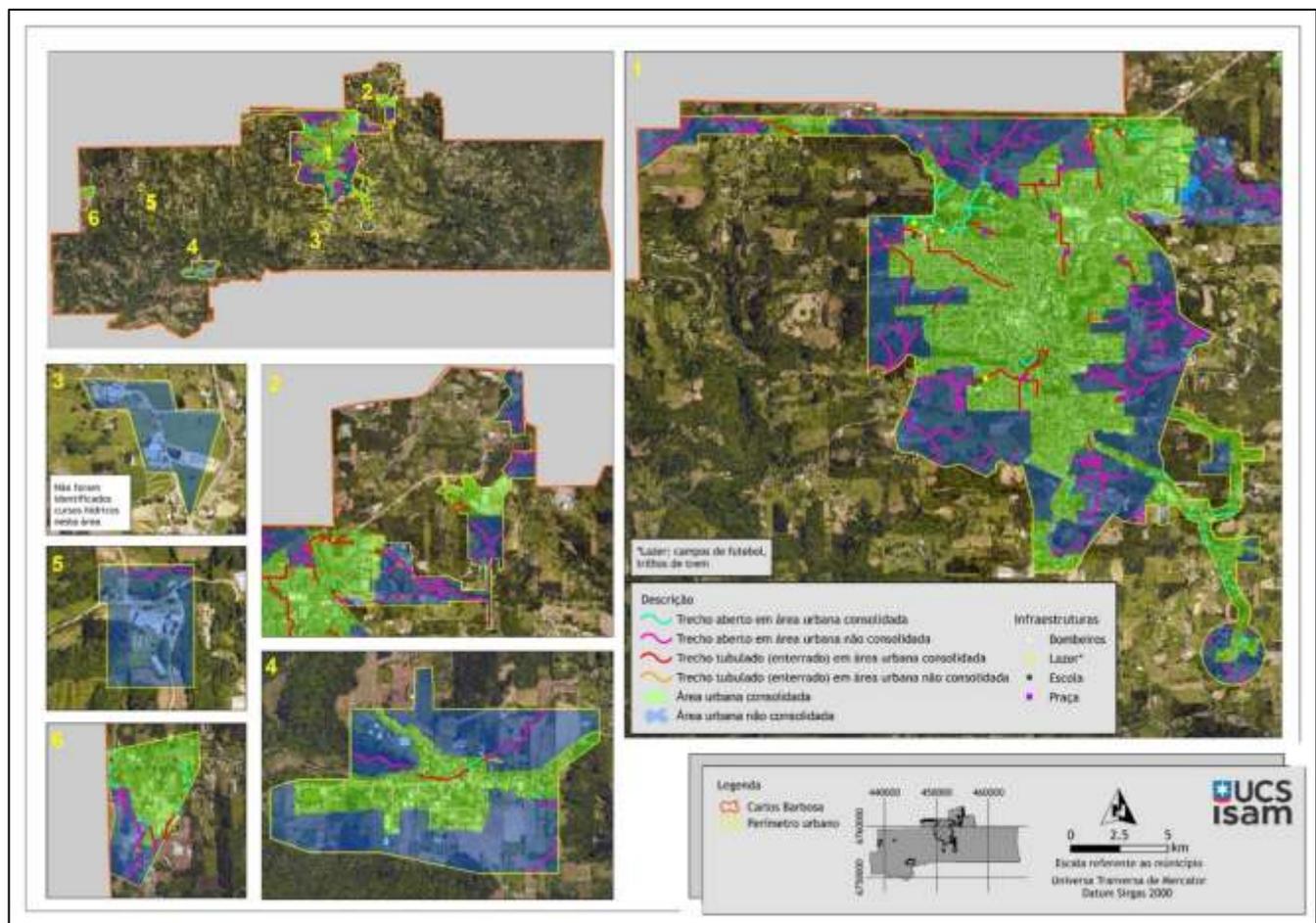


Figura 2 - Delimitação da Zona Urbana Consolidada e caracterização dos cursos hídricos urbanos do município de Carlos Barbosa - RS.

Em relação aos cursos hídricos de Carlos Barbosa, destacam-se duas bacias hidrográficas principais: do Arroio Forromeco e do Boa Vista, que são divisores de água do município, sendo que o primeiro arroio segue em direção a São Vendelino e deságua no Rio Caí; enquanto o segundo segue em direção a Teotônia e Estrela, onde deságua no Rio Taquari. Na zona urbana, foi verificada a extensão total de 56,8 km de cursos hídricos, sendo que destes, 16,6 km situam-se na área urbana consolidada.

Com relação aos cursos hídricos da área urbana consolidada de Carlos Barbosa, cerca de 8 km encontram-se tubulados/enterrados, correspondendo a 50% da extensão dos mesmos. Esse cenário indica a existência da interferência antrópica no leito original do rio, fator que pode intensificar os riscos durante eventos climáticos extremos.

Número de edificações em APPs, em áreas urbanas consolidadas

Foram identificadas, para o ano de 2022, aproximadamente 424 edificações inseridas totalmente em APPs e cerca de 168 edificações localizadas parcialmente em APPs, somando aproximadamente 590 edificações. Cabe uma ressalva nesse sentido, já que a ocupação muito próxima das margens dos cursos hídricos até meados de 1985 pode ser parcialmente atribuída à aprovação da Lei Federal nº 4.771/1965, que estabeleceu uma faixa de Área de Preservação Permanente (APP) de apenas 5 metros para rios com largura de até 10 metros, em contraste com os 30 metros previstos em leis posteriores (BRASIL, 1965). Para averiguar tal situação, cruzou-se a mancha urbana de 1985, com imagens atuais de satélite (devido à resolução), para poder contabilizar o número de edificações presentes em APPs hídricas desde a década de 80 e compará-las com a realidade atual, conforme ilustrado na Figura 3.

De acordo com a contagem realizada, foram identificadas no município de Carlos Barbosa cerca de 60 edificações instaladas em APPs de rios urbanos até o ano de 1985, que, para a legislação vigente da época, não eram casos irregulares. A partir de 1986, com a Lei nº 7.511, até a instituição do Código Florestal mais recente, Lei nº 12.651/2012, a largura das APPs foi definida em 30 m para rios com largura de até 10 m, indicando que, possivelmente, parte das construções muito próximas ao curso hídrico, a partir desse ano, foram instaladas em desacordo com a legislação ambiental vigente na época (BRASIL, 1986; 2012).

Ressalta-se que para ambos os casos (anteriores ou posteriores à 1985), aplica-se a legislação atual (Lei nº 12.651/2012), impossibilitando assim a obtenção de licenças construtivas e ambientais para ampliações e reformas destas 590 edificações. Porém, com a exceção de edificações localizadas em áreas de risco (as quais não foram identificadas na área consolidada do município de estudo), é possível a regulação da área a partir da elaboração de Diagnóstico Socioambiental conforme Lei nº 14.285/2021, o qual poderá definir novas faixas de APPs para os rios urbanos.

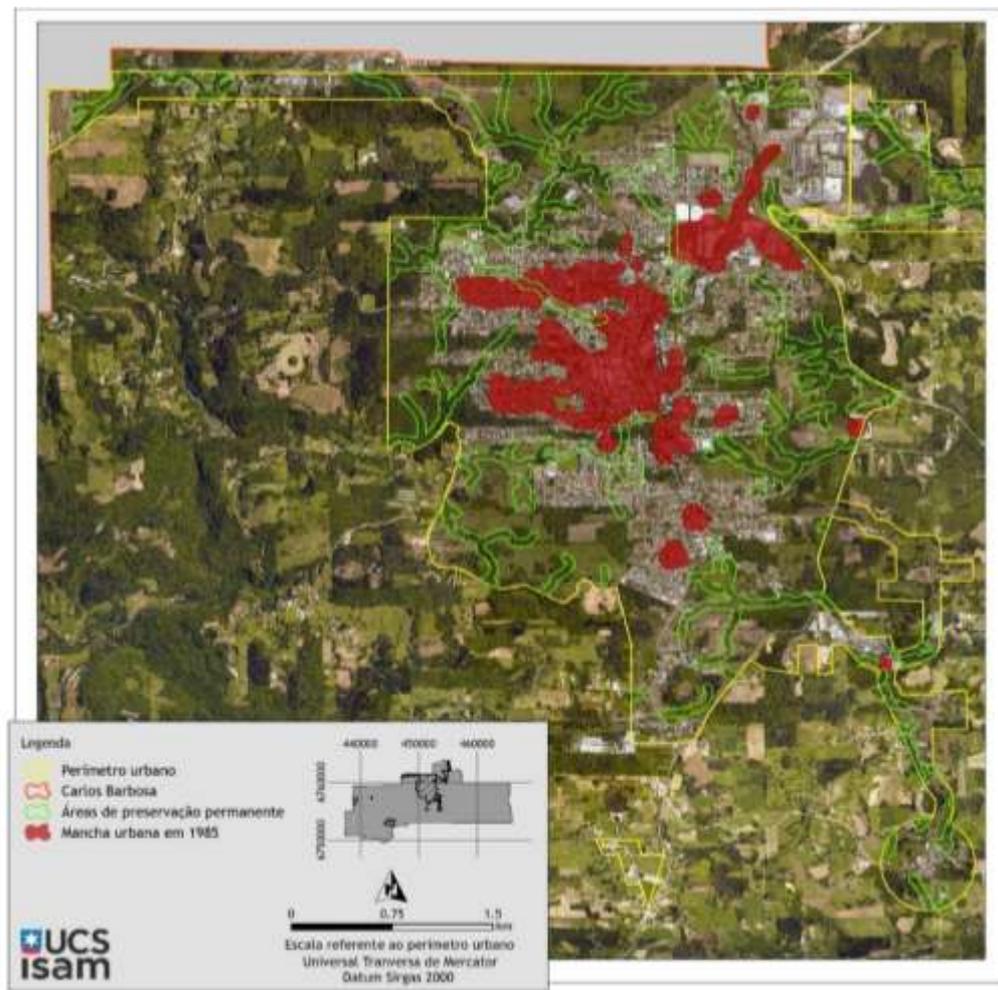


Figura 3: Cruzamento da mancha urbana 1985 com imagens de satélite de 2022

Considerações Finais

Esse estudo permitiu a percepção do avanço da urbanização sobre as áreas de preservação permanente (APPs) dos cursos hídricos das zonas urbanas consolidadas, constituindo-se de um indicador para ser considerado no momento da tomada de decisão pelos gestores públicos municipais com relação à modificação (ampliação ou redução) das faixas marginais dos arroios urbanos, conforme atribui a Lei nº 14.285/2021.



Observa-se que as áreas vegetadas reduziram cerca de 10% no período analisado (1985 a 2022), ao passo que a urbanização avançou cerca de 15% sobre as APPs hídricas urbanas do município de Carlos Barbosa. Os trechos tubulados (enterrados) ocupam aproximadamente 50% da extensão total dos arroios localizados na zona urbana consolidada, modificando o estado natural dos cursos hídricos. Ainda, o número de edificações inseridas ao menos parcialmente nessas APPs aumentou em aproximadamente 480 edificações, em comparação com 1985, indicando situações em desacordo com a lei 7.511/86, a qual aumentou a faixa de APPs hídricas de 5m para 30 m.

Esses fatores somados, aliados a contaminação por esgotos domésticos e industriais dos arroios, limitam severamente as oportunidades de recomposição vegetal e de melhoria na qualidade das águas dos arroios, resultando na perda da funcionalidade ambiental de algumas porções das APPs urbanas.

Destaca-se que APPs desempenham um papel crucial na proteção dos cursos d'água, impedindo a entrada de sedimentos e poluentes que poderiam prejudicar a qualidade da água e a saúde dos ecossistemas aquáticos. Além disso, elas promovem a permeabilidade do solo, permitindo a infiltração da água da chuva e a recarga dos aquíferos subterrâneos, o que ajuda a regular o fluxo hídrico, reduzindo o risco de inundações e garantindo água disponível mesmo em períodos de seca. Funcionam também como uma barreira natural contra o escoamento superficial, minimizando a erosão e preservando os habitats naturais e as espécies vegetais e animais, incluindo aquelas ameaçadas de extinção ou de importância ecológica.

Agradecimentos

Ao Município de Carlos Barbosa/RS-BR e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo apoio através da bolsa de iniciação científica durante o desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, define as Áreas de Preservação Permanente (APPs), regulamenta o Cadastro Ambiental Rural (CAR), cria o Sistema Nacional de Informação Ambiental (SINIA) e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 mai. 2012.

BRASIL. Lei nº 14.285, de 22 de dezembro de 2021. Dispõe sobre a alteração da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 23 dez. 2021.

BRASIL. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 14 set. 2023.

CARLOS BARBOSA. Principais acontecimentos antes da emancipação de Carlos Barbosa. Prefeitura Municipal de Carlos Barbosa/RS. BR. Disponível em: <https://www.carlosbarbosa.rs.gov.br/index.php/noticias/principais-acontecimentos-antes-da-emancipacao-de-carlos-barbosa>. Acesso em: 06-jun. 2024.

DA SILVA, E. R. 1998. O curso da água na história: simbologia, moralidade e a gestão de recursos hídricos (Doctoral dissertation, Tese de doutoramento, Escola Nacional de Saúde Pública).

FEPAM. Base Cartográfica recursos hídricos RS. Disponível em: <http://ww2.fepam.rs.gov.br/bcrs25/>. Acesso em: 20 mar. 2024.

GOOGLE. **Google Earth** website. <http://earth.google.com/>, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA- IBGE. **Malha municipal**. 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 28 nov. 2023.

LEAL, A. C. 2012. Planejamento ambiental de bacias hidrográficas como instrumento para o gerenciamento de recursos hídricos. *Entre-lugar* 3.6 (2012): 65-84.

MAPBIOMAS. Base Cartográfica Rio Grande do Sul. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/downloads/>. Acesso em: 20 mar. 2024.

SUCUPIRA, A. A. M. 2022. RENATURALIZAÇÃO DE RIOS: UM CAMINHO RUMO À SUSTENTABILIDADE URBANA. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental, [S. l.]*, v. 11, p. 306–322.



TRAVASSOS, L., & SCHULT, S. I. M. 2013. Recuperação socioambiental de fundos de vale urbanos na cidade de São Paulo, entre transformações e permanências [The socio-environmental recovery of urban valley bottoms in the city of São Paulo, between transformation and permanence]. Cad. Metrop., São Paulo, 15(29), 289-312.

UCS, Universidade de Caxias do Sul. Evolução Urbana: Município de Garibaldi/RS. 2017. UCS: Curso de Arquitetura e Urbanismo. Acadêmicas Angélica Hoffmann, Carina Cesaro, Fabiana L. Tesser, Mayara M. Pinto. Disponível em: https://www.academia.edu/33104118/Evolu%C3%A7%C3%A3o_urbana_de_Garibaldi. Acesso em: set. 2023.



AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO QUÍMICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO IGARAPÉ DO GIGANTE - MANAUS/AM

**1Joyce Kelly de Souza Figueiredo; 1Ana Carolina Gomes Corrêa; 2Flavio Wachholz;
2Maria Astrid Rocha Liberato; 2Maria da Glória Gonçalves de Melo**

1 Discente do ProfÁgua, Universidade do Estado do Amazonas-UEA, e-mail: jkdsf.mgr23@uea.edu.br; acgc.mgr23@uea.edu.br; 2 Professores do ProfÁgua, Universidade do Estado do Amazonas-UEA, e-mail: fwachholz@uea.edu.br; mliberato@uea.edu.br; mgmelo@uea.edu.br

Palavras-chave: Recursos Hídricos; Urbanização; Hidroquímica.

Resumo

Ao longo dos anos há preocupação com os recursos naturais se tornam mais emergentes diante de um cenário de catástrofes ambientais. A Região Amazônica ganha destaque por possuir recursos naturais em abundância como o a maior bacia hidrográfica do planeta por extensão e volume. A gestão dos recursos hídricos no país desde a criação da lei das águas – Lei n.º 9.422, de 08 de janeiro de 1997, passou a adotar um modelo sistêmico de integração participativa, baseado na tomada de decisões descentralizada e multilateral, que visa não somente a disponibilidade, mas a qualidade dos recursos hídricos e a interação dos ecossistemas, para que haja a minimização dos conflitos para os usos múltiplos da água.

Nesse estudo foi analisados os parâmetros físico-químico da água: cor, odor, transparência (m), turbidez (NTU), potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido (mg/L), condutividade elétrica, sólidos totais (mg/L) e temperatura (°C), comparado os resultados com as resoluções CONAMA 357/2005 e 274/2000 para águas de classe 2 e suas atualizações, assim como bibliografias de estudos realizados na região, como a pesquisa realizada pelo Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia – INPA no ano de 2016 na bacia hidrográfica do Igarapé do Gigante e outras bibliografias. As coletas de amostras de água, foram realizadas no Igarapé do Gigante, onde o processo de urbanização está em expansão. Foram definidos 05 pontos amostrais, georreferenciados com auxílio de GPS, conforme coordenadas. Os pontos de amostragem foram distribuídos em trechos, e para a identificação deles foram classificados como G1, G2, G3, G4 E G5. Em comparação ao ano de 2016 houve modificação nos pontos amostrais, com alteração de valores principalmente no parâmetro de oxigênio dissolvido, observando a diminuição significativa. A condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos são variáveis que estão totalmente interligadas, onde demonstram que quanto maior a presença de sedimento maior a turbidez e conseqüente a condutividade elétrica. Nesse estudo podemos analisar as modificações ao longo dos anos, onde apesar das medidas que vem sendo tomadas para preservação do Igarapé do Gigante ele ainda sofre com influências de lançamentos de efluentes domésticos não tratados e resíduos sólidos em alguns trechos, mais presentes que o outro, a cor variando entre marrom e turvo, a lodo esverdeado e o odor forte como de amônia presente em todos os pontos de coleta amostrais.

Os resultados obtidos por meio das análises realizadas nos cinco pontos amostrais, que apesar das intensificações de ações realizadas pelos órgãos estaduais e sociedade civil, ainda há presença muito forte de lançamento de efluentes domésticos, resíduos sólidos que refletem de forma considerável da queda da qualidade da água desta bacia.

Introdução

A região Amazônica destaca-se por apresentar riquezas naturais e abundância do ecossistema, possuindo a mais extensa bacia hidrográfica do planeta, ocupando uma área de 6,1 milhões de km², o que corresponde a aproximadamente 40% do continente Sul-Americano. Desde a nascente nos Andes Peruanos até sua foz no Oceano Atlântico, ao norte do Brasil, abrange territórios brasileiros, da Colômbia, da Bolívia, do Equador, da Guiana, do Peru e da Venezuela (ANA, 2017).

Por definição uma bacia hidrográfica é um território delimitado por divisores de água cujos cursos d'água em geral convergem para uma única foz localizada no ponto mais baixo da região (ANA, 2024). A água é considerada um solvente universal porque dissolve mais substâncias que qualquer outro líquido. Isto significa que onde quer que a água se desloque, através do solo ou através de nossos corpos, leva consigo produtos químicos, minerais e nutrientes (CNA, 2024).

Culturalmente o povoamento e ocupação do solo no estado do Amazonas se dá próximos aos rios, lagos e igarapés, por diversas questões principalmente pelo fácil acesso a alimentação e água. Os grandes centros urbanos geralmente criados por invasões onde não havia planejamento e nem estrutura que considerassem o desenvolvimento sustentável, acelerou o processo de degradação dos recursos hídricos e como conseqüência desta ocupação geram ações antrópicas e impactos negativos que são nocivos ao ecossistema.

Pode-se observar que “o uso do solo se tornou mais estratificado e as novas ocupações que foram se formando na cidade já surgiram bem mais marcadas pelo nível de renda dos seus habitantes” (LAVIERI & LAVIERE, 1999) o grande marco do desenvolvimento da cidade de Manaus foi com a chegada da Zona Franca de Manaus, oferecendo oportunidades a população e com isso muitas pessoas chegaram de todas as partes do estado e até fora dele, levando a superlotação e precariedade ao sistema de moradias do município.

Manaus está localizada à margem esquerda do Rio Negro, e seus tributários urbanos que cortam a cidade drenam para o rio principal, são receptores de poluição diária advindos de efluentes domésticos e industriais. Nesse sentido, os rios tiveram e ainda tem papel significante tanto no aspecto econômico e eco social, quanto no processo de ocupação regional (BEICHIMOL, 1999).



A Bacia Hidrográfica do rio Tarumã Açu está totalmente inserida no município de Manaus e abrange em sua área, localidades urbanizadas e outros preservados com poucas modificações humanas, encontramos ainda florestas nativas. A fim de amenizar os problemas advindos do uso e ocupação humana nesta bacia, em 2006 foi criado o Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Tarumã-Açu (CBH-TA), sendo este o primeiro comitê de bacia da Região Norte do País, porém, oficialmente instituído em 2009, pelo decreto 29.244 de 19 de outubro de 2009.

Outros meios também vêm sendo tomados para a proteção desta bacia, diante da criação da Área de Proteção Ambiental (APA) situado na margem esquerda do Rio Negro Setor Tarumã - Açu/Tarumã - Mirim e, o mais recentemente, a APA do Tarumã/Ponta Negra.

Abacia Hidrográfica do Igarapé do Gigante, localizada no porte sudoeste de Manaus (Amazonas - Brasil), encontra-se na Área de Proteção Ambiental – APA, Tarumã-Ponta Negra, com 22.698,84 hectares, correspondendo a mais de 1,9% do município de Manaus. Foi instituída por meio do Decreto Municipal n. 9.556/08, que tem como objetivo proteger a diversidade biológica e os recursos hídricos da área, organizar o processo de ocupação humana e garantir o uso sustentável dos recursos naturais (BRASIL, 2008). Esta bacia constitui-se no principal tributário da bacia do Tarumã Açu.

A bacia hidrográfica do Gigante está localizada inteiramente na zona urbana de Manaus cortando os bairros de Planalto e Redenção, está situado na Zona Centro-Oeste de Manaus AM.

O objetivo deste estudo é avaliar por meio de análises físico-química da água e comparar os resultados com as resoluções CONAMA n°. 274/2000 e n°. 357/2005 (águas doces, classe 2) e ainda comparar com resultados de estudos já realizados nessa mesma área de estudo.

Portanto é de suma importância que estudos técnicos científicos sejam realizados a fim de agregar valores e ainda aos níveis de degradação dos cursos d'água, e ainda apresentando que a qualidade da água é, portanto, um indicativo da qualidade ambiental da bacia.

O objetivo desta pesquisa consiste em avaliar o nível de degradação da qualidade da água da bacia hidrográfica do Igarapé do Gigante, por meio de análises de parâmetros físico-química da área de estudo, afim de relacionar as alterações sofridas ao longo dos anos pelas atividades antrópicas.

Material e Métodos

As coletas de amostras de água, foram realizadas no Igarapé do Gigante, onde o processo de urbanização está em expansão. Foram definidos 05 pontos amostrais, georreferenciados com auxílio de GPS, conforme coordenadas indicadas na Tabela 1. Os pontos de amostragem foram distribuídos em trechos, e para a identificação dos mesmos foram classificados como G1, G2, G3, G4 E G5, de acordo com as coordenadas apresentadas na Tabela 1.

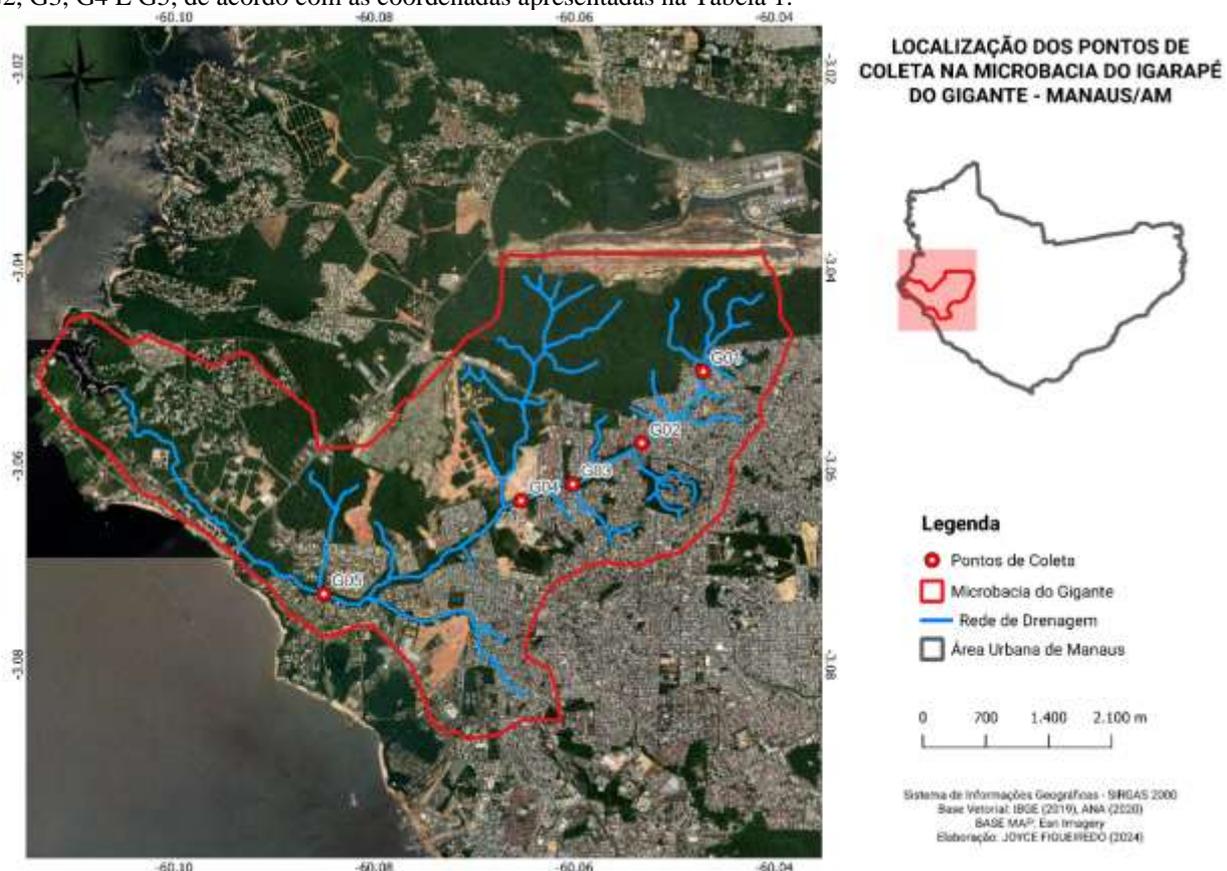


Figura 1 - Mapa de delimitação da área de estudo e localização espacial dos pontos de análise.

Fonte: Autores, 2024



Tabela 1 - Pontos de amostragem dos parâmetros físico-químicos da água

Pontos	Latitude (S)	Longitude (W)
G1	03° 03' 01.7"	060°02'49.6"
G2	03°03'27.6"	060°03'11.7"
G3	03°03'42.7"	060°03'36.5"
G4	03°03'48.6"	060°03'55.2"
G5	03°04'22.3"	060°05'06.6"

Fonte: Autores, 2024

No ano de 2016 foi realizado um estudo nessa área em quatro pontos de coleta, onde poderemos comparar esse mesmo período do ano de estiagem, pelo programa de iniciação científica PIBIC- INPA, foram analisados o único ponto que não poderá ser comparado o ponto G3, porém essa pesquisa comparará esses resultados com as resoluções CONAMA 357/2005 E 274/2000. Os parâmetros analisados foram, cor, odor, transparência (m), turbidez (NTU), potencial hidrogeniônico, oxigênio dissolvido (mg/L) , condutividade elétrica, sólidos totais (mg/L) e temperatura (°C).



Figura 1:Fotos dos Pontos de coletas parâmetros físico-químico da água.

Fonte: Autores, 2024



Para os valores de pH a resolução CONAMA atribui os termos de concentração de íons H^+ o qual é definido como logaritmo negativo da concentração molar de íons de hidrogênio: $pH = -\log [H^+]$ (pelo coeficiente de atividade Hidrogeniônico unitário). segundo a resolução CONAMA citadas, esses valores estariam enquadrados como qualidade boa, porém a nossa região é caracterizada por apresentar valores de pH abaixo de 5, para oxigênio dissolvido considerando a resolução CONAMA 274/2000 os valores não devem ser inferiores a 5 mg/L

Os parâmetros de metodologias Analíticas para turbidez foram utilizados o Medidor de Turbidez HI98703C (in situ), para temperatura, pH, OD, Condutividade Elétrica foi utilizado a sonda multiparâmetros HI98196 (in situ), o GPS Garmin para georreferenciamento da área, a Cor, odor e transparência foram realizados por avaliação visual do trecho, para coleta das amostras foi utilizado um balde de Inox, como podemos visualizar nas Figura 2 respectivamente, no ano de 2024.



Figura 2: A- Turbidímetro HI98703C, B- Sonda multiparâmetros HI98196, C-GPS Garmin, D- Balde de Inox.
Fonte: Atores, 2024

O tipo de técnica utilizada para coleta de amostras considerou os seguintes critérios: matriz – água superficial; tipo de amostragem – amostra simples, durante a coleta foi seguido as diretrizes e protocolos considerando cada tipo de análise, como estabelece o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (CETESB, 2011).

No ano de 2016 as coletas foram realizadas da seguinte maneira: sendo usadas as garrafas de polietileno de 1 litro para armazenamento, e assim também como os frascos tipo Winkler, com volume e numeração conhecida feita em duplicatas. As amostras foram retiradas diretamente dos igarapés com a ajuda da garrafa especial coletora do tipo Van Dorn. Após a realização das coletas, as amostras foram conduzidas ao Laboratório de Química Ambiental da Coordenação de Dinâmica Ambiental – CDAM, do INPA, para as análises físico química e bacteriológico, foram determinadas as variáveis: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, alcalinidade, oxigênio dissolvido.

Resultados e Discussão

As análises foram realizadas diretamente in situ no dia 13.01.2024, considerando que tivemos um ano atípico que considerou a maior estiagem no ano de 2023, levando a uma cota histórica para níveis mínimos em mais de 120 anos de medições, que mesmo com o início do período chuvoso a seca ainda se prolongou em muitas partes da bacia Amazônica.

Tabela 2: Dados de amostragem coletadas em campo, pesquisa realizada pela UEA para Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos

Ponto/Campo	Temp. (°C)	Turbidez	pH	OD	CE	TDS
G1_2016	27	x	6,7	4,7	100	X
G1_2024	27	19,5	5,9	0,7	125	56
G2_2016	27	x	6,8	3,6	123	X
G2_2024	28	14,4	6,5	0	266	133
G3_2016	X	X	X	X	X	X
G3_2024	29	10,9	6,8	0,1	257	121
G4_2016	27	x	6,0	6,5	32	X
G4_2024	29	14,7	6,5	2,0	236	118
G5_2016	27	x	6,8	2,7	117	X
G5_2024	30	15,2	7,0	0,7	232	116



A caracterização dos pontos de amostragem do Igarapé do Gigante realizados a partir de análises físicas como: odor, cor, e temperatura, turbidez e químicos pH e oxigênio dissolvido foram realizadas nos pontos de amostragem (in situ), utilizando os equipamentos portáteis mencionados na Figura 2, e comparando os resultados com as resoluções CONAMA n°. 274/2000 e n°. 357/2005 (águas doces, classe 2), houve também a comparação entre o estudo realizado no ano de 2016 pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA pela autora em quatro pontos amostrais idênticos, que são G1,G2,G4 e G5, considerando alguns parâmetros físico químicos.

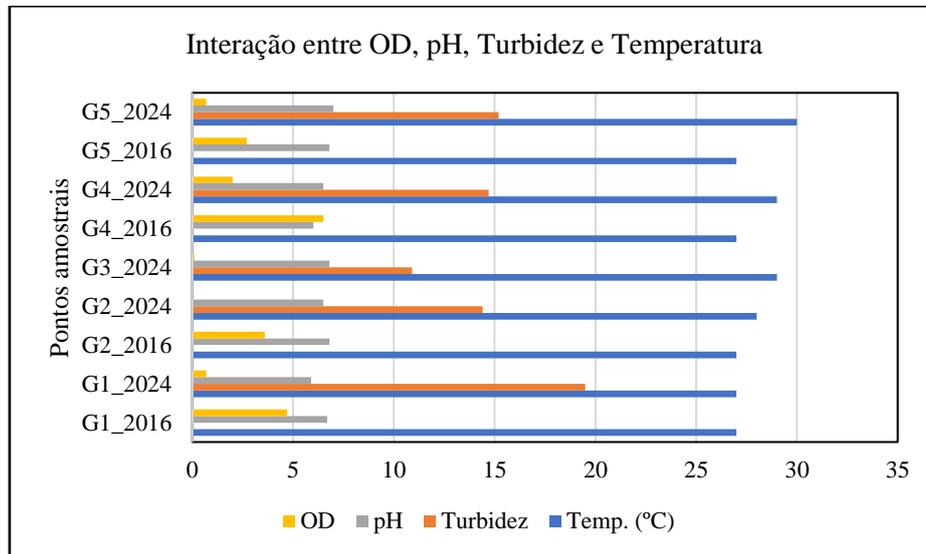


Gráfico 1: Interação entre os parâmetros OD, pH, Turbidez e temperatura coletas dos anos de 2016 e 2024.

Fonte: Autores, 2024

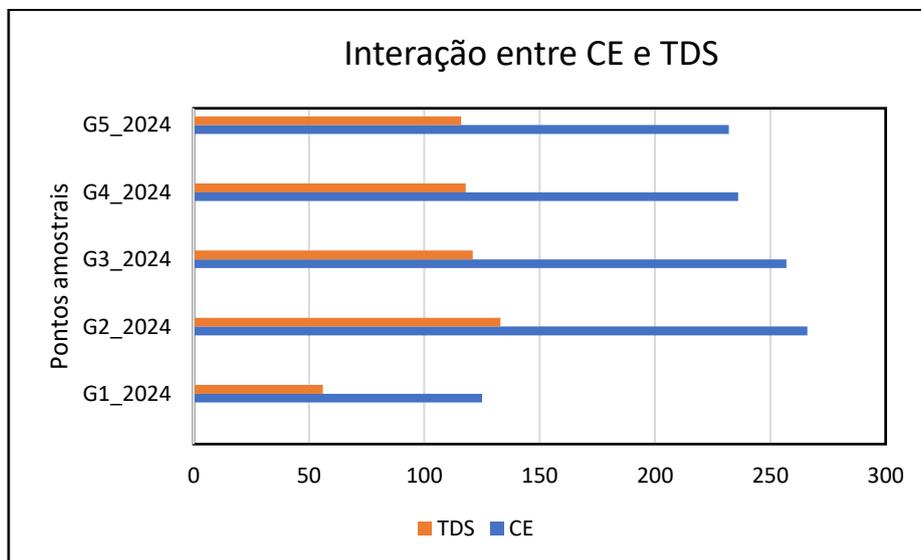


Gráfico 2: Interação entre os parâmetros de Sólidos Totais Dissolvidos e condutividade elétrica no ano de 2024.

Fonte: Autores, 2024

Os resultados obtidos por meio das análises realizadas nos cinco pontos amostrais, que apesar das intensificações de ações realizadas pelos órgãos estaduais e sociedade civil, ainda há presença muito forte de lançamento de efluentes domésticos, resíduos sólidos que refletem em uma considerável queda da qualidade da água desta bacia.

Variando entre 4,2 e 4,9 para os pontos amostrais coletados o pH são águas naturalmente ácidas em decorrência da presença de ácidos húmicos e fúlvicos derivados da decomposição da matéria orgânica florestal, e os valores encontradas estão entre básicas e alcalinas, podendo então perceber os impactos negativos que essa bacia ainda vem sofrendo, Figueiredo et.al, 2016 apresenta valores de pH entre 6,7 e 6,8 no período de estiagem, e esse estudo apresentou variável entre 5,9 a 7,0.

O oxigênio dissolvido foi encontrado a variável entre 0 e 2 nesse estudo, no estudo realizado pelo INPA esses valores



estavam entre 2,7 e 6,5 mg/L, este parâmetro pode variar em função da pressão atmosférica e da temperatura, e é um dos mais importantes indicadores de equilíbrio da vida aquática, há também o fator de interferência entre parâmetros (CETESB, 2021) diz que em águas com a temperatura menor possuem maior capacidade de se dissolver o oxigênio.

A temperatura, no entanto, obteve a variação entre 27 e 30 °C para esse estudo e no ano de 2016 fechou na média de 27 para todos os pontos amostrais, as atividades antrópicas que auxiliam na variação deste parâmetro é principalmente a ausência de vegetação ripária, que há uma maior incidência de radiação solar diretamente no corpo d'água, que por meio da condução de calor resulta na elevação da temperatura das águas superficiais, foi possível notar que ocorre um aumento na preservação da vegetação ripária em alguns pontos, porém ainda existe o aumento entre os anos de 2016 e 2024 e para este parâmetro a resolução não apresenta valores máximos e mínimos.

Em estudos realizados por (PIRANGY 2008) sobre a região da bacia do Tarumã- Açu em Manaus para águas escuras, foram encontrados valores entre 6,27 e 13,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para condutividade elétrica, o que mostra semelhança com os valores observados por (CAMPOS 1994) e (SILVA 1992), que encontraram valores inferiores a 28,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ em águas naturais da região da bacia do Tarumã- Açu. Para as variáveis encontradas nesse estudo temos 125 e 266 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e para o ano de 2016 valores entre 32 e 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

No período de estiagem é comum que ocorra a concentração dessa variável devido principalmente o acúmulo de sólidos dissolvidos na água que aumenta a condutividade elétrica referente principalmente pelos compostos de cátions e íons.

Portanto considerado enquadrado nessa resolução pois houve variação entre 10,9 e 19,5 NTU, os rios de águas pretas apresentam baixa turbidez pela pouca quantidade de materiais em suspensão.

Sólidos totais nessa pesquisa o valor variou de 56 a 133 mg/L, esses resultados podem indicar a influência das atividades antrópicas da terra, da perda de áreas florestais e da deposição irregular de resíduos sólidos nas margens do Igarapé.

Em comparação ao ano de 2016 houve modificação nos pontos amostrais, com alteração de valores principalmente no parâmetro de oxigênio dissolvido, observando a diminuição significativa no Gráfico 1. A condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos são variáveis que estão totalmente interligadas, onde demonstram que quanto maior a presença de sedimento maior a turbidez e consequente a condutividade elétrica no gráfico 2.

Nesse estudo podemos analisar as modificações ao longo dos anos, onde apesar das medidas que vem sendo tomadas para a preservação do Igarapé do Gigante ele ainda sofre com influências de lançamentos de efluentes domésticos não tratados e resíduos sólidos em alguns trechos, mais presentes que o outro, a cor variando entre marrom e turvo, a lodo esverdeado e o odor forte como de amônia presente em todos os pontos de coleta amostrais.

As comparações dos dados com a resoluções Conama 357/2005 e 274/2000 destacamos os parâmetros de oxigênio dissolvido, sólidos totais, turbidez, temperatura da água e condutividade elétrica que para essa pesquisa contribuiu para analisar a importância de estudos técnicos e a necessidade da criação e/ou reformulação de uma resolução para caracterizar as águas naturais da região, como o pH de água preta que para região Amazônica se caracterizam naturalmente ácidas.

De acordo com a proposta de analisar os níveis de degradação ambiental que este corpo hídrico vem sofrendo ao longo dos anos pode-se observar por meio das interações nos gráficos 1 e 2 nos pontos que puderam ser comparados ao longo de 8 anos, com a diminuição do OD, pH, turbidez e variação da temperatura. Os sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica por sua vez são parâmetros correlacionado principalmente pela interferência que tem sobre o outro.

Considerações Finais

A expansão urbana, falta de estrutura para saneamento básico e moradias em situações precárias são fatores que ligam diretamente a falta de qualidade dos recursos hídricos do Igarapé do Gigante em Manaus, por estar sendo corpo receptor de efluentes domésticos e resíduos sólidos, o que atinge diretamente o direito a garantia do uso múltiplos dos recursos hídricos.

Como medida preventiva o governo por meio do Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas no mês de fevereiro de dois mil e vinte e quatro lançou o sistema integrado de inteligência e monitoramento da bacia hidrográfica do Gigante que por meio de uma parceria com a Universidade do Estado do Amazonas –UEA e diversas entidades públicas, privadas e civis, que vai monitorar as ampliações de rede e as novas estações de tratamento projetadas pelo programa “Trata Bem Manaus” da Concessionária Águas de Manaus, uma das parceiras do projeto, além dos sistemas já existentes em condomínios e conjuntos residenciais localizados na Bacia O objetivo do Sistema é alcançar resultados, tais como: Indicadores de qualidade do rio e água subterrânea melhorados (IQA); Regularização de atividades licenciadas; Outorgas/Licenças das áreas do entorno; Recuperação de áreas degradadas; Eliminação das lixeiras viciadas; Preservação das nascentes, entre outros (IPAAM, 2024).

Há também nessa bacia o movimento social “Todos pelo Gigante” que visa a recuperação e preservação a importância desta bacia se dar principalmente pelas vinte e duas nascentes e toda a extensão que ocupa.

Portanto medidas já vêm sendo tomadas, e espera-se que os objetivos sejam alcançados, assim como o intuito desta pesquisa como contribuição do estado atual da bacia hidrográfica do Igarapé do Gigante.

Agradecimentos

O Presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior–CAPES– Código de Financiamento 001, do Programa de Mestrado Profissional, em Rede Nacional, em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos– ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°.2717/2015. Agradecimentos à Agência Nacional das Águas pela cessão de dados distribuídos gratuitamente e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas-FAPEAM, pelo apoio financeiro em forma de bolsa, concedido à autora Joyce Kelly de Souza Figueiredo.



Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas- ANA (Brasil). 2011. O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz? / Agência Nacional de Águas. -- Brasília: SAG.

ALPHAVILLE Urbanismo. Diagnóstico ambiental da bacia do Igarapé do Gigante. Manaus: Alphaville Urbanismo; 2008. 402 p.

ANA. 2017. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: ANA.

BRASIL. Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei n. 8001, de 13 de. Diário Oficial da União, Brasília, p. 4, jan. 1997.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000. Diário Oficial da União, Brasília, nov. 2000. 96.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de MARÇO de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

CAMPOS, Z.E.S. Parâmetros Físico-Químicos em Igarapés de água clara e preta ao longo da rodovia BR-174 entre Manaus e Presidente Figueiredo-Am. Manaus, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade de Amazonas.90p. Tese (Mestrado em Ciências Biológicas) - curso de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, INPA/FUA. 1994.

CETESB. Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimentos, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 2011.

Conselho Nacional da água – CNA disponível em: <https://conselhonacionaldaagua.weebly.com/propriedades-da-aacutegua.html>, acesso em 20.02.2024.

Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas IPAAM, 2024 Ipaam lança Sistema Integrado de Inteligência, Proteção e Monitoramento da Bacia Hidrográfica do Gigante. Disponível em : <https://www.ipaam.am.gov.br/ipaam-lanca-sistema-integrado-de-inteligencia-protecao-e-monitoramento-da-bacia-hidrografica-do-gigante/> acesso em : 28/02/2024.

Figueiredo, J K S.2018. Hidroquímica da micro Bacia do Igarapé do Gigante/AM. Programa de iniciação científica. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia- INPA.

LAVIERI, J. Roberto e LAVIERI, Ma. B. Ferreira. Evolução urbana de João Pessoa pós1960.In. A questão urbana na Paraíba.GONÇALVES, Regina Célia, et al. João Pessoa. EditoraUniversitária, 1999.

PIRANGY, R.S. Influência da Urbanização na Qualidade das Águas da Bacia Hidrográfica do Tarumã-Açu/Manaus/AM. 2008.

SILVA, C.P.D.D. Influência das modificações ambientais sobre a comunidade de peixes de um igarapé da cidade de Manaus- Am Tese mestrado em Ciências Biológicas. INPA/FUA.1992.



ESTUDO SOBRE A EFICIÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DE TANINOS VEGETAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUA

1 Maria Tereza Gomes dos Santos

1 Universidade Federal De Campina Grande, mariaterzagomes744@gmail.com

Palavras-chave: Água potável; Abastecimento; Taninos vegetais.

Resumo

A água é um recurso essencial para a manutenção da vida no planeta terra, demandando que sua disponibilidade exista em quantidade e qualidade necessárias para sua utilização efetiva e eficaz. Além disso, é necessário considerar que a Organização das Nações Unidas (ONU) reconhece a água e o saneamento básico como direitos humanos, elencando o acesso universal e equitativo. No entanto, é sabido que o alcance à água limpa e de qualidade não se mostra como realidade de uma parcela significativa da população brasileira, visto que o país conta ainda com uma intensa insuficiência no tocante ao serviço de abastecimento de água potável que é estabelecido pelo saneamento básico. Dessa forma, pode-se dizer que esse contexto tende a afetar negativamente a saúde e a qualidade de vida de toda uma população, quando tal encontra-se impossibilitada de usufruir de uma água de boa qualidade. Logo, integrar novas técnicas a serem utilizadas no tratamento de água se faz de extrema importância, levando em consideração a necessidade em relação ao abastecimento de água e o bem-estar da população atendida. Consoante a isso, torna-se possível expor a necessidade de estabelecer novos métodos de a serem utilizados no tratamento de água, que apresentem inovação e acessibilidade em sua conjuntura. Assim sendo, o objetivo desse estudo foi evidenciar a eficiência do uso de tratamentos alternativos com taninos vegetais no tratamento de água, indicando uma propícia e possível ampliação para os métodos já existentes, estendendo a gama de possibilidades para que se torne possível o acesso à água potável.

1. Introdução

A Organização das Nações Unidas (ONU) a partir da aprovação da Resolução A/RES/64/292, no ano de 2010 estabeleceu “o direito à água potável e limpa e ao saneamento como um direito humano essencial para o pleno gozo da vida e de todos os direitos humanos”. Explanando a atenção já existente com o que diz respeito às questões de saneamento.

A definição ligada ao saneamento básico liga-se intimamente ao cotidiano de toda uma sociedade, visto que se trata de um conjunto de serviços e trás em sua conjuntura especificações que abrangem grande parte das atribuições diárias de uma comunidade. Nesse sentido, sua execução concreta se mostra como fator imprescindível na qualidade de vida da população. Assim, considerar o estabelecimento de sistemas de abastecimento de água competentes faz-se como fator de significativa importância para que seja garantido o acesso ao saneamento básico, bem como seu desempenho.

Nesse contexto, com o crescimento populacional acarretado pela revolução industrial, os recursos hídricos passaram a contar com níveis de poluição cada vez maior, o que ocasionou na necessidade da utilização de tratamentos para tornar a água própria para consumo humano. Desde então tais processos vem se aprimorando para que atenda às necessidades apresentadas na qualidade da água. Nos dias atuais, é necessário que a água seja direcionada até uma estação de tratamento de água (ETA), para que sejam eliminados contaminantes físicos, químicos e biológicos. Dessa forma, é necessário que a água a ser consumida atenda a norma de potabilidade vigente.

Para tanto, o processo de tratamento de tratamento da água se inicia a partir da captação, mas é a partir da etapa de coagulação que as impurezas são retiradas, de fato. Di Bernardo e Dantas (2005) definem a coagulação como um processo de modelo físico que proporciona a remoção de impurezas da água, ocorrendo na unidade de mistura rápida da ETA. Tal processo tem início a partir da adição do coagulante, que apresentam em sua constituição ferro e alumínio. No Brasil, o sulfato de alumínio é o coagulante mais utilizado em função de seu baixo custo, alta disponibilidade e facilidade no manuseio.

No entanto, com o passar do tempo, foi possível verificar que a utilização do sulfato de alumínio na etapa de coagulação pode acarretar riscos à saúde humana. Alguns estudos também demonstram que além de agravar o mal de Alzheimer, o excesso de alumínio pode causar raquitismo, anorexia e constipação intestinal (CHEDEVILLE et al., 2009). Outrossim, é válido destacar que o meio ambiente também pode sofrer consequências a partir dessa utilização de alumínio no tratamento de água, bem como o aumento na produção de lodos residuais, toxicidade e biodegradabilidade.

Nesse contexto, é possível afirmar que há uma grande necessidade de buscar novas alternativas para eliminar as impurezas da água. De acordo com CORAL et al., 2009 coagulantes poliméricos a partir de compostos derivados de taninos vegetais, apresentam eficiência no tratamento de líquidos.

Taninos são tidos como compostos da classe dos polifenóis, encontrados em uma vasta diversidade de plantas superiores e comumente utilizados na indústria do couro como agente de curtimento, em um dos mais antigos processos de transformação dominados pelo homem. Seu conceito químico mais de antigo pode defini-los como “substâncias orgânicas de extrato vegetal capazes de precipitar proteínas” (belavski, 1965). Logo, por apresentar significativa facilidade de acesso à arvores tanantes no Brasil, a utilização de tais se mostra vantajosa.

Dessa forma, na busca por técnicas alternativas sustentáveis para o tratamento da água, o presente trabalho objetiva destacar a eficiência dos taninos vegetais utilizados no tratamento de água, a partir de uma pesquisa qualitativa de resultados anteriormente obtidos.



2. Material e Métodos

As etapas metodológicas seguidas no desenvolvimento deste estudo encontram-se apresentadas, em síntese, na Figura 1.

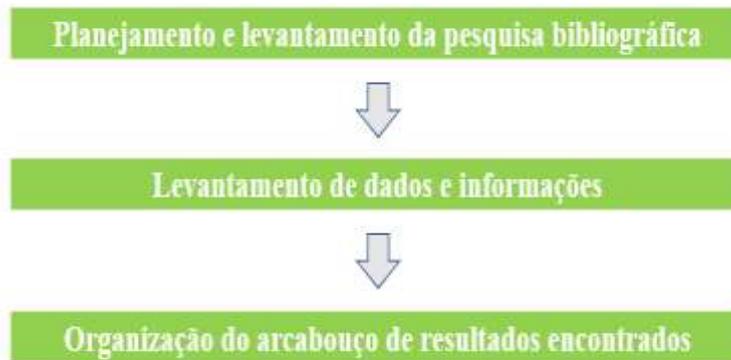


Figura 1: Identificação e análise das fontes utilizadas.

2.1 Planejamento e Levantamento da Pesquisa Bibliográfica

A primeira etapa do procedimento metodológico liga-se ao planejamento e levantamento da pesquisa bibliográfica em uma perspectiva nacional e internacional. O objetivo deste planejamento foi buscar literaturas que abordassem a relação existente entre a dificuldade de acesso à água potável e a utilização de taninos vegetais como tratamento alternativo no tratamento da água, a nível Brasil, a Nível América Latina e a nível mundial. Para tanto, foram usados como ferramenta de pesquisa o Google acadêmico e o portal de periódicos CAPES.

2.2 Levantamento de Dados e Informações

Nessa etapa foi realizado o levantamento de dados e informações junto a sites, blogs e jornais web para que fosse possível a observação dos diversos coeficientes que promovessem conjunturas distintas da utilização de taninos vegetais como tratamento alternativo no tratamento da água. Para isso, foram selecionadas matérias de blogs, sites e jornais web, todos escolhidos levando em consideração a posterior verificação de modelos procedentes na concepção da eficiência dos taninos vegetais nessa esfera.

2.3 Organização do Arcabouço de Resultados Encontrados

A terceira e última etapa apresentou-se como um seguimento da etapa anterior, onde um estudo mais aprofundado do arcabouço de resultados encontrados foi realizado, e fundamentando-se nessa investigação foram identificados os padrões de eficiência do objeto de estudo do trabalho.

Resultados e Discussão

A partir do planejamento e levantamento das informações acerca da utilização dos taninos vegetais no tratamento da água, foi possível elencar resultados positivos ao que foi proposto, visto que tal aplicação vem trazendo efeitos satisfatórios mediante aos testes aos quais vem sendo submetida.

Mangrich, A.S et al., 2013 aponta que coagulantes produzidos a partir de substâncias naturais como aqueles advindos de taninos são capazes de atender as recomendações propostas pela ONU, bem como outros programas, a exemplo dos Globais de Inovação (do inglês, Global Innovation Imperatives, Gii).

De acordo com Azevedo, H.B et al., 2024 os resultados encontrados através da coagulação fazendo uso de taninos obtidos a partir da casca do angico vermelho (*Anadenanthera macrocarpa* (Benth.) Brenan.) mostraram-se promissores. Além disso, elenca também que o processo de coagulação rápido se mostra eficaz na redução da turbidez da água. Nesse sentido, a atuação dos taninos se mostra eficiente, visto que a remoção da turbidez em águas residuárias apresenta significativa importância, uma vez que este parâmetro de qualidade de água está relacionado com a presença de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

Abreu2019 elenca que a utilização dos taninos a base Acácia Negra (*Acacia mearnsii*) proporcionou remoção máxima da Turbidez (75,25%) da água residuária de suinocultura quando usada uma concentração de 5,42 mL.

Sánchez-Martín et al. 2009 aponta que a capacidade do tanino proveniente da Acacia mearnsii (acácia negra), da TANFLOC, conta com produtividade similar à eficiência do coagulante inorgânico sulfato de alumínio na eliminação da turbidez, em demanda biológica de oxigênio (DBO) e na demanda química de oxigênio (DQO), além de reduzir a produção de lodo.

Nesse contexto, Dos Anjos, B.F et al., expõe que os taninos cationizados podem ser utilizados como agentes coagulantes, além de que a sua extração a partir de madeira de cajueiros mostra-se como uma alternativa notável para agregar valor à cadeia produtiva. No mais, aponta que a adição de novos grupos funcionais na estrutura química dos taninos da casca do caju justifica a eficiência do material para a clarificação da água.

Michelan et al., 2020 ao basear-se na comparação entre tanino vegetal e *Moringa Oleiera Lam* verificou que ambos os coagulantes anunciam alta eficiência a na remoção da cor aparente e da turbidez, proporcionando água livre de odor e com aparência límpida. A remoção desses parâmetros variou em função das dosagens utilizadas, bem como do tempo de sedimentação, mesmo que não tenha sido verificado estatisticamente diferença significativa.



Outrossim, Sánchez-Martín et al. (2010), expõe que os taninos de Quebracho (*Schinopsis balansae* Engl.), tendo sua utilização como coagulante no tratamento de água após classificar diferentes combinações de concentração, velocidade e tempo, conseguiu obter ótimos resultados, chegando a atingir até 80% remoção da turbidez utilizando baixas concentrações de coagulante na água.

Comentários Finais

Levando em consideração os aspectos mencionados, é-se levado a crer que a utilização de taninos vegetais das mais diversas origens traz consigo um conceito de tratamento alternativo significativamente propenso à utilização, tendo em vista o êxito em sua aplicação e os respectivos resultados satisfatórios.

Destarte, foi possível identificar através do estudo que a utilização dos taninos vegetais no tratamento de água consegue superar as expectativas elencadas através das pesquisas. O desempenho de tais materiais foi adequado nas demandas as quais foram submetidos, exprimindo eficiência e eficácia no que diz respeito à remoção de turbidez, cor aparente e até DQO.

Assim sendo, é cabível afirmar que por tratar-se de uma matéria prima de fácil e acesso e baixo custo, sobretudo no Brasil, há fortes motivos para que haja um maior investimento acerca da pesquisa na melhoria de sua utilização. Além disso, por apresentar resultados positivos em sua atuação, pode vir a somar de forma positiva em sistemas de tratamento de água convencionais e alternativos.

Agradecimentos

Ao 3º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental pela acessibilidade e à Universidade Federal de Campina Grande pela vasta gama de instrução ofertada para com a minha base de conhecimento prático e teórico, os meus agradecimentos.

Referências Bibliográficas

BELAVSKI, E. O Curtume no Brasil. Porto Alegre: Editora Globo, 1965.

BELTRÁN-HEREDIA, J.; SÁNCHEZ-MARTÍN, J. Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. *Desalination*, v. 249, n.1, p.353–358. 2009. DOI:10.1016/j.desal.2009.01.039

Bruna Ferreira dos Anjos, T., Kelly Barbosa de Azevêdo, B., Rafaella Ferreira da Silva, R., Martins Braga, A., Santos Pimenta, F., Adriana Ferreira de Andrade (2022). Tannins from cashew tree (*Anacardium occidentale*) bark as a flocculant for water clarification. *Rev. Ambient. Água* vol. 17 n. 3, e2815. Doi:10.4136/ambi-agua.2815.

Conceição de Gois Santos Michelin, D., & Santos Rosa, T. (n.d.). I 017-USO DE COAGULANTES NATURAIS NO TRATAMENTO DE ÁGUA PARA CONSUMO HUMANO: COMPARAÇÃO ENTRE TANINO VEGETAL E MORINGA OLEIERA LAM. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Bruno Barbosa De Azevedo, H., Santos De Souza, D., Lucas Batista De Paiva, K., Evany, P., do Nascimento, P., Kelly Barbosa De Azevedo, T., & Martins Braga, R. (2024). *Viabilidade dos taninos de angico vermelho para o tratamento de efluentes* *Viability of red angico tannins for effluent treatment*. <https://doi.org/10.30969/acsa.v20i1.1396>.

CHEDEVILLE, O.; DEBACQ, M.; PORTE, C. Removal of phenolic compounds present in olive mill wastewaters by ozonation. *Desalination*, v. 249, n. 2, p. 865- 869, 2009. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0011916409009370>. Doi: 10.1016/j.desal.

CORAL, L. A., BERGAMASCO, R., BASSETTI, F. J. Estudo da Viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. *International Workshop advances in cleaner production*. São Paulo – Brazil. 2009.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A D. B. Métodos e Técnicas de Tratamento de Água. 2ª ed. v. 1. São Carlos: RiMa, 2005.

Instituto Federal Do Espírito Santo Curso Superior De Agronomia Sunciaray Caroline Coswosk De Abreu Tanino De Acácia Negra (*Acacia Mearnsii*) Como Coagulante Natural No Tratamento De Água Residuária De Suinocultura E Vinhaça.

Mangrich, A. S., Doumer, M. E., Mallmann, A. S., & Wolf, C. R. (2014). Green chemistry in water treatment: Use of coagulant derived from acacia mearnsii tannin extracts. *Revista Virtual de Química*, 6(1), 2–15. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20140002>.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2005.



ANÁLISE DA PRESENÇA DE AGROTÓXICOS NAS ÁGUAS PARA CONSUMO HUMANO DOS MUNICÍPIOS DO SUDOESTE PAULISTA E SEU MONITORAMENTO

1Mércia Maria Damasio Pereira, 2Ricardo Serra Borsatto

1 Universidade Federal de São Carlos, e-mail: mercia.damasio22@gmail.com; 2 Universidade Federal de São Carlos, e-mail: Ricardo.borsatto@ufscar.br

Palavras-chave: Abastecimento, Vigilância em saúde, Municípios.

Resumo

O Sudoeste Paulista, região onde a atividade econômica predominante é a agricultura, possui o menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do Estado de São Paulo. Localizado na zona de transição entre Cerrado e Mata Atlântica, possui grandes mananciais e altos índices de preservação dos biomas quando comparado a outras regiões. Nesse contexto, o objetivo deste estudo é identificar e analisar a presença de agrotóxicos nas águas para consumo humano dos 24 municípios da região Sudoeste Paulista e sua adesão ao Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (Vigiagua) entre 2014 e 2022. A metodologia utilizada baseou-se na extração de dados das análises de água disponibilizadas na plataforma do Vigiagua. Os dados foram tabulados e analisados com o auxílio do software Excel, contabilizando quantas vezes cada agrotóxico apareceu nos municípios no período, e sua predominância em cada localidade. Em 2014, ano de baixa adesão ao Programa, 17 dos 24 municípios obtiveram a quantificação de agrotóxicos na água para consumo humano, sendo o Mancozebe o agrotóxico encontrado com maior frequência. Em 2018, todos os municípios aderiram ao Programa, o que levou à redução de agrotóxicos encontrados quando comparado aos anos anteriores. Em 2021, dos 24 municípios, apenas 4 apresentaram a presença de agrotóxicos. Constatou-se a partir dos resultados a existência de contaminação de agrotóxicos nas águas para consumo humano em diversos municípios do Sudoeste Paulista. No entanto, os municípios que aderiram ao Programa tiveram redução drástica da presença de agrotóxicos nas águas para consumo humano nos últimos anos.

Introdução

O Sudoeste Paulista é uma região formada por 24 municípios, sua fonte de renda é principalmente oriunda de atividades agrícolas e o uso excessivo de agrotóxicos resulta na poluição de água que é tratada para o consumo humano. Os dados do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água Para Consumo Humano - VIGIÁGUA, disponíveis no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água Para Consumo Humano - SISAGUA, são úteis para ajudar os órgãos de Vigilância em Saúde a gerenciar os riscos à saúde associados à água tratada (VERSOLATTO, 2023).

A água é fundamental para a manutenção da vida e todo ser humano é responsável pelo uso e pelos cuidados deste recurso. Manter as características originais de mananciais, rios, lagos e oceanos deve ser agenda prioritária de governos, indústrias e escolas. O monitoramento da qualidade da água em parques municipais, estaduais e federais, além de propriedades particulares, é de extrema importância, pois garante a segurança dos usuários e a conservação das características originais desses ambientes (SFAIR, *et al.*, 2021).

O Sudoeste Paulista é composto por municípios como Angatuba, Buri, Campina do Monte Alegre, Itaberá, Itapeva, Itapetininga, Taquarivaí e Ribeirão Branco, sendo conhecido pelas áreas produtivas e pelo latifúndio, decorrente de um processo histórico bastante particular quando comparado às demais regiões paulistas (ANTUNES JUNIOR; BORSATTO; SOUZA ESQUERDO, 2021). Conhecido como “ramal da fome”, é uma das regiões menos desenvolvidas do estado de São Paulo, e das que apresentam as maiores discrepâncias entre pequenos e grandes produtores rurais (SANTI, PRADO, 2022). Sendo que, devido ao pouco desenvolvimento, esta região ainda apresenta grande nível de preservação de suas florestas e mananciais.

O saneamento básico abrange o conjunto de serviços de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, limpeza urbana, coleta e destinação de resíduos, drenagem e manejo das águas pluviais. Com isso, facilita o acesso aos dados sobre a qualidade da água para consumo humano na região (SFAIR, *et al.*, 2021).

A vegetação nativa predominantemente é associada ao bioma da Mata Atlântica com resquícios de Cerrado. Segundo Köppen-Geiger, o clima é considerado predominantemente subtropical úmido (ARAÚJO *et al.*, 2021).

Com isso, o presente estudo tem como objetivo analisar a presença de agrotóxicos nas águas próprias para consumo humano nos municípios do Sudoeste Paulista.

Material e Métodos

No presente estudo, é utilizada a metodologia quantitativa. Segundo Michel (2005), a pesquisa quantitativa é um método de pesquisa social que utiliza a quantificação nas modalidades de coleta de informações e no seu tratamento, mediante técnicas estatísticas, tais como percentual, média, desvio-padrão, coeficiente de correlação, análise de regressão, entre outros. Composta pelos municípios de Angatuba, Arandu, Bernardino de Campos, Buri, Capão Bonito, Campina do Monte Alegre, Cerqueira César, Ipaussu, Itaberá, Itáí, Itapeva, Itapetininga, Itaporanga, Itararé, Itatinga, Manduri, Paranapanema, Pilar do Sul, Piraju, Riversul, São Miguel Arcanjo, Taquarituba, Taquarivaí e Tejupá. Como pode-se observar na Figura 1.



Figura 1: Sudoeste Paulista.
Fonte: Piemonte *et al.*, 2021

Obtenção de dados

Para realizar um diagnóstico da presença de agrotóxicos nas águas que abastecem a população desta região, coletou-se dados referentes às análises de água, disponíveis na plataforma digital do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água Para Consumo Humano (VIGIÁGUA). As análises compreendem os anos de 2014 a 2022, período em que o VIGIÁGUA fornece dados.

Agrotóxicos estudados

Os agrotóxicos estudados foram obtidos também no site do VIGIÁGUA. Com o uso da função *filtro* fornecida no próprio site, é possível localizar o grupo de parâmetros que se deseja analisar, no caso, o parâmetro escolhido foi o agrotóxicos, sendo eles, 2,4D + 2,4,5T; Atrazina; DDT+DDD+DDE; Endossulfan; Endrin; Metalcloro; Parationa Metílica; Pendimentalina; Profenofós; Simazina; Terbufós; Trifluralina; Mancozebe; Glifosato; Carbenidazim+benomil; Metamidofós; DDT; Carbofurano, Diuron e Lindano. Todos os pesticidas averiguados foram retirados das análises que o VIGIÁGUA executava.

Uso dos dados obtidos

Os dados, referentes aos 24 municípios da região de estudo, foram tabulados e analisados no *software Excel*. Com o uso da função *CONT.SE*, foi possível contabilizar em formato de gráficos e tabelas a aparência total de cada contaminante nos municípios, possibilitando observar qual obteve maior predominância em cada município. Nos casos em que mais de um defensivo ocorria na mesma quantidade de vezes, foi consultada a literatura e a bula do mesmo, para que pudesse ser escolhido o elemento com maior risco para a saúde humana.

Resultados e Discussão

Quantificação de municípios

Os dados obtidos sobre a quantificação de agrotóxicos dos municípios podem ser observados na tabela 1.

Tabela 1: Número de quantificação e valores acima do permitido dos municípios do Sudoeste Paulista

Ano	Número de municípios com presença de agrotóxicos			
	Quantificado	Acima do VMP	Sem agrotóxicos	Sem dados
2014	17,00	0,00	2	5
2015	16,00	0,00	3	6
2016	18,00	0,00	2	5
2017	12,00	0,00	4	8
2018	10,00	0,00	14	0
2019	10,00	1,00	13	0
2020	12,00	0,00	11	1
2021	14,00	0,00	9	1
2022	4,00	0,00	20	0



O primeiro ano em que iniciou a contabilização de dados do VIGIAGUA, ou seja, em 2014, dos 24 municípios, 17 apresentaram quantificação de agrotóxicos em sua água destinada para o consumo humano, sendo que no respectivo ano 5 municípios ainda não tinham aderido ao programa, sendo eles Angatuba, Bernardino de Campos, Campina do Monte Alegre, Ipaussu e Tejupá. Os municípios de Itaporanga e Itararé não apresentaram presença de agrotóxicos.

Em 2015, caiu para 16 o número de localidades com agrotóxicos quantificados em suas águas, porém houve seis municípios para os quais não havia dados disponibilizados. Itararé, Pilar do Sul e Tejupá não apresentaram teor de pesticidas.

No ano de 2016, aumentou para 18 o número de municípios que apresentaram agrotóxicos quantificados em suas águas destinadas para o consumo humano. Cinco municípios não disponibilizaram informações sobre suas análises, sendo eles, Bernardino de Campos, Campina do Monte Alegre, Ipaussu, Taquarituba e Tejupá. Dois municípios não apresentaram presença de agrotóxicos: Itararé e Pilar do Sul.

No ano seguinte, ocorreu a uma diminuição no número de municípios nos quais foram detectados a presença de agrotóxicos, totalizando 12 municípios, porém foi o ano em que teve a maior quantidade de localidades sem dados, compreendendo oito municípios, Angatuba, Bernardino de Campos, Campina do Monte Alegre, Manduri, Pilar do Sul, Riversul, São Miguel Arcanjo e Tejupá. Quanto aos municípios sem apresentar detecção, foram quatro, sendo eles, Arandu, Buri, Ipaussu e Taquarituba.

No ano de 2018, nota-se uma drástica redução de municípios com águas contaminadas, totalizando 10 localidades, sendo que, agora todos as cidades tinham aderido ao programa Vigiágua. Angatuba, Arandu, Buri, Campina do Monte Alegre, Capão Bonito, Itapeva, Itaporanga, Itararé, Paranapanema, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo, Taquarituba e Tejupá não apresentaram a presença de agrotóxicos em suas águas para consumo humano, sendo que, foi a maior quantidade número de locais com agrotóxicos não quantificados em suas águas até o momento. E nesse mesmo ano, nenhum município teve o valor máximo permitido atingido.

Em 2019, o número de municípios nos quais foram quantificados agrotóxicos em suas águas foi o mesmo que o ano anterior, porém, Itapetininga chama a atenção, pois um ponto de coleta detectou a aparição de agrotóxico acima do valor máximo permitido. Todos os locais estavam fornecendo dados ao sistema. Os locais que não quantificaram agrotóxicos em suas águas destinadas ao consumo humano totalizaram, sendo eles, Angatuba, Arandu, Bernardino de Campos, Buri, Campina do Monte Alegre, Capão Bonito, Itararé, Itatinga, Pilar do Sul, São Miguel Arcanjo, Taquarituba e Taquarivaí.

No ano de 2020, foi observado um aumento na detecção de agrotóxicos em relação aos anos anteriores, totalizando 12 municípios. Como consequência ocorreu a diminuição de locais que não apresentaram a aparição de agrotóxicos, caindo para 11, sendo eles, Angatuba, Bernardino de Campos, Buri, Campina do Monte Alegre, Capão Bonito, Ipaussu, Itaberá, Itararé, Itatinga, Riversul e Taquarivaí. O município de Tejupá não enviou dados ao sistema nesse ano estudado.

Em 2021, ocorreu um aumento de municípios com águas contaminadas, subindo para 14, o município de Tejupá novamente não forneceu dados ao sistema do Vigiágua, e 9 locais não apresentaram a presença de agrotóxicos em suas águas para consumo humano, sendo eles, Angatuba, Bernardino de Campos, Buri, Campina do Monte Alegre, Capão Bonito, Ipaussu, Itaberá, Itaí, Itapeva, Itaporanga, Itararé, Itatinga, Paranapanema, Pilar do Sul, Riversul, São Miguel Arcanjo, Taquarituba, Taquarivaí e Tejupá.

No ano de 2022 o sistema apresentou uma drástica redução do número de municípios com quantificação, caindo para quatro, sendo eles, Arandu, Cerqueira César, Itapetininga e Manduri, esse foi o ano em que o menor número de municípios apresentaram quantificação de agrotóxicos, sendo que todos eles forneceram dados ao Vigiágua. Por sua vez, 20 em municípios não foram detectados agrotóxicos, sendo eles, Angatuba, Bernardino de Campos, Buri, Campina do Monte Alegre, Capão Bonito, Ipaussu, Itaberá, Itaí, Itapeva, Itaporanga, Itararé, Itatinga, Paranapanema, Pilar do Sul, Riversul e São Miguel Arcanjo.

Agrotóxicos mais frequentes ao longo dos anos

No gráfico 1, estão organizadas as informações sobre a frequência dos agrotóxicos que foram predominantes em cada município nos anos estudados.



Gráfico 1: Principais contaminantes nos últimos anos municípios do Sudoeste Paulista.

No ano de 2014, o agrotóxico mais detectado foi o Mancozebe, aparecendo nas análises 104 vezes. Em 2015, o Endrin, foi o pesticida mais frequente, sendo detectado 116 vezes. No ano seguinte, o Glifosato obteve um número de frequência de 108 vezes. Em 2017, o pesticida mais presente foi o Carbofurano, totalizando 112 vezes em que apareceu nas contagens. Em 2018, o mesmo pesticida do ano anterior, Carbofurano, foi o que mais teve detecção, porém aparecendo um número menor de vezes, com 104 vezes em que apareceu nas análises. No ano de 2019, 2,4D foi o defensivo que teve maior predominância em aparições nas águas para consumo humano, sendo detectado 99 vezes. Em 2020, Atrazina foi o que mais predominou nas análises, sendo detectado 93 vezes. No ano seguinte, novamente o 2,4D foi o mais presente, mesmo que em menor quantidade em comparação com a vez anterior, ainda esteve presente em 93 das análises. E no último ano de análises, o Carbofurano foi o que mais esteve presente nas águas para consumo humano, sendo quantificado em 113 amostras. Esse foi o ano em que esse pesticida apareceu por um maior número de vezes, quando comparado aos anos anteriores em que o mesmo se fez presente.

Agrotóxicos mais frequentes em cada município

No gráfico 2, é possível observar quais os agrotóxicos mais usados nos municípios e o número de vezes em que cada um apareceu



Gráfico 2: Agrotóxicos por municípios.

O agrotóxico Aldrin foi o predominante em Angatuba, sendo quantificado uma vez. Em Arandu, o DDT foi detectado quatro vezes. No município de Bernardino de Campos, não houve agrotóxico predominante. Em Buri o 2,4D foi detectado três vezes nas análises. Campina do Monte Alegre não teve um agrotóxico predominante. Em Capão Bonito, o Mancozebe foi o que foi detectado em maior número, três vezes. No município de Cerqueira César, o Lindano foi o agrotóxico que mais foi observado a presença nas águas para consumo humano, nove vezes, e foi o maior número de vezes que um defensivo se mostrou presente nas contagens. O Glifosato foi o pesticida mais frequente em Itapetininga, sendo detectado oito vezes. Em Itaberá e Itaipava observou-se a presença de Atrazina, se fazendo presente cinco e oito vezes respectivamente. No município de Itapetininga, foi predominante o Glifosato, também sendo detectado oito vezes nas análises. Em Itapeva, Itapouranga e Itararé, a Atrazina



predominou, sendo detectado três, quatro e uma vez respectivamente. Em Itatinga, o DDT apareceu quatro vezes nas contagens, sendo o mais presente no município. Em Manduri e Paranapanema foi predominante a Atrazina, que foram detectados quatro e cinco vezes respectivamente. Com apenas uma aparição predominante, o Glifosato, foi o agrotóxico mais frequente em Pilar do Sul. Piraju apresentou uma frequência elevada de Atrazina, oito vezes. Em Riversul observou-se por três vezes a presença de 2,4D. Nos municípios de São Miguel Arcanjo, Taquarituba e Taquarivaí, a Atrazina foi o agrotóxico predominante, mostrando-se presente quatro vezes no primeiro e duas nos demais. No último município estudado, Tejuapá, o DDT apareceu uma vez nas análises.

Discussão

No Gráfico 1, pode-se observar que ao longo dos anos ocorreu uma redução da detecção de agrotóxicos presentes nas águas destinadas para consumo humano.

Como pode ser observado, a saúde humana pode ser afetada pelos agrotóxicos diretamente, por meio do contato direto do organismo com estas substâncias, ou ainda indiretamente, por intermédio do desenvolvimento de algum fator impactante como resultado do uso desses agentes químico (MOREIRA *et al.*, 2002).

A tabela 2, mostra os principais grupos químicos dos agrotóxicos encontrados nas águas para consumo humano.

Tabela 2: Grupo químico dos agrotóxicos

Agrotóxicos	Classes
2,4D	Organofosforado
Aldrin	Organoclorado
Atrazina	Triazinas
Carbofurano	Organofosforado
DDT	Organoclorado
Endrin	Organoclorados
Glifosato	Organofosforado
Lindano	Organoclorado
Mancozebe	Carbamatos
Parationa metflica	Organofosforado

Os agrotóxicos estudados são pertencentes principalmente às classes dos organofosforados, organoclorados, carbamatos e triazinas. Sendo que o Aldrin além de ser um organoclorado é também um poluente persistente (POPs). De acordo com Peres (2007), vários distúrbios do sistema nervoso foram associados à exposição aos agrotóxicos organofosforados, principalmente aqueles ligados à neurotoxicidade desses produtos, observados através de efeitos neurológicos retardados. Os agrotóxicos organoclorados têm uma ampla variedade de efeitos agudos e crônicos para os seres humanos, dentro eles danos neurológicos, câncer e efeitos congênitos, além disso, muitos destes compostos são suspeitos de atuar como disruptores (VILCA *et al.*, 2017).

Os carbamatos são potencialmente tóxicos ao homem, podendo causar efeitos adversos ao sistema nervoso central e periférico, ter ação imunodepressora ou ser cancerígeno, entre outros (NERO *et al.*, 2017).

A Atrazina é rapidamente absorvida pelo trato gastrointestinal e após 72 horas, 65% é eliminado na urina e 15% permanece nos tecidos corporais principalmente nos fígados, rins e pulmões (BRAZ, 2009).

Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), tais como os pesticidas (DDT e Endrin,) são substâncias químicas que persistem no ambiente, acumulando-se em concentrações altas no tecido adiposo e que é biomagnificado através da cadeia alimentar (VILCA *et al.*, 2017).

Também foi notado que 23 municípios tiveram a presença de agrotóxicos nos anos de 2014 a 2023, exceto o município de Campina do Monte Alegre, isso pode ser explicado pois o município fornece água retirada do poço artesiano.

Do total de municípios, 23 deles, mesmo apresentando quantificação, significando que foi detectado a presença de agrotóxicos em suas águas, as respectivas concentrações não estavam acima do valor máximo permitido. A exceção é Itapetininga, onde em um ponto de coleta observou-se uma concentração acima do valor máximo permitido de Parationa Metflica em 2019. De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA (2024), esse agrotóxico teve sua venda proibida no Brasil no ano de 2016, pois em suas análises laboratoriais demonstrou-se mais perigoso aos homens do que aos animais, também é um



pesticida mutagênico e que altera o ciclo hormonal dos seres humanos, agindo diretamente no sistema reprodutor.

Outro resultado importante dessa pesquisa é que foi notado um aumento da adesão dos municípios ao sistema Vigiágua, a partir de 2018, sendo que 23 deles tinham fornecido os dados, porém, a cidade de Tejuπά, ainda sofreu uma oscilação, sendo que em alguns anos ocorria a presença de dados e outros anos não apresentava dados.

Considerações Finais

Conclui-se que existe a presença de agrotóxicos nas águas próprias para consumo humano no Sudoeste Paulista, porém, nos últimos anos observou-se uma redução na presença dos agrotóxicos. Ademais, observou-se que, ao longo dos anos, a adesão ao fornecimento de dados ao sistema do Vigiágua foi aumentando.

Referências Bibliográficas

ANTUNES JUNIOR, Wolney Felipe; BORSATTO, Ricardo Serra; SOUZA-ESQUERDO, Vanilde Ferreira de. ENTRE CAMPOS E CAPÕES: um breve resgate da trajetória de desenvolvimento do sudoeste paulista. *Alternativas Para O Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista*, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 20-33, 2021. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/210906155>. Disponível em: <http://downloads.editoracientifica.org/articles/210906155.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2023.

ANVISA -Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Proibido uso de agrotóxico parationa metflica. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/assuntos/noticias-anvisa/2016/proibido-uso-de-agrotoxicos-com-parationa-metflica>. Acesso em: 02 maio 2024.

ARAÚJO, Júlio César Lima de *et al.* PASSIVO AMBIENTAL DAS ÁREAS DE PROTEÇÃO PERMANENTES (APPS) RIPÁRIAS DO SUDOESTE PAULISTA. *Alternativas Para O Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista*, [S.L.], p. 138-155, jan. 2021. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/210906162>. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.org/articles/210906162.pdf>. Acesso em: 02 maio 2024.

MICHEL, M. H. Metodologia e Pesquisa Científica em Ciências Sociais: Um Guia Prático para Acompanhamento da Disciplina e Elaboração de Trabalhos Monográficos. São Paulo: Atlas, 2005.

MOREIRA, Josino C. *et al.* Avaliação integrada do impacto do uso de agrotóxicos sobre a saúde humana em uma comunidade agrícola de Nova Friburgo, RJ. *Ciência e Saúde Coletiva*, [S.I.], v. 2, n. 7, p. 299-311, maio 2002. Disponível em: https://www.scielo.org/article/ssm/content/raw/?resource_ssm_path=/media/assets/csc/v7n2/10249.pdf. Acesso em: 30 abr. 2024.

PERES, Frederico *et al.* AGROTÓXICOS, SAÚDE E AMBIENTE: uma introdução ao tema. São Paulo: Fiocruz, 2007. 41 p. Disponível em: https://portal.fiocruz.br/sites/portal.fiocruz.br/files/documentos/cap_01_veneno_ou_remedio.pdf. Acesso em: 30 abr. 2024.

PIOMONTE, Beatriz Galdino *et al.* ISOLAMENTO DOMICILIAR RURAL E INDICADORES DE DESENVOLVIMENTO NO SUDOESTE PAULISTA. *Alternativas Para O Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista*, [S.L.], v. 1, n. 1, p. 72-87, maio 2021. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/210906158>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/357042903_ISOLAMENTO_DOMICILIAR_RURAL_E_INDICADORES_DE_DESENVOLVIMENTO_NO_SUDOESTE_PAULISTA. Acesso em: 02 maio 2024.

SANTI, Tiago; PRADO, Helbert Medeiros. O campesinato no “ramal da fome” paulista: contextualização histórica e transformações das atividades produtivas. *Retratos de Assentamentos*, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 136-168, 27 jun. 2022. *Retratos de Assentamentos*. <http://dx.doi.org/10.25059/2527-2594/retratosdeassentamentos/2022.v25i1.496>. Disponível em: <https://retratosdeassentamentos.com/index.php/retratos/article/view/496/435>. Acesso em: 27 mar. 2023.

SFAIR, Isabella Christina Athayde *et al.* QUALIDADE DA ÁGUA NA REGIÃO SUDOESTE PAULISTA. *Alternativas Para O Desenvolvimento Sustentável do Sudoeste Paulista*, [S.L.], p. 186-201, 2021. Editora Científica Digital. <http://dx.doi.org/10.37885/210906165>. Disponível em: <https://downloads.editoracientifica.org/articles/210906165.pdf>. Acesso em: 02 maio 2024.

VERSOLATO, Anete. Contaminação dos Recursos Hídricos por Agrotóxicos: Uma Análise da Precariedade do Monitoramento e da Inércia no Combate. 2023. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2023.



VILCA, Franz Zirena *et al.* Análise de resíduos de agrotóxicos organoclorados em morango usando o método QuEChERS com CG- μ ECD. Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal Of High Andean Research, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 5-10, 29 mar. 2017. Universidad Nacional Del Altiplano Puno Peru. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2017.250>. Disponível em: <http://www.scielo.org.pe/pdf/ria/v19n1/a01v19n1.pdf>. Acesso em: 30 abr. 2024.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard. 2. ed. [S.I]: Quem, 2019. Disponível em: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240005662>. Acesso em: 02 maio 2024.



AVALIAÇÃO DA EVOLUÇÃO TEMPORAL DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BARRAGEM MÃE D'ÁGUA

1Maria Teresa de Jesus Camelo Guedes, **2**Mateus Ricardo Mendes Pessota, **3**Catrine Ribeiro, **4**Bridia Belloli Bellora Moni **5**Louidi Lauer Alborno, **6**Marcelo Zaro, **7**Maria Cristina de Almeida Silva

1 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: mteresag1308@gmail.com; 2 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: mateus27pessota@gmail.com; 3 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: catrine.ribeiro1@gmail.com; 4 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: bridiabellora@gmail.com; 5 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, louidi.lauer@ufrgs.br; 6 Campus Litoral/UFRGS, e-mail: marcelo.zaro@ufrgs.br; 7 Instituto de Pesquisas Hidráulicas/UFRGS, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br

Palavras-chave: Barragem Mãe d'Água; Índice de Qualidade da Água; Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Resumo

A Barragem Mãe D'Água, localizada no Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), encontra-se na bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, o qual é um importante manancial que percorre a cidade de Porto Alegre/RS no sentido leste-oeste. A barragem foi idealizada visando fins paisagísticos, para fornecer água para pesquisas do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), irrigação de culturas na Faculdade de Agronomia, permitir a ligação entre o IPH e o Campus do Vale e a regularização de vazão advinda do Arroio Mãe D'Água. Com o passar dos anos essas finalidades foram perdendo importância e a barragem passou a sofrer com o aporte inadequado de resíduos sólidos, de efluentes domésticos e de sedimentos, além de eutrofização. Durante as últimas décadas foram desenvolvidas pesquisas avaliando a qualidade da água da barragem, contudo, para fins de monitoramento ambiental é necessário que a avaliação do recurso natural seja feita de forma contínua e sistemática. Dessa forma, o objetivo do presente trabalho é apresentar a evolução temporal da qualidade da água da Barragem Mãe D'Água a partir do seu monitoramento e da comparação dos resultados com parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 e Resolução CONSEMA n° 355/2017 e por meio do cálculo do Índice de Qualidade Ambiental (IQA). O IQA foi calculado baseado em metodologia da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), considerando nove parâmetros: coliformes fecais, temperatura, sólidos totais, pH, turbidez, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total e nitrogênio total. Foi realizado monitoramento de dezembro de 2023 a abril de 2024 dos seguintes parâmetros: pH, turbidez e OD, utilizando sonda multiparamétrica Horiba U-52. Os parâmetros do IQA foram determinados seguindo metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, no período entre dezembro de 2023 a fevereiro de 2024. Os dados dos parâmetros supracitados foram avaliados em quatro pontos diferentes da barragem: a) afluente do bairro Jardim Universitário (Viamão/RS), b) entrada da Estação Recuperadora da Qualidade Ambiental (ERQA) desativada da UFRGS, c) a jusante da descarga de efluente da ERQA e d) vertedouro da Barragem Mãe D'Água, denominados aqui respectivamente P1, P2, P3 e P4. No que concerne à ERQA desativada, pontua-se que o sistema de afastamento sanitário da UFRGS foi ligado ao da municipalidade no ano de 2021 e que o ponto P2, teoricamente, deveria receber apenas contribuições de drenagem pluvial do Campus do Vale. Os resultados da pesquisa mostraram que os valores médios de IQA para os pontos P1, P2, P3 e P4 são iguais a 36,1, 28,4, 25,9 e 38,9, respectivamente. Apenas os pontos P1 e P4 apresentaram valores de IQA que indicam qualidade de água considerada regular, sendo os demais pontos enquadrados como de qualidade ruim. Verificou-se que os valores de turbidez no ponto P3 são superiores aos encontrados nos demais pontos, possivelmente por ser um ponto de encontro de diferentes contribuições, oriundas do bairro e da própria universidade, e em razão da concentração visível de sedimentos e de matéria orgânica. Foi observado que as concentrações de OD no ponto P2 são inferiores aos demais pontos analisados, o que pode indicar possível fuga de efluentes não tratados provenientes da UFRGS. Por fim, os resultados obtidos levantam dúvidas e preocupações sobre os impactos da baixa qualidade da água da barragem no ecossistema e nas comunidades que vivem nas redondezas e a jusante, assim, mantendo a necessidade do monitoramento ambiental.

Introdução

As bacias hidrográficas são consideradas unidades básicas de planejamento e de gestão ambiental, sendo fornecedoras de importantes serviços ecossistêmicos à sociedade, tais como: matéria prima, recursos genéticos, ciclagem de nutrientes, suprimento de água, recreação, entre outros. A região de estudo do presente trabalho é a Barragem Mãe D'Água (BMDA), localizada na bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, importante manancial que percorre a cidade de Porto Alegre/RS no sentido leste-oeste.

Segundo o projeto da barragem apresentado pela Comissão Especial de Obras de Irrigação (1957), ligada à Secretaria Estadual de Obras Públicas, e de acordo com Fujimoto (2002), a barragem foi idealizada para atender as seguintes finalidades: a) o fornecimento de água para fins de pesquisa e irrigação; b) a conexão do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) com o Campus do Vale por meio do coroamento da barragem; c) a criação de um espelho d'água com fins paisagísticos; e d) a regularização da vazão do Arroio Mãe D'Água para conter enchentes do Arroio Dilúvio.

De todas as finalidades citadas, a única que se mantém até os dias atuais é referente ao item b, tendo sido as demais inviabilizadas pelas problemáticas ambientais que passaram a assolar a região desde que a BMDA foi construída, em 1962.



Dentre as problemáticas, destaca-se: o aporte de resíduos sólidos, de efluentes domésticos e de sedimentos e a eutrofização. A principal causa desses problemas ambientais é o atendimento deficitário de serviços de saneamento básico na região, consequência de um processo de urbanização desacompanhado de planejamento urbano.

Durante as últimas décadas, pesquisas foram desenvolvidas avaliando a qualidade da água da BMDA, contudo, para fins de monitoramento ambiental é necessário que a avaliação do recurso natural seja feita de forma contínua e sistemática (EMBRAPA, 2022). Os parâmetros de qualidade da água refletem a contaminação dos corpos hídricos e, a partir deles, pode ser avaliado o Índice de Qualidade das Águas (IQA) que, segundo Menezes et al. (2010), é uma ferramenta matemática empregada para transformar vários parâmetros em uma única grandeza, a qual representará o nível de qualidade da água, além de ser um resultado facilmente interpretável, inclusive para a população leiga.

Dessa forma, o objetivo do presente trabalho é avaliar a evolução temporal da qualidade da água da Barragem Mãe D'Água a partir do seu monitoramento e da comparação dos resultados com parâmetros estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (CONAMA, 2005) e Resolução CONSEMA n° 355/2017 (CONSEMA, 2017) e por meio do cálculo do Índice de Qualidade Ambiental (IQA).

Materiais e métodos

Área de estudo e pontos avaliados

A área de enfoque do trabalho encontra-se no território do Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), na divisa entre os municípios de Viamão e Porto Alegre (Figura 1).

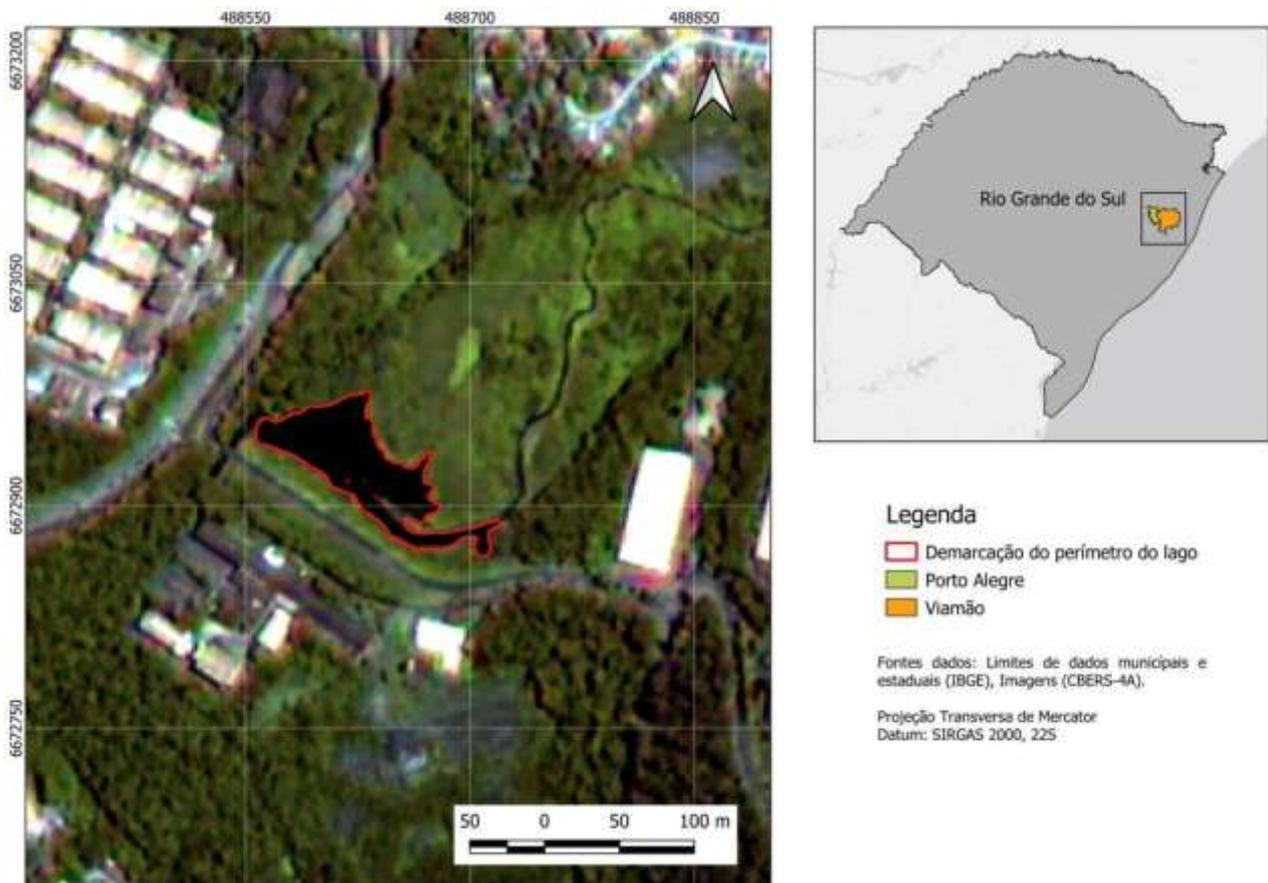


Figura 1: Delimitação da lâmina d'água da barragem não coberta por vegetação (à esquerda); mapa do Rio Grande do Sul, evidenciando os municípios de Porto Alegre e Viamão (à direita).

Fonte: Elaborada pelos autores

Para realizar o monitoramento da qualidade da água da BMDA, foram escolhidos quatro pontos de análise (Figura 2), estudados anteriormente por Albornoz et al. (2021), no período de agosto de 2020 a agosto de 2021. Os pontos e suas respectivas coordenadas estão apresentados na Tabela 1.



Figura 2: Pontos selecionados para monitoramento.
Fonte: Google Earth (2024)

Tabela 1: Descrição dos pontos e suas coordenadas de latitude e longitude

Ponto	Descrição	Latitude	Longitude
P1	Afluente do Jardim Universitário (Viamão/RS)	-30.072097	-51.117252
P2	Entrada da Estação Recuperadora da Qualidade Ambiental (ERQA) da UFRGS ¹	-30.073463	-51.118017
P3	A jusante da descarga de efluente da ERQA	-30.073536	-51.117516
P4	Vertedouro da BMDA	-30.074464	-51.118880

Ressalta-se que no período estudado por Albornoz et al. (2021), as principais atividades da universidade estavam interrompidas devido à pandemia de Covid-19, podendo este fato ter afetado significativamente os resultados obtidos, fazendo-se necessário dar continuidade aos estudos.

IQA e Monitoramento dos parâmetros

Para avaliar a evolução temporal da qualidade da água da BMDA, foi determinado o IQA adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), o qual é feito a partir do produtório ponderado de nove parâmetros, segundo a fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida e ;

w_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

¹A Recuperadora da Qualidade Ambiental (ERQA) do Campus do Vale da UFRGS está desativada, haja vista que a rede de esgoto cloacal foi interligada com a rede do DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgotos) no ano Estação de 2021.



em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

A partir do cálculo efetuado, determina-se a qualidade das águas brutas, indicada pelo IQA, que varia em uma escala de 0 a 100, representado na Figura 3.

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
REGULAR	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

Figura 3: Faixas de classificação do IQA.

Fonte: CETESB, 2017

Os parâmetros considerados no cálculo com seus respectivos pesos são: coliformes fecais (0,15), pH (0,12), nitrogênio total (0,10), DBO (0,10), fósforo total (0,10), temperatura (0,10), turbidez (0,08), sólidos totais (0,08) e OD (0,17).

Foi realizado monitoramento de dezembro de 2023 a abril de 2024 dos seguintes parâmetros: pH, turbidez e od, utilizando sonda multiparamétrica Horiba U-52. Os parâmetros do IQA foram avaliados conforme metodologias descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). A quantificação dos coliformes foi realizada pelo método enzimático Colilert®. A determinação do IQA foi feita com os parâmetros obtidos entre dezembro de 2023 a fevereiro de 2024.

Resultados e discussão

Variação temporal dos parâmetros pH, OD e turbidez

As Figuras 4, 5 e 6 apresentam a variação temporal dos parâmetros de pH, OD e turbidez nos quatro pontos de estudo na BMDA.

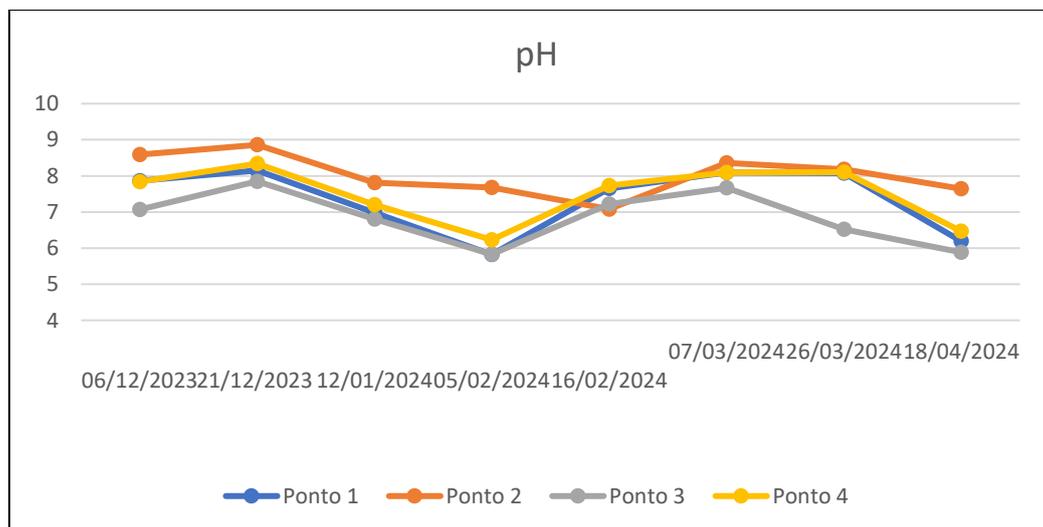


Figura 4: Variação temporal de pH nos pontos de estudo.

Os resultados de pH encontrados para o ponto P2, quando comparados ao valor apresentado na Resolução CONSEMA nº 355/2017 para o lançamento de esgoto na natureza, representam valores em conformidade com a legislação, pois podem variar entre 6 e 9. Os pontos P1 e P4 estão de acordo com os dados da Resolução CONAMA nº 357. Apenas o ponto P3 apresenta maior variação de pH e possui valores fora da faixa exigida.

Ao examinar o estudo de Albornoz et al. (2021), constatou-se que os níveis de pH se assemelham aos registrados neste estudo, no mesmo período de análise (dezembro a abril). Por exemplo, a média do ponto P4 no estudo de Albornoz foi de 7,18, enquanto na presente pesquisa foi de 7,2.

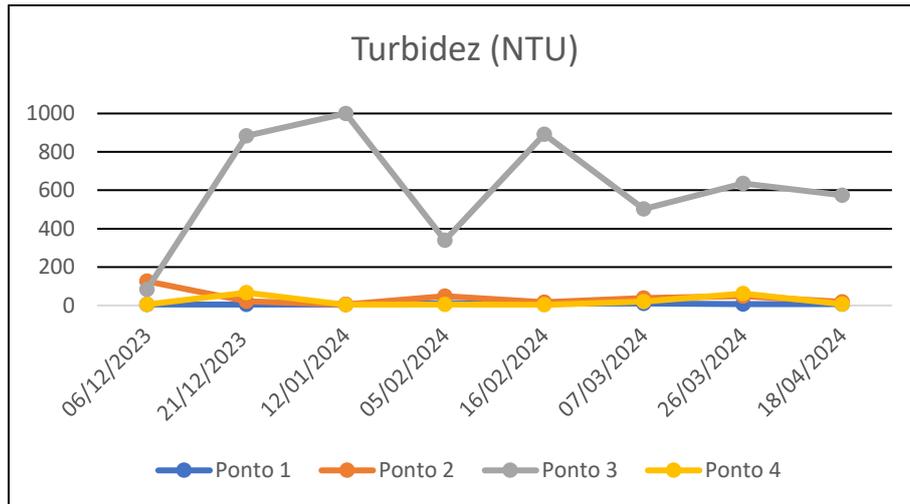


Figura 5: Variação temporal de turbidez nos pontos de estudo.

Os valores de turbidez no ponto P3 são superiores aos encontrados nos outros pontos, possivelmente por ser um ponto de encontro de diferentes contribuições, oriundas do bairro e da própria universidade, e em razão da concentração visível de sedimentos e de matéria orgânica. Destaca-se o maior valor de turbidez obtido no dia 12/01, equivalente a 1000 NTU.

No estudo de Albornoz et al. (2021), os autores também encontraram valores de turbidez para os pontos P3 acima dos obtidos para os demais pontos. Entretanto, o valor médio de turbidez de P3, equivalente a 70,4 NTU, foi consideravelmente inferior ao encontrado no presente estudo (613,5 NTU). Como os autores realizaram as análises no período da pandemia da Covid-19 e as principais atividades da universidade estavam interrompidas, provavelmente, os resultados obtidos podem ter sido afetados.

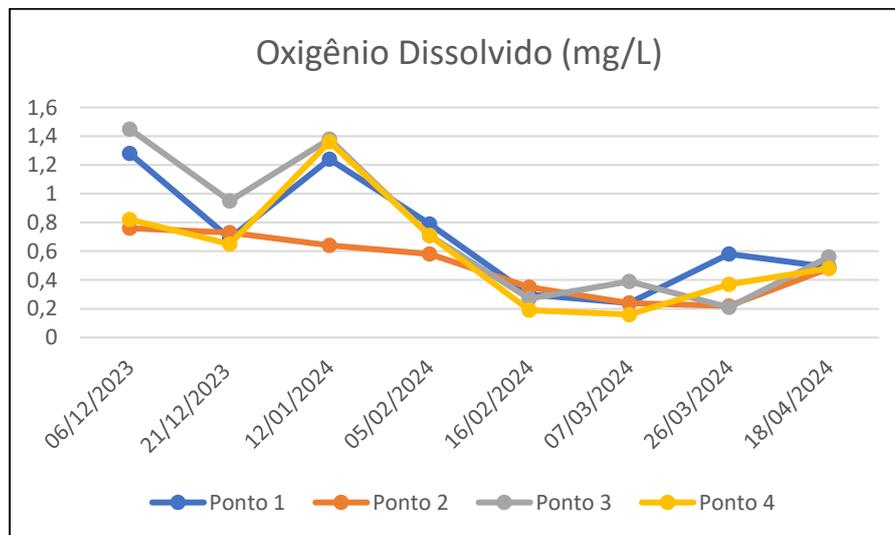


Figura 6: Variação temporal de Oxigênio Dissolvido (OD) nos pontos de estudo.

Verifica-se que os valores de concentração de OD do ponto P2 são inferiores aos demais pontos. Isso pode indicar que a maior contribuição da poluição na BMDA é devido ao lançamento de efluentes não tratados provenientes do Campus do Vale da UFRGS. Albornoz et al. (2021) também obtiveram baixas concentrações de OD para os quatro pontos avaliados, com concentrações variando entre 1 a 5 mg O₂/L.

A média da concentração de OD no ponto P3 é de 0,74 mg O₂/L. A Resolução CONAMA 357/2005 indica que para corpos de água classe 1, o OD não deve ser inferior a 5 mg/L. Concentrações abaixo desse valor podem comprometer a preservação da vida aquática, prejudicando o ecossistema local (Ekau et al., 2010).

Variação do IQA dos pontos de estudo

Através das coletas e análises das águas dos quatro pontos de estudo, foi possível determinar os respectivos valores de IQA nos meses de dezembro/2023 a fevereiro/2024. Os valores destacados em amarelo são considerados como IQA regular (36<IQA<51) e os em vermelho são considerados como ruim (19>IQA>36).

Os dados obtidos para cada parâmetro estão apresentados nas Tabelas 2 a 4.



Tabela 2: IQA dos pontos de estudo no dia 06/12/2023

Parâmetro	Unidade	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	100	100	100	100
pH	-	90	68	90	90
DBO	mg/L	2	2	2	2
Nitrogênio Total	mg/L	86	45	95	95
Fósforo Total	mg/L	10	18	1	15
Temperatura	°C	94	94	94	94
Turbidez	NTU	80	5	24	82
Sólidos Totais	mg/L	78	32	44	75
OD	%	7	9	13	9,5
IQA		31,8	23,8	24,6	34,2

Tabela 3: IQA dos pontos de estudo no dia 12/01/2024

Parâmetro	Unidade	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	100	100	100	100
pH	-	88	91	84	92
DBO	mg/L	6,5	2	12	12
Nitrogênio Total	mg/L	86	64	72	90
Fósforo Total	mg/L	25	8	9	30
Temperatura	°C	94	94	94	94
Turbidez	NTU	81	82	5	84
Sólidos Totais	mg/L	86	88	32	87
OD	%	12	8	13	13
IQA		43,3	31,3	30,4	48,1

Tabela 4: IQA dos pontos de estudo no dia 16/02/2024

Parâmetro	Unidade	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Coliformes Fecais	NMP/100 ml	100	100	100	100
pH	-	92	68	92	92
DBO	mg/L	2	2	2	2
Nitrogênio Total	mg/L	80	61	72	80
Fósforo Total	mg/L	20	10	8	25
Temperatura	°C	94	94	94	94
Turbidez	NTU	74	64	5	86
Sólidos Totais	mg/L	87	84	32	86
OD	%	6,5	7	6,5	6,2
IQA		33,3	30,2	22,6	34,3

Diante dos resultados, plotou-se um gráfico para representar a variação do IQA dos quatro pontos da BMDA ao longo dos meses avaliados. Os dados estão apresentados na Figura 6.

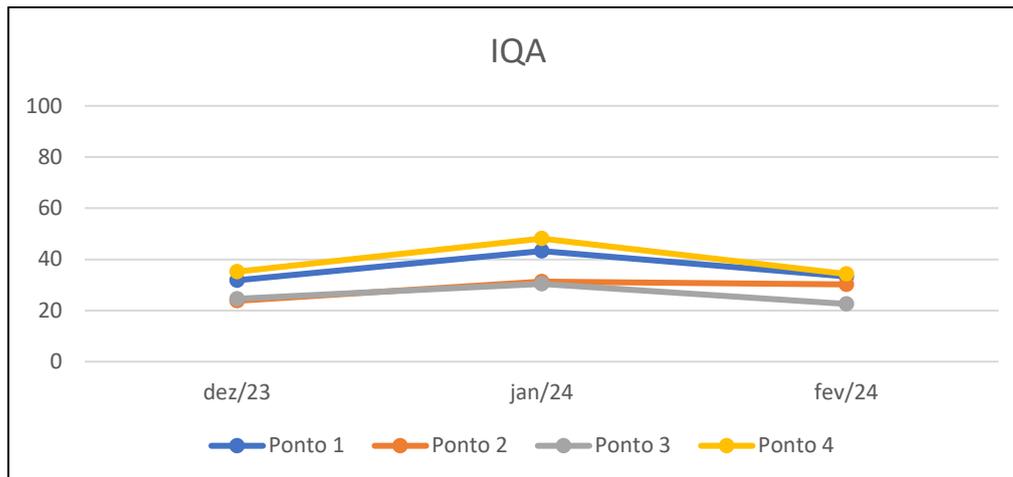


Figura 6: Variação do IQA dos pontos de estudo.

Ao avaliar os dados obtidos, verifica-se que os valores médios de IQA para os pontos P1, P2, P3 e P4 são iguais a 36,1, 28,4, 25,9 e 38,9, respectivamente. Apenas os pontos P1 e P4 apresentaram média na faixa considerada regular.

Diante da análise de variação temporal do IQA (Figura 6), destaca-se que os pontos P2 e P3 apresentaram valores de IQA dentro da faixa considerada ruim ($19 < IQA < 36$). Essa mesma classificação foi obtida para os pontos P1 e P4 nos meses de dezembro de 2023 e fevereiro de 2024. Apenas na análise da coleta realizada em janeiro de 2024, os valores de IQA dos pontos P1 e P4 estiveram na faixa considerada regular ($36 < IQA < 51$).

Na coleta realizada no mês de janeiro de 2024, uma possível razão para a melhora do Índice de Qualidade da Água (IQA) em todos os pontos de coleta, especialmente em P1 e P4, pode estar relacionada ao recesso escolar. Com as atividades no campus reduzidas na data da coleta, é provável que haja uma diminuição significativa no lançamento de efluentes na barragem, contribuindo para a melhoria da qualidade da água.

Considerações finais

- A partir dos dados obtidos no monitoramento, verificou-se que os valores de turbidez no ponto P3 são superiores aos encontrados nos demais pontos. Nesse sentido, é importante destacar que no local ocorre a junção de diferentes contribuições, advindas do bairro e da própria universidade. Ainda, que há décadas é despejado nesse ponto esgotos *in natura* e observa-se *in loco* a presença de sedimentos, se traduzindo em maior concentração de matéria orgânica.
- As concentrações de OD no ponto P2 são inferiores aos demais pontos e isso pode indicar que considerável contribuição da poluição na BMDA se deve a fuga do lançamento de efluentes não tratados provenientes do Campus do Vale/UFRGS.
- Os valores médios de IQA para os pontos P1, P2, P3 e P4 são iguais a 36,1, 28,4, 25,9 e 38,9, respectivamente. Apenas os pontos P1 e P4 apresentaram média na faixa considerada regular.
- Diante dos dados obtidos de ODs nos quatro pontos em estudo, infere-se que o ecossistema local pode estar sendo prejudicado, o que também levanta preocupações sobre os impactos à comunidade que vive no entorno da barragem e a jusante.
- Destaca-se que esse monitoramento e análises estão em andamento nos quatro pontos de estudo até dezembro de 2024. No entanto, em virtude das enchentes que ocorreram no Estado do Rio Grande do Sul no mês de maio de 2024, a coleta foi suspensa e o monitoramento ambiental foi retomado apenas no dia 10/06/24.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Pró-Reitoria de Extensão da UFRGS pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Albornoz, L. L., Klüsener, J. J., Pletsch, J. S., Bernardes, A. M., & Silva, S. W. D. (2021). Plano de monitoramento da qualidade da água da Barragem Mãe d'Água. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (31: 2020: Curitiba). Anais eletrônicos. Rio de Janeiro: Abes, 2021.

APHA (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed.). Washington DC: American Public Health Association.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 Conselho Nacional de Meio Ambiente. Disponível em: www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf.



CETESB. Apêndice D: Índice de Qualidade das Águas (2017). Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>.

COMISSÃO ESPECIAL DE OBRAS DE IRRIGAÇÃO. Projeto da barragem do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade do Rio Grande do Sul. Porto Alegre – RS (1957). Secretaria Estadual de Obras Públicas e Irrigação. Comissão Especial de Obras de Irrigação. Disponível em: <https://sian.an.gov.br>

CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

CONSEMA. Resolução nº 355, de 13 de julho de 2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2017. Disponível em: http://www.famurs.com.br/wpcontent/uploads/2018/03/CONSEMA-355_2017.pdf.

Ekau, W., Auel, H., Pörtner, H. O., & Gilbert, D. (2010). Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, 7(5), 1669-1699.

Fujimoto, N. S. V. M. Alterações Ambientais Urbanas na Área da Bacia Hidrográfica da Barragem Mãe D'água: Evolução da Ocupação e Uso da Terra. *Boletim Gaúcho de Geografia/Associação dos Geógrafos Brasileiros - Seção Porto Alegre*, 28, n.1: 67-83, Jan., 2002.

Menezes, J. M., Prado, R. B., Silva Junior, G. D., & Santos, R. T. (2010). Índices de Qualidade de Água: métodos e aplicabilidade. *Manejo e Conservação do Solo e da Água no Contexto de Mudanças Ambientais*. 1ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1, 325-352.



MONITORAMENTO DOS NÍVEIS DE CLOROFILA-A NO RESERVATÓRIO ITUPARARANGA ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Walison de Carvalho

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, e-mail: walisondecarvalho@sabesp.com.br

Palavras-chave: Sensoriamento remoto; Sentinel-2; clorofila-a.

Resumo

A disponibilidade hídrica enfrenta desafios de escassez e qualidade devido à pressão antropogênica e mudanças climáticas e para o monitoramento da qualidade da água de maneira convencional, muitas vezes a cobertura espacial e temporal é limitada e demanda elevado recursos financeiros, e para isso, o sensoriamento remoto surge como uma abordagem complementar para a determinação da concentração de clorofila-a, pois este é um indicador importante da proliferação de algas. Os satélites da constelação Sentinel-2 oferecem potencial para o monitoramento da qualidade da água em corpos hídricos interiores e a utilização de algoritmos empíricos podem ser empregados para estimar a concentração de clorofila-a nestes sistemas, proporcionando uma maneira eficaz de avaliação da qualidade da água em reservatórios. O objetivo deste trabalho foi apresentar o trabalho de monitoramento da concentração de clorofila-a no Reservatório Itupararanga, através de imagens do satélite Sentinel-2. A área de estudo é o Reservatório Itupararanga, localizado na bacia hidrográfica do Alto Sorocaba. Este reservatório foi construído em 1974 pela Companhia Brasileira de Alumínio e hoje é responsável pelo abastecimento de aproximadamente 1 milhão de habitantes na região metropolitana de Sorocaba. Os dados da concentração de clorofila-a *in situ*, foram disponibilizados de Companhia de Tecnologia Ambiental de São Paulo e as imagens de satélite foram fornecidas pela Agência Espacial Europeia através do portal eletrônico Copernicus.

Introdução

A disponibilidade de água potável em quantidade e qualidade é um desafio cada vez maior para as agências reguladoras de Recursos Hídricos. De acordo com Ouma et al. (2020a), quase metade da população mundial poderá enfrentar a escassez hídrica até 2030, pois a demanda de água em alguns países provavelmente excederá a oferta em mais de 50%, este fato é decorrente da pressão antropogênica nas áreas de mananciais e também pelas mudanças climáticas. Dentro de um sistema abastecimento, os usos antrópicos da água para fins domésticos, mineração, produção agrícola e industrial acaba resultando na deterioração da qualidade da água, afetando o ecossistema aquático e comprometendo o abastecimento de água potável para consumo humano (Ribeiro, 2020). Os resultados do monitoramento da qualidade da água são importantes para determinar as tendências espaço-temporais nas variabilidades das águas superficiais e subterrâneas. Para reservatórios e barragens, como a principal fonte de água para cidades e comunidades rurais, a compreensão da qualidade da água antes do tratamento é fundamental não apenas para entender a saúde ambiental da área de captação, mas também para minimizar o custo do tratamento da água de abastecimento (Liu et al., 2018).

Para monitorar a qualidade da água em reservatórios naturais e artificiais, muitas vezes é empregada a avaliação convencional da qualidade da água por meio de amostragem e medição laboratorial. Os métodos laboratoriais baseados em pontos de amostragem são caros, complexos, demorados e não são capazes de avaliar adequadamente todo o corpo d'água (Ouma et al., 2018). Tradicionalmente, a amostragem de água baseada em pontos *in situ* é frequentemente usada para coletar informações sobre variáveis de qualidade da água, no entanto, não fornecem cobertura espacial ou temporal suficiente para uma avaliação ou gestão precisa dos corpos hídricos (Olmanson et al., 2015; Liu et al., 2018). Para superar as limitações dos métodos *in situ* de monitoramento da qualidade da água, há necessidade de abordagens regulares quase em tempo real, com custos menores, automatizadas, não invasivas e com cobertura espaço-temporal adequada (Boucher et al., 2016; Kutser et al., 2016; Liu et al., 2018; Martins et al., 2017).

Frente a esta dificuldade, o sensoriamento remoto é reconhecido como uma abordagem complementar e eficaz ao método tradicional de monitoramento *in situ*, devido à cobertura sinótica e à consistência temporal das medições da qualidade da água, de modo que a combinação de sensoriamento remoto com amostragem tradicional pode fornecer uma abordagem eficaz para monitorar a proliferação de algas em ecossistemas de água doce (Palmer et al., 2015).

A clorofila-a (Chl-a) está presente em todas as algas e cianobactérias, sendo o pigmento primário do fitoplâncton é frequentemente usado como o principal indicador de proliferação de algas e da condição trófica do corpo d'água (Beck et al., 2016). A sua assinatura espectral é caracterizada por forte absorção nos comprimentos de onda azul e vermelho e alta refletância nas regiões do espectro verde e infravermelho próximo (NIR) (Rodrigues, 2022). Essas propriedades espectrais específicas de Chl-a têm sido usadas em ferramentas de detecção óptica, bem como no desenvolvimento de algoritmos de sensoriamento remoto (Liu et al., 2018). Segundo Santos et al. (2019), a estimativa da Chl-a por sensoriamento remoto pode ser realizada através de modelos matemáticos que relacionam concentração do constituinte com propriedades ópticas, como a refletância de sensoriamento remoto (Rrs), que pode variar de acordo com a concentração de partículas orgânicas, inorgânicas e presença de substâncias dissolvidas na água. As informações sobre o comportamento espectral da Chl-a tem sido amplamente utilizada em



estudos de quantificação de Chl-a, sendo assim, uma das maneiras que pode ser utilizadas para determinar suas concentrações é a partir de bandas espectrais e suas relações (Buma; Lee, 2020; Gholizadeh et al., 2016).

A proliferação de algas, muitas vezes causada por fenômenos de eutrofização, está diretamente relacionada à concentração de Chl-a, sendo este um dos principais indicadores do estado trófico do corpo hídrico, pois atua como um elo entre a concentração de nutrientes, particularmente o fósforo, e a produção de algas (Gholizadeh et al., 2016, Lim; Choi, 2020). Embora reflita principalmente o comprimento de onda verde, a Chl-a absorve a maior parte da energia dos comprimentos de onda da luz azul-violeta e vermelho-alaranjado (Liu et al., 2018; Watanabe et al., 2015).

Estudos da qualidade da água com o uso de sensoriamento remoto com os dados a série Landsat foram amplamente publicados, no entanto, esses sensores foram projetados principalmente para aplicações terrestres e sua resolução espectral, sensibilidade radiométrica e tempo de revisita não eram ideais para avaliar os constituintes da qualidade da água em águas interiores (Liu et al., 2018). Em 2015, com o lançamento dos satélites de observação Sentinel-2A pela Agência Espacial Europeia (ESA), houve o aumento do potencial de sensoriamento remoto da qualidade de águas interiores.

O Sentinel-A leva a bordo o sensor multiespectral MSI com 13 bandas espectrais, abrangendo desde o visível e o NIR até o infravermelho de ondas curtas (SWIR), variando de 443 a 2190 nm, com resolução espacial de 10m para as bandas do visível, 20m para o infravermelho e 60m para as bandas de correção atmosférica. Suas aplicações são para o monitoramento da agricultura, florestas, zonas costeiras, águas interiores, desastres naturais e uso e ocupação das terras. Assim como seu antecessor, o Sentinel 2-B, lançado em 2017, também assume os mesmos objetivos inclusive com o mesmo sensor MSI (Liu et al., 2018; Rodrigues, 2022).

A utilização de diferentes sensores remotos para a avaliação da qualidade da água tem sido amplamente utilizada na estimativa de parâmetros como sólidos em suspensão, clorofila-a, turbidez, fósforo total, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (Ouma et al., 2020a; Gholizadeh et al., 2016). Gernez et al. (2017), utilizou o Sentinel-2A para estudar a influência de variações na concentração de sólidos suspensos totais e Chl-a na resposta fisiológica de ostras, destacando o uso da banda de infravermelho próximo (NIR) para quantificar o total de sólidos suspensos. Watanabe et al. (2015) desenvolveram métodos de base empírica para a estimativa de Chl-a no reservatório de Barra Bonita (SP), concluindo que as bandas NIR do satélite Landsat- 8 apresentaram os melhores resultados. Em estudos semelhantes, Toming et al. (2016), Liu et al. (2017) e Dörnhöfer et al. (2016) apresentaram algoritmos empíricos usando dados do Sentinel-2A para avaliação da qualidade da água. Para o estudo de casos específicos e correlação de parâmetros de qualidade da água, foram desenvolvidos algoritmos correlacionais baseados em diferentes metodologias, como os algoritmos empíricos, os modelos semianalíticos e os modelos de inversão de matrizes (Rodrigues, 2022).

Para modelos semianalíticos, tanto os dados bioópticos quanto os empíricos são necessários para descrever as relações entre os constituintes de um corpo d'água e a refletância de superfície equivalente que define a radiância acima da superfície da água e na superfície da água. Com base no mesmo esquema de modelagem dos modelos semianalíticos, os modelos de inversão de matrizes requerem informações a priori sobre os constituintes da água, incluindo os coeficientes de absorção ou as inclinações de absorção (Zhu et al., 2014). A maior dificuldade na utilização do método de inversão de matrizes é a falta de parâmetros específicos, tornando a calibração do modelo mais complexa. Devido a essas desvantagens, algoritmos empíricos são frequentemente usados para a recuperação e estimativa de parâmetros de qualidade da água (Potes et al., 2018; Toming et al., 2016).

Algoritmos empíricos relacionam por técnicas estatísticas as bandas espectrais e/ou uma combinação de bandas a concentração de Chl-a medida in situ (Blondeau-Patissier et al., 2014). Esta metodologia tem sido amplamente utilizada para o monitoramento de parâmetros de qualidade da água porque são simples de implementar e não requerem compreensão da física subjacente às propriedades ópticas dos constituintes da água. Os sensores multiespectrais CZCS (*Coastal Zone Color Scanner*), SeaWiFS (*Sea-Viewing Wide Field-of-View Sensor*), MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) e MERIS (*Medium Resolution Imaging Spectrometer*), forneceram dados valiosos para detectar a clorofila-a em oceanos, mas não são adequados para a determinação da concentração de Chl-a em lagos e reservatórios interiores por causa de suas resoluções espaciais amplas (Becker et al., 2016; Blondeau-Patissier et al., 2014; Palmer et al., 2015).

Este trabalho tem como objetivo apresentar o trabalho de monitoramento da concentração de clorofila-a no Reservatório Ituparanga, através de imagens do satélite Sentinel-2.

Metodologia

Localizada na Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10), reservatório de Ituparanga (Figura 1) foi construído em 1912 pela Companhia de Energia Elétrica Light com o objetivo principal de geração de energia elétrica, através do represamento do Rio Sorocaba (Taniwaki et al., 2013). Em 1974 a usina passou a ser administrada pela Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) e atualmente, além da geração de energia elétrica, o reservatório é responsável pelo fornecimento de água para o abastecimento de aproximadamente 1 milhão de pessoas nos municípios de Ibiúna, Alumínio, Sorocaba, Mairinque, Piedade e Votorantim (Carvalho et al., 2019; Simonetti et al., 2019).

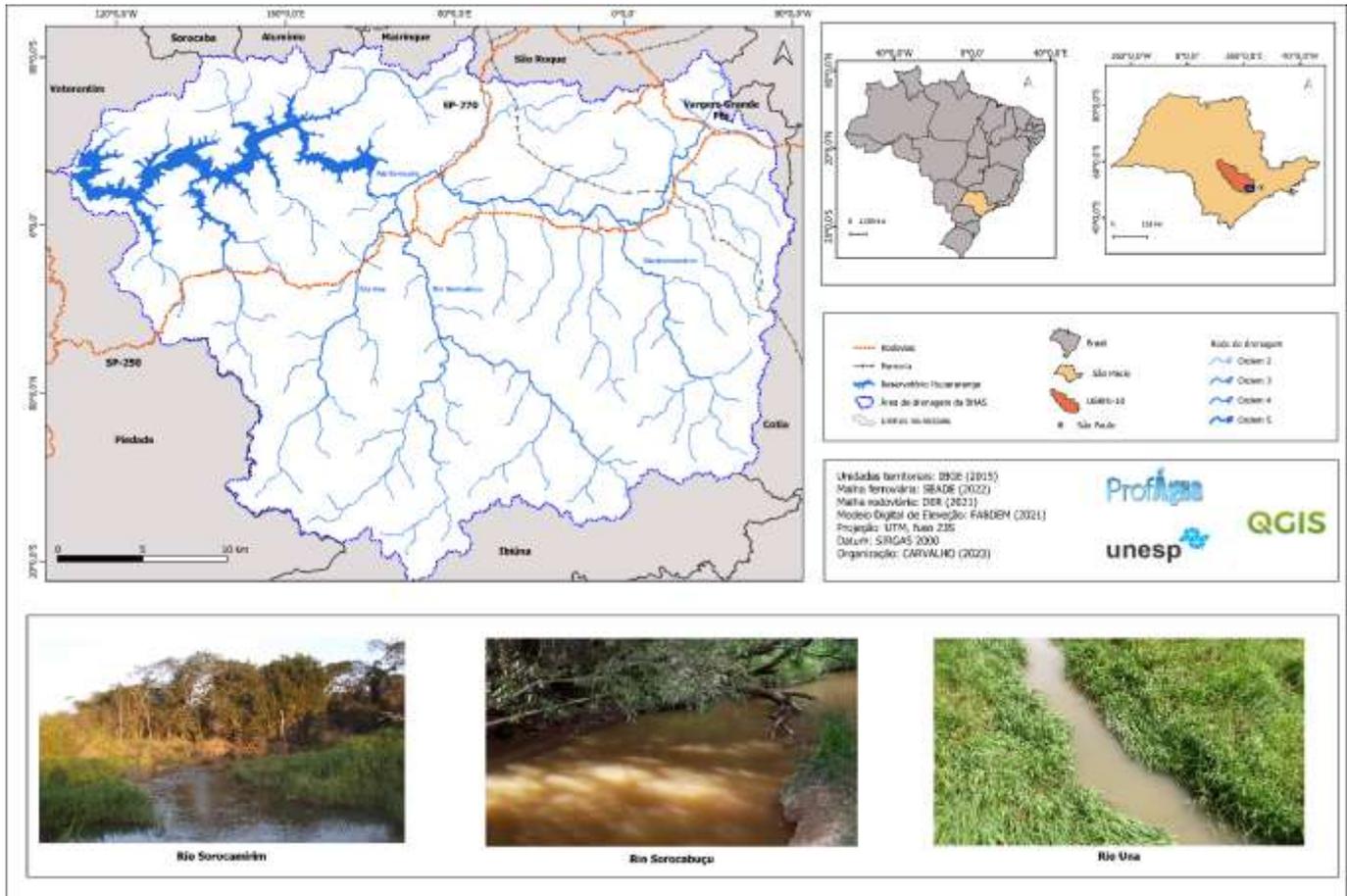


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

O Rio Sorocaba é formado pela confluência dos rios Sorocamirim, Sorocabaçu e Una, e toda a área de drenagem da represa está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga, criada pela Lei Estadual nº 10.100/1998, por uma demanda do Comitê da Bacia Hidrográfica do Sorocaba e Médio Tietê, para assegurar a manutenção da qualidade das águas deste reservatório. Porém, a APA de Itupararanga não incluía os municípios de Alumínio, Cotia e Vargem Grande Paulista, o que representou um entrave para sua regulamentação, uma vez que essa situação se estendeu por um longo período e que trouxe como consequência, o crescimento sem planejamento no entorno da represa, prejudicando o gerenciamento de suas águas (Taniwaki et al., 2013). Somente em 2003, após a incorporação áreas de cabeceira, a APA de Itupararanga foi regulamentada através da Lei Estadual nº 11.579/2003 (Bernardi et al, 2020).

As concentrações de Chl-a utilizadas nesse trabalho foram obtidos na plataforma InfoÁguas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). A estimativa da concentração de Chl-a no reservatório de Itupararanga foi realizada através de algoritmos empíricos, junto com imagens do satélite Sentinel-2A/MSI e Sentinel-2B/MSI de diferentes períodos de passagem e medições in situ coincidentes da qualidade da água do reservatório disponibilizada no InfoÁguas. Os dados Sentinel-2 Nível-1C (L1C) foram baixados do Copernicus Open Access Hub (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>), com imagens ortogonais de 100 x 100 km na Zona UTM Projeção 23S, que fornece a reflectância no topo da atmosfera (TOA) em cada banda junto com os parâmetros necessários para transformá-los em radiâncias.

Como a resolução espacial dos dados do Sentinel-2 varia de acordo com as bandas, os produtos L1C precisam ser reamostrados para o pixel de 10 m, pelo método do vizinho mais próximo no software SNAP, seguido da correção atmosférica pelo processador Sen2Cor. Foram escolhidas imagens com datas de passagem próximas as datas de coleta das amostras pela CETESB, sendo selecionadas de modo que houvesse menor a interferência de nuvens, sobre ou próxima a área do reservatório.

As etapas de geoprocessamento foram realizadas utilizando o software QGIS 3.16, enquanto os procedimentos estatísticos foram realizados no software Excel.

Segundo Mouw (2015), os algoritmos semi-analíticos são as ferramentas que ligam os parâmetros biogeoquímicos, de qualidade da água e ópticos com as informações obtidas por satélites de satélites. Neste trabalho, foi utilizado a relação entre bandas espectrais, tendo como dados de entrada a reflectância espectral da água, sendo escolhido o Normalized Difference Chlorophyll Index (NDCI).

Diversos estudos apresentaram que a relação entre as reflectâncias próximas a 700 e 670 nm obtiveram bons resultados na estimativa de concentração de Chl-a, principalmente em águas com turbidez elevada. Isto se deve aos picos de reflectância nessas regiões, que são sensíveis as variações das concentrações de Chl-a na água e a maior absorção por pigmentos de Chl-a,



por isso foram selecionadas as bandas B4 e B5 do Sentinel-2/MSI (Beck et al. 2016; Gernez et al., 2017; Mishra; Mishra, 2012; Ouma; Noor; Kipkemoi, 2020a; Watanabe et al., 2015).

O NDCI (Equação 1) é um algoritmo proposto por Mishra e Mishra (2012) que utiliza a relação entre as bandas vermelha e NIR, para a evitar a influência da matéria orgânica dissolvida e dos sólidos totais em suspensão nos espectros de refletância da água em comprimentos de onda mais curtos. Uma das vantagens do uso do NDCI é que seu alcance varia entre -1 e +1, de modo que o mapeamento qualitativo de Chl-a é possível mesmo para áreas remotas, onde os dados de campo estão indisponíveis (XU et al., 2019).

$$NDCI = \frac{[R_{rs}(708) - R_{rs}(665)]}{[R_{rs}(708) + R_{rs}(665)]} \quad (1)$$

Com a área do reservatório delimitada, foram selecionados os pontos correspondentes aos locais de coleta da CETESB e nos pixels circuncidantes, totalizando uma grade de 3x3 pixels, e efetuada a média simples entre cada data de imagem selecionada. Os valores das médias foram analisados juntos com os dados da CETESB e testados a regressão linear, exponencial, logarítmica, geométrica e polinomial de 2º grau, de modo que os valores fossem comparados, adotando valores de R2 acima de 0,8 como parâmetro de aceitabilidade. Foram aplicados os estatísticos o coeficiente de correlação (R²) e Erro Quadrático Médio (RMSE). A Figura 4 apresenta o fluxograma metodológico adotado neste trabalho.

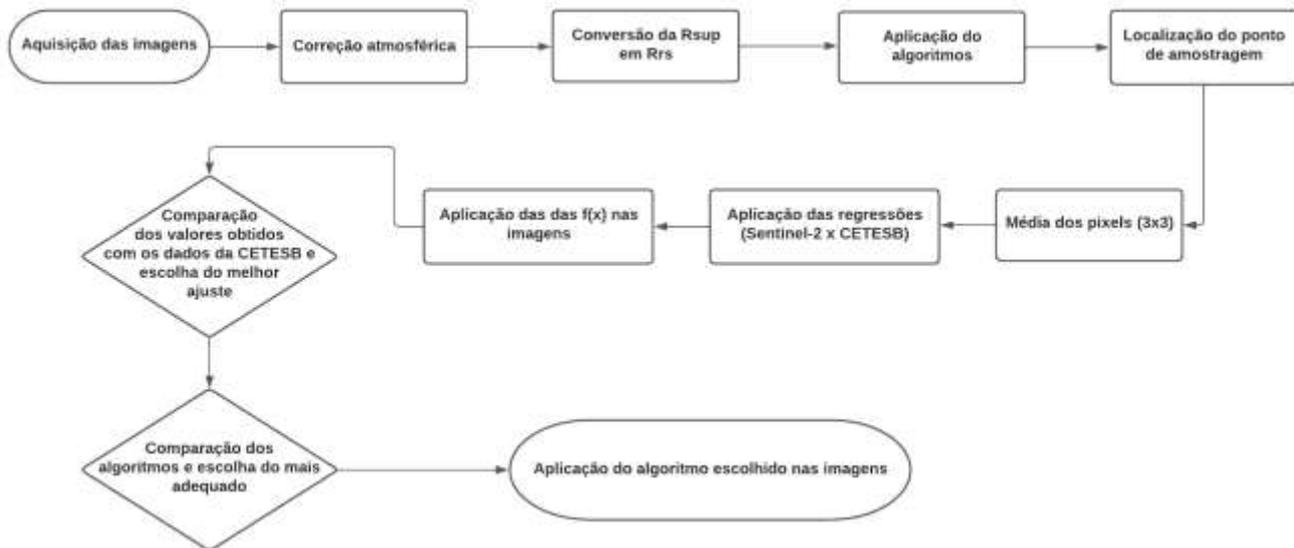


Figura 2: Fluxograma metodológico utilizado para estimativa de Chl-a e escolha do algoritmo.

Resultados

Considerando os resultados das análises das amostras obtidos pela CETESB, referente a Chl-a nos pontos amostrais no Reservatório de Itupaparanga (Figura 3), é possível observar grande variação das concentrações de Chl-a na série histórica analisada. Essas concentrações variaram entre as faixas de 2,1 µg/L até 53,9 µg/L, sendo a maior concentração observada no dia 19/07/2016 no ponto SOIT 02100, situado na parte inicial do reservatório. Como a amostragem não é realizada todos os meses, ocorrendo em geral nos meses de janeiro, maio, julho e novembro, há uma maior dificuldade na verificação da correlação entre os diferentes períodos de precipitação, ocupação das casas no entorno do reservatório e o aumento de Chl-a.

A partir da aplicação do algoritmo e ajuste das linhas de tendência, foi possível verificar o grau de correlação (R²) entre o valor estimado pelo NDCI e o resultado das análises laboratoriais, sendo escolhida a equação polinomial de 2º grau por apresentar a melhor correlação com os valores de erro mais baixos (Figura 4). Destaca-se que pelo número reduzido de dados, algumas faixas de concentração de Chl-a não foram consideradas, o que pode provocar erros na estimativa. Além do fato de que como o corpo hídrico possui apenas dois pontos de monitoramento, entende-se que as características de tal ponto são as mesmas para toda a área do reservatório, o que não ocorre, devido ao estado trófico ao longo do reservatório.

No entanto, é necessário observar que apesar de os índices de correlação obtidos neste estudo terem valores altos, este trabalho objetivou a utilização de dados já disponíveis ao público, sem coleta de novos dados, o que acabou acarretando um menor número de amostras. Pelo número reduzido de dados, algumas faixas de concentração de Chl-a não foram consideradas, o que pode provocar erros na estimativa. Além do fato de que como o reservatório possui apenas três pontos de monitoramento, entende-se que as características de tal ponto são as mesmas para toda a área do reservatório, o que não ocorre, devido ao estado trófico ao longo do reservatório. A refletância nos pontos escolhidos também não pode ser conferida, pois para isso, seria necessário a amostragem in situ. Deste modo, sugere-se a coleta de novos dados, para que o resultado obtido apresente maior exatidão para diferentes situações.

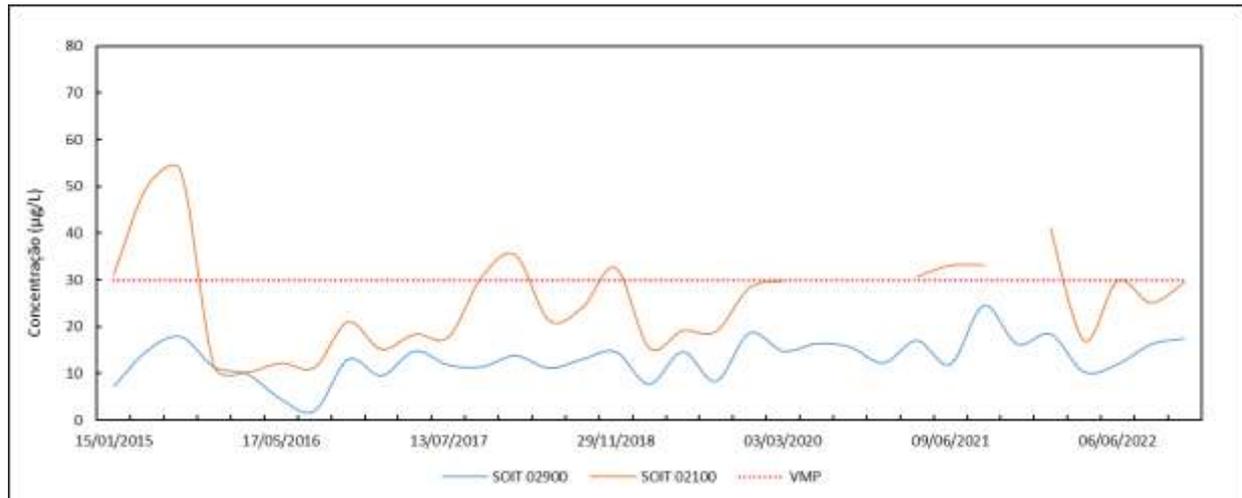


Figura 3: Variação da concentração de Chl-a no Reservatório Itupararanga conforme os dados da CETESB.

O algoritmo NDCI com ajuste para a função polinomial de 2º grau foi aplicado em todas as imagens trabalhadas, resultando em valores de concentração de Chl-a em mg/m³ com as áreas que continham interferências de nuvens e macrófitas suprimidas. A Figura 7 apresenta o mapa de estimativa de concentração de Chl-a para as datas de passagem 16/01/2015 e 10/12/2021. Nela é possível observar que os valores com maior concentração de Chl-a estão presentes nos locais de contribuição dos rios Sorocabaçu e Sorocamirim, além das áreas no entorno do reservatório que possuem ocupação urbana.

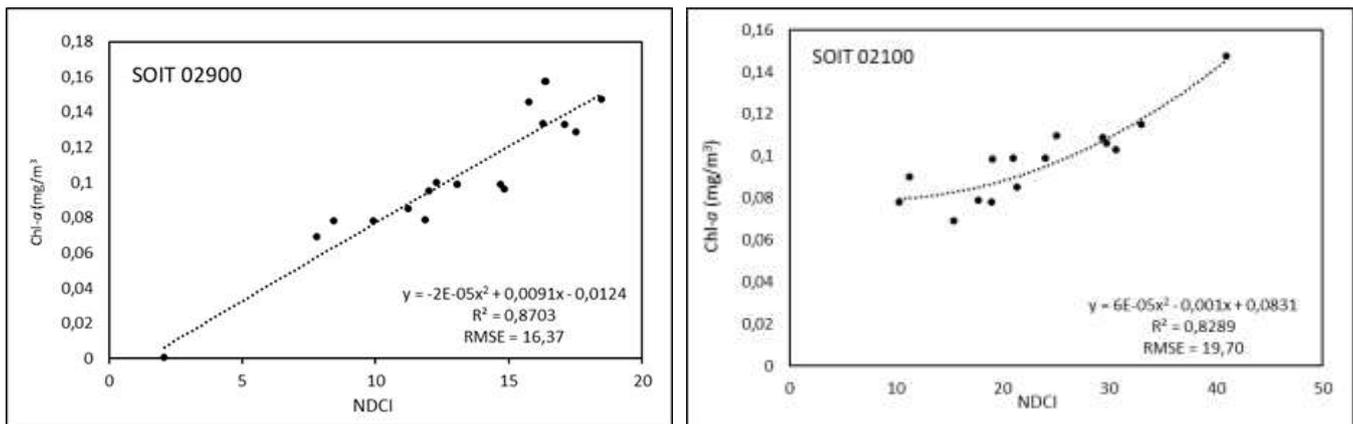


Figura 4: Linha de tendência e dados de correlação entre os valores reais e estimados para os pontos de monitoramento do Reservatório Itupararanga.

A área no entorno do reservatório apresenta alto índice de construções com predominância de moradias, e alinhado as taxas de circulação e ocupação de pessoas neste local, pode ocorrer o aumento de lançamento de esgoto doméstico ou resíduos que influenciam na quantidade de nutrientes e no processo de eutrofização nesta área. Ao longo do reservatório, as concentrações de Chl-a tendem a ir diminuindo, decorrente da autodepuração do manancial.

Conclusão

A partir das imagens Sentinel-2/MSI e dos dados de concentração de Chl-a disponibilizados pela CETEB, foi possível realizar a estimativa de Chl-a, por meio da aplicação de algoritmos. Vale destacar que as imagens apresentaram características fundamentais para a sua utilização neste trabalho, como a alta resolução temporal, número maior de bandas e boa resolução espacial.

Os algoritmos utilizados foram eficientes para a estimativa da concentração clorofila a do Reservatório Itupararanga, o que possibilitou a análise da distribuição no espaço e no tempo. Os ajustes linear e polinomial de 2º grau apresentaram os melhores resultados. O algoritmo NDCI se mostrou eficiente ao local de estudo, devido principalmente a característica de retornar valores entre zero e um, eliminando a possibilidade de estimativa de valores negativos.

Foi demonstrado que é possível a utilização de imagens de satélite para o monitoramento de Chl-a no reservatório Itupararanga, entretanto recomendamos mais estudos e a utilização de novos dados coletados in situ, bem como, novos pontos de coleta ao longo de todo o reservatório, para a escolha e melhor ajuste dos algoritmos e para que o resultado obtido apresente maior exatidão para diferentes situações.

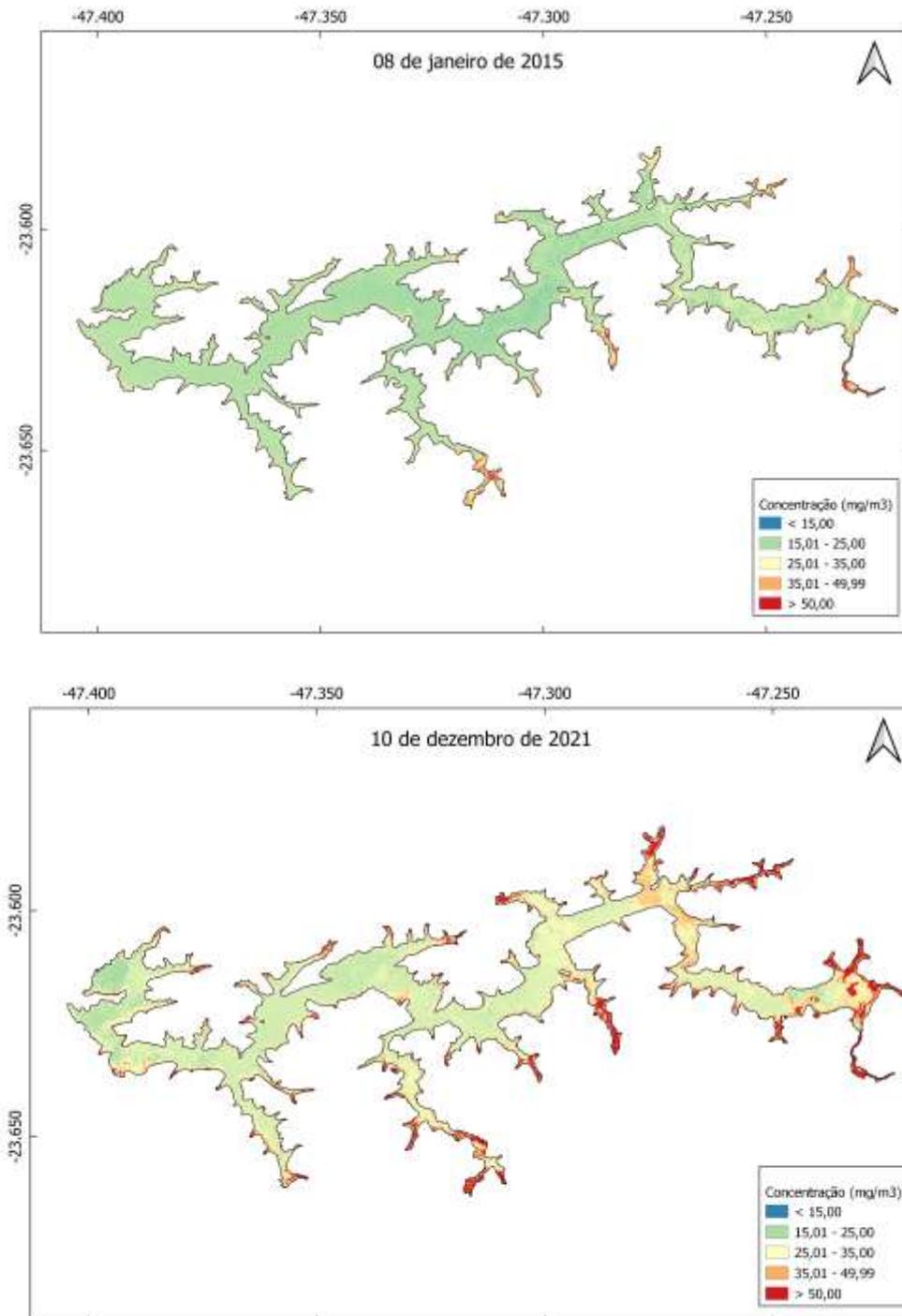


Figura 5: Concentração de Chl-*a* estimadas a partir do NDCI.

Agradecimentos

O autor agradece ao PROFÁGUA (Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos) — UNESP, com apoio da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior — código financeiro 001) e ANA (Agência Nacional de Águas) — CAPES/ANA AUXPE n° 2717/2015. A Companhia de Tecnologia Ambiental de São Paulo (Cetesb) pela disponibilização dos dados de qualidade da água e a Agência Espacial Europeia (ESA) pela disponibilização das imagens do satélite Sentinel-2

Referências Bibliográficas

Beck, R. Zhan, S.; Liu, H.; Tong, S. et al. 2016. Comparison of satellite reflectance algorithms for estimating chlorophyll-a in a temperate reservoir using coincident hyperspectral aircraft imagery and dense coincident surface observations. Remote Sensing



of Environment, v. 178, n. 1, p. 15-30. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.03.002>.

Bernadi, I.; Silva, L.R.; Falco, P.; PIREZ, J.S.R. et al. 2020. Análise comparativa das ferramentas de gestão: Plano de Manejo da APA Itapararanga e os Planos Diretores Municipais. *Sociedade & Natureza*, v. 32, p. 72–87. Disponível em <https://doi.org/10.14393/SN-v32-2020-3z6541>.

Blondeau-Patissier, D.; Gower, J.F.R.; Dekker, A.G.; Phim, S.R. et al. 2013. A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans. *Progress in Oceanography*, v. 123, p. 123-144. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2013.12.008>.

Boucher, J.; Weathers, K.C.; Norouzi, H.; Steele, B. 2018. Assessing the effectiveness of Landsat 8 chlorophyll-a retrieval algorithms for regional freshwater monitoring. *Ecological Applications*, v. 28, n. 4, p. 1044–1054. Disponível em <https://doi.org/10.1002/eap.1708>.

Buma, W.G.; Lee, S. 2020. Evaluation of sentinel-2 and landsat 8 images for estimating chlorophyll-a concentrations in lake Chad, Africa. *Remote Sensing*, v. 12, n. 15, p. 2437. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs12152437>.

Carvalho, W.; Araújo, E.M.; Marcon, R.O. 2019. Melhoria nos índices de esgotamento sanitário com a construção de uma estação de tratamento de esgoto no distrito de Caucaia do Alto no município de Cotia (SP). *Projetos de Intervenção nº IX. Sistema de tratamento de água e esgoto doméstico, Triunfal Gráfica e Editora, 2019.*

Dörnhöfer, K.; Göritz, A.; Gege, P.; Pflug, B. 2016. Water constituents and water depth retrieval from Sentinel-2A - a first evaluation in an oligotrophic lake. *Remote Sensing*, v. 8, n. 11, p. 941-944. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8110941>.

Gernez, P.; Doxaran, D.; Barillé, L. 2017. Shellfish aquaculture from space: potential of Sentinel 2 to monitor tide-driven changes in turbidity, chlorophyll concentration and oyster physiological response at the scale of an oyster farm. *Frontiers in Marine Science*, v. 4, p. 1-15. Disponível em <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00137b>.

Gitelson, A.; Gritz, Y.; Merzlyak, M. 2003. Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology*, v. 160, n. 3, p. 271-282. Disponível em <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00887>.

Gholizadeh, M.; Melesse, A.; Reddi, L. 2016. A Comprehensive review on water quality parameters estimation using remote sensing techniques. *Sensors*, v. 16, n. 8, p. 1298–1306. Disponível em <https://doi.org/10.3390/s16081298>.

Kutser, T.; Paavel, B.; Verpoorter, C. 2016. Remote sensing of black lakes and Using 810 nm reflectance peak for retrieving water quality parameters of optically complex waters. *Remote Sensing*, v. 8, n. 6, p. 497-503. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8060497>.

Lim, J.; Choi, M. 2020. Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea. *Environ. Monit. Assess.* v. 187, p.1–17. Disponível em <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4616-1>.

Liu, H.; Li, Q.; Shi, T.; Hu, S. et al. 2017. Application of Sentinel 2 MSI images to retrieve suspended particulate matter concentrations in Poyang Lake”. *Remote Sensing*, v. 9, n. 7, p. 761-766. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs9070761>.

Liu, H.; Xu, M.; Beck, R. 2018. An ensemble approach to retrieving water quality parameters from multispectral satellite imagery, IGARSS 2018 - 2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Valencia, Spain, 2018, p. 9284-9287. Disponível em <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8518482>.

Martins, V.S.; Barbosa, C.C.F.; Carvalho, L.A.S., Jorge, D.S.F. et al. 2017. Assessment of atmospheric correction methods for Sentinel-2 MSI images applied to Amazon floodplain lakes. *Remote Sensing*, v. 9, n. 4, p. 322, 2017. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs9040322>.

Mishra, S.; Mishra, D.R. 2012. Normalized difference chlorophyll index: A novel model for remote estimation of chlorophyll-a concentration in turbid productive waters. *Remote Sensing of Environment*, v. 117, p. 394–406. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.10.016>.

Mouw, C.B.; Greb, S.; Aurin, D.; Digiaco, P.M. et al. 2015. Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. *Remote Sensing of Environment*, v. 160, p. 15–30. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001>.



Ouma, Y.O.; Waga, J.; Okech, M.; Lavisa, O. 2018. et al. Estimation of reservoir bio-optical water quality parameters using smartphone sensor apps and Landsat ETM+: review and comparative experimental results. *Journal of Sensors*, v. 2018, e3490757. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2018/3490757>.

Ouma, Y.O.; Okuku, C.O.; Njau, E.N. 2020a. Use of artificial neural networks and multiple linear regression model for the prediction of dissolved oxygen in rivers: case study of hydrographic basin of River Nyando, Kenya. *Complexity*, v. 2020, e9570789, 2020b. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2020/9570789>.

Ouma, Y.O.; Noor, K.; Kipkemoi, H. 2020b. Modelling reservoir chlorophyll-a, TSS, and turbidity using Sentinel-2A MSI and Landsat-8 OLI Satellite sensors with empirical multivariate regression. *Journal of Sensors*, v. 2020, e8858408. Disponível em <https://doi.org/10.1155/2020/8858408>.

Palmer, S.C.; Kutser, T.; Hunter, P.D. 2015. Remote sensing of inland waters: challenges, progress and future directions. *Remote Sensing of Environment*, v. 157, p. 1-8. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.09.021>.

potes, m.; rodrigues, g.; penha, a.m. et al. 2018. Use of Sentinel 2/MSI for water quality monitoring at Alqueva reservoir, Portugal. *IAHS*, v. 380, p. 73-79. Disponível em <http://dx.doi.org/10.5194/piahs-380-73-2018>.

Ribeiro, R.B. Aprimoramento do processo de estimativa da disponibilidade hídrica”. Tese de Doutorado-Universidade Federal de Viçosa, 2020.

Rodrigues, V.F.W. 2022. Estimativa da concentração de clorofila-a no reservatório de Salto grande em americana/SP a partir de imagens de satélite. Dissertação de mestrado Dissertação de mestrado-Faculdade de Tecnologia-Universidade Estadual de Campinas.

Santos, L.D.S.; Domingos, H.V.; Lins, R.C.; Inocêncio, L. et al. 2019. Avaliação de modelos semi-empíricos para estimativa da concentração de clorofila-a baseado em bandas simuladas de satélites em um sistema estuarino lagunar. in: *anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, Santos.

Quinino, U.C.; Campos, L.F.; Gadelha, C.L. 2000. Avaliação da qualidade das águas subterrâneas na bacia do rio Gramame no Estado da Paraíba. in *Anais do V Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*, Natal, p. 162-176.

Simonetti, V.C.; Silva, D.C.C.; Rosa, A.H. 2019. Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Itupararanga (SP), Brasil. *Geosul*, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019. Disponível em <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2019v34n72p01>.

Taniwaki, R.H.; Rosa, A.H.; Lima, R.; Maruyama, C. 2013. et al. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade e genotoxicidade da água no reservatório de Itupararanga, São Paulo, Brasil. *Interiencia*, v. 38, n. 3, p. 164-170. Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/74789>.

Toming, K., Kutser, T., Laas, A., Sepp, M. et al. 2016. First experiences in mapping lake water quality parameters with Sentinel-2 MSI imagery. *Remote Sensing*, v. 8, n. 8, p. 640. Disponível em <https://doi.org/10.3390/rs8080640>.

Xu, M.; Liu, H.; Beck, R.; Lekki, J. 2019. A spectral space partition guided ensemble method for retrieving chlorophyll-a concentration in inland waters from Sentinel-2A satellite imagery. *Journal of Gret Lakes Research*, v. 45, n. 3, p. 454-465. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.09.002>.

Zhu, W.; Yu, Q.; Tian, Y.Q.; Becker, B.L.; Zheng, T. et al. 2014. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. *Remote Sensing of Environment*, v. 140, p. 766-778, 2014. Disponível em <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.10.015>.

Watanabe, F.; Alcântara, E.; Rodrigues, T.; Imai, N. et al. 2015. Estimation of chlorophyll-a concentration and the trophic state of the Barra Bonita hydroelectric reservoir using OLI/Landsat-8 images. *Int. Journal of Environmental Research and Public Health*, v. 12, n. 9, p. 10391-10417. Disponível em <https://doi.org/10.3390/ijerph120910391>.



AVALIAÇÃO DA SÉRIE HISTÓRICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO SÃO MARCOS/RS-BR UTILIZANDO FITOPLÂNTON COMO BIOINDICADOR

1Marina Elizabete Zorge, 2Bianca Breda, 3Denise Peresin, 4Tiago Panizzon, 5Juliano Rodrigues Gimenez, 6Vania Elisabete Schneider

1 Instituto de Saneamento Ambiental/UCS, e-mail: mezorge@ucs.br; 2 Instituto de Saneamento Ambiental/UCS, e-mail: bbreda@ucs.br; 3 Instituto de Saneamento Ambiental/UCS, e-mail: dperesin@ucs.br; 4 Instituto de Saneamento Ambiental/UCS, e-mail: tpanizzo@ucs.br; 5 Instituto de Saneamento Ambiental/UCS, e-mail: juliano.gimenez@ucs.br. 6 Instituto de Pesquisas sobre Desastres IPD/UFFS, e-mail: veschnei@ucs.br

Palavras-chave: Qualidade da água, Plâncton; Índice de Comunidade Fitoplanctônica.

Resumo

A degradação dos cursos hídricos tem se tornado uma situação crítica nas últimas décadas, causando preocupação e exigindo ações dos gestores públicos devido à escassez de água e a contaminação dos ecossistemas aquáticos. Dentre as ações, destaca-se que a fiscalização e legislação ambiental estão se tornando cada vez mais rígidas visando a preservação do meio ambiente, exigindo inclusive o monitoramento e a avaliação da qualidade da água pelas organizações. Um dos meios de avaliar a qualidade da água é com o uso de bioindicadores, os quais permitem averiguar as características do curso hídrico ao longo do tempo. Dentre os bioindicadores, destaca-se o fitoplâncton, já que a análise do seu comportamento pode indicar a presença de poluentes na água, bem como apontar o efeito causador. Desse modo, o objetivo deste trabalho é apresentar a série histórica da avaliação da qualidade da água onde se instalou uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) no Rio São Marcos, pertencente à bacia-hidrográfica do Taquari-Antas no Rio Grande do Sul, através do uso de fitoplâncton como bioindicador, além de analisar a influência do empreendimento sobre esse elemento da biota aquática. Para isso, foram realizadas amostragens de fitoplâncton através da coleta em dois pontos (P1 e P2) próximos ao barramento PCH, entre os anos de 2016 e 2023, totalizando 11 amostragens. Foram utilizados os Índices de Estado Trófico (IET) e de Comunidade Fitoplanctônica (ICF) para avaliar a qualidade da água. Foi possível identificar a presença de 9 Classes de fitoplâncton em ambos os pontos, sendo que as mais representativas foram a Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Cyanophyceae, respectivamente, sendo a primeira pertencente ao grupo das diatomáceas, a segunda das clorofíceas, a terceira das euglenófitas e a última, das cianobactérias. Observou-se que a concentração de indivíduos fitoplânctônicos é similar entre os dois pontos, porém não apresenta tendência linear, sofrendo pequenas variações de concentração ao longo do período analisado. Ainda, na maioria das amostragens, com exceção de novembro de 2021, no Ponto 1 a concentração total de indivíduos de fitoplâncton é pouco superior em relação ao Ponto 2, o que pode ser explicado pela mudança de fluxo da água no ambiente, de um sistema intermediário (reservatório da PCH) pra lótico (rio). Em relação ao IET, o Rio São Marcos foi classificado como “ultraoligotrófico” na maioria das campanhas, com exceção de março de 2016 e agosto de 2023, que ficou classificado como “mesotrófico”; e, em setembro de 2016 e fevereiro de 2018 como “oligotrófico”, indicando, num geral, baixo potencial de eutrofização. Em relação ao ICF, o corpo hídrico foi classificado com “boa” e “ótima” qualidade da água em todas as campanhas realizadas nos dois pontos de amostragem. Os resultados mostraram relação entre o ICF e o IET, pois ambos apresentaram classificação similares. Ainda, a pouca variação quali-quantitativa entre P1 e P2, indicaram que a atividade da PCH não causa influência significativa nesses bioindicadores e consequentemente na qualidade da água.

1. Introdução

A degradação dos cursos hídricos tornou-se uma situação crítica nas últimas décadas, sendo motivo de preocupação e de necessidade de ação pelos gestores públicos, já que inúmeros desafios já são notados, como a escassez de água e a contaminação dos ecossistemas aquáticos, afetando aqueles que dependem do recurso segundo Barbieri (2022). O autor destaca ainda que são vários os fatores que influenciam na alteração da qualidade ambiental da água, como as atividades agrícolas e industriais, além do descarte de resíduos e lançamento de esgotos, bem como a urbanização acelerada e as mudanças climáticas. Por outro lado, salienta o autor, a legislação ambiental tem se tornado mais rígida em relação à preservação e manutenção do meio ambiente. Um exemplo é a exigência do licenciamento ambiental para as atividades potencialmente poluidoras, que incluem como condicionante para sua operação, o monitoramento da qualidade da água quando ocorre algum tipo de uso consuntivo pelo empreendimento.

A avaliação da qualidade da água pode ser associada à utilização de bioindicadores, oriundos do monitoramento de espécies de organismos ou grupo indicador durante um intervalo de tempo, visando obter informações sobre as condições do ambiente aquático de acordo com Pimenta et al., (2015). Segundo o autor, a análise do comportamento das comunidades biológicas pode indicar a presença de poluentes na água, bem como apontar o efeito causador, podendo ser tanto resultado de ações antrópicas, como devido a fatores naturais. O autor ressalta ainda que a função da bioindicação é demonstrar as relações entre os seres vivos e os fatores ambientais do ambiente em que estão inseridos, ou seja, quando sofrem alterações em densidade e riqueza, revelam as mudanças ocorridas nas condições daquele local.

Yokoyama et al. (2012), por sua vez, destacam a importância dos bioindicadores no monitoramento e avaliação da qualidade da água dos cursos hídricos superficiais, principalmente porque permitem avaliar seu comportamento durante o ciclo hidrológico anual, já que a flutuação da composição biológica é uma resposta à variação da precipitação entre as diferentes estações do ano.

Dentre os bioindicadores em ecossistemas aquáticos, destaca-se o grupo dos plânctons, comunidade que habita as águas livres com limitada capacidade de locomoção e com sistemas que possibilitam a flutuabilidade permanente ou limitada (TUNDISI e TUNDISI, 2008). O fitoplâncton é o conjunto de organismos microscópicos fotossintetizantes adaptados a passar parte ou todo o tempo da sua vida em suspensão em águas abertas oceânicas ou continentais (REYNOLDS, 2006). A comunidade fitoplanctônica é a base da cadeia trófica dos sistemas aquáticos e qualquer modificação neste nível pode influenciar todos os demais níveis tróficos. As microalgas planctônicas desenvolveram estratégias para ocuparem habitats em diferentes condições ambientais, o que permitiu utilizá-los como bioindicadores de qualidade ambiental (EMBRAPA, 2006).

Frente ao exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a série histórica da qualidade da água em uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH) localizada no Rio São Marcos/RS, através do uso de fitoplanctons como bioindicadores.

2. Metodologia

2.1 Local de estudo

A Sub-bacia Hidrográfica do Rio São Marcos possui 511,56 km², abrangendo parte dos municípios de São Marcos, Flores da Cunha e Caxias do Sul, pertencendo a Bacia Hidrográfica Taquari-Antas. A extensão do Rio é de 51 km com sua nascente principal iniciando em Caxias do Sul. Em relação ao uso e ocupação do solo da sub-bacia, 49,12% são ocupadas por formações florestais, 19,62% por formações campestres, 16,62% por lavouras temporárias, 2,75% por áreas urbanizadas e os demais 11,89% são ocupados por outros usos, como silvicultura, área de banhado, pastagem e massas d'água (Figura 1).

As análises de fitoplâncton foram realizadas próximas ao barramento da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) do Rio São Marcos, com coletas em dois pontos, sendo o ponto 1 (P1) a montante do barramento (ambiente intermediário) e o ponto 2 (P2) a jusante do barramento (ambiente lótico). As coletas ocorreram durante o período de 2016 e 2023, totalizando 11 amostragens.

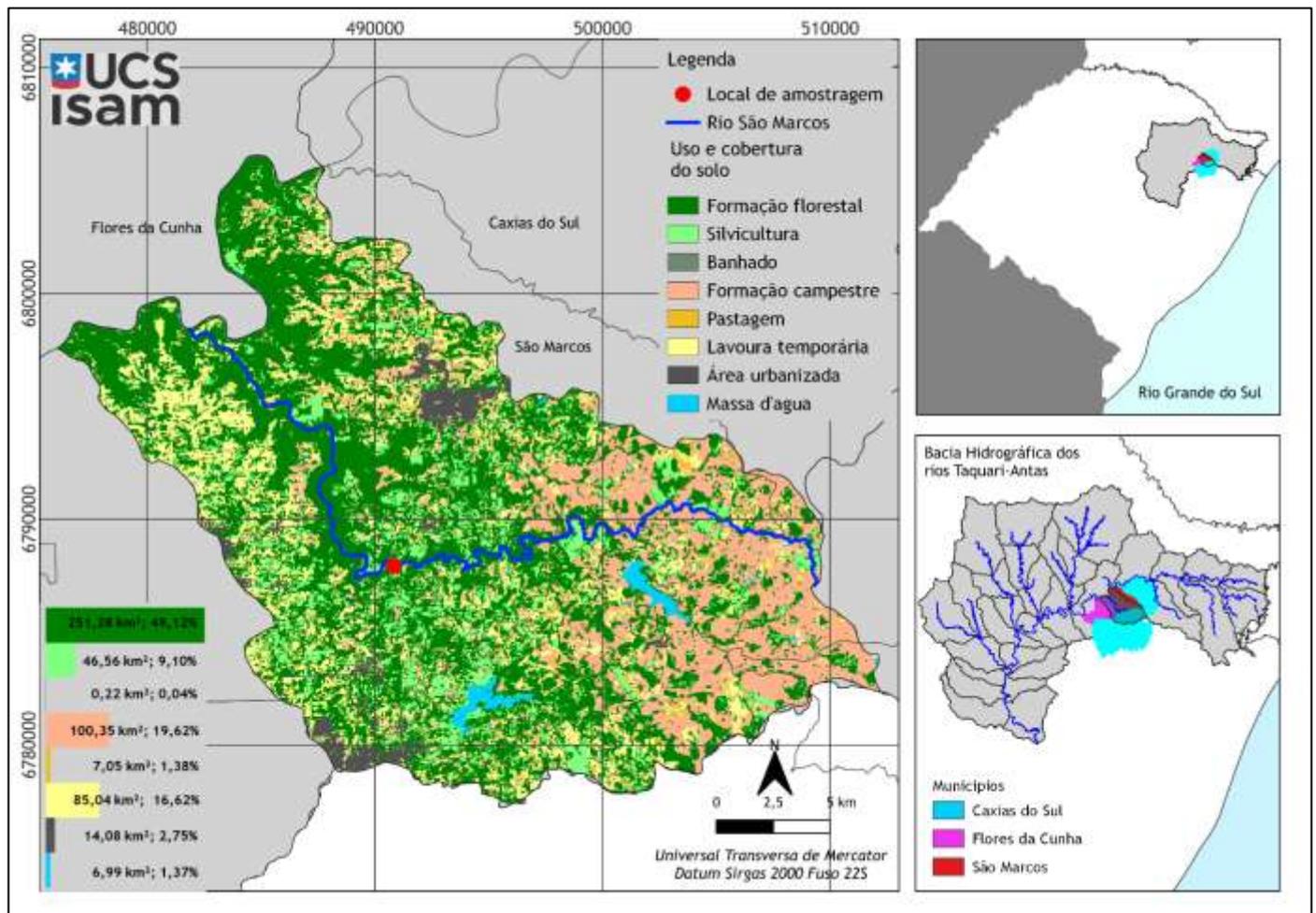


Figura 1 - Localização dos pontos de amostragem e uso e ocupação do solo da bacia do Rio São Marcos.



2.2 Análise quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica

A análise quali-quantitativa da comunidade fitoplanctônica foi realizada a partir de amostras coletadas na subsuperfície da água (10 cm abaixo da lâmina d'água), em cada ponto indicado, utilizando frascos de vidro âmbar. A quantificação foi realizada em microscópio invertido (aumento de 400 x) conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação seguiu Lund et al. (1958), que definiram 4 h para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação.

O cálculo para a densidade dos organismos (indivíduos/mL) foi feito segundo Ros (1979) a partir das quantificações efetuadas. Os organismos foram identificados com o auxílio de bibliografia especializada, por análise de sobreposição de imagens. O sistema de classificação adotado foi o de Van-den-Hoek et al. (1998).

2.3 Índice de Estado Trófico (IET)

O Índice do Estado Trófico avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas, e por isso foi relacionado com o desenvolvimento dos bioindicadores. A metodologia utilizada foi baseada nas equações de Carlson (1964), modificado por Lamparelli (2004). O índice considera o parâmetro de clorofila-a e fósforo, apresentando a situação atual do sistema em relação aos processos eutróficos (CETESB, 2021). O valor do Índice do Estado Trófico (IET) se relaciona às faixas de classificação apresentadas na Quadro 1, sendo adotados os critérios para rios tanto para o P1 (ambiente intermediário) quanto para o P2 (ambiente lótico).

Quadro 1 – Classe de estado trófico e suas características principais

Valor do IET	P-total – P (mg.m ⁻³)	Clorofila a (mg.m ⁻³)	Categorias de Estado Trófico
IET ≤ 47	P ≤ 13	CL ≤ 0,74	Ultraoligotrófico
47 < IET ≤ 52	13 < P ≤ 35	0,74 < CL ≤ 1,31	Oligotrófico
52 < IET ≤ 59	35 < P ≤ 137	1,31 < CL ≤ 2,96	Mesotrófico
59 < IET ≤ 63	137 < P ≤ 296	2,96 < CL ≤ 4,70	Eutrófico
63 < IET ≤ 67	296 < P ≤ 640	4,70 < CL ≤ 7,46	Supereutrófico
IET > 67	640 < P	7,46 < CL	Hipereutrófico

Fonte: Lamparelli (2004), CETESB (2021)

2.4 Índice de Comunidade Fitoplanctônica (ICF)

O Índice de Comunidade Fitoplanctônica utiliza a dominância dos grandes grupos que compõem o fitoplâncton, a densidade dos organismos e o Índice de Estado Trófico (IET), visando separar em categorias a qualidade da água, conforme apresentado no Quadro 2. O valor final, que gera a classificação da qualidade, será simplesmente a média aritmética das três ponderações parciais relativas aos níveis (CETESB, 2021). Ressalta-se que foi considerado como grupo dominante aquele cujos indivíduos representariam 50% ou mais do total de indivíduos da amostragem (SILVA, 2016).

Quadro 2 – Categorias do ICF

Categoria	Ponderação	Níveis
ÓTIMA	1	Não há dominância entre os grupos Densidade total < 1.000 org/mL IET ≤ 52
BOA	2	Dominância de Desmídias ou de Diatomáceas Densidade total > 1.000 e < 5.000 org/mL 52 < IET ≤ 59
REGULAR	3	Dominância de Clorófitas, Fitoflagelados ou Dinoflagelados Densidade total > 5.000 < 10.000 org/mL 59 < IET ≤ 63
RUIM	4	Dominância de Cianobactérias ou Euglenofíceas Densidade total > 10.000 org/mL 63 < IET

Fonte: CETESB (2021)

Resultados e Discussão

Uma amostra de indivíduos identificados está apresentada na Figura 2, onde podem ser observadas as Classes de a) Cyanophyceae (*Planktothrix sp.*); b) Bacillariophyceae (*Roicosphenia sp.*); e, c) Euglenophyceae (*Trachelomonas hispida.*).

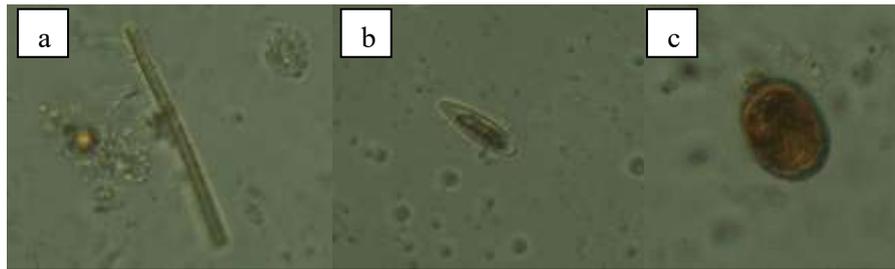


Figura 2 - Espécies de Fitoplanctons identificados nas amostragens.

Os resultados obtidos nas amostragens para a estimativa da concentração de fitoplâncton (indivíduos/mL) em cada ponto estão sistematizados na Tabela 1 e Figura 3, de acordo com as Classes identificadas.

Tabela 1 - Resultados das campanhas de amostragens de fitoplâncton no Rio São Marcos/RS (2016-2023)

CLASSE	CAMPANHAS DE AMOSTRAGEM RIO SÃO MARCOS/RS (nº de indivíduos fitoplanctônicos/mL)																					
	Mar./16		Set./16		Fev./18		Ago./18		Mar./20		Set./20		Nov./21		Fev./22		Ago./22		Mar./23		Ago./23	
	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
Bacillariophyceae	107	102	25	23	103	76	76	51	228	147	138	76	40	21	95	103	56	47	321	142	488	94
Chlorophyceae	210	246	71	106	18	10	77	52	127	60	88	12	17	11	215	350	25	44	80	82	44	12
Chrysophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	4	0	0	8	8	1	1	8	2	0	0
Cyanophyceae	4	6	5	5	0	2	11	10	4	7	127	108	1	1	24	8	16	12	8	10	4	20
Dinophyceae	9	7	0	0	0	1	5	6	3	0	8	8	0	0	0	-	2	0	0	0	0	0
Euglenophyceae	56	15	24	26	11	12	21	28	134	30	59	12	12	7	44	67	30	40	48	48	52	40
Kinetoplastea	12	3	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Xanthophyceae	0	0	0	4	3	0	4	0	3	5	20	12	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0
Zygnemaphyceae	2	1	0	0	0	0	3	0	3	3	0	0	3	0	0	0	0	0	4	0	0	0
TOTAL GERAL	400	380	128	166	135	101	197	147	502	252	460	232	73	40	386	536	134	144	469	284	592	166
MAIOR	210	246	71	106	103	76	77	52	228	147	138	108	40	21	215	350	56	47	321	142	488	94

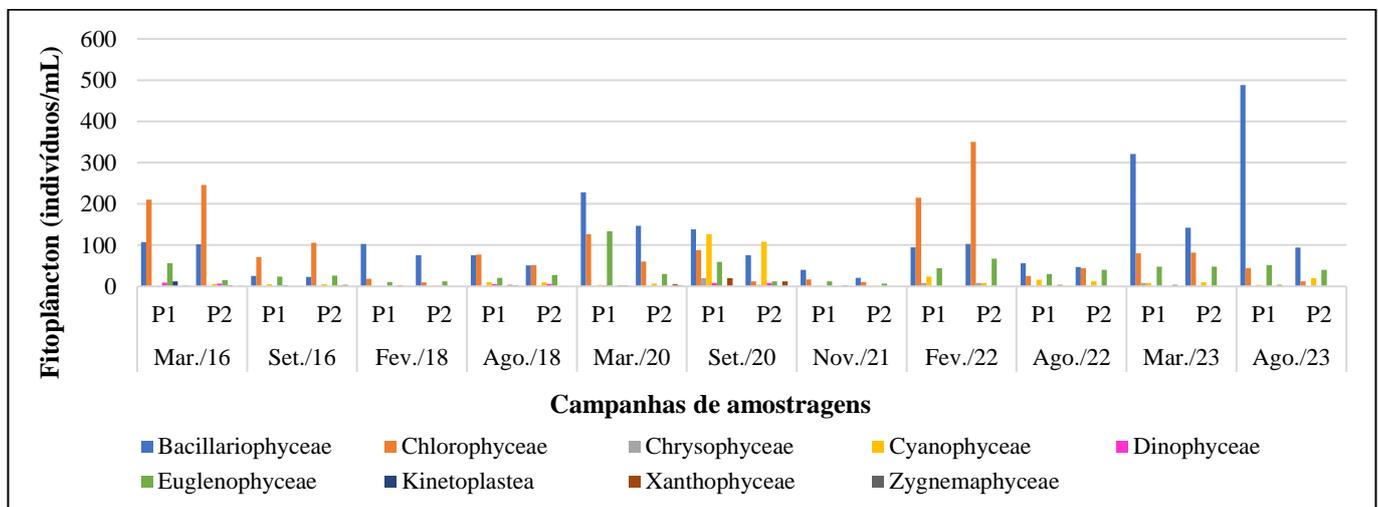


Figura 3 - Estimativa da concentração (ind./mL) das principais classes fitoplanctônicas por ano em cada ponto.

Analisando a Tabela 1 e a Figura 3, é possível verificar, em geral, que a concentração de indivíduos fitoplanctônicos é similar entre os dois pontos, porém não apresenta tendência linear entre os anos, sofrendo pequenas variações de concentração. Observa-se que na maioria das amostragens, com exceção de novembro de 2021, no Ponto 1 a concentração total de indivíduos de fitoplâncton é levemente superior em relação ao Ponto 2. Essa condição de concentração ser maior em P1 pode ser explicado pela mudança de fluxo de água no ambiente, de um sistema intermediário (reservatório da PCH) pra lótico (rio). Sistemas lóticos são definidos por terem fluxo de água contínuos (FREITAS, 2012) e sistemas lênticos são definidos por terem fluxo de água lento, quase parada (DE OLIVEIRA, 2000). De acordo com Luzia (2009), os fitoplânctons são mais comuns em rios com fluxo mais lento.

Além disso, as maiores variações de concentrações de indivíduos fitoplanctônicos ocorreram nas campanhas de março de 2016 e fevereiro de 2022, quando houve aumento significativo de Chlorophyceae; e, em março de 2020, março de 2023 e agosto de 2023, com aumento de Bacillariophyceae, que podem estar relacionadas com mudanças relativas ao clima nos dias que antecederam a amostragem ou por transformações do estado da água (alterações da qualidade) (YOKOYAMA et al., 2012).



Destaca-se que no total, foi possível identificar a presença de 9 Classes de fitoplâncton em ambos os pontos, sendo que as mais representativas foram a Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Euglenophyceae e Cyanophyceae, respectivamente, sendo a primeira pertencente ao grupo das diatomáceas, a segunda das clorofíceas, a terceira das euglenófitas e a última, cianobactéria. O fato de serem mais representativas em número e frequência pode indicar uma capacidade maior de desenvolvimento e resistência naquele ecossistema; enquanto as demais classes, que não mantiveram frequência ao longo do período histórico analisado, aparecendo de forma esporádica, podem indicar a falta de adaptabilidade às mudanças no estado da qualidade da água, fazendo com que não se desenvolvam (PIMENTA, et al., 2015). O índice do Estado Trófico do rio São Marcos está representado na Figura 4. Observa-se que em março de 2016 e agosto de 2023 ele foi classificado como “mesotrófico” (somente P2), indicando uma produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis. Já em setembro de 2016 (P1) e fevereiro de 2018 (P1) foi classificado como “oligotrófico” e nas demais campanhas como “ultraoligotrófico” (P1 e P2). Considerando que na maioria das campanhas, tanto P1 como P2, se classificaram como “ultraoligotrófico”, é possível inferir, segundo Lamparelli (2004), que são “corpos d’água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam prejuízos aos usos da água”. Nota-se que, apesar de haver certo grau de urbanização e a presença de atividades agrícolas na bacia hidrográfica, a geomorfologia fluvial permite uma alta capacidade de autodepuração do Rio São Marcos, contribuindo para a manutenção da qualidade da água.

A partir dos fatores levantados anteriormente, foi possível obter o valor do Índice de Comunidade Fitplanctônica para cada campanha realizada, conforme apresentado no Quadro 3 para P1 e, o Quadro 4 para P2.

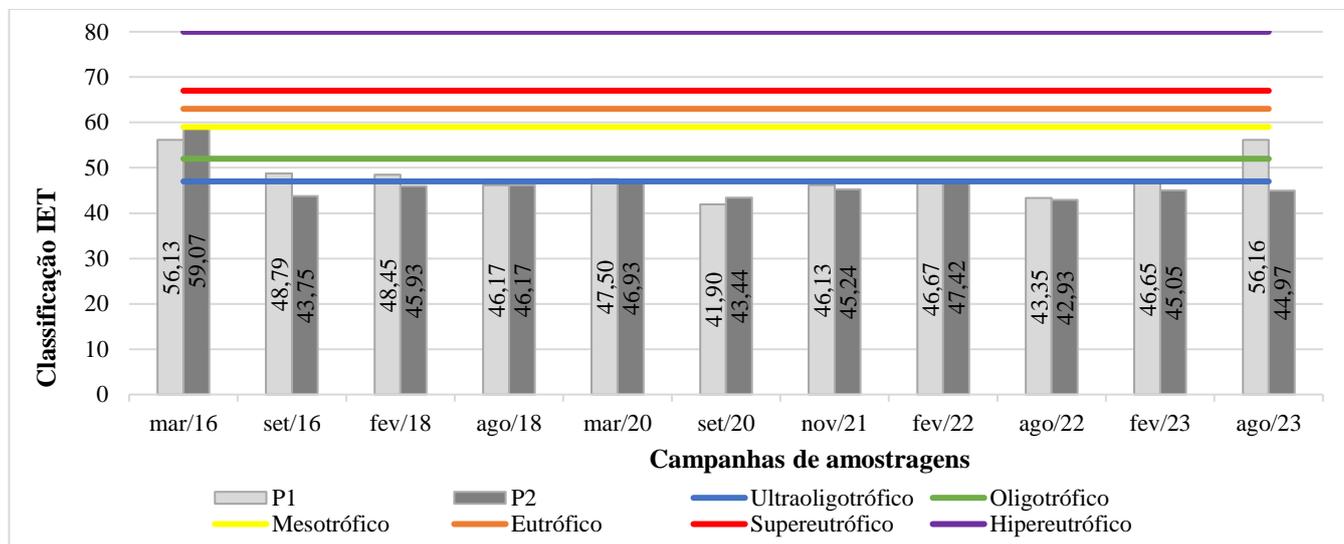


Figura 4 - Resultados do Índice do Estado Trófico para as amostragens no Rio São Marcos/RS.

Quadro 3 – Resultados do Índice de Comunidade Fitplanctônica para o Rio São Marcos/RS no Ponto 1

	Campanhas de amostragens										
	mar/16	set/16	fev/18	ago/18	mar/20	set/20	nov/21	fev/22	ago/22	mar/23	ago/23
Dominância de grupo	Clorof.	Clorof.	Diatom.	Sem domin.	Sem domin.	Sem domin.	Diatom.	Clorof.	Sem domin.	Diatom.	Diatom.
Densidade (ind./mL)	400	128	135	197	502	460	73	386	134	469	592
Classif. IET	56,13	48,79	48,45	46,17	47,5	41,9	46,13	46,67	43,35	46,65	56,16
Ponderação final	2,00	1,67	1,33	1,00	1,00	1,00	1,33	1,67	1,00	1,33	1,67
ICF	Boa	Ótima / Boa	Ótima / Boa	Ótima	Ótima	Ótima	Ótima / Boa	Ótima / Boa	Ótima	Ótima / Boa	Ótima / Boa

Legenda: Sem domin.: Sem dominância de grupos de fitoplânctons; Clorof.: grupo das clorofíceas; Diatom.: grupo das diatomáceas.



Quadro 4 – Resultados do Índice de Comunidade Fitoplancônica para o Rio São Marcos/RS no Ponto 2

	Campanhas de amostragens										
	mar/16	set/16	fev/18	ago/18	mar/20	set/20	nov/21	fev/22	ago/22	mar/23	ago/23
Dominância de grupo	Clorof.	Clorof.	Diatom.	Sem domin.	Diatom.	Sem domin.	Diatom.	Clorof.	Sem domin.	Diatom.	Diatom.
Densidade (ind./mL)	380	166	101	147	252	232	40	536	144	284	166
Classif. IET	59,07	43,75	45,93	46,17	46,93	43,44	45,24	47,42	42,93	45,05	44,97
Ponderação final	2,33	1,67	1,33	1,00	1,33	1,00	1,33	1,67	1,00	1,33	1,33
ICF	Boa/ Regular	Ótima / Boa	Ótima / Boa	Ótima	Ótima / Boa	Ótima	Ótima / Boa	Ótima / Boa	Ótima	Ótima / Boa	Ótima / Boa

Legenda: Sem domin.: Sem dominância de grupos de fitoplânctons; Clorof.: grupo das clorofíceas; Diatom.: grupo das diatomáceas.

A partir do Quadro 3 e 4 é possível observar que o Rio São Marcos foi classificado como “ótima” e “boa” qualidade da água em todas as campanhas realizadas em ambos os pontos avaliados, com exceção da amostragem realizada em março de 2016 no P2, em que o curso hídrico ficou categorizado com qualidade entre “boa” e “regular”, segundo o Índice de Comunidades Fitoplancônicas. Os resultados obtidos, que foram muito semelhantes entre P1 e P2, indica m pouca influência da PCH na qualidade da água considerando-se os indicadores avaliados, ou seja, baixo potencial de eutrofização.

Ressalta-se, porém, a importância do monitoramento contínuo da água por bioindicadores, visto que a presença de algumas espécies em altas densidades, conforme observado em algumas campanhas, pode comprometer a qualidade das águas, causando restrições ao seu tratamento e distribuição (CETESB, 2006).

Considerações Finais

Com base nos resultados obtidos, foi possível atribuir a classificação de “ótima” qualidade à água do rio na grande maioria das campanhas realizadas, segundo o Índice de Comunidade Fitoplancônica (ICF). No entanto, nas coletas de março e setembro de 2016 e fevereiro de 2022, o ICF foi classificado como "bom" devido à dominância de clorofíceas.

Outro ponto importante a ser destacado é a relação entre o Índice de Estado Trófico (IET) e o Índice de Comunidade Fitoplancônica (ICF). Os resultados do IET classificaram o Rio São Marcos como ultraoligotrófico e oligotrófico, indicando corpos d'água limpos. Esse resultado é consistente com o ICF, que indicou a qualidade da água como boa ou ótima em todas as amostragens. Os resultados demonstraram que a qualidade da água do Rio São Marcos não apresentou variação significativa, indicando que a atividade da Pequena Central Hidrelétrica (PCH) não causa influência nos bioindicadores e, conseqüentemente, na qualidade da água nas condições e indicadores avaliados. Apesar dos bons resultados, é fundamental manter o monitoramento do rio para garantir a contínua avaliação dos índices de qualidade e proporcionar uma melhor gestão dos recursos hídricos. O monitoramento regular permite a detecção precoce de possíveis alterações na qualidade da água, assegurando a proteção dos ecossistemas aquáticos e a saúde das comunidades que dependem desses recursos.

Referências Bibliográficas

BARBIERI, Flávio César. **Os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental da água.** 2022.

CARLSON, Robert E. **A trophic state index for lakes 1.** Limnology and oceanography, v. 22, n. 2, p. 361-369, 1977.

CETESB. **DECISÃO DE DIRETORIA N.º 232/2006/E, de 14 de novembro de 2006.** Disponível em: https://www.mpsp.mp.br/portal/page/portal/cao_urbanismo_e_meio_ambiente/legislacao/leg_estadual/leg_est_decisooes/Decis%C3%A3o%20de%20Diretoria%20CETESB%20232-2006-E%20-%2014-11-2006.pdf. Acesso em: 04 jun. 2024.

CETESB. **Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes.** 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-E-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>. Acesso em: 03 mai. 2024.

DE OLIVEIRA, Edson Fontes; GOULART, Erivelto. **Distribuição espacial de peixes em ambientes lênticos: interação de fatores.** Acta Scientiarum. Biological Sciences, v. 22, p. 445-453, 2000.

EMBRAPA. **Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo e Sedimentos.** Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/129877/1/2006PL-021.pdf>. Acesso em: 22 mar. 2024.



- FREITAS, Luciana Diniz. **Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistemas lóticos e lênticos da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina-Brotas/SP)**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Escola de Engenharia de São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2012.
- LAMPARELLI, Marta Condé. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. Tese (Doutorado em Ecologia: Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, University of São Paulo, São Paulo, 2004.
- LUND J.W.H, KIPLING C., LECREN E.D. 1958. **The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting**. *Hydrobiologia* 11: 143–170.
- LUZIA, Anna Paula. **Estrutura organizacional do fitoplâncton nos sistemas lóticos e lênticos da bacia do Tietê-Jacaré (UGRHi-Tietê-Jacaré) em relação à qualidade da água e estado trófico**. 2009.
- PIMENTA, S. M. et al.. Estudo da qualidade da água por meio de bioindicadores bentônicos em córregos da área rural e urbana. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, p. 198–210, jan. 2016.
- REYNOLDS, C.S. 2006. **Ecology of phytoplankton**. Cambridge: Cambridge University Press. 535 p.
- ROS J. 1979. **Práticas de Ecologia**. Barcelona: Editorial Omega. 181 p.
- SILVA, Bruna Freitas da et al. **Qualidade da água e estado trófico em um trecho do rio Cubatão Sul no município de Santo Amaro da Imperatriz-SC**. 2016.
- UTERMÖHL, H. **Zur Vervollkommung der quantitativen PhytoplanktonMethodik**. *Mitteilungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, v.9, p. 1-38, 1958.
- TUNDISI J.G., TUNDISI T.M. 2008. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos.
- VAN-DEN-HOEK C., MANN D.G., JAHNS H.M. 1998. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge: Cambridge University Press. 627 p.
- YOKOYAMA, Elisa; PACIÊNCIA, Gabriel de Paula; BISPO, Polyanna da Conceição; OLIVEIRA, Leandro Gonçalves; BISPO, Pitágoras da Conceição. **A sazonalidade ambiental afeta a composição faunística de Ephemeroptera e Trichoptera em um riacho de cerrado do sudeste do Brasil?** *Ambiência*, Guarapuava, v. 8, n. 1, p. 73-84, jan./abr. 2012.



DETECÇÃO DE MICROPLÁSTICOS NO TRATO GASTROINTESTINAL DE *PSALIDODON* E *BRYCONAMERICUS* NA REGIÃO DE IRATI-PR.

1Poliana Uhde Corrêa, 2Elynton Alves do Nascimento, 3Kelly Geronazzo Martins

1 Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO/PR, e-mail: anailop51@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO/PR, e-mail: elynton@unicentro.br; 3 Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO/PR, e-mail: kellygm77@gmail.com

Palavras-chave: Plásticos; *Psalidodon*; *Bryconamericus*.

Resumo

Os microplásticos - MPs são os polímeros de maior impacto no ambiente, pois suas extensas áreas de superfície podem adsorver compostos altamente tóxicos, como hidrocarbonetos e metais pesados. Suas principais vias de acesso são resultantes de práticas agrícolas, como a aplicação de lodo de esgoto contendo fibras sintéticas, o uso de roupas feitas de polímeros sintéticos e os polímeros naturais fabricados. Os indivíduos foram amostrados com armadilha tipo covão, em dois cursos d'água do município de Irati; de onde também foram coletadas amostras de água para ensaios toxicológicos. Foram coletados 18 indivíduos, dos gêneros *Psalidodon* e *Bryconamericus*, que tiveram o trato gastrointestinal analisado com o intuito verificar a distribuição espacial e a possível toxicidade. Os microplásticos mais abundantes foram do pigmento azul seguido do roxo.

Introdução

Embora a durabilidade dos materiais plásticos tenha sido inicialmente considerada uma característica positiva, atualmente se constitui num sério problema ambiental e social (Olivatto, 2018; WWF, 2019). O consumo de produtos manufaturados por esses polímeros, gera grandes quantidades de resíduos, que nem sempre são reciclados ou reutilizados, sendo então, lançados de forma direta ou indireta no ambiente, causando vários danos. Desse modo, as atividades antrópicas e industriais são consideradas altamente impactantes, pois são as principais fontes de inserção de plásticos no ambiente (Caixeta *et al.*, 2018).

Mais de 348 milhões de toneladas de resíduos plásticos são liberados em ambientes aquáticos (Ye *et al.*, 2020). O Brasil, é o quarto país que mais gera lixo plástico no mundo, e um dos que menos recicla: do total gerado, apenas 1,28% é reciclado e mais de 100 bilhões dos microplásticos podem ser liberados por uma única estação de tratamento de águas residuárias anualmente, portanto, são contribuintes substanciais para a questão da poluição por microplásticos nas águas superficiais. (Olivatto, 2018; WWF, 2019; Freeman *et al.*, 2020).

Os microplásticos (MPs) são definidos como partículas plásticas menores que 5 mm de comprimento e podem ser categorizados em primários e secundários, dependendo de sua fonte (Arthur *et al.*, 2009; Filella, 2015; Ballent *et al.*, 2016). Os primários consistem em produtos industriais, como cosméticos e diferentes tipos de produtos têxteis. Os microplásticos secundários se formam pela fragmentação de itens plásticos maiores, causados pelo desgaste (e.g. luz ultravioleta) e durante o consumo ou fabricação (Browne *et al.*, 2011; Thompson *et al.*, 2004; Ballent *et al.*, 2016).

As principais vias de transporte de microplásticos, provêm de diversas fontes, tanto de áreas urbanas como rurais (Lwanga *et al.*, 2022). As práticas agrícolas, como a aplicação de lodo de esgoto contendo fibras sintéticas; o uso de roupas feitas de polímeros sintéticos (poliéster, acrílico, poliamidas e outras fibras sintéticas) e os polímeros naturais fabricados, mesmo que não sejam feitos de materiais plásticos; e produtos domésticos e de cuidados pessoais contribuem para a disseminação pelo planeta (Napper e Thompson, 2016; Hurley e Nizzetto, 2018; Horton *et al.*, 2017).

Todas estas partículas chegam ao meio ambiente de modo pontual e/ou difuso, a partir do escoamento superficial, drenagem urbana, estações de tratamento de efluentes, entre outros (Chen *et al.*, 2022), ocasionando sérios problemas ambientais no seu percurso, como deposição no leito de rios. Recentemente, trabalhos voltados à presença de MPs, tanto sobre sedimentos quanto em organismos invertebrados, como moluscos e artrópodes marinhos e de água doce, bem como em vertebrados, principalmente peixes, inclusive aqueles de valor comercial, relatam a presença de tais partículas (De-la-torre *et al.* 2019; Ding *et al.*, 2022).

Os peixes podem ingerir MPs de várias maneiras, através de sua alimentação ou mesmo durante a respiração branquial, quando as partículas podem ficar presas na cavidade oral (Li *et al.*, 2021; Xu *et al.*, 2016). Entretanto quando os peixes se sentem desconfortáveis devido à presença de substâncias estranhas e insípidas, eles expõem o material espontaneamente, porém nem todo fragmento ou microfibras é expelido e acaba sendo ingerido involuntariamente (Li *et al.*, 2021).

Existem vários problemas que podem surgir em decorrência da ingestão de MP, como o acúmulo de partículas no sistema digestório levando a uma "falsa saciedade", consequentemente ocorre o aumento do período entre as refeições (e.g. de Sá *et al.* 2018). No caso de peixes que se alimentam de zooplâncton contaminado por MP, se comparados com peixes, que estão livres desta contaminação (Cedervall *et al.* 2012). Além disso, o risco físico por ingestão de MP, pode comprometer o sistema digestivo, impedindo a absorção dos nutrientes essenciais (Pinheiro *et al.*, 2017). Contudo, problemas relacionados às características físicas dos microplásticos, como a extensa área superficial, pode acarretar na adsorção de compostos altamente tóxicos, como hidrocarbonetos e metais pesados. (Mao *et al.*, 2022; Caixeta *et al.*, 2018).



Devido ao aparente alto risco de exposição a microplásticos evidenciado na última década, o muco de peixes, brânquias e o conteúdo intestinal de peixes podem ser usados como uma ferramenta para a avaliação qualitativa da poluição por microplásticos em ecossistemas de água doce. Admite-se, que as legislações brasileiras, em vigor, efetivamente não dispõem sobre os valores máximos toleráveis, que sejam seguros a saúde (Caixeta *et al.*, 2018).

O presente trabalho, teve como objetivo avaliar presença de microplásticos, em cursos d'água na bacia hidrográfica do médio Iguazu (Rio Riozinho) e e da bacia hidrográfica do Tibagi (Rio das Antas), qualificando e quantificando-os nos peixes coletados.

Material e Métodos

Para a realização do estudo, foram escolhidos peixes conhecidos como lambaris e piabas, que possuem dieta diversificada. A coleta foi realizada nos cursos hídricos do município de Irati-PR: Rio Riozinho, localizado nas proximidades da Universidade Estadual do Centro-Oeste, *campus* Irati; (25°31'59" S 50°39'19" W) e próximo à nascente do Rio das Antas (25°30'4.81" S 50°39'19" W), em uma área do Centro Estadual Florestal Presidente Costa e Silva (Colégio Florestal).

A coleta dos peixes foi realizada de acordo com a autorização Número 83202 do ICMBio e aprovação do Comitê de Ética no Uso de Animais (Ofício n. 015/2022–CEUA/UNICENTRO). Os organismos foram amostrados com auxílio de covo, usando massa (isca) para pesca e fígado bovino. As iscas foram envoltas por um saco de microfibras para que não houvesse ingestão desse alimento, servindo apenas para atração. Após realizada a coleta, os peixes eram inseridos em pote de vidro com capacidade de 3L, com água do ambiente em que estavam habituados, até chegar ao laboratório.

Os indivíduos foram levados ao laboratório de Biodiversidade e Conservação do Departamento de Engenharia Ambiental da UNICENTRO, *campus* Irati, onde foram eutanasiados, utilizando óleo de cravo (Lucena *et al.*, 2013). A solução de óleo de cravo foi preparada utilizando 1 ml de óleo diluídos em 9 ml de álcool etílico PA (99,5%), constituindo em superdosagem (Vidal *et al.*, 2008). Para confiabilidade de que os indivíduos estavam totalmente inativos, foram mantido por 10 minutos na solução.

Posteriormente, os organismos foram separados em frascos de vidro previamente limpos, com água destilada filtrada e conservados em álcool 70%, ambos filtrados em bomba a vácuo com membrana de fibra de vidro (porosidade de 1,2 µm). Cada indivíduo foi medido e pesado, sendo posteriormente, lavado com água destilada filtrada e dissecado para a retirada do trato gastrointestinal (TGI) completo e íntegro.

Para evitar possível contaminação, todos os equipamentos, recipientes, vidrarias e superfícies do laboratório, foram precisamente limpos três vezes, antes do uso, com água destilada e álcool 70% filtrados. Além disso, foram utilizadas roupas 100% algodão, para evitar possível desprendimento de alguma fibra sintética, podendo assim interferir no resultado (Cai *et al.*, 2019). Para a dissecação dos peixes, foi utilizado uma lâmina de bisturi nº10. Assim que ocorria a retirada do material, em seguida era inserido em 30 ml de solução de Hidróxido de Potássio a 10% (KOH 10%) em placas de petri, individualmente, para realização a digestão básica da matéria orgânica presente, permanecendo por 38 h em estufa a 60° C. Após a digestão, o conteúdo foi filtrado em uma bomba a vácuo, utilizando membrana de fibra de vidro (47 mm de diâmetro, com porosidade de 1,2 µm).

Com o material já filtrado, cada filtro foi transferido para uma placa de Petri e mantido em estufa (35 °C) por 24 h, para facilitar a visualização dos MPs. Para realizar a identificação, contagem e mensuração dos MPs cada filtro foi inspecionado em estereomicroscópio Zeiss SteREO Discovery V.8, com câmera Axiocam ERc 5s acoplada para aquisição de imagens e medição com auxílio do software ZEN 3.7.

Realizou-se a caracterização dos MP encontrados conforme a cor, estrutura e diâmetro, sendo individualmente fotografados. Para certificar que todos os materiais visualizados eram constituídos de fragmentos plásticos, foi aplicado o método da agulha quente (*hot needle*) para poder diferenciar as partículas que são plásticas das que não são (Witte *et al.*, 2014). Na presença de uma agulha muito quente as partículas plásticas derreterão ou enrolarão, já para materiais biológicos e outras partículas não plásticas, não acontecerá o mesmo (Oliveira, 2020).

Foram realizados testes de correlação múltipla univariados e multivariados para verificar possível diferença em relação à distribuição espacial na presença de MP nos organismos, além de variações intraespecíficas, com auxílio do Software R e RStudio.

Resultados e Discussão

Dos 18 indivíduos coletados, 16 foram amostrados no ponto P1 (Rio Riozinho – Bacia do Médio Iguazu), sendo pertencentes ao gênero *Psalidodon* e 2 foram provenientes do ponto P2 (Rio das Antas- Bacia do Rio Tibagi), pertencendo ao gênero *Bryconamericus* sendo depositados na Coleção Ictiológica do Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura da Universidade Estadual de Maringá.

Foram encontrados MPs em todos os indivíduos analisados, sendo classificados em fragmentos e fibras. Dentre os fragmentos distinguiu-se 10 cores diferentes: amarelo, azul bic, azul claro, rosa, roxo, verde, laranja, transparente, verde água e vermelho. Em maior proporção foi encontrada a cor azul bic com 62% do total (mais de 7.000 unidades) seguida da cor roxa, com 35% (aproximadamente 4.000 unidades), conforme Figura 1. As cores das fibras amostradas, variaram entre azul, amarelo, roxo, transparente, vermelho, verde e rosa. A maior quantidade das fibras foram azuis (49%) e transparentes (43%). Além disso, foram identificados fragmentos de isopor e alumínio na amostra filtrada – Figura 2.

Segundo a variabilidade de cores e formas, os microplásticos podem se apresentar nas cores, como preto, azul, vermelho, branco, transparente, verde, multicolor e outros (roxo, rosa, amarelo, cinzento ou castanho). Na forma, podem ser cilíndricos, discos, planos, ovoides, arredondados, alongados, quebrados, entre outros (Figura 3) (Cutroneo *et al.*, 2020; Gago *et al.*, 2018).

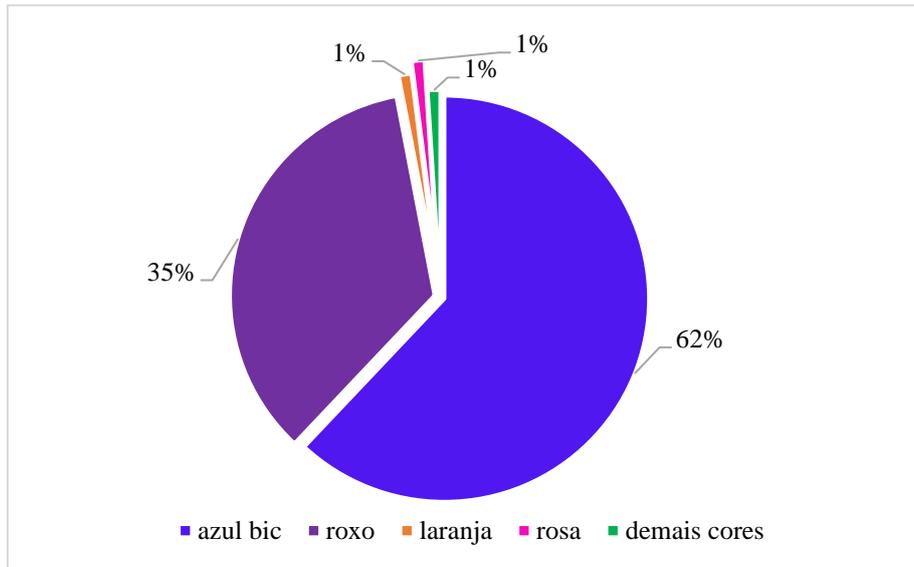


Figura 1 - Percentual de fragmentos de microplásticos e cores encontradas no trato gastrointestinal de *Psalidodon* e *Bryconamericus* em cursos d'água da região de Irati-PR.

A coloração azul em microplásticos é detectada em grandes proporções nas pesquisas (Wu *et al.*, 2020; Aunurohim *et al.*, 2023; Gonçalves *et al.*, 2023; Pan *et al.*, 2021). Segundo Lewis (2004), o MP azul pode ser um pigmento azul sintético utilizado na composição de tintas e no revestimento de certos tipos de plásticos, que são amplamente empregados na indústria de embalagens e/ou derivados da utilização de artes de pesca de plásticos, atividade comumente observada principalmente na região do Rio Riozinho.

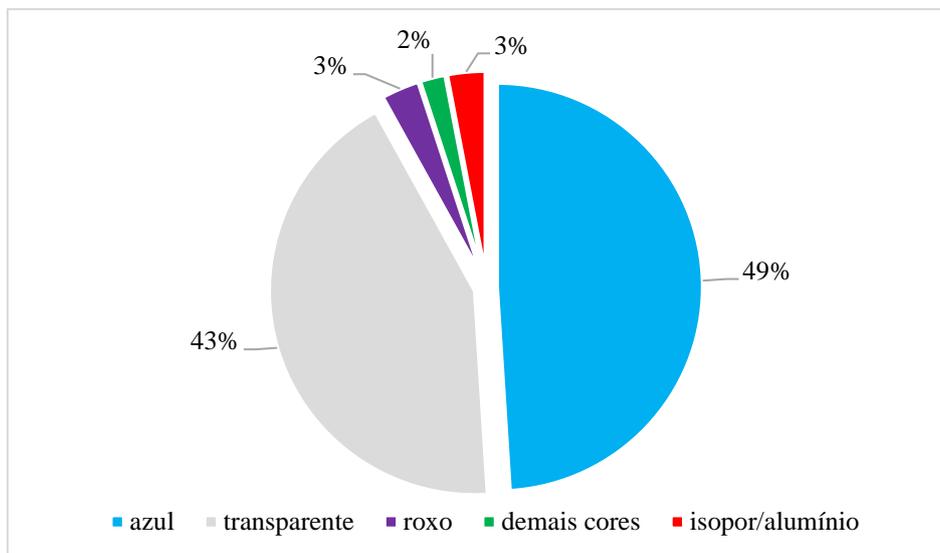


Figura 2 - Percentual de fibras e cores encontradas no trato gastrointestinal de *Psalidodon* e *Bryconamericus* em cursos d'água da região de Irati-PR.

Assim como encontrado por Dantas *et al.*, (2020) e Gonçalves *et al.* (2023), as fibras mais abundantes encontradas no presente trabalho foram azuis, seguida de fibras transparentes (Figura 2). A alta presença de fibras ocorre pela confusão com alimentos, como plâncton nos oceanos, pois algumas espécies de peixes comem partículas microplásticas porque as confundem com seus alimentos naturais (Ory *et al.*, 2017). Essas fibras geralmente são eliminadas durante os processos de fabricação e lavagem e chegam aos rios e oceanos principalmente por meio de esgoto (Henry *et al.*, 2019).

Um total de 68% da produção de fibras são artificial/semisintético (por exemplo, viscose) e sintético (por exemplo, poliéster). Ainda assim, as microfibras podem ser provenientes do desgaste dos pneus dos automóveis, da degradação dos filtros dos cigarros (Wagner *et al.*, 2018; De falco *et al.*, 2018; Napper e Thompson, 2016).

Considerando a diversidade de formas e a abundância, Figuras 3 e 4, fica evidente que a proporção em ambientes conservados é reduzida perante ao curso d'água do perímetro urbano sem conservação. A quantidade de microplásticos nos peixes apresenta tendência de aumento conforme a diminuição do tamanho da partícula (Figura 4). Assim como no trabalho de Pan *et al.*, (2021), os microplásticos menores que 1 mm constituíram 60 a 80% das amostras.

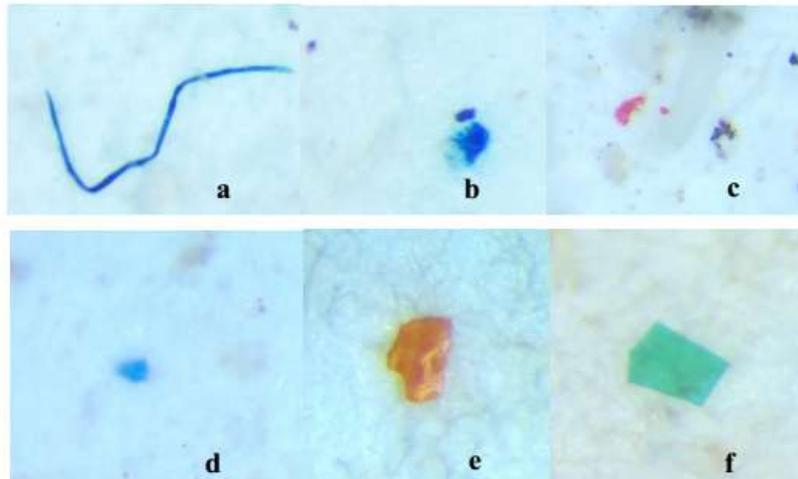


Figura 3 - Fragmentos de microplásticos e fibras encontrados no trato gastrointestinal de *Psalidodon* e *Bryconamericus* em cursos d'água da região de Irati-PR.

Segundo Isobe *et al.*, (2015), a presença de microplásticos menores que 1 mm eram bem evidentes, relatando que, devido a fatores como ação mecânica, fotocloração e biodegradação, grandes pedaços de detritos plásticos tornam-se menores e mais leves, de modo que o número de pequenos pedaços de detritos plásticos aumenta exponencialmente. Fatores que influenciam o número de partículas microplásticas, ingeridas pelos peixes, são as concentrações de microplásticos nas águas e pelos hábitos alimentares, que são influenciados pela dieta disponível de alimentos e tamanho dos peixes (Roch *et al.*, 2020).

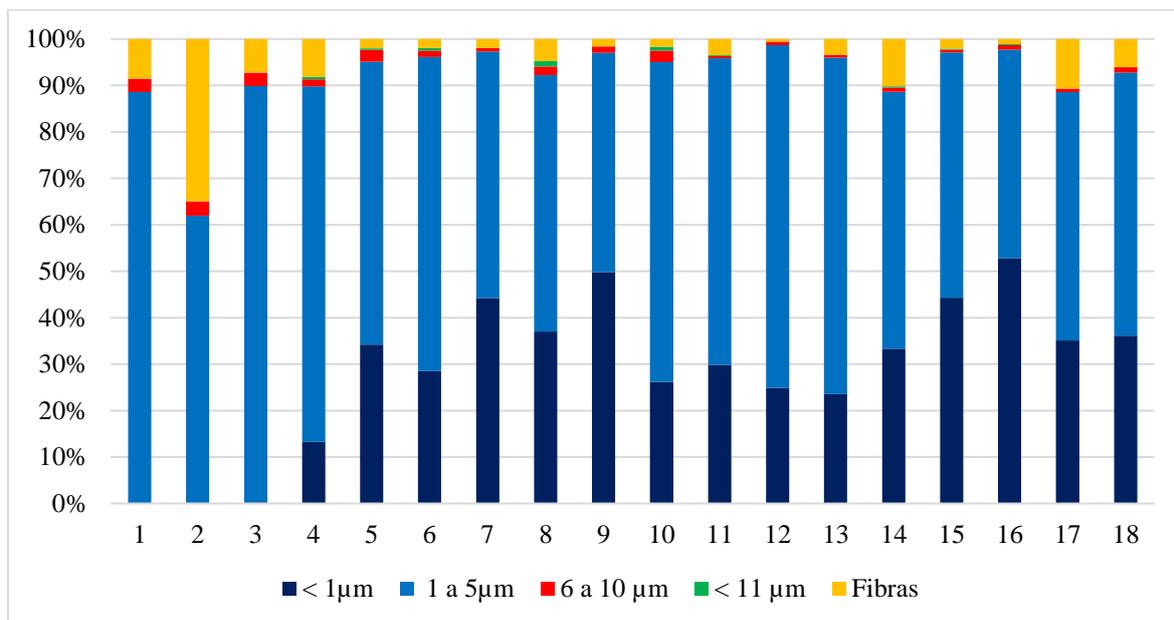


Figura 4 - Quantidade de microplásticos e fibras encontrados em cada indivíduo analisado.

Considerando que os lambaris e piabas são peixes onívoros, e segundo estudos anteriores, a acumulação de microplásticos presente no seu sistema trato gastrointestinal pode ser superior aos valores encontrados em espécies carnívoras (Pan *et al.*, 2021). Como apresentam uma maior variedade de fontes alimentares, isso pode levar a uma transferência de microplásticos da presa para o predador (Dantas *et al.*, 2020).

Na região próxima a nascente do Rio das Antas, depara-se com os menores dados obtidos - indivíduos 1 e 3 são pertencentes a nascente do Rio das Antas (Figura 5), por se tratar de uma nascente do local está mais preservado com resquícios da mata nativa, sem muitas residências nas proximidades. Entretanto, o curso d'água do Rio Riozinho apresenta os maiores valores observados, já que, sofre com assoreamento, invasão domiciliar, ausência da mata nativa e possível despejo de esgoto doméstico.

A primeira correlação encontrada foi com o peso e comprimento dos peixes, segundo os resultados da análise *Sperman Rank Order Correlations*, apresentaram uma correlação estatística significativa de ($p < 0,05000$). Sendo peso (g) 0,102167 e comprimento (cm) de 0,503119.

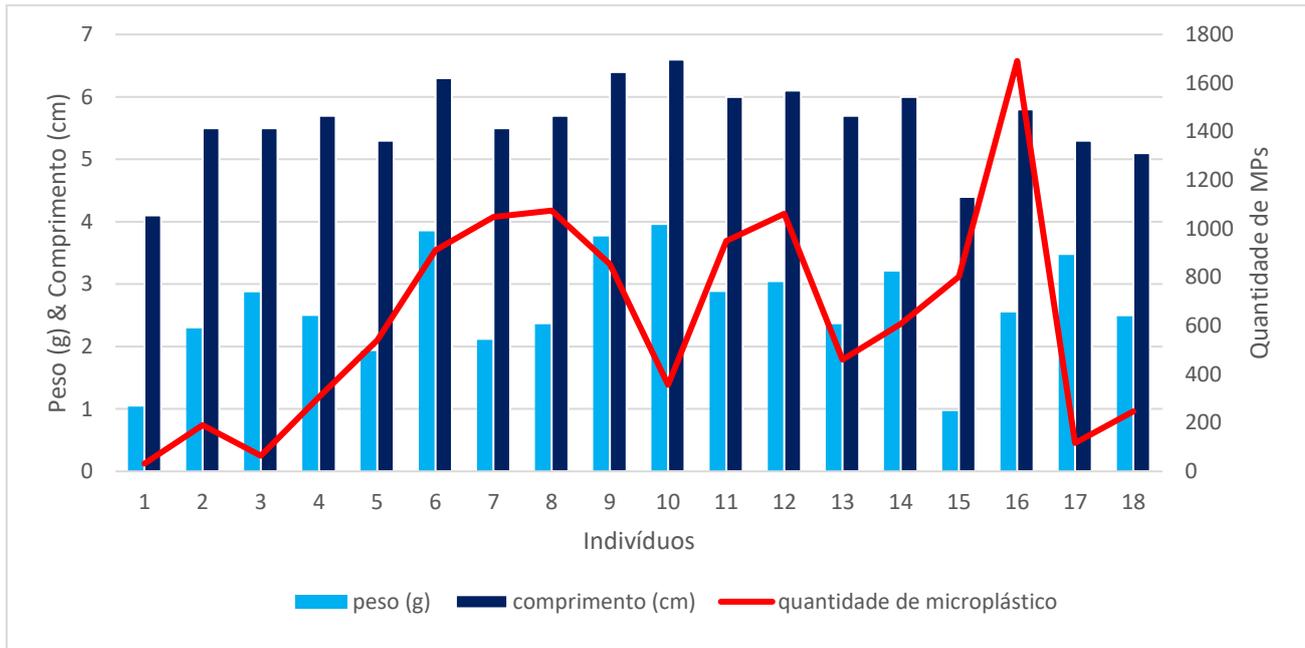


Figura 5 - Correlação do peso, comprimento e quantidade de microplásticos dos indivíduos coletados na região de Irati-PR (Indivíduos 1 e 3 são pertencentes a nascente do Rio das Antas).

Confrontando os dados indivíduos com as cores evidentes na análise, a relação resultou em 3 clusters (Figura 6). Os clusters exibidos abaixo são caracterizados por valores abaixo e acima das dimensões apresentadas na Figura 4, para seus respectivos tamanhos. O primeiro cluster (preto) é composto por indivíduos descritos por valores abaixo de (1 a 5µm e de 6 a 10 µm) e nas cores roxo e azul bic. No segundo cluster (verde), apenas composto pelo indivíduo 16, possui como especificação valores altos para as variáveis de <math><1\mu\text{m}</math> e a cor azul bic. Já, no terceiro cluster, em vermelho, os indivíduos são qualificados por altos valores das variáveis de 1 a 5µm e as cores, roxo e azul bic.

Perante os dados observados nos gráficos e nas árvores hierárquicas sobre o indivíduo 16, nota-se que o apenas o peixe 16 se diferencia dos demais, devido ao seu conteúdo trato gastrointestinal apresentar aproximadamente 1700 unidades de microplásticos, pesando 2,5 g e cerca de 6 cm. Com isso, evidencia-se que a abundância de microplásticos pode ter causado um acúmulo no seu trato gastrointestinal, o que causa uma falsa sensação de saciedade e, portanto, uma deterioração na absorção de nutrientes, crescimento, taxas metabólicas e desempenho reprodutivo (Garcia *et al.*, 2020; Foley *et al.*, 2018).

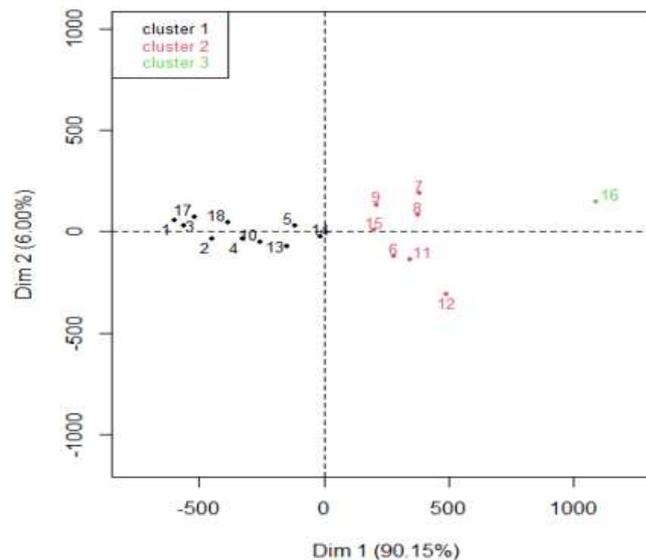


Figura 6 - Classificação Hierárquica – Correlação entre quantidade de microplásticos e cores encontradas em *Psalidodon* e *Bryconamericus* em cursos d’água de Irati-PR.

Estudos recentes começaram a analisar os impactos fisiológicos que podem resultar do consumo de MPs, particularmente em peptídeos e enzimas relacionados à digestão, que também podem afetar os peixes ao nível da função muscular



e nervosa (Wen *et al.*, 2018; Galloway *et al.*, 2017). A origem dos fragmentos é bastante difícil de identificar porque pode ser um microplástico primário ou o resultado de fragmentação devido ao tempo que passaram no ambiente (Tanaka e Tanada 2016).

Entretanto, segundo Park *et al.*, (2004) o celofane era o tipo de polímero mais comum tanto na água do mar quanto nos sedimentos. Isto corresponde aos nossos resultados que indicam a ampla distribuição de celofane e a elevada ingestão pelos peixe. Uma abundância relativamente alta de PET também foi detectada. Garrafas plásticas, sacolas de embalagem, canudinhos e caixas de leite são geralmente produtos compostos de PET, que também é cada vez mais utilizado na indústria têxtil para produzir tecidos, roupas e tapetes (Park *et al.*, 2004).

Uma característica marcante e preocupante em relação aos microplásticos é que além de serem confundidos com o alimento e facilmente ingeridos, por suas características físicas permitem fácil adsorção de metais pesados, poluentes orgânicos persistentes e outras substâncias nocivas (Suami *et al.*, 2020). Essas substâncias nocivas serão liberadas após serem ingeridas pelos organismos, causando efeitos adversos tanto na saúde do organismo, quanto na estabilidade do meio ambiente (Kolandhasamy *et al.*, 2018).

Além disso, o tamanho dos microplásticos pode facilitar a capacidade dos microplásticos entrarem nos tecidos (Surwatiningsih *et al.*, 2020) e bloquearem o trato gastrointestinal (Eshun & Pobe, 2022). A ingestão de microplásticos pode ser responsável pela geração de muitas doenças, e estima-se que o plástico pode causar câncer e perturbações endócrinas, além de reduzir a fertilidade humana (Swan & Colino, 2021).

Os peixes desempenham um papel muito importante na cadeia alimentar biológica. Se as pessoas utilizarem diretamente peixe comercial contaminado, é provável que os microplásticos se acumulem no corpo humano, afetando assim a saúde das pessoas. Portanto, é muito importante selecionar um peixe típico como organismo de vigilância da poluição por microplásticos em peixes. Atualmente as pesquisas sobre a poluição por microplásticos, em rios de água doce, são escassas em comparação aos estudos voltados a oceano. Este estudo fornece dados sobre um potencial risco, que regiões de corpos hídricos de água doce, não estão recebendo a devida atenção, já que, em muitos lugares do país é desta fonte que são retirados o sustento e a sobrevivência de muitos cidadãos.

Além disso, as partes não comestíveis do peixe também podem ser utilizadas como matéria-prima para alimentação de outros animais, como na aquicultura ou na criação de suínos, pelo que os microplásticos ainda podem acabar como um risco para a saúde através dos alimentos (Wu *et al.*, 2020).

Em relação ao teste de toxicidade realizada em triplicata para água bruta, não houve nenhuma correlação significativa. Conferindo a água bruta, coletada no dia 19 de maio de 2023, ausente de substâncias tóxicas. Já que no espaço tempo de 24 h e 48 h todas as *Daphnia magna* permaneceram vivas, evidenciando apenas 1 mortalidade nos controles A e C negativos, após o período de 24 h e uma mortalidade após 48 h, no controle negativo B.

Assim como, pesquisas recentes de Schwarzer *et al.* (2022) e Zimmermann *et al.* (2020), os efeitos agudos observados nos organismos testes para toxicidade aguda foram baixos, já que, as alterações observadas são específicas do polímero, relacionados com o tamanho e a forma do polímero, e não resultam da exposição às partículas.

Segundo Schwarzer *et al.*, (2022) a toxicidade depende da forma das partículas de MP, onde as partículas esféricas são mais tóxicas do que partículas irregulares (Jaikumar *et al.*, 2019) o que pode ser mais prejudiciais para *D. magna*. A ideia de que a toxicidade do MP potencializa com a diminuição do tamanho da partícula, além de depender da forma da partícula e a composição plástica. Kokalj *et al.*, (2022), observaram efeito agudo no caso das fibras têxteis de poliéster quando a exposição foi prolongada durante mais de 24 horas, pois as *D. magna* não conseguiram se recuperar após exposição

Os efeitos adversos causados por MP são mais evidentes em testes de toxicidade crônica como a diminuição da reprodução, podendo durar pelo menos duas gerações, retenção no intestino, metabolismo alterado, mudanças no processo de muda, indução de estresse, diminuição das taxas de alimentação e crescimento (Kokalj *et al.*, 2022).

Um problema evidenciado nas pesquisas mais recentes, está ligada a abundância de partículas plásticas no meio ambiente, algo que promoveria a nutrição das *D. magna*, fornecendo um substrato para as algas, que por sua vez aumentariam sua proliferação causando diversos problemas ambientais (Canniff e Hoang, 2018). No geral, nossas descobertas indicam que especialmente pequenas partículas esféricas de MP e, em menor grau, fragmentos podem afetar negativamente os ecossistemas no longo prazo. Assim, a exposição a longo prazo do MP ao ambiente poderia aumentar a sua ecotoxicidade (Simon *et al.*, 2021).

Comentários finais

A taxa de contaminação por microplástico na região do Rio Riozinho (Bacia do Médio Iguazu) apresentou elevadas concentrações de microplásticos < 1 µm e 1 a 5 µm, ocasionado por contaminação difusa ou pontual, em virtude da atividade pesqueira frequente, proximidades com residências e aporte de esgoto clandestino. Isso pode resultar em efeito cascata, dos níveis tróficos mais baixos para os mais altos, afetando toda a cadeia alimentar nos ecossistemas aquáticos.

Entretanto, a quantidade de fragmentos 1 a 5 µm nas proximidades da nascente do Rio das Antas (Bacia do Tibagi) foram baixas. Ocasionalmente pelo distanciamento de residências da sua nascente, o que diminuiu a interferência, entretanto não elimina a contaminação, e por apresentar resquícios de mata ciliar, evitando o aporte de sedimentos, que muitas vezes estão carregados de partículas microplásticas, além de vestígios, que podem estar presentes no solo ou em outros materiais.

Portanto, a preservação da mata nativa e características do ecossistema presente nas margens dos rios, contribui para a redução desta via poluidora populacional. Cabe ressaltar ainda, a escassez de dados e resultados em corpos hídricos de água doce, mesmo nosso país possuindo 12% da disponibilidade de água doce do mundo. E pelo fato dos rios serem via de acesso direta aos oceanos, transportando consigo milhares de partículas e fragmentos altamente prejudiciais para a vida aquática e



seres vivos.

Agradecimentos

A primeira autora gostaria de agradecer a Fundação Araucária pela bolsa de Iniciação Científica, a Universidade Estadual do Centro-Oeste - UNICENTRO/PR e aos seus orientadores pelo apoio recebido. A Profa. Carla Simone Pavaneli (UEM), pela identificação dos peixes.

Referências Bibliográficas

- Arthur, C.; Baker, J.; Bamford, H.; 2009. Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects and Fate of Microplastic Marine Debris. NOAA Marine Debris Program National Oceanic and Atmospheric Administration U.S. Department of Commerce Technical Memorandum NOS-OR&R-30, pp. 3-17.
- Aunurohim, E.K.R.; Aunurohim, E.N.R.; Rahmawati, E.N.; Ashuri, N.M.; Yalindua, F.Y.; Ibrahim, P.S.; Raufanda, M.S.; Prabowo, R.E. 2023. Abundance and Characteristics os microplastics Found in the Gastrointestinal Tract of Commercial Marine Fish from Bitung, North Sulawesi, Indonesia. Squalen Bulletin of Marine and Fisheries Postharvest and Biotechnology, v. 18, (1), pp. 31-41.
- Ballent, A.; Corcoran, P.L.; Madden, O.; Helm, P.A.; Longstaffe, F.J. 2016. "Fontes e sumidouros de microplásticos no Lago Ontário canadense perto da costa, sedimentos tributários e de praia". Boletim de Poluição Marinha, v. 110(1), pp. 383-395.
- Browne, M.A.; Crump, P.; NiveN, S.J.; Teuten, E.; Tonkin, A.; Galloway, T.; Thompson, R. "Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks". 2011. Ciência Ambiental & Technology, v. 45(21), pp. 9175-9179.
- Cai, H.; Du, F.; Li, L.; Li, B.; Li, J.; Shi, H. 2019. A practical approach based on FT-IR spectroscopy for identification of semi-synthetic and natural celluloses in microplastic investigation. Elsevier, pp. 692-701.
- Caixeta, D.S.; Caixeta, F.C.; Filho, F.C.M.M. 2018. Nano e Microplásticos nos ecossistemas: Impactos ambientais e efeitos sobre os organismos. Enciclopédia Biosfera, v. 15, n. 27, pp.19-34.
- Canniff, P.M.; Hoang, T.C. 2018. Microplastic ingestion by *Daphnia magna* and its enhancement on algal growth. The Science of the Total Environment, pp. 500-507.
- Cedervall, T. et al. 2012. Food Chain Transport of Nanoparticles Affects Behaviour and Fat Metabolism in Fish. PLoS ONE, v. 7(2), e32254.
- Chen, H. L. et al. 2022. Relative contributions of different local sources to riverborne microplastic in a mixed landuse area within a tropical catchment. Environmental Research, v. 210, 112972.
- Cutroneo, L.; Reboa, A.; Besio, G.; Borgogno, F.; Canesi, L.; Canuto, S.; Dara, M.; Enrile, F.; Forioso, I.; Greco, G.; Lenoble, V.; Malatesta, A.; Mounier, S.; Petrillo, M.; Rovetta, R.; Stocchino, A.; Tesan, J.; Vagge, G.; Capello, M. 2020. Microplastics in Seawater: Sampling Strategies, Laboratory Methodologies, and Identification Techniques Applied to Port Environment. Environmental Science and Pollution Research, 27 (9), pp. 8938-8952.
- Dantas, N.C.; Duarte, O.S.; Ferreira, W.C.; Ayala, A.P.; Rezende, C.F. & Feitosa, C.V. 2020. Plastic intake does not depend on fish eating habits: Identification of microplastics in the stomach contents of fish on an urban beach in Brazil. Marine Pollution Bulletin, v. 153, pp. 1-8.
- De Falco, F.; Gullo, M.P.; Gentile, G.; Pace, E.D.; Cocca, M.; Gelabert, L.; Brouta-Agnesab, M.; Rovira, A.; Escudero, R.; Villalba, R.; Mossotti, R.; Montarsolo, A.; Gavignano, S.; Tonin, C. & Avella, M. 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. Environmental Pollution, v. 236, pp. 916-925.
- De-La-Torre, G. E. et al. 2019. Microplastic abundance in three commercial fish from the coast of Lima, Peru. Brazilian Journal of Natural Sciences, v. 2(3), p. 171.
- Ding, J. et al. 2020. An examination of the occurrence and potential risks of microplastics across various shellfish. Science of The Total Environment, v. 739, p. 139887.
- Eshun, F. & Pobe, A.N.A. 2022. Effect of Tryng on Microplastics Load in Fish and Implications on Health. Food Frontiers, v. 3(4), pp. 541-795.
- Filella, M. 2015. Questions of size and numbers in environmental research on microplastics: methodological and conceptual aspects. Environ. Chem, v. 12, pp. 527-538.



- Foley, C.J.; feiner, Z.S.; Malinich, T.D.; Höök, T.O. 2018. A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of The Total Environment*, v. 631–632, pp. 550-559.
- Freeman, S.; Booth, A.M; Sabbah, I.; Tiller, R.; Dierking, J.; Klun, K.; Angel, D.L. 2020. "Entre a fonte e o mar: o papel do tratamento de águas residuais na redução microplásticos marinhos", *Journal of Environmental Management*, v. 266, pp. 100-126.
- Gago, J.; Carretero, O.; Filgueiras, A.V. & Vinas, L. 2018. Synthetic microfibers in the marine environment: a review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, v. 127, pp. 365-376.
- Galloway, T.S.; Cole, M.; Lewis, C. 2017. Interactions of microplastic debris throughout the marine ecosystem. *Nature Ecology & Evolution*, v. 1(5), pp. 116.
- Garcia, T.D.; Cardozo, A.L.P.; Quirino, B.A.; Yofukuji, K.Y.; Ganassin, M.; Dos Santos, N.; Fugi, R. 2020. Ingestion of microplastic by fish of different feeding habits in urbanized and non-urbanized streams in Southern Brazil. *Water Air Soil Pollut*, v. 231, pp. 434.
- Gonçalves, G.R.L; Sousa, A.N; Wolf, M.R; Soares, I.M; Castilho, A.L. 2023. Unravelling the stomach contents os fish and crab species from Cananéia, São Paulo: Are they eating plastic? *Pap. Avulsos Zool.*, v. 63, pp. 1-11.
- Henry, B.; Laitala, K. & Klepp, I.G. 2019. Microfibres from apparel and home textiles: prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. *Science of the total environment*, v. 652, pp. 483-494.
- Horton, A. A.; Walton, A.; Spurgeon, D. J.; Lahive, E.; Svendsen, C. 2017. Microplastics in freshwater and terrestrial environments: Evaluating the current understanding to identify the knowledge gaps and future research priorities. *Science of the Total Environment*, v. 586, pp. 127-141.
- Hurley, R.; Nizzetto, L. 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 1, pp. 6-11.
- Isobe, A.; Uchiyama-Atsumoto, K.; Uchida, K.; Tokai, T. 2017. Microplastics in the Southern Ocean. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 114, pp. 623–626.
- Jaikumar, G.; Brun, N.R.; Vijver, M.G.; Bosker, T. 2019. Reproductive toxicity of primary and secondary microplastics to three cladocerans during chronic exposure. *Environ. Pollut*, v. 249, pp. 638–646.
- Kokalj, A.J.; Dólar, A.; Drobne, D; Marinsek, M; Dolenc, M; Skleo, L; Strmljan, G; Music, B & Skpin, A. S. 2022. Environmental hazard of polypropylene microplastics from disposable medical masks: acute toxicity towards *Daphnia magna* and current knowledge on Other polypropylene microplastics. *Microplastics and Nanoplastics*, v. 2 (1), pp. 1-15.
- Kolandhasamy, P.; Su, L.; Li, J.; Qu, X.; Jabeen, K.; Shi, H. 2018. Adherence of microplastics to soft tissue of mussels: A novel way to uptake microplastics beyond ingestion. *The Science of The Total Environment*, v. 610–611, pp. 635–640.
- Lewis, P.A. 2004. Organic colorants. In: Charvat, R.A. (Org.). *Coloring of Plastics: Knowledge gaps and possible risks*. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 1, pp. 6-11.
- Li, B; Liang.W; Liu, Q.X; Fu, S.; Ma, C.; Chen, Q.; Su, L.; Craig, N.J; Shi, H. 2021. Fish Ingest Microplastics Unintentionally. *Environmental science & technology*, v. 55, pp. 10471-10479.
- Lucena, C. A. S.; Calegari, B. B.; Pereira, E. H. L.; Dallegrave, E. 2013. O uso de óleo de cravo na eutanásia de peixes. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, n. 105, pp. 20-24.
- Lwanga, E. H. et al. 2022. Review of microplastic sources, transport pathways and correlations with other soil stressors: a journey from agricultural sites into the environment. *Chemical and Biological Technologies in Agriculture*, v. 9(1), pp. 20.
- Mao, X. et al. 2022. The impact of microplastic pollution on ecological environment: a review. *Frontiers in Bioscience-Landmark*, v. 27(2), pp. 46.
- Napper, I.E. & Thompson, R.C. 2016. Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Marine Pollution Bulletin*, v. 112, pp. 39-45.
- Olivatto, G. P.; Carreira, R.; Tornisielo, V. L.; Montagner, C. C. 2018. Microplásticos: Contaminantes de Preocupação Global no Antropoceno. *Revista Virtual de Química*, v. 10(6), pp. 1968-1989, 2018.
- Oliveira, B. L. M. C. 2020. Quantificação e distribuição vertical de microplásticos na coluna d'água em represa urbana. *Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos*. f. 49.
- Ory, N.C.; Sobral, P., Ferreira, J.L.; Thiel, M. 2017. Amberstripe scad *Decapterus muroadsi* (Carangidae) fish ingest blue microplastics resembling their copepod prey along the coast of Rapa Nui (Easter Island) in the South Pacific subtropical gyre. *Sci Total Environ*, v. 586, pp. 430-437.



- Pan, Z.; Zhang, C.; Wang, S.; Sun, D.; Zhou, A.; Xie, S.; Xu, G.; Zou, J. 2021. Occurrence of Microplastics in the Gastrointestinal Tract and Gills of Fish from Guangdong, South China. *Journal of Marine Science and Engineering*, v. 9 (9), p. 981.
- Park, C.H.; Kang, Y.K.; Im, S.S. 2004. Biodegradability of cellulose fabrics, *J. Appl. Polym. Sci*, v 94 (1), pp. 248–253.
- Pinheiro, C.; Oliveira, U.; Vieira, M. 2017. Occurrence and Impacts of Microplastics in Freshwater Fish. *Journal of Aquaculture & Marine Biology*, v. 5(6).
- Roch, S.; Friedrich, C.; Brinker, A. 2020. Uptake Routes of Microplastics in Fishes: Practical and Theoretical Approaches to Test Existing Theories. *Scientific Reports*, v. 10.
- Schwarzer, M.; Brehm, J.; Vollmer, M.; Jasinski, J.; Xu, C.; Zainuddin, S.; Frohlich, T.; Schott, M.; Greiner, A.; Scheibel, T.; Laforsch, C. 2022. Shape, size, and polymer dependent effects of microplastics on *Daphnia magna*. *Journal of Hazardous Materials*. Elsevier, v. 426.
- Simon, M.; Hartmann, N.B.; Vollertsen, J. 2021. Accelerated weathering increases the release of toxic leachates from microplastic particles as demonstrated through altered toxicity to the green algae *Raphidocelis subcapitata*. *Toxics*, v. 9 (8), pp.185.
- Suami, R. B.; Sivalingam, P.; Al Salah, D. M.; Grandjean, D.; Mulaji, C. K.; Mpiana, P. T.; Breider, F.; Otamonga, J. P.; Poté, J. 2020. Heavy metals and persistent organic pollutants contamination in river, estuary, and marine sediments from Atlantic Coast of Democratic Republic of the Congo. *Environmental science and pollution research international*, v. 27(16), pp. 20000–20013.
- Surwatiningsih, N.; Setyowati, I.; Astuti, R. 2020. Microplastics in Pelagic and Demersal Fish of Pantai Baron, Yogyakarta, Indonesia. *Jurnal Biodjati*, v. 5(1), pp. 33-49.
- Swan, S.H.; Colino, S. 2021. *Count down: how our modern world is threatening sperm counts, altering male and female reproductive development, and imperiling the future of the human race*. New York, Scribner.
- Tanaka, K.; Takada, H. 2016. Microplastics Fragments and Microbeads in Digestive Tracts of Planktivorous Fish from Urban Coastal Waters. *Scientific Reports*, v. 6(34351), pp. 1-8.
- Thompson, R.C.; Olsen, Y.; Mitchell, R.P.; Davis, A.; Rowland, S.J.; John, A.W.G.; Mcgonigle, D.; Russell, A.E. 2004. "Lost at Sea: ¿Where Is All the Plastic?", *Ciência*, v. 304(5672), pp. 838.
- Vidal, L.V.O.; Albinati, R.C.B.; Albinati, A.C.L.; Lira, A.D.; Almeida, T.R.; Santos, G.B. 2008. Eugenol como anestésico para a tilápia-do-nylo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.43, pp.1069-1074.
- Wagner S.; Huffer, T.; Klockner, P.; Wehrhahn, M.; Hofmann, T. & Reemtsma, T. 2018. Tire wear particles in the aquatic environment – A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research*, v. 139, pp. 83-100.
- Wen, X.; Du, C.; Xu, P.; Zeng, G.; Huang, D.; Yin, L.; Tin, Q.; Hu, L.; Wan, J.; Zhang, J. 2018. Microplastic pollution in surface sediments of urban water areas in Changsha, China: Abundance, composition, surface textures. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 136, pp. 414-423.
- Witte, B. de et al. 2014. Quality assessment of the blue mussel (*Mytilus edulis*): Comparison between commercial and wild types. *Marine Pollution Bulletin*, v. 85, n. 1, pp. 146–155.
- Wu, J.; Lai, M.; Zhang, Y.; L. I. J.; Zhou, H.; Jiang, R.; Zhang, C. 2020. Microplastics in the digestive tracts of comercial fish from the marine ranching in east China sea, China. *ELSEVIER*, v. 2, pp. 1-6.
- Wwf Brasil. 2019. Brasil é o 4º país do mundo que mais gera lixo plástico.
- Xu, Z.; Takizawa, F.; Parra, D.; Gómez, D.; von Gersdorff Jørgensen, L.; La Patra, S. E.; Sunyer, J. O. 2016. Mucosal immunoglobulins at respiratory surfaces mark an ancient association that predates the emergence of tetrapods. *Nature communications*, v. 7.
- Ye, S.; Cheng, M.; Zeng, G.; Tan, X.; Wu, H.; Liang, J.; Zhang, Y. 2020. "Insights into catalytic removal and separation of attached metals from natural-aged microplastics by magnetic biochar activating oxidation process", *Water Research*, v. 179.
- Zimmermann, L.; Gottlich, S.; Oehlmann, J.; Wagner, M. 2020. What are the drivers of microplastic toxicity? Comparing the toxicity of plastic chemicals and particles to *Daphnia magna*. *Environmental Pollution*. Elsevier, v. 267.



ESTUDO DO USO DO LODO DE ETA NA PRODUÇÃO DE MATERIAIS ADSORVENTES

1 Carolina de Camargo Barbosa, **2** Yuri Ogera Cazari, **3** Marcela Fernandes Silva, **4** Cláudia Telles Benatti
Universidade estadual de Maringá, 1 e-mail: pg404789@uem.br ; 2 e-mail: ra118892@uem.br; 3 e-mail: mfsilva2@uem.br, 4 e-mail: ctbenatti@uem.br

Palavras-chave: Lodo de estação de tratamento de água; Sustentabilidade; Adsorvente.

Resumo

Grandes quantidades de resíduos, conhecido popularmente como lodo, são gerados diariamente nas estações de tratamento de água (ETA). O lodo gerado na ETA deve ser tratado e disposto adequadamente, no entanto, não é raro o descarte irregular, causando muitos danos ao ambiente. Dentre as alternativas de reaproveitamento do lodo de ETA, o uso como matéria-prima para produção de adsorventes é uma solução sustentável e promissora. Assim, o objetivo deste trabalho foi estudar o uso do lodo de ETA como material adsorvente. O lodo foi coletado nos decantadores da ETA do município de Maringá, seco a temperatura ambiente sob luz solar e posteriormente submetido a tratamento térmico a 80°C e 200°C. Para a caracterização do material foi determinado o teor de sólidos, conduzidos testes de ponto de carga zero (pH_{pzc}) e testes para a determinação da área superficial por adsorção de azul de metileno. Todos os testes foram realizados em triplicata, com o lodo in natura e após tratamento térmico em ambas as temperaturas. Os resultados obtidos a partir da adsorção do poluente modelo azul de metileno neste estudo mostram que a utilização de lodo de ETA na produção de adsorventes é uma estratégia promissora. Os modelos de Freundlich e Langmuir foram ajustados aos resultados obtidos através da adsorção de azul de metileno e as amostras mostraram-se dentro do intervalo favorável da constante de interação em ambos os modelos, no entanto, o valor de correlação de Langmuir para as amostras ativadas a 80° e 200° foi baixo, assim sendo o modelo de Freundlich melhor representou as amostras. Após os ajustes dos modelos, o cálculo de adsorção máxima apresentou capacidades de 3,75; 4 e 0,85 mg/g para os lodos In natura, tratados termicamente a 80°C e 200°C, respectivamente. Esta pesquisa ressalta a importância de alternativas ambientalmente seguras como a produção de adsorventes aplicados na solução de problemas de contaminação da água.

Introdução

A demanda por água potável tem aumentado consideravelmente ao longo dos anos, e o tratamento dessa água é essencial para seu consumo seguro. Afim de atender a demanda, a produção de água potável em ETAs é consequentemente maior. A água bruta coletada de corpos d'água contém várias impurezas, como sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, matéria orgânica, matéria inorgânica e patógenos (Danubia et al., 2021).

No Brasil, o sistema de tratamento de água mais comumente utilizado consiste nas seguintes etapas: coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. Ao longo do processo de tratamento, produtos químicos como sais de ferro e sais de alumínio são adicionados à água bruta com o objetivo de formar precipitados de hidróxido (Ahmad et al., 2016), de modo que as partículas se aglomeram e, por efeito da gravidade, são depositadas no fundo do tanque de decantação, gerando assim o resíduo popularmente conhecido como lodo de ETA. Segundo Ahmad et al. (2016), são geradas cerca de 100 mil toneladas/ano de lodo em uma ETA convencional e, embora este seja classificado como resíduo sólido, sua composição é de cerca de 85% de água, e pode variar ao longo das estações, dificultando o gerenciamento e o descarte desse material. Atualmente, a maior parte do lodo é descartada em corpos d'água, o que é altamente prejudicial ao sistema aquático, pois este contém agentes químicos usados no processo de tratamento, causando aumento da turbidez e metais pesados na água.

Assim, é essencial encontrar alternativas ambientalmente corretas e sustentáveis para a destinação desse material. Estudos tem apresentado opções para a destinação desse material, como a produção de cerâmica (Teixeira et al., 2011), incorporação em materiais cimentícios (Chen et al., 2010), produção de adsorventes (Wu et al., 2004), havendo também a possibilidade de disposição em aterros, visto que esta é permitida de acordo com classificação deste material pela NBR 10004/2004, no entanto dada a abundância deste material, esta destinação tem se tornado cada vez mais inviável. Diversos estudos têm adotado o lodo como matéria prima para a produção de adsorvente aplicado na remoção de diversos contaminantes, como hormônios (Danubia et al., 2020); íons metálicos (Cardoso et al., 2019; Siswoio et al., 2014), entre outros. No estudo de Abo-El-Einen et al. (2017) a aplicação do lodo de ETA obteve taxas acima de 90% na remoção de Pb, indicando que o material possui eficiência de remoção deste metal pesado. Para a obtenção de material adsorvente, de maneira geral pode-se empregar o tratamento térmico por meio da pirólise e calcinação, o tratamento químico utilizando uma base ou um ácido forte, ou a combinação de ambos (Sharma & Ahammed, 2023). Esta pesquisa então visa realizar uma caracterização do lodo produzido na ETA do município de Maringá e verificar seu potencial para utilização como material adsorvente para a remoção de contaminantes, podendo fornecer assim uma alternativa sustentável para o uso desse material, promovendo uma economia circular, retroalimentando o sistema e reduzindo seu impacto ambiental.



Materiais e Métodos

O lodo foi coletado na ETA operada pela companhia de saneamento responsável pelo tratamento e distribuição de água do município de Maringá, Paraná. Essa estação utiliza métodos convencionais de tratamento de água e o coagulante adotado é o policloreto de alumínio (PAC). O material foi coletado durante o processo de limpeza dos decantadores com o auxílio de funcionários da empresa. Este foi armazenado em galões de polietileno de 20L e transportado para o Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Estadual de Maringá para conservação, preparação e análise. No estágio inicial, o lodo in natura foi analisado quanto à composição e ao teor de sólidos totais, fixos e voláteis, de acordo com o método 2540 do Standard Methods (APHA, 2017), e o pH da amostra bruta foi aferido utilizando pHmetro (DIGIMED), de acordo com o método 4500-H B do Standard Methods (APHA, 2017),

Preparo e ativação

O lodo foi adensado usando um sistema de leito de drenagem com uma manta geotêxtil para reduzir o volume e a umidade do material. Na sequência, o material foi exposto ao sol, logo após foi submetido à fragmentação manual com o auxílio de um almofariz de porcelana. O material fragmentado então seguiu para a análise granulométrica, por peneiramento em peneiras com abertura entre 2mm e 2,36mm de acordo com o especificado na norma NBR 5734 (ABNT,1989). Dentre as frações obtidas a de 2 mm apresentou a maior quantidade retida, esta porção foi então selecionada para a caracterização e produção de adsorvente. Separou-se, então, três frações deste material, sendo que a primeira parte permaneceu in natura, a segunda fração foi submetida à secagem em estufa a 80°C por 24h e a terceira foi aquecida em estufa a 200°C por um período de 24h.

Ponto de carga zero

Para a medição do ponto de carga zero (pH_{pcz}) adotou-se a metodologia de Park e Regalbutto (1995), conhecida como experimento dos 11 pontos, onde 0,025g dos adsorventes foram acondicionados em recipientes de poliestireno e colocados em contato com 100mL de solução aquosa, estes então foram ajustados para os pHs de 2 a 12. O ajuste foi realizado com o auxílio de soluções de NaOH e HCl, e controlados com o auxílio de um pHmetro (DIGIMED). As amostras, então, foram mantidas em agitação, a 25°C por um período de 24h. O pH_{pcz} corresponde à faixa em que o pH se torna constante e estável, neste ponto nota-se o efeito tampão que independe do pH inicial.

Área de superfície

O método empregado para a estimativa da área de superfície foi o de Van den Hul e Lyklema (1968), pela adsorção de azul de metileno, onde a relação das propriedades do azul de metileno e seu acúmulo no adsorvente indicam a área de superfície do material em questão. Para isto diferentes concentrações de azul de metileno foram preparadas sendo estas 1, 2, 5, 10 e 20 mg.L⁻¹, e sua leitura foi obtida por meio do espectrofotômetro (Spectroquant prove 600) a um comprimento de onda de 656 nm. Foram adicionados 300 mg do adsorvente a 100 mL das soluções, as quais, foram submetidas a agitação por 1 hora em banho Dubnoff a 25°C. Após este período estas amostras permaneceram em repouso por 24h. Alíquotas do sobrenadante foram utilizadas para determinação da concentração final do corante.

Isotermas de Adsorção

A quantidade de Azul de Metileno adsorvido pelo material no equilíbrio foi obtida pela equação de balanço de massa a seguir:

$$Q_e = \frac{[(C_i - C_e) V]}{m} \quad (1)$$

Em que C_i e C_e se referem a concentração inicial de azul de metileno e de estado de equilíbrio, V (L) é o volume da solução e m a massa do adsorvente (g).

Há diversos modelos de isotermas que descrevem dados de $Q_e \times C_e$. Para descrever a adsorção líquido-sólido, os modelos de Langmuir (1918) e Freundlich (1906) são os mais aplicados, desta forma a adsorção de azul de metileno pelo adsorvente em questão foi analisado por meio da aplicação destes dois modelos. A equação de Langmuir é representada pela equação 2:

$$Q_e = \frac{Q_{máx} \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad (2)$$

Em que Q_e é a quantidade de soluto adsorvido ($mg \cdot g^{-1}$), $Q_{máx}$ é a capacidade máxima de adsorção ($mg \cdot g^{-1}$), K_L é a constante de interação entre o adsorvato e o adsorvente ($L \cdot g^{-1}$) e C_e é a concentração do adsorvato em condição de equilíbrio ($mg \cdot L^{-1}$).

Outro fator importante para a isoterma de Langmuir é R_L que indica se a adsorção é favorável ou desfavorável, a equação de R_L é dada a seguir:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L \cdot Q_m} \quad (3)$$



Para o cálculo das Isotermas de Freundlich :

$$Q_e = K_f \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad (4)$$

e sua forma linearizada dada pela equação 5:

$$\log Q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (5)$$

Em que Q_e é a quantidade de soluto adsorvido, K_f é a constante de capacidade de adsorção de Freundlich ($\text{mg}^{1-\frac{1}{n}} \cdot (\text{g}^{-1}) \cdot \text{L}^{\frac{1}{n}}$) C_e é a quantidade de concentração do adsorvato em equilíbrio e $\frac{1}{n}$ é constante relacionada a heterogeneidade da superfície.

Resultados e Discussão

Teor de sólidos

A análise de teor de sólidos do lodo é apresentada na tabela 1, a qual estabelece a composição da massa, incluindo matéria orgânica presente (voláteis) e fração mineral (fixos).

Tabela 1: Composição da massa

Sólidos (%)		
Totais	Fixos	Voláteis
59,98	41,09	18,88

Da amostra analisada 59,98% corresponde a parcela sólida enquanto 40,02% corresponde a parcela líquida. Nota-se que a fração de sólidos é maior que a fração líquida da massa do lodo. Esse resultado contrasta com os estudos realizados por Santiago et al. (2023) que apresentaram maior fração líquida. Além disso, considerando a fração de sólidos totais, a quantidade de matéria orgânica presente na amostra (18,88%) é superior à do estudo citado (4,93%), assim como a quantidade de material inorgânico (20,62%). O pH inicial da amostra foi aferido em 5,87.

Ponto de Carga Zero

Nas figuras 1, 2 e 3 pode-se observar a mudança no comportamento das amostras pela variação do pH. A partir da análise dos dados obtidos por meio do ensaio, foi possível determinar o pH em que a superfície se mantém neutra, dados estes que ajudam na compreensão de sua afinidade com outras substâncias, de acordo com a carga destas. O pH_{pzc} encontra-se em 8,84; 8,94 e 8,62, para a amostra in natura, 80°C e 200°C respectivamente. Desta forma, quando o pH do meio estiver abaixo do pH_{pzc}, a superfície do material terá carga positiva, atraindo ânions, e quando esta estiver acima do pH_{pzc}, a superfície terá carga negativa, atraindo cátions. Em ensaio similar, Santiago et al. (2023) obtiveram um pH_{pzc} em torno de 6,15, no entanto esses autores utilizaram o adsorvente após ativação química com ácido fosfórico.

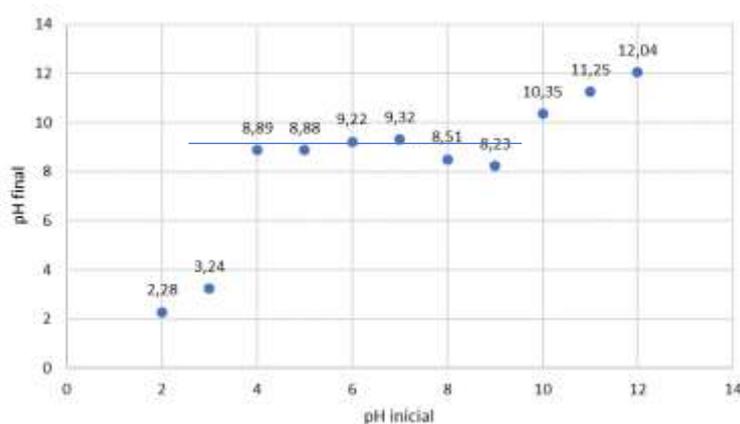


Figura 1: Ponto de carga zero da amostra in natura.

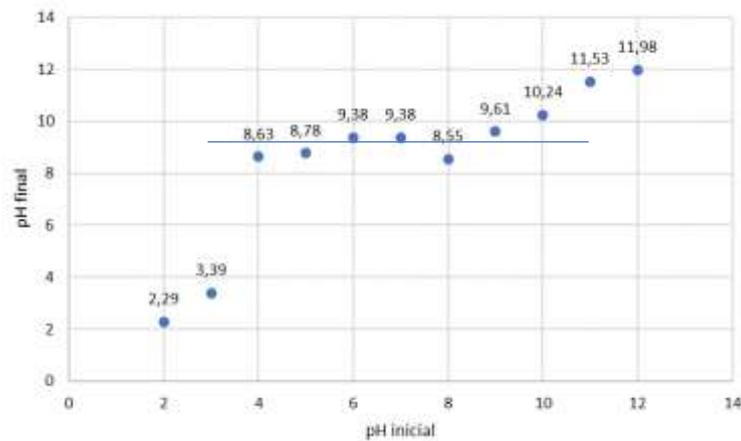


Figura 2: Ponto de carga zero da amostra a 80°.

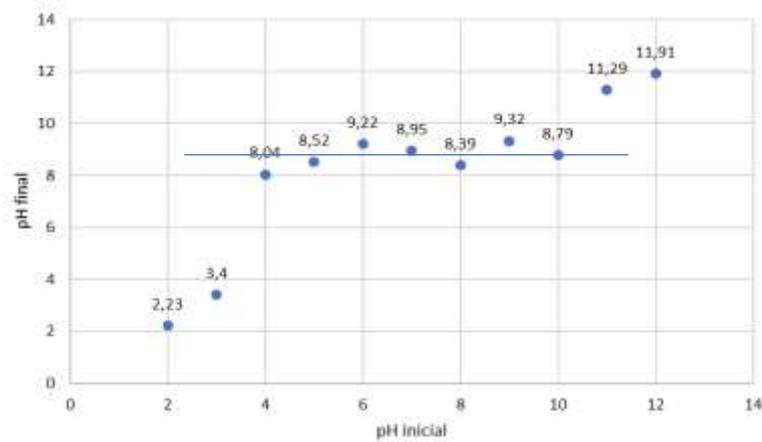


Figura 3: Ponto de carga zero da amostra a 200°.

Teste de Adsorção

Os dados obtidos a partir dos testes de adsorção de azul de metileno, como concentração final e capacidade de adsorção foram organizados pela temperatura de ativação do material, e estão apresentados na Figura 4.

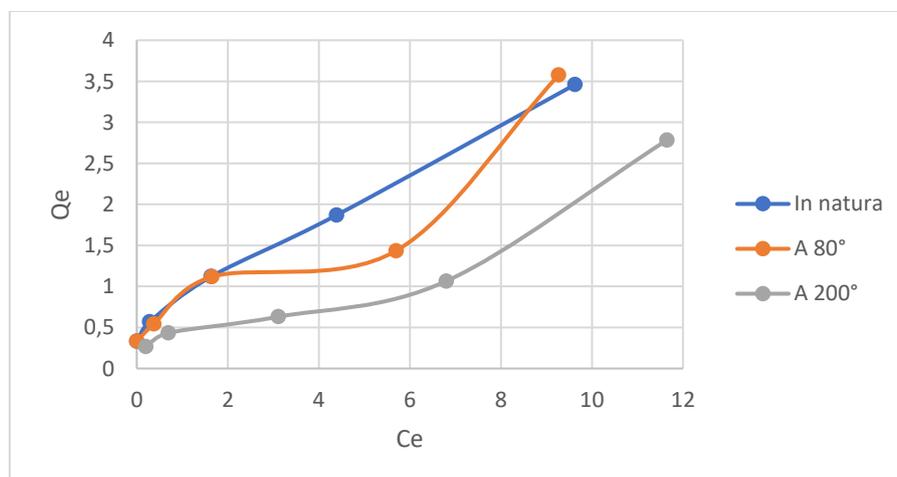


Figura 4: Concentração final x Capacidade de adsorção.



Com base nos dados apresentados na figura 4, é possível classificar a partir da tabela Giles a amostra in natura como classe L subgrupo 1, já as amostras a 80° C e 200° C na classe H subgrupo 3 e 4 respectivamente. Segundo Giles et al. (1974), a classe L é o tipo mais comum e pode ocorrer em solutos monodispersos ou agregados, já a classe H geralmente ocorre quando o adsorvato possui grande afinidade pelo adsorvente.

A partir dos dados obtidos, foram ajustadas modelos de isotermas (Langmuir e Freundlich) possibilitando a análise daquela que melhor representa o material estudado. Os parâmetros obtidos por meio dos modelos de Langmuir e Freundlich são apresentados na Tabela 2. Para as três amostras analisadas, o modelo de Freundlich apresentou a maior correlação, visto que R² para Freundlich é superior ao R² para Langmuir. Os resultados, indicam, assim, que a adsorção em multicamadas ocorre nas amostras deste estudo. Tais comportamentos diferem daqueles obtidos em outros estudos utilizando lodo como adsorvente. No estudo de Nageeb et al. (2016), o lodo é submetido a ativação térmica por pirólise a 700°C seguido de ativação química por ácido nítrico, enquanto no estudo de Grassi et al. (2021), o lodo é ativado em atmosfera inerte a 600° e no estudo de Kayranli (2011) foram realizados testes de adsorção com lodo seco. Nos três estudos citados, o modelo de Langmuir teve maior correlação, indicando uma distribuição uniforme durante o processo de adsorção, formando uma monocamada que recobre a superfície (Langmuir, 1918).

Tabela 2 - Parâmetros para Lodo de estação de tratamento de água

	Modelo de Langmuir				Modelo de Freundlich				Área
	Q _{max}	K _L	R _L	R ²	N	1/n	K _F	R ²	
Unidade	L.mg ⁻¹	L.g ⁻¹	Adim.	Adim.	empírico	empírico	mg. g ⁻¹	Adim.	m ² .g ⁻¹
In natura	3,7537	0,4673	0,3630	0,8124	2,005	0,4987	1,017	0,9744	7,24
80°	4,0064	0,3672	0,3890	0,0770	1,962	0,5096	0,8509	0,8760	7,73
200°	0,8579	0,0640	0,7083	0,0131	1,679	0,5955	0,4413	0,8189	1,65

A partir dos dados contidos na tabela 2, nota-se que ambos os modelos matemáticos são capazes de descrever a adsorção de azul de metileno pelo adsorvente in natura, e apesar de tanto o parâmetro R_L de Langmuir quanto o parâmetro N de Freundlich apresentarem adsorção favorável, opta-se pelo modelo de Freundlich para a caracterização deste material visto que o modelo de Langmuir não é capaz de representar as amostras ativadas, pois o valor do coeficiente de correlação deste encontra-se muito baixo. Isso indica que as amostras possuem comportamento de adsorção heterogêneo e em multicamadas. É possível que diferentes ativações do mesmo material resultem em comportamentos diferentes, podendo então serem descritas por dois modelos de isotermas, como visto nos estudos de Chantaramanee (2023).

Segundo Nascimento et al. (2020), o fator Q_{max} obtido através da equação de Langmuir é capaz de representar a capacidade máxima de preenchimento dos sítios ativos do adsorvente. Apesar de possuir coeficiente de correlação baixo para as amostras ativadas termicamente, o Q_{max} foi calculado para fins de comparação entre as amostras deste estudo. Assim, a estimativa de área superficial das amostras calculadas encontraram os seguintes resultados, 7,24 m².g⁻¹; 7,73 m².g⁻¹ e 1,65 m².g⁻¹ respectivamente das amostras in natura, tratadas termicamente a 80°C e 200°C.

A redução da área superficial com o aumento da temperatura pode ser explicada pelo colapso da estrutura porosa durante o processo de sinterização. Esse fenômeno ocasiona a aproximação do arranjo dos átomos. Desta forma os poros se tornam menores e a área de superfície diminui. Esse tipo de comportamento foi identificado no estudo de Wu et al. (2004) onde a amostra após secagem apresentou área superficial de 30,5 m².g⁻¹, enquanto a amostra ativada a 1000°C apresentou 3,1 m².g⁻¹.

Considerações Finais

O material apresentou maior fração sólida, com baixa presença de matéria orgânica, o que se deve às características da água de abastecimento e do processo de tratamento empregado. As análises de ponto de carga zero obtiveram valores de pH entre 8,62 e 8,94. Desta forma quando o pH estiver neutro os adsorventes terão uma maior tendência a adsorção de ânions, pois sua superfície estará carregada positivamente. Considerando o modelo matemático que melhor representa os resultados obtidos, pode-se afirmar que as amostras apresentaram comportamento compatível com um modelo de adsorção em multicamada com superfície heterogênea. A capacidade máxima de adsorção das amostras in natura e secas à 80°C foram significativamente maiores em comparação com a amostra seca à 200°C. As amostras secas à 80°C apresentaram o melhor desempenho de adsorção do corante azul de metileno. Desta forma temos que o material obtido, de baixo custo e de fácil obtenção, tem potencial para ser usado no tratamento de águas contaminadas ao mesmo tempo em que reutiliza um material que seria poluente de uma forma ambientalmente correta.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a CAPES pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Abo-El-Enain, S. A., Shebl, A., & Abo El-Dahab, S. A. (2017). Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Applied Clay Science*, 146, 343–349. <https://doi.org/10.1016/J.CLAY.2017.06.027>



- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016). Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1–13. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2016.02.073>
- APHA (2017). *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental, 23º ed. Washington.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro (2004)
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 5734**: Peneiras para ensaio – Especificação. Rio de Janeiro (1989)
- Cardoso, C. M. M., Zavarize, D. G., Lago, P. de A., Pedroza, M. M., Brum, S. S., & Mendonça, A. R. V. (2019). Evaluating adsorbent properties of drinking water treatment plant sludge-based carbons activated by K₂CO₃/CH₃COOH: a low-cost material for metal ion remediation. *SN Applied Sciences*, 1(7). <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0709-8>
- Chantaramanee, A., Kositkanawuth, K., Phattarapattamawong, S., & Wantaneeayakul, N. (2023). Acid modification of waterworks sludge for dye removals: synthetic and real textile wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(9), 9633–9648. <https://doi.org/10.1007/S13762-022-04637-3/TABLES/10>
- Chen, H. X., Ma, X., & Dai, H. J. (2010). Reuse of water purification sludge as raw material in cement production. *Cement and Concrete Composites*, 32(6), 436–439. <https://doi.org/10.1016/J.CEMCONCOMP.2010.02.009>
- FREUNDLICH, H. Freundlich's adsorption isotherm. **Phys. Chem**, v. 57, p. 384, 1906.
- GILES, Charles H.; SMITH, David; HUITSON, Alan. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. **Journal of colloid and interface science**, v. 47, n. 3, p. 755-765, 1974.
- Grassi, P., Foletto, E. L., Dotto, G. L., Franco, D. S. P., & Jahn, S. L. (2021). Application of Thermally Treated Water Treatment Sludge as a Remarkable Adsorbent Towards Emerging Pollutant Removal from Aqueous Solution. *Water, Air, and Soil Pollution*, 232(10), 1–13. <https://doi.org/10.1007/S11270-021-05354-2/METRICS>
- Kayranli, B. (2011). Adsorption of textile dyes onto iron based waterworks sludge from aqueous solution; isotherm, kinetic and thermodynamic study. *Chemical Engineering Journal*, 173(3), 782–791. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2011.08.051>
- LANGMUIR, Irving. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. **Journal of the American Chemical society**, v. 40, n. 9, p. 1361-1403, 1918.
- NASCIMENTO, R. et al. **ADSORÇÃO: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2 ed. Fortaleza: Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará (UFC).2020.
- Nageeb Rashed, M., El-Daim El Taher, M. A., & Fadlalla, S. M. M. (2016). Adsorption of methylene blue using modified adsorbents from drinking water treatment sludge. *Water Science and Technology*, 74(8), 1885–1898. <https://doi.org/10.2166/WST.2016.377>
- Park, J., & Regalbuto, J. R. (1995). A Simple, Accurate Determination of Oxide PZC and the Strong Buffering Effect of Oxide Surfaces at Incipient Wetness. *Journal of Colloid and Interface Science*, 175(1), 239–252. <https://doi.org/10.1006/JCIS.1995.1452>
- Santiago Martins, D., Ramos Estevam, B., Dias Perez, I., Heloisa, J., Américo-Pinheiro, P., Deodato Isique, W., & Freire Boina, R. (2020). *SLUDGE FROM A WATER TREATMENT PLANT AS AN ADSORBENT OF ENDOCRINE DISRUPTORS*. <https://ssrn.com/abstract=4075932>
- Santiago Martins, D., Ramos Estevam, B., Larisson Toninato Vilela, R., Deodato Isique, W., & Freire Boina, R. (2023). Lodo de estação de tratamento de água como adsorvente: preparo e caracterização. *Revista DAE*, 71(239), 6–16. <https://doi.org/10.36659/dae.2023.001>
- Sharma, S., & Ahammed, M. M. (2023). Application of modified water treatment residuals in water and wastewater treatment: A review. *Heliyon*, 9(5). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15796>



Siswoyo, E., Mihara, Y., & Tanaka, S. (2014). Determination of key components and adsorption capacity of a low cost adsorbent based on sludge of drinking water treatment plant to adsorb cadmium ion in water. *Applied Clay Science*, 97–98, 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.05.024>

Teixeira, S.R., Santos, G.T.A., Souza, A.E., Alessio, P., Souza, S.A., Souza, N.R., 2011. The effect of incorporation of a Brazilian WTPs sludge on the properties of ceramic materials. *Appl. Clay Sci.* 53, 561–565.

Van Den Hul, H. J.; LYKLEMA, J. Determination of specific surface areas of dispersed materials. Comparison of the negative adsorption method with some other methods. *Journal of the American Chemical Society*, v.90, n.12, p. 3010-3015, jun.1968.

Wu, C. H., Lin, C. F., & Horng, P. Y. (2004). Adsorption of Copper and Lead Ions onto Regenerated Sludge from a Water Treatment Plant. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 39(1), 237–252. <https://doi.org/10.1081/ESE-120027381>

Wu, C. H., Lin, C. F., & Horng, P. Y. (2004). Adsorption of Copper and Lead Ions onto Regenerated Sludge from a Water Treatment Plant. *Journal of Environmental Science and Health. Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 39(1), 237–252. <https://doi.org/10.1081/ESE-120027381>.



AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE PRODUÇÃO DE ÁGUA PARA REÚSO NA MODALIDADE AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO ETE PIRAJUBA

1Carlos Breno Ferreira de Oliveira, 2Márcia Viana Lisboa Martins

1 Companhia de Saneamento de Minas Gerais, e-mail:breno.deoliveira@copasa.com.br; 2 Universidade Federal de Itajubá, e-mail:marciaviana@unifei.edu.br

Palavras-chave: reúso; efluente tratado; ambiental.

Resumo

O reúso não potável de água apresenta-se como uma solução sustentável e uma alternativa para os eventos de crise hídrica. No Brasil, apesar do emprego dessa solução ser ainda pouco explorada, algumas companhias de saneamento vêm buscando os preceitos de economia circular e ajustando seus processos para utilização deste subproduto gerado nas ETEs. A prática do reúso desponta como uma alternativa para fomentar e assegurar o desenvolvimento econômico/sustentável dos recursos hídricos e a sustentabilidade das estações de tratamento de esgoto. Em 2020, esta iniciativa ganhou força no estado de Minas Gerais, com a publicação da Deliberação Normativa nº 65 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG), que dispõe sobre as diretrizes, modalidades e procedimentos para reúso de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários – ETE de sistemas públicos e privados. Neste sentido, o presente trabalho teve por objetivo avaliar o potencial de reúso direto não potável do efluente final proveniente da ETE Pirajuba para irrigação em mudas nativas no horto florestal do município, tendo como referência os requisitos de qualidade da água de reúso a DN 65 (CERH, 2020). A metodologia baseou-se na caracterização quali-quantitativa do efluente gerado na ETE, com base nos dados disponibilizados pela companhia de saneamento para o período de 2022 a 2024, e de demanda de água para irrigação do horto florestal. A análise qualitativa da água de reúso consistiu em verificar os parâmetros de *Escherichia coli* (E. Coli) e Ovos Viáveis de Helmintos e pH no efluente gerado na ETE Pirajuba-MG, visando atender o padrão de qualidade estabelecidos na DN N°65 (CERH, 2020) na modalidade ambiental. A viabilidade econômica foi realizada comparando o custo de implementação e operação do sistema de reúso pela Copasa e Horto Florestal. Os resultados demonstraram que o custo de transporte da água para reúso é o maior custo do projeto. Foi observado, o atendimento no parâmetro *Escherichia coli* (E. coli) na modalidade Ambiental, em 86,4% das análises realizadas no período de 2022 a 2024, 100 % dos resultados para ovos viáveis de helmintos entre dez/23 a Fev/24 e 100% de atendimento para as análises de pH no período de 2022 a 2024.

Introdução

Os frequentes eventos relacionados à escassez hídrica no Brasil demonstram a necessidade da implantação de práticas sustentáveis para o uso da água. Neste sentido, é possível salientar a importância das ações relacionadas ao reúso não potável de água, tal prática, mesmo que ainda em pequena escala, vêm ganhando adeptos em diversas regiões brasileiras.

O conceito de estações sustentáveis de tratamento de esgoto, apresenta-se como alternativa para utilização do efluente tratado das ETEs, no auxílio do uso sustentável dos recursos hídricos, que de acordo com o uso ou tecnologia aplicada, podem ser consideradas como estações produtoras de água para reúso (SANTOS; MOTA, 2022).

O aporte de nutrientes do efluente tratado das ETEs na fertirrigação, é visto como excelente fonte de recurso, pois pode auxiliar na redução de gastos com adubação nas plantas e auxiliar no suprimento das necessidades hídricas da mesma (MARQUES *et al.*, 2022). Além disto, com o reúso direto não potável de água reduz-se o excessivo aporte de nutrientes aos mananciais, minimizando os episódios de eutrofização dos cursos d'água advindos do contributo dos esgotos, mesmo que tratados, nos mananciais.

A vista disso, é possível observar a importância do emprego das soluções baseadas na natureza no tratamento de esgoto, como as lagoas de maturação e as rampas de escoamento à superfície, destacando o conceito de ETEs sustentáveis. Através da ação de sedimentação estas tecnologias possuem elevada eficiência na remoção de patógenos.

Do ponto de vista sanitário, existem estratégias através de métodos de irrigação para reduzir os riscos de contaminação microbiológica dos microrganismos patogênicos, mitigando o contato das plantas ou dos frutos com a água para reúso (BRAGA *et al.*, 2014).

No Brasil, apesar da regulamentação sobre a utilização da água para reúso, seja ainda incipiente, existe uma evolução regulatória advinda de diversos estados brasileiros, que já possuem uma legislação própria para utilização dos recursos oriundos do efluente tratado das ETEs (SANTOS; LIMA, 2022).

A exemplo disto, em Minas Gerais o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-MG), publicou uma normativa, com auxílio de diversos setores da sociedade civil, sendo eles; acadêmico, saneamento, indústria, para nortear as múltiplas modalidades do reúso direto não potável de água oriundo de efluentes tratados de estações de tratamento de esgoto. A Deliberação Normativa - DN 65 (CERH, 2020), dispõe sobre os parâmetros de qualidade físicos/químicas e microbiológicas para efetiva realização do reúso direto não potável de água de forma eficaz e segura.

Neste sentido, a referida normativa apresenta-se na vanguarda das soluções sustentáveis para o manejo dos recursos hídricos.



Assim, o presente trabalho buscou avaliar o potencial de produção de água para reúso, em uma estação de tratamento de esgoto (ETE), em escala plena. Avaliando as características microbiológicas do efluente, tratado, *Escherichia coli* (*E. coli*) e Helmintos, para utilização na modalidade ambiental, tendo como referência os parâmetros.

Materiais e Métodos

A metodologia é baseada na análise quali quantitativa do efluente tratado e de custo de operação e implantação para determinação do potencial de reúso não potável para atender a demanda ambiental da prefeitura de Pirajuba. A água de reúso será utilizada para atender a demanda, não potável de água na modalidade ambiental, para produção de mudas nativas da região no horto florestal do município. As etapas de desenvolvimento constituíram caracterização da área de estudo; levantamento das características quali quantitativas do efluente tratado determinação do balanço hídrico; verificação do atendimento dos parâmetros de qualidade requeridos na DN 65 (CERH, 2020 e por fim análise econômica para a avaliação o potencial de reúso considerando a porcentagem de atendimento da demanda, e o custo da água de reúso em comparação com o custo da prefeitura para atender a demanda ambiental.

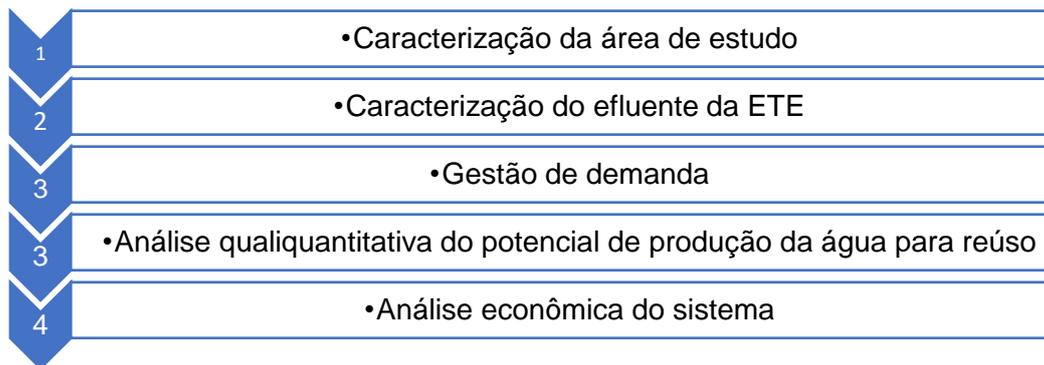


Figura 1 - Etapas da metodologia.

Caracterização da área em estudo

A ETE Pirajuba está localizada no município de mesmo nome, em Minas Gerais (Figura 2). A população residente é de 5.537 habitantes e área territorial de 337.980 m² (IBGE, 2022). O município de Pirajuba está inserido na região do triângulo mineiro e as principais atividades econômicas são a pecuária e agricultura, com destaque para as plantações de cana-de-açúcar.

O índice de coleta de esgoto do município é de 84,76% e o índice de tratamento de esgoto é 100% (SNIS, 2022). A estação de tratamento de esgotos do município de Pirajuba trata-se de uma ETE de Pequeno porte (vazão ≤20 l/s), com tecnologia de tratamento de esgotos com eficiência na remoção de patógenos.

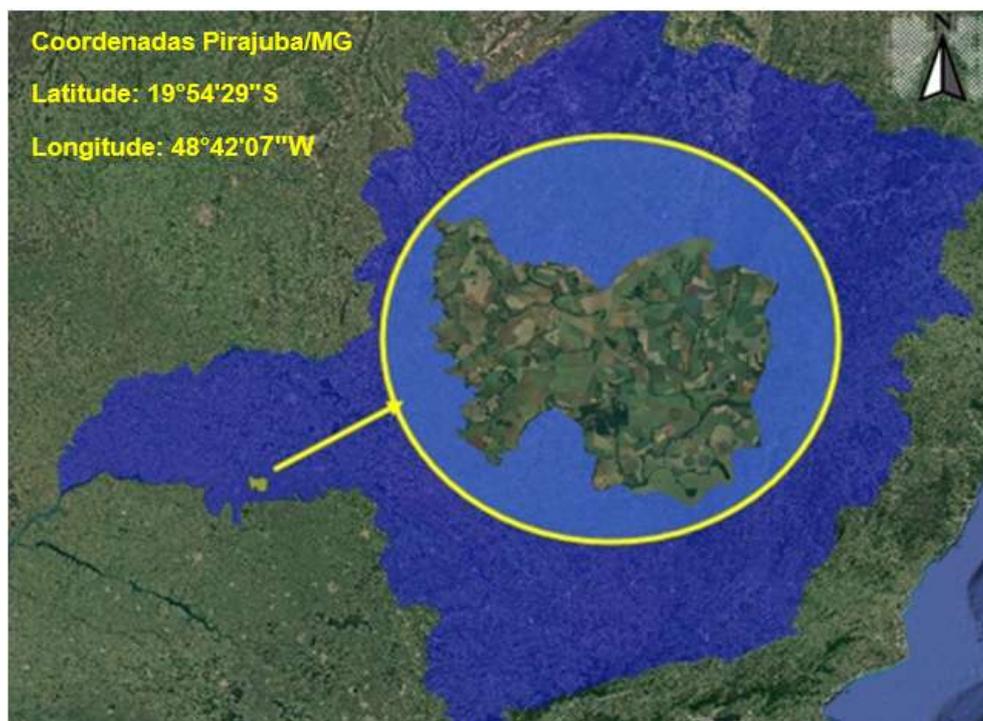


Figura 2: Localização do município de Pirajuba-MG.



A prefeitura municipal de Pirajuba buscou a Companhia de Saneamento de Minas Gerais para formalização de convênio de cooperação técnica, formalizado nº 2024.0280, para utilização do efluente tratado da ETE na modalidade ambiental, estabelecida na Deliberação Normativa 65 (CERH-MG, 2020). Atualmente a prefeitura municipal de Pirajuba, utiliza a água de poço artesiano para irrigação na produção de mudas nativas no viveiro municipal, sendo estimado que pela mesma o consumo de aproximadamente 300m³ de água para reúso por mês, em média de 9 a 10 m³/d.

Caracterização da estação de tratamento de esgoto

A estação de tratamento de esgotos de Pirajuba – ETE Pirajuba, teve seu início de operação no ano de 2020, sendo implantada na área rural do município, próxima ao Córrego Buritis (Figura 3). A ETE é operada pela Companhia de Saneamento Básico de Minas Gerais – COPASA MG. A capacidade de tratamento de esgotos é de 20 l/s, atualmente trata uma vazão média aproximada de 10 l/s.



Figura 3: Localização do município de Pirajuba-MG.
Fonte: Adaptado do Google Earth (2024)

A estação de tratamento de esgoto possui tratamento preliminar composto por gradeamento, desarenador e calha Parshal para medição de vazão. Após tratamento preliminar o esgoto é enviado para o poço de sucção da elevatória final, dentro da área da própria ETE, e bombeado para uma caixa distribuidora de vazão (CDV). Esta CVD tem por finalidade distribuir o esgoto bruto aos nove (9) reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (Figura 4), compondo o tratamento secundário. O polimento do efluente é realizado em rampas de escoamento superficial.



Figura 4: Reatores UASB-ETE Pirajuba-MG.
Fonte: Copasa (2024)



Assim, o esgoto é enviado para mais duas caixas de distribuidoras de vazão (CDV 1 e 2), para distribuição dos efluentes para os tabuleiros 1 e 2, cada um com 8 rampas de escoamento à superfície (Figura 5), com área de aplicação de 17.280 m². Cada rampa de escoamento possui 30m de comprimento por 36 m de largura. Devido o processo de escoamento à superfície ser considerado um tratamento aeróbio, existe um revezamento na operação entre as rampas, para não “afogar” a área superficial da vegetação instalada. De tal forma, que as rampas trabalham em ciclos de 7 (sete) dias com 4 (quatro) rampas em operação e 21 dias de descanso.



Figura 5: Rampas de Disposição de esgotos ao solo (Escoamento à superfície).
Fonte: Copasa (2024)

O processo instalado na ETE Pirajuba, tem mecanismo simplificado de operação, portando tecnologias de tratamento de esgotos bastantes consolidadas no cenário brasileiro. Tendo, como principal vantagem a combinação de um processo anaeróbio e com um aeróbio, apresentando elevada eficiência na remoção de matéria orgânica com média de 92,07% em remoção de DBO, conforme apresentado na tabela 1.

Tabela 1: Valores máximos, mínimos, mediana e média na remoção de DBO

Parâmetros	Valores máximos (mg/L)	Valores mínimos (mg/L)	Mediana (mg/L)	Média (mg/L)
DBO (Esgoto Bruto)	738,0	343,0	591,0	577,0
DBO (Esgoto Tratado)	139,0	18,0	36,1	45,77

Além disso, a etapa constituída pela disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície), apresenta elevada eficiência na remoção de microrganismos patogênicos, entre eles os ovos helmintos, que são removidos através dos processos sedimentação e filtração na camada orgânica do solo e das plantas (PROSAB, 1999). Na água para reúso, essa remoção se faz necessária, pois o homem é o hospedeiro natural desse patógeno, apresentando-se assim, como um agente nocivo à saúde humana, do ponto de vista sanitário (PAGANINI, 1997).

Caracterização do efluente da ETE

A medição de vazão do esgoto bruto a ETE é realizada através de calha Parshal, sendo monitorada entre os períodos de 08:00 às 18:00 hrs diariamente. Neste sentido, no período entre 2022 a 2024 a vazão média diária da ETE esteve em 10,26 l/s ou 886m³/d. Os dados de monitoramento da ETE Pirajuba compreendem o período de 2022 a 2024 e foram disponibilizados pela COPASA, para elaboração do estudo. As metodologias empregadas para realização das análises estão apresentadas na tabela 2, foram analisados os dados dos parâmetros de pH, Escherichia coli (bimestral) e Ovos Viáveis de Helmintos do esgoto tratado, sendo que o último parâmetro começou a ser monitorado em Dez/2023.

Tabela 2: Parâmetros, Metodologias e Frequência

Parâmetro	Metodologia	Frequência
pH	SMWW 4500 H+ B	Quinzenal
Escherichia coli	SMWW 9223 B	Bimestral
Ovos Viáveis de Helmintos	EPA/625/R-92/013: 2003 - Appendix I	Mensal ¹

¹ Parâmetro monitorado mensalmente a partir de Dez/2023



Análise qualiquantitativa do potencial de produção da água para reúso

Para verificação do potencial de produção de água para reúso da ETE, foi realizado balanço hídrico para verificar se a vazão de oferta da ETE Pirajuba atende a vazão diária de irrigação do horto municipal. Para validação da proposta de reúso, buscou-se analisar os parâmetros físicos e microbiológicos da ETE em comparação com os parâmetros de qualidade para reúso na modalidade ambiental estabelecidos na DN 65 (CERH, 2020), conforme Tabela 3.

Tabela 3 - Parâmetros de qualidade na modalidade ambiental

Categoria	Finalidade	pH	Coliformes termotolerantes ou <i>E. coli</i> (NMP/100 mL)	Ovos viáveis de helmintos (nº de ovos/L)
Limitado	Recuperação florística; recuperação de áreas degradadas, desde que o acesso seja restrito.	6 a 9	≤ 1x10 ⁶	≤ 1

Análise econômica do reúso de água

Para análise comparativa da viabilidade econômica do sistema de reúso, foi equiparado os custos de operação em três modalidades, (1) custos de operação da Copasa, e os custos de operação do viveiro municipal, (2) custos com consumo de energia elétrica utilizando poço artesiano e (3) utilizando o trator “pipa” da prefeitura no transporte, da Copasa os custos com análises laboratoriais e o reservatório de armazenamento na ETE e por parte do Horto municipal os custos de transporte da água de reúso.

Para as análises microbiológicas de ovos viáveis de helmintos e E-Coli, foram realizados orçamentos eletrônicos. Os reservatórios 10m³ foram pesquisados na internet em 3 (três) fornecedores distintos. Na tabela 4 é apresentado os valores e fornecedores obtidos.

Tabela 4: Custos de operação Copasa

Fornecedor	Produto	Orçamento (R\$)
BioAgri Ambiental	¹ OVH + E-coli	458,72
Senai-Meio Ambiente	¹ OVH + E-coli	402,98
Madeira&Madeira	Reservatório Polietileno (10m ³)	4.139,00
Carrefour	Reservatório Polietileno (10m ³)	4.149,00
Leroy Merlin	Reservatório Polietileno (10m ³)	4.149,00

¹Ovos Viáveis de Helmintos - *Escherichia coli*

Para determinação dos custos com energia elétrica na irrigação no horto florestal, foram utilizados dados teóricos de uma bomba de poço artesiano, conforme tabela 6.

Tabela 5: Especificações da bomba

Modelo	Potência (CV)	Vazão (m ³ /h)
série 230-modelo 4R1 PA-19 230	1	1

Para realização do consumo mensal da bomba do poço artesiano, utilizado para irrigação das mudas foi determinado através da equação (1).

$$\text{Consumo (kWh)} = \frac{w \cdot h \cdot d}{1000} \quad (1)$$

Onde: w é a potência, h horas de uso por dia e d dias de uso no mês.

$$\text{kWh} = \frac{735,4 \cdot 11 \cdot 30}{1000} = 242,68 \text{ kWh}$$

Neste sentido, o valor encontrado dever ser multiplicado por 0,9555 (kWh) preço unitário da tarifa pela concessionária de energia do município.

Recentemente, Alencar (2022) estabeleceu os custos de manobra e transporte de água para reúso em 6 (seis) estados da união, inclusive Minas Gerais. Assim, na tabela 6 são apresentados os resultados encontrados em seu trabalho, que serão utilizados para balizar este estudo.



Tabela 6: Custos de operação e transporte com caminhão pipa em Minas Gerais

V (km/h)	ΔS (km)	ΔT(min)	MG (R\$/m ³)
60	10	10	17,90
60	20	20	35,80
60	30	30	53,70

Fonte: Adaptado de Alencar (2022)

Onde:

V é velocidade

ΔS é quilometragem

ΔT é tempo

Desta forma, utilizou-se como base os custos de operação e transporte da água para reúso do estudo de Alencar (2022), tendo como referência a distância percorrida entre a ETE e o Horto Municipal de 1,70 km, conforme apresentado na figura 6, que será realizada pelo trator “pipa” da Prefeitura sendo veículo utilizado para o transporte.



Figura 6: Distância entre a ETE Pirajuba e o Horto Municipal.

Fonte: Google Earth

Para realização do custo com transporte da água de reúso, utilizado para irrigação das mudas foi determinado através da equação (1).

$$\text{Custos com Transporte (R\$)} = \alpha \cdot \beta \cdot d \quad (1)$$

Onde: α é custo (km/m³), β distância (km), d é dias do transporte

$$\text{Custos com Transporte (R\$)} = 17.9 \left(\frac{\text{R\$}}{\text{m}^3} \right) \cdot 1.7(\text{km}) \cdot 25 (\text{dias}) = 760,75(\text{R\$})$$

Neste sentido, o valor encontrado dever ser multiplicado por 0,9555 (kWh) preço unitário da tarifa pela concessionária de energia do município.

Resultados e Discussão

Considerando que a demanda de irrigação do horto é de 10m³.d e a vazão média diária da ETE Pirajuba é 886m³.d. Verificou-se que a demanda corresponde a 1,12% da vazão da diária da ETE. Sendo possível observar o total atendimento da demanda do horto municipal, conforme apresentado na tabela 7.

Tabela 7: Balanço Hídrico

OFERTA (Copasa)	DEMANDA (Horto Municipal)
886 m ³ .d	10m ³ .d

Através da análise dos dados de monitoramento microbiológico da Estação de Tratamento de Esgoto de Pirajuba-ETE



Pirajuba, observou-se a variabilidade dos resultados no parâmetro *Escherichia coli* (*E.coli*) encontrando valores mínimos de (NMP/100mL) $8,12E+03$, médios (NMP/100mL) $1,30E+06$ e máximos $1,29E+07$, com mediana em $2,75E+05$.

Em uma tabulação, tendo utilizado Deliberação Normativa 65 (CERH-MG, 2020), que estabelece critérios de qualidade para utilização de efluentes tratado de ETEs em diversas modalidades, foi possível estabelecer um comparativo dos resultados encontrados na ETE Pirajuba com os valores preconizados referida DN, em relação a modalidade pretendida pela Prefeitura Municipal de Pirajuba. Neste sentido, conforme observado na tabela 8 e representado no gráfico da figura 6, a ETE Pirajuba obteve atendimento em 84,61 % dos valores preconizados pela DN 65/2020, estabelecidos em $\leq 1,0E+06$, quando a água para reúso estiver sendo utilizada na modalidade ambiental, para recuperação florística, desde que o acesso seja restrito.

Tabela 8: Atendimento a DN 65/2020 no parâmetro (*E.coli*)

Parâmetro	Mês	Resultado (<i>E.coli</i>) (NMP/ 100mL)	Atendimento (DN65/2020)
<i>Escherichia coli</i> (<i>E.coli</i>)	Jan/2022	$3,72E+05$	SIM
	Março/2022	$8,12E+03$	SIM
	Mai/2022	$4,80E+04$	SIM
	Junho/2022	$1,20E+04$	SIM
	Set/2022	$4,35E+05$	SIM
	Nov/2022	$2,57E+05$	SIM
	Jan/2023	$3,77E+05$	SIM
	Março/2023	$2,75E+05$	SIM
	Mai/2023	$3,00E+04$	SIM
	Junho/2023	$1,29E+07$	NÃO
	Set/2023	$1,68E+06$	NÃO
	Nov/2023	$3,07E+05$	SIM
	Jan/2024	$1,41E+05$	SIM

Conforme descrito por Paganini (1997) e pelas pesquisas do PROSAB (1999), as rampas de escoamento à superfície da ETE Pirajuba, obtiveram 100% de eficiência na remoção de ovos viáveis de helmintos no período pesquisado, tendo em todas as análises resultados inferiores à <1 ovo viável de helmintos (ovo/l) no efluente da ETE, conforme apresentado na tabela 8.

Tabela 8: Atendimento a DN 65/2020 no parâmetro (Ovos viáveis de Helmintos)

Parâmetro	Mês	Resultado (ovo/l)	Atendimento (DN65/2020)
Ovos viáveis de Helmintos	Dezembro/2023	<1	Sim
	Janeiro/2024	<1	Sim
	Fevereiro/2024	<1	Sim
	Março/2024	<1	Sim

Conforme será apresentado na tabela 9, o parâmetro pH obteve 100% de atendimento a DN 65/2020, onde a preconizado pela deliberação normativa estabelece faixas entre 6-9.

Tabela 9: Atendimento a DN 65/2020 no parâmetro (pH)

Parâmetro	Ano	Valores	Resultado (pH)	Atendimento (DN65/2020) pH (6-9)
pH	2022	Mínimo	7,12	Sim
		Médio	7,58	Sim
		Máximo	7,83	Sim
	2023	Mínimo	7,06	Sim
		Médio	7,67	Sim
		Máximo	7,89	Sim
	2024	Mínimo	6,90	Sim
		Médio	7,80	Sim
		Máximo	8,5	Sim

Os custos encontrados com a modelagem teórica da demanda energética da bomba no poço artesiano do horto florestal, indicam que o valor médio da tarifa com energia elétrica ficaria em torno de R\$ 231,8 mensal.

Os custos com transporte do trator “pipa” da Prefeitura em relação a distância percorrida da estação de tratamento de



esgoto, ao viveiro municipal ficaram na ordem de R\$ 760,75 mensal.

Conclusão

No presente trabalho foi apresentado a metodologia para avaliação do potencial de produção de água para reúso na modalidade ambiental (recuperação florística). Foram estudados o atendimento a remoção dos microrganismos patogênicos por meio da tecnologia implantada na ETE, realizado o balanço hídrico, elaborado o estudo econômico da água de reúso.

Foi possível determinar o atendimento a DN 65/2020 em 84,6% das análises de *Escherichia coli* e 100% das análises de ovos viáveis de helmintos e pH no efluente final da ETE Pirajuba. Demonstrando o elevado potencial para utilização de seu efluente tratado para aplicação em fins sustentáveis.

O estudo de demanda e oferta para água de reúso, demonstrou que a ETE Pirajuba possui capacidade de atendimento total para as demandas de irrigação do horto florestal, possuindo ainda capacidade de suprir as demandas agrossilvipastoris da região.

A avaliação realizada do ponto de vista econômico, para os custos de operação da Copasa e a Prefeitura municipal de Pirajuba, demonstraram que dentre os custos com análises laboratoriais, energia e transporte, o custo com transporte apresentou o maior custo na implementação do projeto. Desta forma, é necessário aprofundar os estudos com viés agrônomo, verificando o quão benéfico é o aporte nutricional do efluente tratado, que é rico em nitrogênio, fósforo, potássio e matéria orgânica na produção das mudas, para que seja traçado um comparativo com os custos da utilização de fertilizantes minerais. Neste sentido, o projeto se torna viável do ponto de vista técnico ambiental e sobre o olhar da sustentabilidade. Pois, evidencia a sinergia entre o setor do saneamento e da administração pública em projetos “verdes”, demonstrando a importância da efetividade das ações alinhadas as práticas do reúso não potável de água.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento de Minas Gerais e a Universidade Federal de Itajubá que proporcionaram todas as ferramentas para o desenvolvimento deste trabalho.

Referências Bibliográficas

ALENCAR, K. M. C. Metodologia de viabilidade econômica para implantação do reúso de água nas prestadoras de serviços de saneamento com transporte por caminhão-pipa. 2022. 139 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2022.

BASTOS, R.K.X. Utilização agrícola de esgotos sanitários. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa/ABES; 1999.

BASTOS, R.K.X. Utilização agrícola de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia, psicultura. PROSAB. Viçosa-MG.2003

CAMPOS, J.R. (Coord.). Tratamento de esgotos Sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo Projeto PROSAB. São Carlos, 1999.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Tecnologia do tratamento de águas residuais no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial. In: Campos JR, coordenador. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES; 1999.

FOCO, M.L.R.; SOUZA, E.S.; Nour, E.A.A.; Tratamento de sanitário por escoamento superficial no solo: remoção de metais. Artigo técnico. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, p. 823-832,2018.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Disposição de águas residuárias no solo e sistemas alagados construídos. 1a ed. Editora Universidade Federal de Vicos, 2017, 357 p.

PAGANINI, W. S. Disposição de esgotos ao solo (Escoamento à superfície).1a ed. Editora Aesabesp. 1997, 232p.

SANTOS, A.B.; MOTA C.R.F.; Reuso não potável de água: Nota Técnica 1 – Tópicos de interesse. Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, n. 3, p. 5-14, 2022.

SANTOS, A.S.P; LIMA M.AM.; Reuso não potável de água: Nota Técnica 2 – Aspectos legais. Cadernos Técnicos Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 2, n. 3, p. 15-29, 2022.



ANÁLISE CRÍTICA DO INDICADOR DE QUALIDADE DA ÁGUA DA ETA DO GUANDU PARA A RMRJ

1Laís Moraes Teixeira, 2Jean Marcel de Faria Novo

1 Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), lais_moraes@hotmail.com; 2 Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro, jeanmfj@gmail.com

Palavras-chave: Indicadores de qualidade da água; Lagoa do Guandu; abastecimento público.

Resumo

Este artigo analisa as fragilidades da Lagoa do Guandu em relação à qualidade de suas águas, destacando que a poluição e a eutrofização impõem uma forte pressão sobre o manancial Guandu, ameaçando o abastecimento público da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ). A principal causa dessa poluição é o despejo de esgotos domésticos não tratados, efluentes industriais, dejetos de animais e fertilizantes nos afluentes do Rio Guandu, que desaguam na Lagoa do Guandu, próxima à tomada d'água da Estação de Tratamento de Água (ETA) Guandu. Esses poluentes causam a eutrofização, um processo que favorece a proliferação de cianobactérias, produtoras de cianotoxinas perigosas à saúde e não removíveis pelo tratamento convencional de água realizado na ETA Guandu.

Diante desse cenário, a poluição das águas próximas à ETA Guandu influencia diretamente a qualidade da água destinada ao abastecimento público. Um monitoramento eficiente é essencial para avaliar a qualidade das águas e assegurar sua adequação ao consumo. Em resposta às crises hídricas de 2020 e 2021, marcadas pela presença de geosmina e cianobactérias, o Instituto Estadual do Ambiente (INEA) iniciou, em outubro de 2021, um monitoramento especial da Lagoa do Guandu. No entanto, o estudo revela uma lacuna preocupante: o indicador de qualidade utilizado pelo INEA, o Índice de Qualidade da Água (IQA), não está alinhado com o preconizado pela Agência Nacional de Águas (ANA) para fins de abastecimento público, que recomenda o Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP).

O processo de análise crítica considerado consiste na comparação do indicador de qualidade da água utilizado pelo INEA com o critério de avaliação definido pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), no contexto do monitoramento hídrico para fins de abastecimento público.

O IQA, focado principalmente na contaminação por esgoto doméstico, já indica resultados críticos para a qualidade da água. Considerando os despejos agroindustriais no manancial, o uso do IAP revelaria uma situação ainda mais alarmante de poluição hídrica. A ANA, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e o Ministério da Saúde endossam o uso do IAP, que inclui a análise de substâncias tóxicas e organolépticas não contempladas pelo IQA.

A falta de monitoramento compatível com a fragilidade ambiental do manancial Guandu pode comprometer o abastecimento de água de nove milhões de habitantes e gerar graves problemas de saúde pública na RMRJ. Sem um monitoramento adequado, crises hídricas como as de 2020 e 2021 podem se repetir ou piorar. Futuras pesquisas devem investigar como o INEA procede quando seus dados indicam que a água necessita de tratamento avançado, algo que a ETA Guandu, com seu tratamento convencional, não pode proporcionar.

A proximidade da Lagoa do Guandu com a ETA Guandu, juntamente com a ameaça de contaminação por cianotoxinas devido à eutrofização, torna crucial a implementação de um monitoramento hídrico eficiente. Este deve garantir informações verdadeiras, claras e seguras sobre a qualidade da água fornecida à população da RMRJ. Indicadores de qualidade, como o IAP, são fundamentais para a gestão dos recursos hídricos, proporcionando uma visão precisa e abrangente da qualidade da água.

O uso do IQA pelo INEA, embora forneça uma visão geral das condições das águas superficiais, não é suficiente para fins de abastecimento público. O IAP, que abrange uma gama maior de parâmetros, incluindo substâncias tóxicas e organolépticas, é essencial para avaliar adequadamente a qualidade da água bruta destinada ao consumo humano. A avaliação completa e transparente da qualidade da água é vital para evitar surpresas com novas crises hídricas e garantir a segurança hídrica da população abastecida pelo sistema Guandu.

Em conclusão, o monitoramento da qualidade da água da Lagoa do Guandu deve ser ajustado para utilizar o IAP, proporcionando uma análise mais detalhada e precisa da qualidade da água, necessária para manter a saúde pública e a segurança hídrica da RMRJ.

Introdução

A água é um recurso natural precioso e essencial para a vida na Terra, sendo indiscutível a necessidade de sua conservação. Um dos principais desafios para a gestão das águas no Brasil é a segurança hídrica para o abastecimento da população urbana no que tange qualidade, quantidade e infraestrutura (ANA, 2021). O uso indiscriminado de substâncias tóxicas e a falta de tratamento adequado de dejetos têm provocado uma redução significativa da disponibilidade hídrica em termos de qualidade para fins de consumo humano (BOSO et al., 2015).

No Brasil, a insegurança hídrica afeta grandes regiões urbanas e nesse contexto de fragilidade destaca-se o rio Guandu, responsável por abastecer mais de 9 milhões de habitantes da Região Metropolitana do Rio de Janeiro (RMRJ), cujo manancial encontra-se em cenário de vulnerabilidade ambiental decorrente da poluição hídrica que o atinge. Os principais problemas



ambientais da bacia hidrográfica do rio Guandu são a poluição e a contaminação das águas decorrentes do lançamento in natura de esgotos sanitários e de efluentes industriais e agropecuários, consequências da precária infraestrutura de saneamento básico (CASTRO & FERREIRINHA, 2013).

O principal fator de estresse que impacta a qualidade da água bruta captada pelo Sistema Guandu é a poluição das águas destinadas à Estação de Tratamento de Água (ETA) Guandu (FORMIGA-JOHNSON & BRITTO, 2020). Este é um grave problema ambiental do principal manancial que abastece a RMRJ e está associado a questões de urbanização, de ocupação do território, de planejamento e gestão. Afluentes do rio Guandu, os rios Poços, Queimados e Ipiranga apresentam situação crítica de violação dos valores de enquadramento para águas doces decorrentes da interferência humana na qualidade da água (DE OLIVEIRA & DA HORA, 2021) e influenciam diretamente a qualidade da água captada pela Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE). Tais rios desembocam a aproximadamente 300 metros da tomada d'água da ETA do Guandu, no local onde se formou a Lagoa do Guandu, conforme imagem da Figura 1.



Figura 1: Sistema lagunar do Guandu.
Fonte: Adaptado de GOOGLE IMAGES (2024)

A extensa área plana inundada pelos poluídos rios formam poças rasas, com carga orgânica em excesso, que durante o verão se aquecem fazendo da Lagoa do Guandu um ambiente muito propício para a proliferação de algas que causam sua eutrofização e, conseqüentemente, o florescimento de cianobactérias. A eutrofização é um dos problemas mais importantes no que diz respeito à qualidade de água, sendo preocupante a aceleração do seu processo visto que há um aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas potencialmente tóxicas (BARRETO et al., 2013).

A preocupação com a situação da Lagoa do Guandu e do manancial de um modo geral veio à tona com as recentes crises hídricas ocorridas no início dos anos 2020 e 2021. Os episódios deixaram claro que o sistema Guandu enfrenta grandes riscos no que tange à qualidade da água utilizada para o abastecimento público, caracterizando-se como uma questão de saúde pública. Em janeiro de 2020, a presença de geosmina nas águas do Guandu deteriorou a qualidade hídrica e comprometeu o processo de tratamento da ETA Guandu, afetando diretamente a população da RMRJ (KLIGERMAN et al., 2021), tendo o abastecimento sido interrompido em várias regiões. Segundo informações divulgadas pela CEDAE, as alterações ocorridas na água foram decorrentes da presença de uma substância orgânica chamada geosmina (RIBEIRO, 2021) e a constatação da sua presença na água distribuída pelo sistema Guandu provocou grande insegurança na RMRJ (FORMIGA-JOHNSON & BRITTO, 2020).

A ocorrência de geosmina no manancial é uma das conseqüências do alto nível de poluição dos rios que desaguam no Guandu e motivo de preocupação pois tal substância é produzida por cianobactérias, que por sua vez também produzem cianotoxinas. Diversos gêneros e espécies de cianobactérias produzem toxinas (CETESB, 2022) e estas podem causar graves problemas a saúde humana e até a morte de seres humanos e animais, quando ingeridos ou em contato (SILVA et al., 2012). As cianobactérias são capazes de produzir toxinas que causam significativos impactos na saúde pública e ambiental e prejudicam os usos múltiplos da água, visto que várias toxinas de cianobactérias não são removidas por processos clássicos de tratamento de água para fins de abastecimento público (SANCHES et al., 2012). O tratamento de água convencional, através dos processos de floculação, precipitação e filtração, não é suficiente para remover toxinas de cianobactérias, principalmente de mananciais altamente eutrofizados com predomínio de cianobactérias (AZEVEDO, 1998 apud SILVA et al., 2012).

A crise evidenciou uma grave limitação estrutural do Sistema Guandu já que os processos físico-químicos convencionais de tratamento de águas de abastecimento realizados na ETA Guandu não possuem tecnologias específicas e apropriadas para a remoção de micropoluentes e de microcontaminantes (RIBEIRO, 2021). No início de 2021, novamente foram registrados episódios de violação dos padrões organolépticos da água distribuída para a população devido à presença de geosmina.

A mesma ocorrência em anos consecutivos demonstrou o enorme potencial que a poluição por esgoto sanitário e o avançado estágio de eutrofização do manancial Guandu tem para se desdobrar em uma grave crise sanitária de natureza pública e coletiva em escala metropolitana (RIBEIRO, 2021). Desde então há uma desconfiança de que a condição da água possa prejudicar a saúde e que a crise no abastecimento de água decorrente da presença da geosmina tende a se repetir sazonalmente caso persista a



condição de ausência de saneamento na bacia do rio Guandu (KLIGERMAN et al., 2021). Diante das seguidas crises no abastecimento da RMRJ e da constatação da influência da eutrofização da Lagoa do Guandu na qualidade da água distribuída para a população, o INEA iniciou em 6 de outubro de 2021 o chamado “Monitoramento Especial da Lagoa do Guandu”.

Neste contexto, o objetivo do artigo é discutir se o indicador adotado pelo Instituto Estadual do Ambiente (INEA) no monitoramento especial da lagoa do Guandu está alinhado com as diretrizes estabelecidas ANA para o controle da qualidade da água destinada ao abastecimento público. Para isso, são usados os resultados obtidos em pesquisa de autoria própria realizada em 2023. O processo de análise crítica considerado está reproduzido na Figura 2 e consiste na comparação do indicador de qualidade da água utilizado pelo INEA com o critério de avaliação definido pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), no contexto do monitoramento hídrico para fins de abastecimento público.

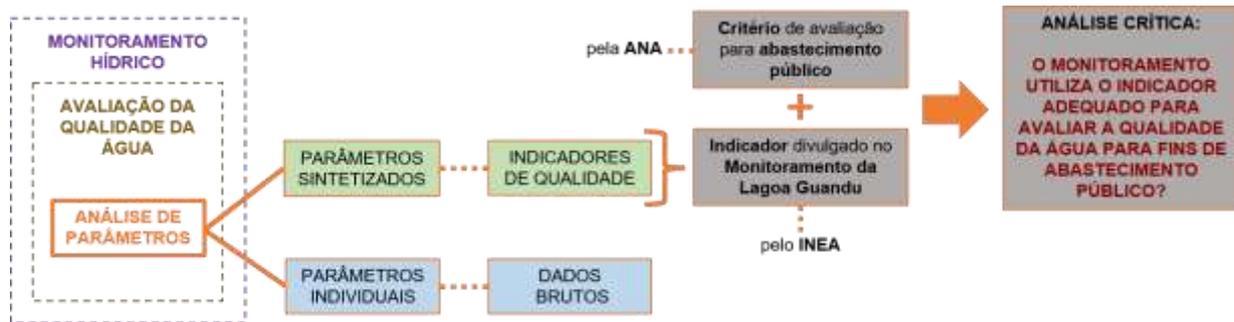


Figura 2: Processo de análise crítica da modelagem de pesquisa (autoria própria).

Para realizar a análise crítica do indicador de qualidade da água utilizado pelo INEA no monitoramento da Lagoa do Guandu foram feitas leituras de artigos, dissertações, teses sobre a qualidade da água para abastecimento público, parâmetros e indicadores de qualidade da água, eutrofização de corpos hídricos, presença de cianobactérias e cianotoxinas em mananciais e estudos de caso envolvendo a bacia hidrográfica do rio Guandu.

O sistema produtor de água do Guandu atende 78% da população metropolitana do Rio de Janeiro (FORMIGA-JOHNSSON & BRITTO, 2020), servindo nove municípios: Rio de Janeiro (FORMIGA-JOHNSSON & BRITTO, 2020), servindo nove municípios: Rio de Janeiro, Nova Iguaçu, Duque de Caxias, São João de Meriti, Belford Roxo, Nilópolis, Itaguaí, Queimados e Mesquita (CASTRO & FERREIRINHA, 2013). A poluição do rio Guandu vem crescendo pelo desordenado crescimento populacional e industrial dos municípios que estão localizados ao longo de sua bacia hidrográfica e, principalmente, por conta do lançamento de efluentes sem tratamento nos rios Guandu, Queimados, Poços e Ipiranga (KLIGERMAN et al., 2021). Na Lagoa do Guandu a situação é ainda pior, pois além da intensa poluição das águas há também uma baixa taxa de renovação hídrica. Nesta extensa área plana inundada por tais rios contaminados, formam-se poças rasas, com carga orgânica em excesso, que combinadas com altas taxas de radiação solar e calor tornam a Lagoa do Guandu um ambiente muito propício para a proliferação excessiva de algas que causam sua eutrofização.

A eutrofização dos mananciais torna o ambiente propício para a proliferação de algas que comprometem a qualidade da água e restringem sua utilização para fins de abastecimento público (SANCHES et al., 2012). Sérios problemas relacionados à saúde e ao meio ambiente podem ocorrer pois algumas cepas de algas, em especial as cianobactérias, são capazes de produzir toxinas que têm potencial para causar a mortandade de seres humanos e animais.

As crises de abastecimento de água que ocorreram na RMRJ nos inícios dos anos de 2020 e 2021 foram essencialmente qualitativas. A geosmina identificada na água do Guandu durante as crises não apresenta toxicidade e, à princípio, considerando as concentrações em que ela vem sendo encontrada na natureza, não é prejudicial à saúde humana. No entanto, a geosmina constitui um metabólico residual de células de cianobactérias, sendo recomendada máxima atenção ao monitoramento deste indicador biológico pois outras espécies de cianobactérias liberam cianotoxinas, que por sua vez apresentam grave risco à saúde humana (RIBEIRO, 2021) e prejudicam os usos múltiplos da água.

Diversas toxinas de cianobactérias não são removidas por processos clássicos de tratamento de água para fins de abastecimento público (SANCHES et al., 2012). Em mananciais excessivamente eutrofizados e com predominância de cianobactérias, o tratamento convencional de água não possui capacidade de, através dos seus processos de floculação, precipitação e filtração, remover as toxinas de cianobactérias presentes na água (AZEVEDO, 1998 apud SILVA et al., 2012). Para que as toxinas secretadas pelas cianobactérias sejam removidas são necessárias condições especiais e particulares no processo de tratamento de águas cujo custo pode inviabilizar a operação.

A ETA Guandu realizada tratamento convencional na água destinada ao abastecimento público e por isso as recentes crises hídricas vivenciadas pela RMRJ trouxeram à tona a preocupação se a mesma teria condição de realizar um tratamento avançado caso a água bruta captada estivesse contaminada por cianotoxinas. Sanches et al. (2012, p.182) afirmam que “várias toxinas de cianobactérias, quando em solução, não podem ser eliminadas por meio dos processos clássicos de tratamento de água para abastecimento público, sendo inclusive resistentes a altas temperaturas”.

Segundo Ribeiro (2021, p.18), esses episódios evidenciaram “uma importante limitação estrutural do Sistema Guandu, haja vista que os processos físico-químicos convencionais de tratamento de águas de abastecimento, como é o caso da ETA Guandu e das ETAs que atendem aos municípios brasileiros, não são dotados de tecnologias específicas e apropriadas para a remoção de micropoluentes e de microcontaminantes”. Um indicador da alta exposição a problemas de qualidade da água no



ponto de captação junto ao rio Guandu é a quantidade de produtos químicos utilizados diariamente pela ETA, na ordem de 260 t/dia (FORMIGA-JOHNSON & BRITTO, 2020).

As crises ocorridas são mais alertas sobre a insegurança hídrica vivida pela população fluminense no que tange o abastecimento público. A contaminação a qual o manancial Guandu encontra-se exposto ameaça diretamente a disponibilidade qualitativa da água, enquanto as condições de operação do sistema Guandu frente à qualidade da água bruta fazem com que indiretamente a disponibilidade quantitativa também seja afetada.

Portanto, o fato do manancial que abastece mais de nove milhões de moradores da RMRJ estar poluído por esgoto sanitário e em avançado grau de eutrofização configura um grande potencial de progredir pra uma grave crise sanitária de natureza pública e coletiva em proporção metropolitana (RIBEIRO, 2021). É importante ressaltar a estreita relação existente entre qualidade da água e enfermidades que afetam à população, principalmente as que não são atendidas por serviços de saneamento básico, uma vez que a contaminação das águas naturais é um dos principais riscos para a saúde pública (LIBÂNIO et al., 2005; LIBÂNIO, 2008 apud SANCHES et al., 2012).

Para que se possa garantir qualitativamente a segurança hídrica para o consumo humano da água, é preciso que a avaliação da qualidade realizada através do monitoramento aponte a conformidade dos parâmetros analisados com as referências nacionais. No Brasil, para fins de abastecimento público, as recomendações, orientações e determinações relativas aos indicadores de qualidade, parâmetros de qualidade e padrões de potabilidade são de feitas, respectivamente, pela ANA, pelo CONAMA e pelo Ministério da Saúde.

Critério de avaliação da ANA

No Portal Qualidade das Águas (ANA, 2024) há uma seção sobre os indicadores de qualidade onde atesta que eles surgiram da necessidade de sintetizar informações sobre diversos parâmetros para informar à população e orientar a gestão e o planejamento qualitativos. De acordo com o órgão, os principais indicadores utilizados pelos estados brasileiros são: Índice de Qualidade das Águas (IQA); Índice de Qualidade da Água Bruta para fins de Abastecimento Público (IAP); Índice de Estado Trófico (IET); Índice de Contaminação por Tóxicos (CT); Índice de Balneabilidade (IB); e Índice de Proteção da Vida Aquática (IVA). A escolha pelo índice depende da destinação do uso da água e da necessidade de monitorar alguma condição específica capaz de ameaçar tal finalidade. Neste sentido, considerando o contexto deste estudo, serão abordados aqui o IQA e o IAP.

O IQA foi criado em 1970 pela National Sanitation Foundation, nos Estados Unidos, e começou a ser utilizado no Brasil através da CETESB em 1975. O índice incorpora nove variáveis relevantes para a avaliação da qualidade das águas visando o uso para abastecimento público: coliformes termotolerantes; pH; demanda bioquímica de oxigênio; nitrogênio total; fósforo total; temperatura; turbidez; sólidos dissolvidos totais e oxigênio dissolvido (CETESB, 2022). No Portal da Qualidade das Águas a ANA afirma que “os parâmetros utilizados no cálculo do IQA são em sua maioria indicadores de contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos”.

Ainda em seu portal a agência apresenta o IAP, índice que foi criado por um grupo técnico composto por integrantes da CETESB, SABESP, institutos de pesquisa e universidades para aferir a qualidade da água para fins de abastecimento público, que resulta do produto da ponderação do IQA e do Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO).

O IAP é composto por três grupos de parâmetros, conforme Figura 3. Os parâmetros do IQA são considerados variáveis básicas, sendo elas: OD, coliformes termotolerantes, DBO, nitrogênio total, fósforo total, pH, temperatura da água, turbidez e SDT. Os do ISTO estão divididos em variáveis que indicam a presença de substâncias tóxicas (potencial de formação de trihalometanos, número de células de cianobactérias, cádmio, chumbo, cromo total, mercúrio e níquel) e variáveis que afetam a qualidade organoléptica da água (ferro, manganês, alumínio, cobre e zinco).



Figura 3: Parâmetros e variáveis que compõem o IAP (TEIXEIRA, 2023).



Uma característica importante da qualidade da água para fins de abastecimento público é a participação da variável biológica referente às algas. Inicialmente esta não era prevista no IAP, mas desde 2005, com as legislações do Ministério da Saúde e do CONAMA que estabeleceram padrões de qualidade relacionados às cianobactérias, tal variável passou a ser considerada no grupo do ISTO. Em pontos de amostragem situados em ambientes lênticos em que a água seja utilizada para abastecimento público, a variável número de células de cianobactérias é obrigatória para o cálculo do IAP, sendo opcional nos demais pontos (CETESB, 2022).

A ANA declara, no Portal de Qualidade das Águas, as limitações do IQA na avaliação da qualidade da água “já que este índice não analisa vários parâmetros importantes para o abastecimento público, tais como substâncias tóxicas (ex: metais pesados, pesticidas, compostos orgânicos), protozoários patogênicos e substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água”. Diante do exposto, pode-se afirmar que “o IAP, comparado com o IQA, é um índice mais fidedigno da qualidade da água bruta a ser captada que, após tratamento, será distribuída para a população” (CETESB, 2022, p.2)

As condições e padrões de qualidade da água dos mananciais de abastecimento público são determinados pela Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. Segundo a resolução, às águas doces de Classe 2, como o rio Guandu está enquadrado, aplicam-se condições de qualidade referentes a verificação de efeito tóxico crônico, materiais flutuantes, óleos e graxas, gosto ou odor; corantes; resíduos sólidos objetáveis; coliformes termotolerantes, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio dissolvido, turbidez, cor verdadeira, pH, clorofila a, densidade de cianobactérias e fósforo total. Já em relação aos padrões de qualidade das águas doces de classe 2, o CONAMA estabelece na resolução valores máximos de referência para 88 parâmetros orgânicos e inorgânicos.

A resolução traz que em casos de abastecimento para consumo humano também devem ser observadas as normas específicas sobre qualidade da água e padrões de potabilidade. Trata-se, portanto, da necessidade de se considerar os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade água e seu padrão de potabilidade estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde nº888, de 4 de maio de 2021.

No que diz respeito à amostragem da água nos pontos de captação, a portaria determina os valores máximo permitidos para 80 parâmetros que devem ser contemplados nos planos de amostragem da água bruta para fins de controle da qualidade da água para consumo humano. Em relação ao padrão de potabilidade, a portaria estabelece que a água potável deve estar em conformidade com padrão microbiológico, padrão de substâncias químicas que representam risco à saúde e cianotoxinas e padrão organoléptico de potabilidade. Para isso, define valores máximos permitidos para diversos parâmetros a fim de atender aos padrões de potabilidade.

Indicador de monitoramento do INEA

O monitoramento especial da Lagoa do Guandu começou a ser realizado em 6 de outubro de 2021 e seu último boletim disponibilizado até o momento na seção “qualidade e monitoramento das águas” do site do INEA é de 21 de junho de 2023, totalizando 50 publicações. Nelas é possível verificar que os resultados do monitoramento foram retratados por meio da aplicação do IQA e que o INEA adotou três locais para coleta das amostras: a estação de amostragem GN200, localizada no rio Guandu próximo à ETA Guandu, e dois pontos na Lagoa do Guandu denominados “lagoa pequena” e “lagoa grande” (Figura 4).



Figura 4: Pontos de coleta para monitoramento especial da Lagoa do Guandu.
Fonte: Adaptado do boletim de qualidade das águas nº50 de 21/06/2023 (INEA, 2023)

Os valores do IQA obtidos no monitoramento da Lagoa do Guandu são interpretados pelo INEA conforme Tabela 1, na qual é possível observar que menores valores de IQA indicam um maior comprometimento da qualidade da água. Verifica-se que o INEA considera que as águas classificadas pelo IQA como excelente, boa e média são apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público, enquanto as categorizadas como ruim ou muito ruim são impróprias para tratamento convencional, sendo necessários tratamentos mais avançados.



Tabela 1: Faixas de classificações do IQA adotada pelo INEA

CATEGORIA DE RESULTADOS	IQA	SIGNIFICADO
Excelente	$100 < IQA \geq 90$	Águas apropriadas para tratamento convencional visando o abastecimento público
Boa	$90 < IQA \geq 70$	
Média	$70 < IQA \geq 50$	
Ruim	$50 < IQA \geq 25$	Águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público, sendo necessários tratamentos mais avançados
Muito ruim	$25 \geq IQA \geq 0$	

Fonte: Adaptado do boletim de qualidade das águas nº50 de 21/06/2023 (INEA)

As Tabelas 2 a 4 apresentam o histórico do IQA nos três pontos de amostragem e a frequência com que o monitoramento especial da Lagoa do Guandu ocorreu, considerando os dados divulgados pelo INEA.

Tabela 2: Histórico do IQA e frequência do monitoramento no ponto de amostragem do rio Guandu (GN200)

ANO	2021									
	outubro		novembro				dezembro			
	6	21	8	18	22	29	6	13	20	27
IQA GN200	61,9	52,1	72,3	71,9	58,1	66	65,4	56,3	46,9	61,6

ANO	2022													
	janeiro				fevereiro			março			abril			
	3	11	17	24	31	7	15	21	8	14	22	28	5	18
IQA GN200	60,1	63,2	48,8	56,5	65,4	57,6	60,8	62,3	62,5	68,6	49,2	63	59,1	63,1

ANO	2022														
	maio		junho		julho		agosto			setembro		outubro		novembro	
	2	18	8	22	6	20	3	17	31	14	28	10	26	9	21
IQA GN200	61,4	66	68,9	68,3	69,6	65,1	45,1	65,7	58	64,6	70,3	64	70,8	62	64,9

ANO	2023						
	janeiro		março		abril	junho	
	11	25	1	29	26	24	21
IQA GN200	51,2	56,9	57,7	66,3	61,4	57,1	70

Legenda IQA:	excelente	boa	média	ruim	muito ruim
--------------	-----------	-----	-------	------	------------

Fonte: Elaboração própria baseada no boletim de qualidade das águas nº50 de 21/06/2023 (INEA, 2023)

Analisando a Tabela 2 é possível verificar que no ponto GN200 a água foi classificada como boa em 5 ocasiões, como média em 37 e como ruim em 4. Conclui-se que em aproximadamente 91% das amostras coletadas no ponto GN200 as águas estavam apropriadas para o tratamento convencional, enquanto nas outras 9% das vezes encontrava-se imprópria, demandando tratamento mais avançado. Na Tabela 3 identifica-se que no ponto da lagoa pequena a água foi classificada como média em 16 ocasiões, como ruim em 28 e muito ruim em 4. Conclui-se que em aproximadamente 33% das amostras coletadas no ponto da lagoa pequena a água estava apropriada para o tratamento convencional, enquanto em 67% das vezes encontrava-se imprópria, demandando tratamento mais avançado.



Tabela 3: Histórico do IQA e frequência do monitoramento no ponto de amostragem da lagoa pequena

ANO	2021											
MÊS	outubro				novembro				dezembro			
DIA	6	13	21	28	8	18	22	29	6	13	20	27
IQA LAGOA PEQUENA	46,9	41,9	34,7	52,8	51,9	60,8	58,1	52,2	50,8	52,5	35,3	35,9

ANO	2022													
MÊS	janeiro					fevereiro			março				abril	
DIA	3	11	17	24	31	7	15	21	8	14	22	28	5	18
IQA LAGOA PEQUENA	46,6	45,2	38,9	46	41,7	57,6	38,8	47,9	65,2	65,2	43,7	58,7	38,4	56,5

ANO	2022														
MÊS	maio		junho		julho		agosto		setembro		outubro		novembro		
DIA	2	18	8	22	6	20	3	17	31	14	28	10	26	9	21
IQA LAGOA PEQUENA	42,5	57,7	31,1	30,1	47,8	60,7	44,5	53,7	18,8	15,9	24,4	31,4	34,1	27,2	52,9

ANO	2023						
MÊS	janeiro		março		abril	maio	junho
DIA	11	25	1	29	26	24	21
IQA LAGOA PEQUENA	39,9	26,4	34,7	36,2	26,6	38,8	19,8

Legenda IQA: excelente boa média ruim muito ruim

Fonte: Elaboração própria baseado no boletim de qualidade das águas n°50 de 21/06/2023 (INEA, 2023)

A partir da da Tabela 4 verifica-se que no ponto da lagoa grande a água foi classificada como boa em 7 ocasiões, como média em 11, como ruim em 29 e como muito ruim uma vez. Pode-se concluir que em aproximadamente 38% das amostras coletadas no ponto da lagoa grande as águas estavam apropriadas para o tratamento convencional, enquanto nas outras 63% das vezes se encontrava imprópria, demandando tratamento mais avançado.

Tabela 4: Histórico do IQA e frequência do monitoramento no ponto de amostragem da lagoa grande

ANO	2021											
MÊS	outubro				novembro				dezembro			
DIA	6	13	21	28	8	18	22	29	6	13	20	27
IQA LAGOA GRANDE	32,2	43,2	32,1	55,2	50,6	41,3	29,2	39,4	41,2	30,4	28,6	38,1

ANO	2022													
MÊS	janeiro					fevereiro			março				abril	
DIA	3	11	17	24	31	7	15	21	8	14	22	28	5	18
IQA LAGOA GRANDE	26,3	34,2	20,9	38,7	25,5	57,6	45,8	25,4	36,2	35,1	28,8	26,7	37,4	44

ANO	2022														
MÊS	maio		junho		julho		agosto		setembro		outubro		novembro		
DIA	2	18	8	22	6	20	3	17	31	14	28	10	26	9	21
IQA LAGOA GRANDE	40	39,6	36,9	25,6	61,4	61,2	43,3	67,7	78,8	81,2	69,5	41,9	54	49,4	69,6

ANO	2023						
MÊS	janeiro		março		abril	maio	junho
DIA	11	25	1	29	26	24	21
IQA LAGOA GRANDE	60,7	75,5	72,4	74,1	61,6	70	78,9

Legenda IQA: excelente boa média ruim muito ruim

Fonte: Elaboração própria baseado no boletim de qualidade das águas n°50 de 21/06/2023 (INEA)

Resultados e discussão

A proximidade da Lagoa do Guandu com o ponto de captação da ETA Guandu aliada à grave ameaça de contaminação do manancial por cianotoxinas decorrentes da sua eutrofização torna explícita a extrema necessidade de se realizar um monitoramento hídrico eficiente que possa garantir à população da RMRJ informações verdadeiras, claras e seguras sobre a



qualidade da água que a abastece. O monitoramento da qualidade das águas é uma ferramenta primordial para a gestão dos recursos hídricos por ser capaz não só de acompanhar a evolução da qualidade da água como também de antecipar tendências que podem ameaçar o abastecimento público.

Uma das formas de avaliar a qualidade hídrica é através de indicadores de qualidade de água, que são índices que sintetizam em um único valor as informações sobre diversos parâmetros. No monitoramento especial da Lagoa do Guandu o INEA adota o IQA, que fornece uma visão geral das condições de qualidade das águas superficiais. A utilização de um índice é assertiva e proporciona a transmissão das informações de forma clara e objetiva para a população.

Porém, para fins de abastecimento público deve-se utilizar o IAP ao invés do IQA por se tratar de um índice mais abrangente e fiel em relação aos parâmetros importantes de serem monitorados em água bruta destinada ao abastecimento público. Enquanto a maioria dos parâmetros do IQA indicam a contaminação causada pelo lançamento de esgotos domésticos, que não é a única fonte de poluição do manancial Guandu, o IAP considera não só os parâmetros do IQA como também os que indicam a presença de substâncias tóxicas e das que afetam a qualidade organoléptica da água. A ANA ratifica que a avaliação da qualidade da água através do IQA apresenta limitações quando se trata do uso para abastecimento público, devendo ser utilizado o IAP para aferir a qualidade da água para tal fim.

Como exemplo das variáveis não verificadas pelo IQA mas consideradas no IAP, cita-se: substâncias tóxicas, como por exemplo metais pesados, pesticidas e compostos orgânicos; protozoários patogênicos; substâncias que interferem nas propriedades organolépticas da água e cianobactérias. A Figura 5 apresenta os parâmetros considerados na composição do IAP e sinaliza quais são avaliados no monitoramento da Lagoa do Guandu por meio do IQA e quais não são avaliados.



Figura 5: Composição do IAP x parâmetros avaliados pelo INEA.
Fonte: TEIXEIRA, 2023

Os parâmetros tóxicos e organolépticos considerados no ISTO, que junto com o IQA formam o IAP, também são apontados pelo CONAMA e Ministério da Saúde como necessários de serem avaliados quando se trata de água destinada ao abastecimento público e consumo humano. Embora os dois órgãos não tratem sobre indicadores de qualidade, ambos determinam valores de referências para variáveis tóxicas e organolépticas para que elas sejam monitoradas e avaliadas se atendem as condições e padrões de qualidade e o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Assim, na ausência da divulgação pelo INEA de dados de monitoramento sobre certas substâncias, não se pode afirmar que a Lagoa do Guandu está



livre de certos contaminantes ou que as concentrações deles estão dentro dos limites preconizados pelos órgãos de referência. Só é possível atestar para a população a real condição das águas do manancial em relação a determinado contaminante se a substância que indica a contaminação fizer parte das analisadas pelo monitoramento, conforme quadro sinóptico da Figura 6.

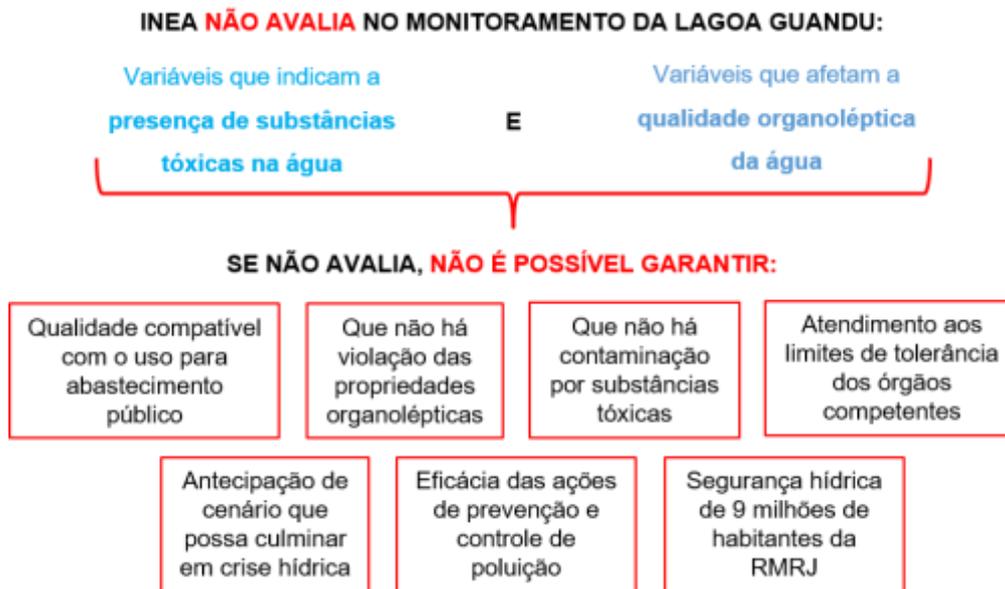


Figura 6: Consequências da falta de monitoramento de certas variáveis na Lagoa do Guandu.
Fonte: TEIXEIRA, 2023

Considerações finais

Este artigo expõe as fragilidades da Lagoa do Guandu em relação à qualidade de suas águas, demonstrando que a poluição hídrica e a eutrofização exercem uma forte pressão sobre o manancial Guandu, ameaçando o abastecimento público da RMRJ. O impacto deve-se, principalmente, ao lançamento nos afluentes do rio Guandu de esgotos domésticos não tratados, efluentes industriais, dejetos de animais e carregamento de fertilizantes. Tais rios desaguam na lagoa, a cerca de 300 metros da tomada d'água da ETA Guandu, trazendo carga orgânica em excesso que, combinada com demais fatores, tornam o ambiente propício para proliferação de algas, causando sua eutrofização. Um corpo hídrico eutrofizado favorece o aparecimento de cianobactérias, como visto na Lagoa do Guandu nas crises de 2020 e 2021, que por sua vez podem produzir toxinas, denominadas cianotoxinas. Estas causam graves riscos à saúde e não são removidas por tratamento convencional, como realizado na ETA Guandu.

Diante do cenário apresentado, verifica-se que a constatada poluição das águas em um local tão próximo aos pontos de captação da ETA Guandu pode influenciar a qualidade da água destinada ao abastecimento público da RMRJ. Um eficiente monitoramento hídrico possibilita avaliar a qualidade das águas a fim de assegurar sua adequação ao uso destinado e identificar situações de poluição e contaminação que possam comprometer seu padrão de potabilidade. Neste sentido, o INEA iniciou em outubro de 2021 um monitoramento especial da qualidade das águas da Lagoa do Guandu após as grandes repercussões relativas à presença de geosmina e de cianobactérias na água da principal fonte de abastecimento da RMRJ. Embora a iniciativa do órgão em monitorar e divulgar dados específicos para a Lagoa do Guandu tenha sido boa, o resultado encontrado neste estudo aponta uma lacuna preocupante no monitoramento: o indicador de qualidade adotado pelo órgão não é o determinado pela ANA para ser utilizado na avaliação de águas para fins de abastecimento público.

Para sintetizar os resultados do monitoramento, o INEA adota o IQA como indicador de qualidade ao invés de utilizar o IAP. Assim, o órgão gestor dos recursos hídricos estadual não só descumpra o preconizado pelo órgão nacional como deixa de informar para a população a real situação do manancial que abastece a RMRJ. O IQA retrata principalmente a contaminação por esgoto doméstico e no histórico dos seus dados divulgados no boletim já é possível verificar diversos resultados críticos de qualidade da água. Considerando que o manancial também é alvo de despejos agroindustriais, pressupõe-se que a utilização do IAP traria à tona resultados que indicariam a verdadeira, e preocupante, situação de poluição hídrica do manancial Guandu. Podendo ser esta a razão pela qual não foi identificado nenhum esforço para que o monitoramento seja feito através do IAP.

Seguindo a ANA, o CONAMA e o Ministério da Saúde endossam a utilização do IAP ao incluírem no rol de parâmetros que devem ser analisados na água bruta destinada ao consumo humano aqueles relativos às substâncias tóxicas e organolépticas. Assim, a realização do monitoramento da Lagoa do Guandu utilizando o IAP é imperativa para que se tenha informações seguras sobre a qualidade da água frente às ameaças que atingem o manancial e que são capazes de causar danos à saúde da população. Se apenas com resultados do IQA pode-se verificar nos boletins de qualidade da água divulgados pelo INEA diversas ocasiões que indicam que a água está imprópria para tratamento convencional visando o abastecimento público, a inclusão da análise dos parâmetros contidos no ISTO, formando o IAP, revelaria uma enorme fragilidade da ETA Guandu, que realiza apenas tratamento convencional da água bruta. A necessidade de tratamentos mais avançado versus a capacidade e a limitação da ETA Guandu



pode ser outro motivo para a falta de interesse em utilizar o índice adequado no monitoramento do Guandu, o IAP.

A falta de um monitoramento compatível com o cenário de fragilidade ambiental e sanitária do manancial Guandu pode colocar em xeque o abastecimento de água de 9 milhões de habitantes e gerar graves problemas de saúde pública na RMRJ. Não será uma surpresa se a população abastecida pelas águas do Guandu for novamente surpreendida por crises hídricas como as de 2020 e 2021, ou até piores. Mesmo com a presente pesquisa tendo se concentrado nos aspectos qualitativos do monitoramento, foram identificadas ocasiões em que os valores do IQA estavam na faixa de águas impróprias para tratamento convencional visando o abastecimento público. Portanto, para pesquisas futuras sugere-se a realização de um estudo para verificar como o INEA procede quando o resultado do seu monitoramento aponta para situações em que a água precisa passar por tratamento avançado, tendo em vista que a ETA Guandu realiza apenas tratamento convencional.

Referências Bibliográficas

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2021. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. Disponível em: < <https://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/storymaps/stories/bc1qf92drq0wwm8w7rnw9d8p4wjjvaut2csdd5sg2cx>>. Acesso em: 18 set. 2023.

_____. 2024. **Portal da qualidade das águas**. Disponível em: <<http://pnqa.ana.gov.br/default.aspx>>. Acesso em: 27 mai. 2024.

Barreto, L.; Barros, F.; Bonomo, P.; Rocha, F.; Amorim, J. 2013. Eutrofização em rios brasileiros. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, v. 9, n. 16, 2013, p. 2165-2179.

Boso, A.; Gabriel, C.; Filho, L. 2015. Análise do desenvolvimento dos principais indicadores da qualidade da água. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**. Disponível em: < https://www.researchgate.net/publication/288323652_ANALISE_DO_DESENVOLVIMENTO_DOS_PRINCIPAIS_INDICADORES_DA_QUALIDADE_DA_AGUA> Acesso em: 5 set. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 2005. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**.

_____. Ministério da Saúde. 2021. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021**.

Castro, C.; Ferreirinha, M. 2013. A Problemática Ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Guandu: Desafios para a Gestão dos Recursos Hídricos. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, v. 35-2/2012, p. 71-77.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2022. **Qualidade das águas interiores no estado de São Paulo 2021. Apêndice E – Índices de qualidade das águas**. Disponível em: < <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/Apendice-E-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>> Acesso em: 28 ago. 2023.

De Oliveira, D.; Da Hora, M. 2021. Evolução da qualidade das águas da bacia do Rio Guandu, estado do Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 2, p. 2672–2685, 2021.

Formiga-Johnsson, R.; Britto, A. 2020. Segurança hídrica, abastecimento metropolitano e mudanças climáticas: considerações sobre o caso do Rio de Janeiro. **Revista Ambiente & Sociedade**, v. 23, p. 1-22, 2020.

GOOGLE IMAGES. 2024. **Sistema lagunar do Guandu**. [imagem]. Disponível em: <https://earth.google.com/web/search/Sistema+Lagunar+do+Guandu/@-22.78240083,-43.6208005,12.07331416a,21431.39085602d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCZZlhitsvzbAETZZeqIq0TbAGRA_s_8tRxUXAIWnqZvea2UXAOgMKATA>. Acesso em: 8 jun. 2024.

INEA – Instituto Estadual do Ambiente. 2023. **Monitoramento especial das lagoas Guandu: boletim de qualidade das águas nº50 de 21/06/2023**. Disponível em: < <https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2023/09/Boletim-monitoramento-especial-lagoas-Guandu-N50.pdf>>. Acesso em: 8 jun. 2024.

_____. **Qualidade e monitoramento das águas**. 2024. Disponível em: < <https://www.inea.rj.gov.br/qualidade-e-monitoramento-das-aguas/>>. Acesso em: 27 mai. 2024.

Kligerman, D.; Sancenari, S.; Nogueira, J. 2021. Caminhos para viabilização da convergência de interesses na despoluição do rio Guandu, Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 37, n. 6, p. 1-18, 2021.

Ribeiro, C. 2021. Metropolização e abastecimento de água no Rio de Janeiro: a mediação dos sistemas técnicos de infraestrutura hídrica. **Revista Brasileira Geografia**, v. 66, n. 2, p. 4-34.



Sanches, S.; Prado, E.; Ferreira, I.; Braga, H.; Vieira, E. 2012. Presença da toxina microcistina em água, impactos na saúde pública e medidas de controle. **Revista de Ciências Farmacêuticas Básica e Aplicada**, v. 33, n. 2, p. 181-187, 2012.

Silva, G.; Aureliano, J.; Lucena, S. 2012. Proposição de um índice de qualidade de água bruta para abastecimento público. **REGA - Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 9, n. 1, p. 17-24, jan./jun. 2012.

Teixeira, L. 2023. **Análise crítica dos índices de qualidade adequados para monitoramento da água bruta da lagoa Guandu para fins de abastecimento público da região metropolitana do Rio de Janeiro**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana e Ambiental) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, out. 2023.



ESTUDO DIAGNÓSTICO E PROJETO DE REVITALIZAÇÃO DOS RIOS INSERIDOS DENTRO DO CAMPUS DA PUCPR

1Weslyn Cauã Bernardi Machioski, 1Fabio Teodoro de Souza

1 PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO PARANÁ- PUCPR, e-mail: fabio.teodoro@pucpr.br

Palavras-chave: Revitalização do rio Belém, Qualidade das águas do rio Belém, Sistema Wetlands Construídos.

Resumo

A expansão crescente e descontrolada das grandes cidades vem causando malefícios em toda sociedade e o ambiente que as mesmas são erguidas. Como por exemplo, cita-se a depredação dos rios urbanos, devido a uma ausência de infraestrutura e saneamento básico, as condições sanitárias dos rios estão comprometidas, rios estão sendo “escondidos” por suas péssimas condições de salubridade, este fator está ligado a uma exploração imobiliária. Desse modo o rio Belém, estudo deste caso está tendo como resultado das mesmas ações, onde suas águas estão contaminadas e contendo diversas fontes de doenças. A presente pesquisa busca analisar quais são os poluentes para por fim propor um projeto de revitalização adequado para suas águas. A metodologia utilizada para chegar em tal resultado foi eminentemente através de análise e revisão de referências bibliográficas. A partir dos resultados obtidos verificou-se que através dos pontos amostrais presentes na atual pesquisa, em que no momento que o rio Belém parte de sua nascente em direção sua foz perde a qualidade de suas águas gradativamente, é observado que quando o seu trajeto percorre por zonas com tendências de um aumento de urbanização e população, são aumentados os índices de poluição, as mesmas são classificadas principalmente por esgotos domésticos tendo como 90% dos poluentes e 10% caracterizados como efluentes industriais. Através dos resultados sobre as qualidades das águas do rio Belém, foi possível então selecionar um projeto em que houve resultados bem sucedidos e com compatibilidade adequada para a revitalização de suas águas, sendo aplicado o sistema de Wetlands Construídos, caracterizado por sua técnica de autodepuração. No estudo deste caso houve uma adequação com o sistema de Wetlands combinados, no qual se desenvolve a partir de plantas flutuantes, utilizando as macrófitas, com o objetivo responsável pela degradação da matéria orgânica presente nas águas poluídas. Também terá a implantação de solos filtrantes na qual executam o processo secundário e terciário no tratamento da rede esgoto. Sendo assim conclui-se que esta é uma solução viável para o tratamento das águas do rio Belém.

Introdução

Atualmente, 86% da população brasileira vivem nas cidades. Essa concentração se deu de forma desorganizada e muito rápida. O Brasil não preparou as cidades para receber esta demanda. O resultado desse processo tem gerado uma série de problemas concentrados, principalmente, nas periferias das grandes cidades. O estado de contaminação dos rios urbanos é um efeito colateral dessas ações, representado pelas suas águas poluídas e fontes de diversas doenças. As causas dessa situação são por motivo de crescimento sem nenhuma sustentabilidade, aliado a uma exploração imobiliária além dos limites da sustentabilidade do ambiente onde as cidades são erguidas (GARCIAS et al., 2020).

O objeto de estudo da presente pesquisa é o rio Belém localizado na cidade de Curitiba, o rio tem sido vítima dessas ações descritas acima. O estado de conservação de suas águas não tem sido objeto de atenção do poder público, suas águas estão poluídas e contaminadas principalmente por esgotos domésticos e resíduos sólidos. Sendo assim, os resíduos orgânicos das atividades humanas, ao poluírem o ambiente, não causam apenas danos ao ecossistema natural e as comunidades aquáticas envolvidas, mas também causam efeitos adversos na saúde da população (BOLLMAN & EDWIGES 2008).

A Bacia Hidrográfica do Rio Belém é uma bacia genuinamente curitibana. Seu leito principal corta a cidade na direção norte sul, atravessando pontos importantes como parques e áreas densamente povoadas, centro da cidade e pelos principais bairros, entre esses, seus pontos estão localizado em lugares notáveis, naturais e arquitetônicos que têm representado a Cidade de Curitiba, contendo uma grande importância simbólica, consideradas as dimensões geográfica, econômica, social, e cultural. Por esses motivos, o rio Belém é considerada de extrema importância para a cidade de Curitiba.

Este recurso hídrico recebe também outras contribuições de inúmeros trechos tributários na cidade de Curitiba. No campus da PUCPR o mesmo recebe os rios Prado Velho e o Córrego Aviário, descarregando suas águas poluídas e fontes de diversos contaminantes. (EDWIGES & BOLLMAN, 2008).

Esta pesquisa busca na literatura os procedimentos de proposição e ações para os processos de revitalização de rios urbanos e como utilizar dessas informações para melhorar a qualidade do trecho da bacia do rio Belém inserido no campus da PUCPR.

Material e Métodos

Esta pesquisa é eminentemente bibliográfica, na qual foi desenvolvida a partir de seleção, revisão e análise das referências bibliográficas. A partir das mesmas foram elaborados resumos para que houvesse maior praticidade para a realização dos escritos finais, para assim com o objetivo de diagnosticar a qualidade das águas e propor o projeto de revitalização do rio Belém.



Resultados

No desenvolvimento da presente pesquisa compreende-se que as poluições hídricas urbanas na atualidade brasileira são ocasionadas pelas condições de 86% das populações domiciliar-se nas cidades. Essa concentração de indivíduos se deu de forma desorganizada e apressada, pois o Brasil não preparou as cidades para receber essa grande demanda. As causas desses processos tem gerado uma série de problemas concentrados, principalmente, nas grandes cidades. O estado de degradação dos rios urbanos é um efeito colateral dessas ações, representado por águas poluídas e fontes de diversas doenças, assim não causando danos somente ao ambiente aquático, e sim ao próprio homem. As causas dessas situações são por motivo de um crescimento, onde são desenvolvidos exorbitantes planejamentos, porém não aplicados nos dias de hoje, estas ações estão aliadas a uma forte exploração imobiliária além dos limites onde as cidades são erguidas (GARCIAS et al.,2020).

Um exemplo concreto sobre esses fatores é na cidade de Curitiba, localizada a bacia hidrográfica do rio Belém, estudo deste caso, onde considerada uma bacia totalmente urbanizada. Historicamente constituindo-se como manancial superficial para diversos usos. Ela nasce ao Norte da cidade no bairro Cachoeira e tem sua foz na região sul da cidade, descarregando suas águas no Rio Iguaçu. A figura 1 apresenta a localização do rio Belém na cidade de Curitiba (BOLLMAN &, EDWIGES 2008).

Portanto o estado de conservação das águas do rio Belém não está à altura da sua importância simbólica, estando poluídas e contaminadas, como a maioria das cidades urbanas brasileiras. A cidade de Curitiba apresenta um grande processo de urbanização ao longo do rio Belém, em que o crescimento e o desenvolvimento sem a aplicação dos planejamentos não possibilitaram a preservação de seus recursos hídricos. Relatos presentes no Museu Paranaense mostram que, no ano de 1876, o rio Belém, estudo deste caso, poderia servir a cidade de Curitiba como manancial de abastecimento da população na época (FENDRICH, 2002, p.3 apud GARCIAS, 2016).

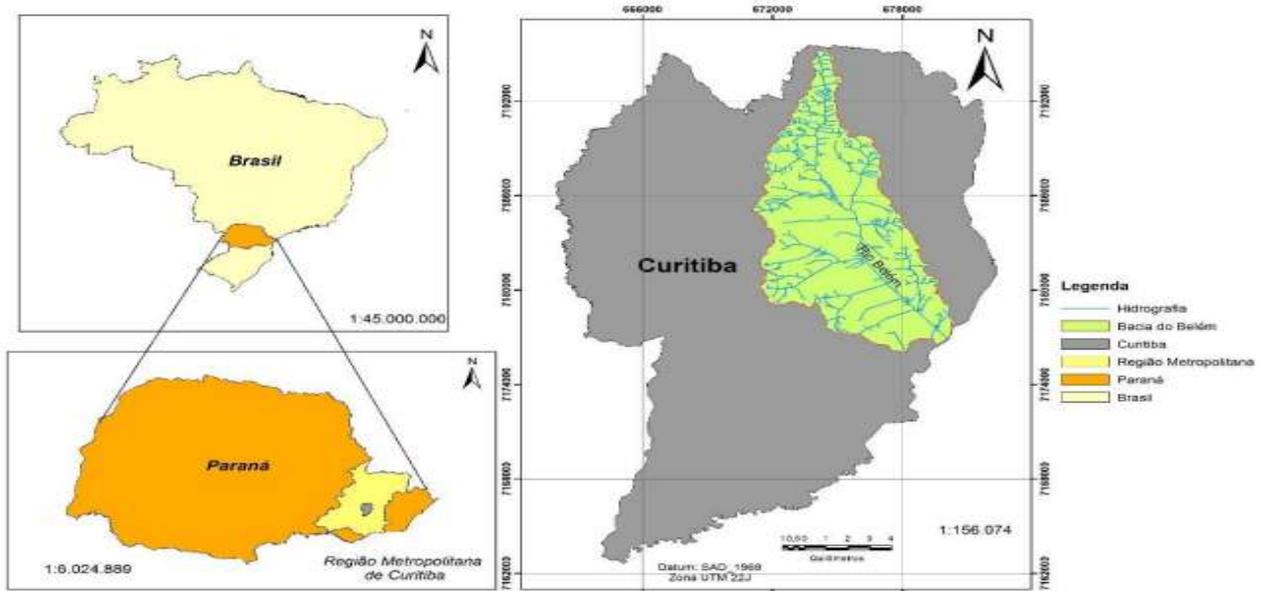


Figura 1: Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Belém.
Fonte: Garcias et al (2020)

De acordo com pesquisas de Henrich et al. (2014), os principais poluentes do rio Belém estão relacionados em conjunto com suas atividades econômicas, que são compostas por estabelecimentos comerciais, industriais e prestadores de serviços, que contribuem para estado de degradação de suas águas. Em consequência de suas atividades foram classificadas por meio dos dados da publicação “Curitiba em Dados”, do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC, 2009), onde as atividades foram observadas e agrupadas em todo o geral, sendo elas: indústrias, produtos químicos, produtos de limpeza, medicamentos, perfumaria, cosméticos, produtos de higiene pessoal, matérias-primas para indústrias e serviços de abastecimentos de veículos. Estima-se que cerca de 90% da poluição das águas do rio Belém é originária de esgotos domésticos, e 10% se origina a partir de efluentes industriais, geradas pelas atividades econômicas citadas acima.

Assim sendo, nas pesquisas realizadas, são observadas diferenciadas as fontes pontuais e difusas de poluição. As fontes pontuais da poluição geralmente ocorrem em locais onde as contaminações atingem o meio aquático de forma concentrada. São caracterizadas pelos locais onde há contaminação do rio através do despejo de resíduos líquidos ou sólidos, é de fácil visualização os poluentes concentrados devido ao fato de existirem tubulações ou um significativo acúmulo de resíduos em uma pequena área. Já as fontes difusas, as quais possuem uma dispersão maior no corpo hídrico, são de difícil caracterização e quantificação, pois se caracterizam pelo lançamento direto ou indireto de contaminantes líquidos ou sólidos que também poluem o rio, mas não é possível determinar o ponto onde ocorrem, mas podem-se identificar as áreas onde esse tipo de poluição pode ocorrer com maior frequência através da caracterização das atividades em torno do rio Belém (BILBAO; GARCIAS, 2006 apud GARCIAS et al.,2020).

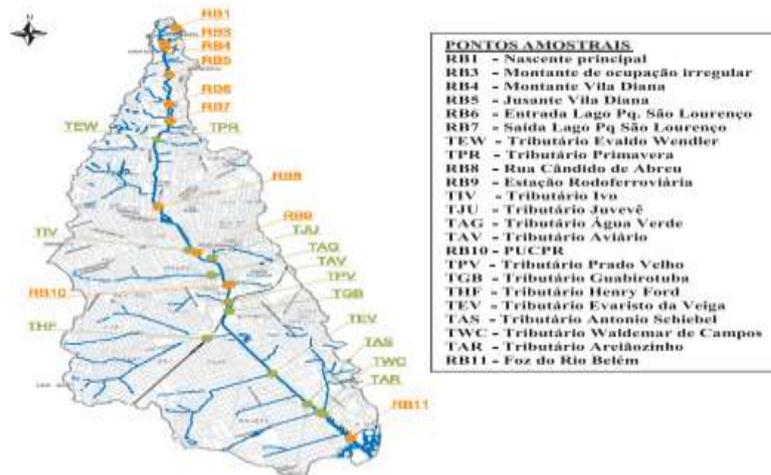


Figura 2 - Localização dos Pontos de Monitoramento de Qualidade das Águas na Bacia do Rio Belém.
Fonte: Knopki; Bollmann, 2008

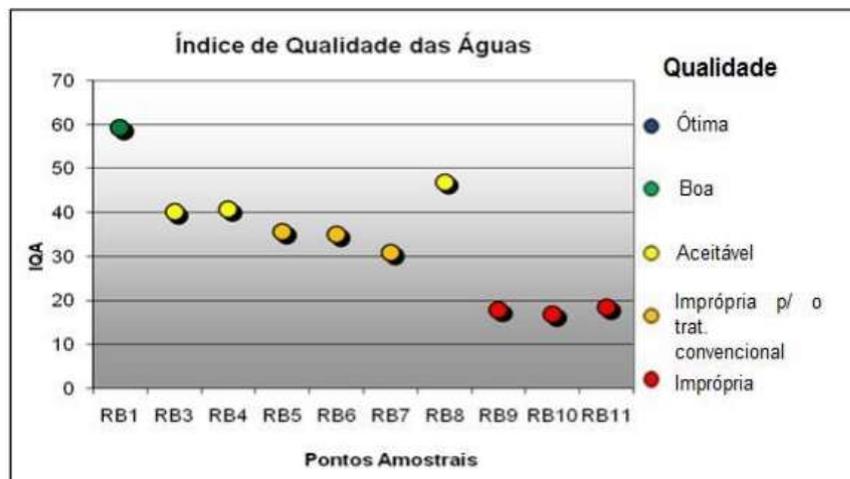


Figura 3 - Variação do IQAnsF ao longo do rio Belém.
Fonte: Knopki; Bollmann, 2008

A figura 3 apresenta a variação da qualidade geral das águas do Rio Belém, segundo os estudos realizados por Knopki e Bollmann (2008), foram avaliadas pelo Índice de Qualidade das Águas da National Sanitation Foundation - IQAnsF, contendo como objeto de estudo os 10 pontos amostrais localizados dentro do seu canal principal. Deste modo, a figura 2 é composta pelos nomes dos pontos amostrais da figura 3, assim apresentando uma correlação entre as figuras. O ponto RB1 representa a nascente e o RB11 representa a foz.

Assim sendo, a melhor qualidade das águas do rio Belém foi obtida no ponto RB1, onde é localizada sua nascente principal. Os pontos RB3 e RB4, mesmo com a existência de ocupações irregulares instaladas em área de mata ciliar, apresentaram qualidade classificada como aceitável do ponto de vista dos parâmetros avaliados. Porém as atividades realizadas por essas ocupações e seus impactos negativos proporcionaram uma queda do IQAnsF de aproximadamente 20 pontos em relação à nascente. Salienta-se que uma vez que existe um aumento da porcentagem de urbanização da bacia, e que esse aumento também é acompanhado de uma maior densidade populacional, possui uma relação direta entre estas variáveis com a piora da qualidade das águas da nascente do rio Belém para a sua foz (GARCIAS et al., 2020).

Na figura 2 também é possível observar os pontos RB5, RB6 e RB7 que tiveram suas águas classificadas como impróprias, confirmando a influência negativa da urbanização na região da Vila Diana (ponto RB5). Mesmo havendo melhor organização no uso e ocupação do solo entre os pontos RB5 e RB6, é possível constatar que o rio Belém mantém seu estado de poluição, estando impróprias. O IQAnsF no ponto RB6 (saída do lago do parque São Lourenço) foi, em termos medianos, pior do que o do ponto RB7 (entrada no parque), em razão das obras dos sedimentos e do lodo de fundo do lago, realizadas no período do monitoramento (BOLLMAN & EDWIGES 2008).

As contribuições localizadas entre os pontos RB7 e RB8 foram capazes de alterar a qualidade das águas neste trecho, passando de imprópria para a aceitável. Os córregos Primavera (TPR) e Ewaldo Wendler (TEW), localizados entre esses dois pontos, podem ter proporcionado efeito de diluição das águas do rio Belém melhorando assim sua qualidade. Além disso, a existência de infraestrutura de saneamento básico de melhor qualidade e o fato de, nesse trecho, o rio estar confinado em canal



concretado aberto pode ter contribuído para a melhora da qualidade da água. Considera-se que, em canais abertos, as ligações clandestinas de esgotos domésticos são facilmente identificadas e facilitam o trabalho fiscalizatório por parte da companhia de saneamento (KNOPKI; BOLLMANN, 2008).

No ponto RB8 as águas do rio Belém entram em um canal fechado e voltam a aflorar no ponto RB9. Ao contrário do trecho anterior, em um canal fechado não se pode identificar facilmente as ligações clandestinas de esgotos domésticos, comerciais ou até mesmo industriais na rede pluvial. Os impactos nesse trecho proporcionaram redução do IQAnsf em aproximadamente 30 pontos, chegando ao ponto RB9 com qualidade imprópria para qualquer tipo de uso (BOLLMAN &, EDWIGES 2008).

De acordo com Bollman e Edwiges (2008), entre os pontos RB9 e RB10 do canal principal do rio Belém, deságuam os rios Ivo (TIV), Água Verde (TAG) e Juvevê (TJU), são os que apresentaram as maiores concentrações de poluentes ao longo de todos os pontos monitorados. Essas elevadas concentrações de poluentes e as qualidades das águas que chegam do ponto RB9 foram, certamente, fatores contribuintes para a classificação das águas do ponto RB10 como imprópria para qualquer tipo de uso. No ponto RB10 situado dentro do campus da PUCR, deságuam o rio Prado Velho (TPV) e o Córrego Aviário (TAV), contendo também uma maior concentração de poluentes. Deste modo, o rio Belém chega à sua foz com qualidade ainda imprópria para qualquer tipo de uso (ponto RB11).

Já a respeito à interferência da qualidade ambiental sobre a qualidade de vida é observado que os habitantes urbanos parecem adaptados a um ambiente alterado e afetado por inúmeras questões relacionadas à poluição. Embora haja manifestações de incômodo proporcionado por ruídos, gases tóxicos, rios malcheirosos e paisagens degradadas por resíduos ou excessos publicitários, a solução de tais problemas não possui caráter emergencial para a população. Pode-se dizer que, pelo longo tempo de permanência sob as condições urbanas, perdeu-se o contato com padrões ambientais realmente saudáveis. Sem o conhecimento de condições mais agradáveis aos sentidos humanos, o grau de satisfação é atingido com pouca intensidade por situações ambientalmente desconformes (KNOPKI; BOLLMANN, 2008).

Diante das pesquisas realizadas sobre as qualidades das suas águas do rio Belém, é necessário então propor um projeto de revitalização para naturalização do mesmo, em que o rio volte as suas condições adequadas para um recurso hídrico urbano. Deste modo o projeto de revitalização foi selecionado através das pesquisas, e pelos os meios de adequação do projeto com a as águas do rio Belém, no qual foi escolhido o Sistema de Wetlands Construídos (WCS).

O sistema Wetlands Construídos (WCS) é uma tecnologia sustentável desenvolvida para o tratamento e purificação de águas, quanto de rios urbanos ou de esgotos, mantendo um melhor custo benéfico, o presente projeto faz com que tenha sucesso no controle e remoção de diversos tipos de poluentes, a partir de jardins filtrantes, como cascalhos, areia, pedras e plantas aquáticas. Wetlands Construídos é integrado por vegetações aquáticas responsáveis pelo tratamento de águas residuais em zonas úmidas artificiais com o intuito de produzir os processos de autodepuração natural, que seria a capacidade do recurso hídrico restaurar suas características ambientais naturalmente (FRANZIN, FREITAS, TENÓRIO, 2020). Há muitos registros na literatura com sucessos, utilizando o sistema Wetlands Construídos. Um exemplo o projeto de Manfrinato (1989), onde houve a busca pela purificação das águas do rio Piracicaba, localizado no estado de São Paulo foram usados os sistemas de Wetlands compostos. Onde em um canal foram implantadas plantas aquáticas flutuantes, seguidos por solos filtrantes, conseguindo uma eficiência de 70% para DBO; 99% para coliformes totais e fecais; 70% para DQO; 90% para cor e 95% para turbidez (SALATI, SALATI FILHO, SALATI, 2009).

Deste modo a técnica dos sistemas de Wetlands combinados são junções de diferentes formas de Wetlands para a resolução de casos que dependam da qualidade dos recursos hídricos, da área disponível, do interesse e do paisagismo. A mesma técnica foi usada para a purificação do rio Piracicaba citada acima, sendo composta por plantas aquáticas flutuantes e os solos filtrantes. Esta técnica de combinação de Wetlands também poderá ser aplicada para a revitalização da presente pesquisa.

Assim sendo, o sistema de wetlands com plantas flutuantes, são utilizadas as macrófitas (*Eichhornia crassipes*) da família das Pontederiaceas, onde as mesmas formam grupos abrangendo diversas espécies, esta planta recebe diversos nomes populares no Brasil, sendo conhecido como aguapé, baroneza, mureré, pavoá, rainha do lago, uapé e uapê. A utilização desta planta é devida a sua capacidade de resistir a águas poluídas com grandes variações de nutrientes, ph, substâncias tóxicas, metais pesados e variações na temperatura, sendo assim totalmente compatível com as águas do rio Belém, a figura 4 mostra o esquema de um canal com as macrófitas (SALATI, SALATI FILHO, SALATI, 2009).

Este sistema faz com que haja uma integração com o tratamento secundário e terciário. Neste caso, além da remoção dos nutrientes existe também redução da DBO e da DQO. Neste processo existe degradação da matéria orgânica e transformações das formas nitrogenadas no canal do aguapé, assim diminuindo gradativamente os indices de poluições aquáticas. É importante ressaltar que as macrófitas se alastram de uma forma significativa, por isso a manutenção do sistema é fundamental para um processo com resultados favoráveis (SALATI, SALATI FILHO, SALATI, 2009).

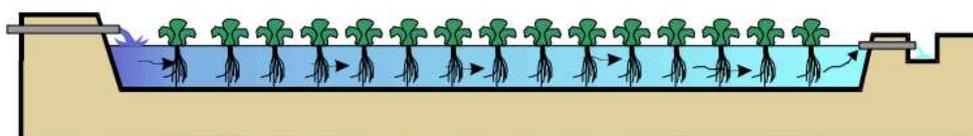


Figura 4 - Desenho esquemático de um canal com plantas aquáticas flutuantes.
Fonte: Saliati; Saliati Filho; Saliati (2009)



Segundo Salati, Salati Filho e Salati (2009), o sistema com solos filtrantes se caracteriza por sistemas constituídos por camadas superpostas, pode-se analisar as mesmas na figura 4. As dimensões dos módulos de solos filtrantes, bem como a espessura da camada do solo, variam de acordo com os fluentes a serem tratados e a eficiência que deseja atingir. A ação depuradora dos solos filtrantes se dá através de sua ação, como filtro mecânico, filtro físico-químico e filtro biológico.

- a) Ação de filtragem mecânica depende fundamentalmente da estrutura granulométrica do solo e sua composição;
- b) A ação de filtragem físico-química: retenção de cátions e ânions. Esta ação está ligada à capacidade de troca catiônica do solo;
- c) Ação biológica: exercida através de diversos mecanismos;
 - (c.1) Ação de micro-organismos do solo que decompõem a matéria orgânica, ativam os processos biogeoquímicos e atuam sobre micro-organismos que existem nas águas poluídas;
 - (c.2) Ação de plantas que crescem nos solos e retiram nutrientes do mesmo tempo em que mantêm a permeabilidade do solo através do seu sistema radicular.

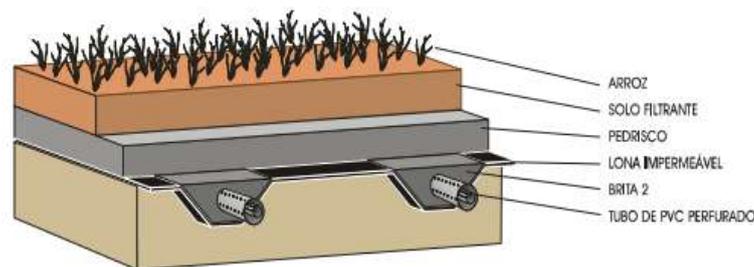


Figura 5 - Desenho esquemático da estrutura de um solo filtrante.
Fonte: Salitati; Saliati Filho; Saliati (2009)

Assim sendo, o sistema de solo filtrante é normalmente utilizado nos tratamentos secundário e terciário de esgoto urbano. As vantagens do funcionamento são elas: diminuição dos custos do tratamento primário convencional, associando-se esta tecnologia a fossas sépticas ou simplesmente caixas de decantação; evita o contato direto com o efluente a ser tratado, eliminando desta forma problemas de maus odores e proliferações de insetos.

Discussão

Com base nos resultados obtidos, é possível considerar que as poluições dos recursos hídricos urbanos, tem sido um desafio na atualidade, onde os rios se encontram poluídos, pelo motivo de não haver uma aplicação dos planejamentos nas cidades, na pesquisa foi possível notar um crescimento populacional de forma desorganizada e muito rápida, onde há um resultado negativo refletido nos recursos hídricos.

Sendo assim o rio Belém, estudo deste caso, localizado na cidade de Curitiba-PR, tem sido vítima das ações de crescimento urbano e populacional, onde há uma grande concentração de habitantes localizadas em torno de sua bacia hidrográfica e suas áreas de matas ciliares de forma clandestina, assim estando ligadas a uma exploração imobiliária além dos limites onde os domicílios são erguidos.

O rio Belém tem sido caracterizado na atualidade por suas águas poluídas e fontes de diversas doenças, onde há uma contaminação causada pelos dejetos de matérias líquidas e sólidas, sendo que os principais poluentes do rio Belém estão relacionados em conjunto com suas atividades econômicas.

Com base nas pesquisas de Sawczuk, Lara, Martins (2013), houve um questionário com a participação dos moradores entorno da bacia hidrográfica do rio Belém. Quando questionados se as pessoas de sua residência separavam o lixo, 90% responderam que sim, e 10% disseram que não fazem a separação de lixo, e quando perguntados se acreditam que a separação de lixo influencia na poluição do rio, 92% dos participantes da pesquisa responderam que concordam, e 8% disseram que separar o lixo não influencia na poluição do mesmo. Quanto à canalização dos esgotos domiciliares, 85% responderam que sua residência está interligada na rede de esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná - SANEPAR, mas 15% disseram que não.

Entretanto nas pesquisas feitas por Bollman e Edwiges (2008), foram analisados que diante em que o rio parte de sua foz em direção a sua nascente, há uma perda na qualidade de suas águas, as perdas significativas ocorrem em locais com uma maior concentração de urbanização e habitantes em torno de seu trajeto, caracterizada por suas águas com fontes pontuais de poluição. Desse modo, esta pesquisa mostra um dado contraditório sobre a realidade com a população entrevistada acima.

Sobre o projeto de revitalização proposto, foi escolhido o sistema Wetlands Construídos (WCs), onde o mesmo é uma tecnologia sustentável desenvolvida para tratamentos de recursos hídricos quanto as redes de esgoto. Assim sendo um projeto com uma combinação favorável pelas condições atuais dos índices de poluições do rio Belém, essa tecnologia promete ter um custo benéfico para a implantação do projeto e para a manutenção.

O sistema de revitalização utilizado dentro do projeto foi o Wetlands Combinados, a técnica foi bem sucedida no processo de revitalização do rio Piracicaba, localizado no estado de São Paulo. Onde a mesma poderá ser aplicada nas águas do



rio Belém, as técnicas utilizadas foram, implantação de macrófitas e o sistema de solos filtrantes. A utilização desta planta foi escolhida justamente para a combinação com as águas do recurso hídrico da presente pesquisa, onde a planta tem uma maior resistência a águas poluídas, as mesmas atuam na degradação da matéria orgânica complexa por meio de sistemas químicos.

Já as utilizações dos solos filtrantes, se caracterizam por tratamentos secundário e terciário de esgoto, a diferença é que no sistema de Wetlands o mesmo faz com que o tratamento seja de uma forma menos nociva a toda rede aquática.

No que se refere a aplicação dos sistemas de Wetlands construído, poderá ser usado jardins artificiais filtrantes em determinadas áreas da bacia hidrográfica do rio Belém, e nos seus trechos tributários. Portanto até o presente momento da pesquisa, não foi possível identificar as áreas de melhor compatibilidade de aplicação, sendo assim, o estudo deste caso, precisará de uma continuidade para o projeto ser implantado de maneira eficiente, assim podendo causar resultados esperados e positivos.

Comentários Finais

A partir das análises das qualidades das águas da bacia hidrográfica do rio Belém, é observado que as condições ambientais não são satisfatórias para um rio urbano, e há muito tempo o rio perdeu as suas características próprias de um ambiente natural. Hoje, a maior parte do líquido transportado no seu sistema de drenagem constitui-se de esgotos e além dele veiculam no rio materiais descartados das mais diversas origens e tipos.

Na presente pesquisa também é foi observar que a interferência da estrutura urbana e populacional está ligada a perca das qualidades das águas do rio Belém desde sua nascente em direção a sua foz, onde o crescimento urbano sem devido planejamento não possibilitaram uma preservação do recurso hídrico, suas águas se tornam um risco tanto para o ambiente aquático, quanto as populações envolvidas.

Desse modo a partir da análise das qualidades de suas águas, foi possível identificar projetos de revitalização de rios bem sucedidos, onde foi escolhido o projeto com uma maior compatibilidade com as águas do rio Belém, sendo o sistema Wetlands Construídos, o projeto se trata de uma tecnologia sustentável, com o intuito de produzir um processo de autodepuração, a justificas encontradas foram o baixo custo em relação aos outros tipos de tratamentos e baixo impacto ambiental, tanto para o rio Belém como na comunidade envolvida.

Sendo assim a pesquisa conclui-se que o sistema Wetlands construídos seria uma solução viável para a revitalização das águas do rio Belém, onde o mesmo projeto poderá ser aplicado nos trechos tributários que desaguan no rio Belém.

Agradecimentos

O desenvolvimento desta pesquisa científica, contou com ajuda de diversas pessoas, dentre as quais eu agradeço:

A Pontifícia Universidade Católica do Paraná, por todo o suporte e materiais, repassados para os pesquisadores.

Ao Colégio Estadual Presidente Abraham Lincoln, por incentivar e oportunizar os alunos a realizarem a presente pesquisa.

E por fim, a Bolsa CNPQ por todo o apoio, e por incentivar as pesquisas científicas.

Referências Bibliográficas

BOLLMANN, Harry Alberto; EDWIGES, Thiago. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. **Eng. sanit. ambient.**, Vol.13 - Nº 4 - out/dez 2008, 443-452.

BOLLMANN, Harry Alberto; EDWIGES, Thiago. Avaliação temporal da carga orgânica transportada no rio Belém, estação prado velho, Curitiba/PR, em eventos de chuvas. **XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos** - 2007.

GARCIAS, Carlos Mello. et al. Revitalização de rios urbanos: estudo de caso bacia do rio Belém, Curitiba-PR. **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 6088-6096, feb. 2020. ISSN 2525-8761.

HEINRICH, Alessandra Belotserkovets. et al. Gerenciamento de sedimentos do desassoreamento do rio belém na área urbana de curitiba: um estudo de caso. **R. Bras. Ci. Solo**, 39:626-636, 2015.

KNOPKI, P. B.; BOLLMANN, H. A. Avaliação da qualidade de vida dos moradores da bacia hidrográfica do rio Belém e sua relação com variáveis ambientais. 2008. 94 f. TCC (Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba, 2008.

SALATI, Eneas; SALATI FILHO, Eneas; SALATI, Eneida. UTILIZAÇÃO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS. **Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais LTDA**, São Paulo, p. 1-23, 4 abr. 2009.

SAWCZUK, Alison Tadeu; LARA, Mayra Viviane Rochavetz; MARTINS, Telma Elita Imaregna. Rios urbanos: estudo de caso do rio Belém, Curitiba/PR. 2006.



INFLUENCE OF LAND USE AND COVER ON WATER FLOW AND QUALITY REGULATION

1Vinícius Rainer Boniolo, 2Jorge Luis Rodrigues Pantoja Filho, 3Kaline de Mello,
4Alexandre Camargo Martensen

1 Federal University of São Carlos, email: rainer.engambiental@gmail.com; 2 Federal University of São Carlos, email: jorge.pantoja@ufscar.br; 3 Charles Darwin University (CDU), email: kaline.mello@gmail.com; 4 Federal University of São Carlos, email: martensen@ufscar.br

Keywords: Ecosystem Services; Water Flow; Water Quality.

Resumo

Natural ecosystems play a crucial role in hydrological regulation and water quality, providing Ecosystem Services (ES). However, increasing anthropogenic pressures have accelerated the degradation of natural resources, threatening habitats and water-related ES, resulting in a global water crisis. The Atlantic Forest biome, now reduced to 12% of its original coverage, plays a crucial role in regulating water flow and protecting slopes, providing essential services to the population. However, growing water demand due to unchecked population growth, along with agricultural and industrial expansion, leads to conflicts over water quality and quantity. This study examines water-related ecosystem services, including the calculation of concentration time and peak rainfall using the Kirpich method. Additional methods included sub-basin selection using GIS tools and on-site visits to confirm land use and cover. Hydrometeorological measurements were conducted, including precipitation, water levels, and concentration time estimates. An analysis of water quality was also conducted, focusing on physicochemical parameters such as pH, dissolved oxygen, temperature, turbidity, and total dissolved solids. These results highlight the need to preserve native vegetation to ensure water quality in the region.

Introduction

Natural ecosystems play a fundamental role in providing Ecosystem Services (ES) by contributing to hydrological regulation and maintaining water quality (Jia et al., 2014). However, the increase in anthropogenic pressures over the last century has accelerated the degradation of natural resources, posing a considerable threat to native habitats and, consequently, to water-related ES, leading to a global water crisis (Foley et al., 2005; Díaz et al., 2015; Piffer, Tambosi, & Uriarte, 2022). As a result, these activities cause drastic changes in the landscape, degrading ES (Wu, 2008). Over time, various studies have highlighted the relationship between tropical forest cover, the protection of water resources, and the provision of quality water for recharging water bodies (Tambosi et al., 2015). Thus, forest cover acts in intercepting precipitation waters, ensuring maximum water infiltration into the soil, providing recharge for aquifers, and corroborating benefits for forests and the process of economic, social, and environmental development (Brauman, 2016). Since the availability and quality of this resource are closely linked to forest cover (Fahrig, 2013; Keesstra et al., 2018).

In this context, the Atlantic Forest plays a crucial role, especially considering its economic and social impact, as 70% of the Brazilian population lives in this biome (Myers et al., 2000). According to Magalhães Filho et al. (2022), the Atlantic Forest provides important ES to society, such as water supply for surrounding cities, agricultural and industrial activities, fishing activities, energy generation, tourism, and recreation. However, the biome, which initially occupied about 17% of Brazilian territory, has been reduced to about 12% of its original formation due to the constant pressure historically exerted by human expansion, making it one of the most threatened biodiversity hotspots in the world (Teixeira et al., 2009; Fundação SOS Mata Atlântica/INPE, 2017). This process consequently leads to the simplification of landscapes that were once heterogeneous and complex, and are now homogeneous and temporally static (Turner, 2010; Chapin et al., 2011; Martensen et al., 2017).

Therefore, understanding the transformation of landscapes is crucial for understanding land use and occupation in these areas after the landscape change, how deforestation patterns vary according to forest type, and how the extent of deforested areas is spatially distributed. This is essential for effectively controlling this phenomenon, aiming for environmental preservation and sustainability (Pinto et al., forthcoming). Understanding how deforestation patterns vary by forest type and the subsequent land use and occupation, as well as how the extent of deforested areas is spatially distributed, is crucial for controlling this phenomenon (Pinto et al., forthcoming).

Thus, there is an urgent need to better understand the influences of different land uses and occupations related to water-related ES, to support landscape management that maximizes multiple benefits that can mitigate impacts related to renewable water resources (Honda & Durigan, 2017). Therefore, identifying and measuring ecosystem functions is crucial to determining the effects of forest practices on natural systems to be reconstructed (Capon et al., 2013; Marker et al., 2022).

The focus of this work was on water-related ES, with special attention to water quality and concentration time, calculated by the Kirpich method and compared with direct measurements. In each location of interest, sensors were used to measure variables, with data discretized at predefined intervals. Therefore, this research aims to explore how the complexity of native forest attributes, the characteristics of the matrix (agriculture and pasture), and the landscape context (composition and configuration) influence water quality, concentration time, and sediment retention in watersheds. To this end, landscapes covered



by three different types of matrices are being evaluated: i) agriculture; ii) pasture; and iii) forest, present in landscapes with varying degrees of heterogeneity.

Thus, studying these transformations becomes crucial for understanding the impact of human activities on the environment, especially concerning water availability and quality. Additionally, this analysis is essential for seeking solutions that promote sustainable management and conservation of water resources, especially in the face of increasing climate change that intensifies water-related challenges. It is hoped that the results of this work will contribute to a better understanding of ecological dynamics and the development of practices that ensure the preservation of water-related ecosystem services, benefiting both the environment and the human communities dependent on these resources.

2. Methods and Materials

Study Area

In the context of this study, the region where UPW is located stands out as one of the development hubs of the State of São Paulo, covering a territorial extension of 22,689 km², with an estimated population of 716,819 inhabitants (CBH-ALPA, 2018). Figure 1 illustrates the study area.

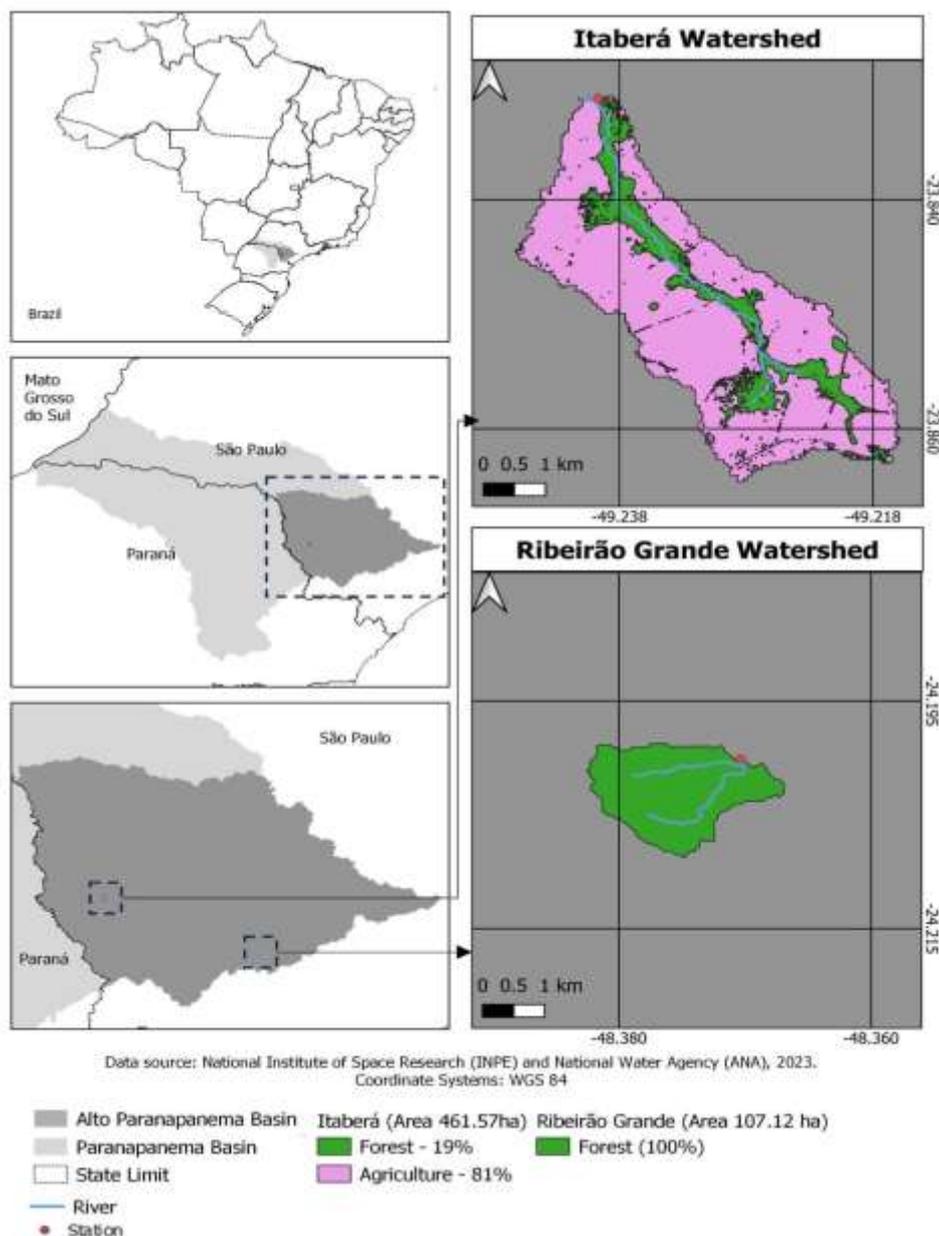


Figure 1: Study area.

Source: Authors



The UPW encompasses remarkable geographic diversity. Land use and occupation in this area are characterized by remnants of native vegetation, cultivation of exotic species such as pine and eucalyptus in forestry, pastures for beef and dairy cattle, agricultural activities, and urban areas (MATHEUS, 2016). Native vegetation is predominantly associated with the Atlantic Forest biome, with traces of the Cerrado, and according to the Köppen-Geiger climate classification, the region has a predominantly humid subtropical climate, represented by Cwa, with high temperatures and rainfall, averaging 1,200 mm/year (UGRHI -14, 2014).

Conventional tools for hydrological and watershed studies available in GIS were used to delineate 2nd and 3rd order watersheds in the Upper Paranapanema Basin.

Subsequently, the pre-selection process of the hydrographic sub-basins began using the methodology with SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) in QGIS, following the steps below:

- The SRTM data was imported into QGIS using the "OpenTopography Digital Elevation Model (DEM) Downloader" tool, where the desired area was selected during the download process, and the NASADEM Global DEM layer was chosen.
- Next, the geographic coordinates were reprojected to "SIRGAS 2000/UTM zone 22S";
- Then, the "Watershed delineation" tool was used to identify drainage areas and water flow patterns. Subsequently, the "Drainage direction" tool was utilized to extract the drainage direction, and the "Stream segments" tool was employed to extract flow segments;
- Subsequently, the "r.water.outlet" tool was used to create a polygon delineating the watershed, utilizing a flow direction map and specific coordinates indicating the outlet point of the basin, known as the outlet;
- Finally, the "r.to.vect" tool was employed to convert the raster to vector format, enhancing the representation of sub-basin boundaries by transforming pixels into smoothed polygons.

After the initial delineation of sub-basins, on-site visits were conducted to select five sub-basins, three of which were characterized by pastureland as the predominant land use, one dominated by agricultural activity, and one with predominantly native forest cover. Subsequently, land use and land cover maps were created using QGIS 3.30.1 to verify if the selected area corresponded to up to 60% of the desired landscape matrix's land use and cover.

Hydrometeorological Measurements

Precipitation measurement was conducted using meteorological/climatic stations positioned at a distance of 20 meters from the stream banks in each of the two microbasins under study. The stations were equipped with tipping bucket rain gauges fitted with dataloggers (PluviDB by dualBASE), with a resolution of 0.2 mm and recording readings every 10 minutes, which were coupled with barometric pressure loggers.

Water levels were recorded at 10-minute intervals using water level sensors from dual BASE, model LimmiDB, with a resolution of 0.001 mca (1 mm).

Time of concentration (Tc)

To estimate the time of concentration, the Kirpich equation (1940) was used, which is widely employed for estimating concentration time in non-urbanized watersheds. The Kirpich equation (equation 1) was chosen to estimate the concentration time and compare it with field measurements due to its simplicity, broad applicability, and acceptance in unmonitored basins. However, it is worth noting that there are several equations in the literature for estimating concentration time, each with its own assumptions and simplifications.

$$Tc = C \cdot (L/S)^{0.5} \quad \text{Equation (1)}$$

Where:

- Tc is the time of concentration, in minutes;
- C is an empirical coefficient (ranging from 0.5 to 0.8);
- L is the longest horizontal distance from the basin to the control section, in meters;
- S is the average slope of the terrain in percentage, dimensionless.

Water Quality Analysis - Physical and Chemical Parameters

The assessment of water quality in the sub-basins was conducted through the determination of physical and chemical parameters. According to Silva et al (2010) and Prado et al (2021), water quality can vary seasonally and be influenced by environmental factors such as geographical location and human activities, such as land use and occupation in the area. Thus, for this study, 12 visits per point will be conducted, corresponding to consecutive monthly sampling covering the months from January 2024 to January 2025. The monitoring of physical and chemical parameters was conducted in the field using a multiparameter probe HANNA HI 9829. Additionally, a turbidity meter HANNA HI98703 was used for turbidity measurement. The parameters of interest, essential for the research, include: Hydrogen Ionic Potential; Dissolved Oxygen; Temperature; Turbidity; Total Dissolved Solids; and Electrical Conductivity.

3. Expected Results and Discussion

Time of concentration



Based on the data collected up to the current stage of the study (Figures 2a and 2b), a significant underestimation of the time of concentration (T_c) is evident, particularly in the basin with a forest matrix, when comparing theoretical models to field-measured data. In the forest matrix basin, the theoretically estimated T_c was 19 minutes, while the field-measured value indicated an approximate T_c of 690 minutes, with a peak time of 300 minutes. Similarly, in the agricultural matrix basin, the T_c estimated by the Kirpich formula was 42 minutes, contrasting with the field-measured value of 180 minutes and a peak time of 40 minutes, as depicted in Figure 2.

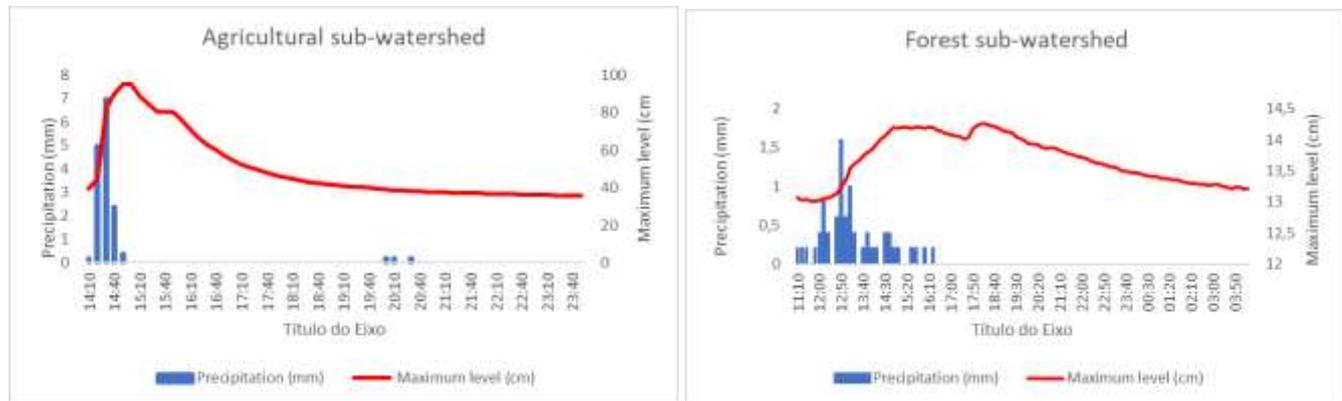


Figure 2a: Precipitation vs. Maximum Level in the Forest Sub-Basin. Figure 2b: Precipitation vs. Maximum Level in the Agricultural Sub-Basin.

Source: Authors

Initial findings indicate that theoretical models underestimate the T_c measured in situ, with respective absolute errors of 671 and 138 minutes in the forest and agricultural matrix basins. The study showed underestimate disparities of 3532% and 329%, respectively, for the forest and agricultural matrices. These findings align to some extent with other studies, such as Mamédio et al. (2018), which observed disparities of up to 88% between Kirpich's equations and the calculated T_c across three river basins in Rio Grande do Sul. Similarly, Innocente (2019) conducted a study in a coastal basin, revealing a significant underestimation of 600% when comparing time of concentration medians derived from equations to those obtained from monitored data. Bermudez et al. (2022) assessed three formulas (Corps of Engineers, Ven Te Chow, and Kirpich), all of which underestimated T_c when compared to values derived from hydrological methods, with underestimation errors of 82% and 64% for the Piraí and Jundiaí watersheds, respectively. Additionally, Mehta et al. (2018) performed a comparative study of time of concentration methods for designing urban drainage infrastructure and found that, on average, the values estimated by the Kirpich method are 30-40% lower than the actual values determined by the NRCS method.

This discrepancy can be attributed to several factors, including simplifications within the model itself, specific characteristics of the watershed, and land use patterns. The Kirpich equation, commonly utilized for estimating T_c , relies on an empirical relationship between the length and slope of the basin (input) and the concentration time (output). However, this overly simplified approach fails to adequately capture the dynamic complexity of hydrological processes within the analyzed watersheds, leading to significant underestimations. Furthermore, Perdikaris et al. (2018) noted that the watersheds used in Kirpich's study ranged in size from 0.004 to 0.45 km² (45 ha), with slopes from 3-12%.

These empirical equations do not account for the individual characteristics of watersheds, which have a variety of topographic, geological, and land use features that influence surface runoff and, consequently, T_c (McCuen, 2009). The presence of depressions (roughness) and variations in soil infiltration rate are two examples of factors that can influence watershed hydrological response and are not considered in the Kirpich equation (1940) and the California Culverts Practice (1942). Additionally, during intense rainfall events, T_c prediction by these methods may be inadequate due to the rapid response of surface runoff, another phenomenon not considered by the empirical relationships underlying the equation.

The importance of a more adjusted analysis of T_c arises because this parameter is closely linked to design flows, whether for the sizing of hydraulic structures, drainage planning and management, flood prediction and prevention, or hydrological modeling, among others. If the concentration time is underestimated, the design flow will also be underestimated, increasing the risk of floods and negatively affecting the aquatic environment, among other issues. In summary, the unrestrained use of inadequate equations for a specific hydrological context can trigger serious socio-environmental and economic consequences. These results provide an initial understanding of the hydrological behavior of the sub-basins under consideration, highlighting the differences in concentration times estimated by the two theoretical methods used.

Water Quality

The results presented in this study correspond to the physicochemical analysis of water conducted in the month of February 2024, as demonstrated in Table 1. Over the next 11 months, additional analyses will be conducted to cover all seasonal variations throughout the year. For the physicochemical analyses, 12 measurements will be taken per sampling point each month, while for the microbiological analyses, 12 samples will be collected per sampling point, totaling 48 samples over the 12 months.



This approach will allow for a continuous and detailed assessment of water conditions, identifying long-term trends and potential changes in water quality over the study period.

Table 1: Physicochemical Results. Source: Authors

Sub-basins	Date	pH Dissolved Oxygen (mg/L)	Dissolved Oxygen (mg/L)	Temperature (°C)	Turbidity (NTU)	Total Dissolved Solids (mg/L)Electrical Conductivity (µS/cm)	Electrical Conductivity (µS/cm)
Agriculture	12/02/2024	7.61	8.58	25.70	6.61	61.07	122
Forest	12/02/2024	6.74	8.08	20.90	3.79	30.03	61

Hydrogen Ionic Potential (pH)

The sampling point data reveals variations in water pH between the forest and agriculture sub-basins. The presence of preserved native vegetation may act as a natural filter, stabilizing water pH at lower levels compared to the predominantly agricultural sub-basin. Conversely, intensive soil use for agricultural production may introduce chemicals that affect the pH balance of water, potentially raising its levels beyond what is expected compared to forested areas. However, for this initial analysis, both datasets remain within the limits established by Resolution Conama No. 357/2005 for Class II freshwater bodies, which range from 6.0 to 9.0.

Dissolved Oxygen

In the agriculture sub-basin, the average Dissolved Oxygen (DO) was 8.58 mg/L, while in the forest sub-basin, it was slightly lower, with an average of 8.08 mg/L. The dissolved oxygen values are within the acceptable limits established by Resolution Conama No. 357/2005 for Class II freshwater bodies, which require a minimum concentration of 5 mg/L. Intensive soil use in agriculture increases nutrient leaching, thereby slightly elevating dissolved oxygen levels. Meanwhile, dense vegetation in forests regulates the hydrological cycle, maintaining a slightly lower average of dissolved oxygen.

Temperature (°C)

The results revealed a significant difference in water temperature between the agriculture and forest sub-basins. The water temperature in the agriculture sub-basin was 25.7°C, while in the forest sub-basin, it was 20.9°C. This difference can be attributed to the riverbed protection in the forested area, which tends to provide cooler conditions due to vegetation cover.

Turbidity (NTU)

For turbidity, the values in both sub-basins are within the limits established by Resolution Conama No. 357/2005 for Class II freshwater bodies. However, it is interesting to note that the forest sub-basin exhibited lower turbidity compared to the agriculture sub-basin. This difference can be attributed to the natural characteristics of the areas. The presence of vegetation in the forest sub-basin tends to reduce soil erosion and surface runoff, thereby limiting the input of sediments and suspended particles into the water.

Total Dissolved Solids (mg/L)

In the agriculture sub-basin, the concentration of dissolved solids was higher than in the forest sub-basin, due to different human activities and environmental conditions. In agriculture, the use of fertilizers, pesticides, and irrigation increases the concentration of dissolved solids in the water, while in the forest, the presence of vegetation acts as a natural filter, reducing this concentration.

Electrical Conductivity (µS/cm)

These results revealed significant differences between the sub-basins. The agricultural sub-basin showed higher conductivity (122 µS/cm) compared to the forest sub-basin (61 µS/cm), indicating potential differences in pollutant loads. This suggests that agricultural practices may negatively influence water quality, highlighting the importance of preserving native vegetation as a natural filter.

Conclusion

Based on the data collected up to the present stage of the study, a notable underestimation of concentration time by theoretical models is highlighted, especially evident in the forest matrix basin. Thus, the inadequacy of conventional models, such as the Kirpich equation, in not considering the use and occupation of various landscape matrices as problematic is emphasized. This underestimation has significant implications for hydraulic structure design and drainage planning, potentially increasing the risks of flooding and adverse environmental impacts. Additionally, the aforementioned results underscore the importance of native vegetation in regulating various water parameters. While the forest sub-basin demonstrated stabilization of pH at lower levels, the agriculture sub-basin exhibited higher dissolved oxygen concentration, suggesting influences of agricultural activities in this aspect. The difference in water temperature and turbidity between the two sub-basins also highlights



the impacts of agricultural practices and vegetation cover on water quality. Furthermore, the results of electrical conductivity highlight substantial differences between agriculture and forest sub-basins, with agriculture demonstrating potentially higher pollutant loads. Therefore, this work, albeit in its preliminary phase, reinforces the need to consider land use and occupation in different forest matrices to adequately plan water resource management in order to mitigate the impacts of human activities for the preservation and planning of water resources.

Bibliographical References

CAPON, Samantha J. et al. Riparian ecosystems in the 21st century: hotspots for climate change adaptation?. **Ecosystems**, v. 16, n. 3, p. 359-381, 2013.

CARMO, Michele Gonçalves do. O papel das florestas tropicais para o equilíbrio do ambiente. 2010.

CHAPIN, F. Stuart; MATSON, Pamela A.; VITOUSEK, Peter M. Landscape heterogeneity and ecosystem dynamics. In: *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. Springer, New York, NY, 2011. p. 369-397.

DÍAZ, Sandra et al. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 14, p. 1-16, 2015.

FAHRIG, Lenore. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.

Fundação SOS Mata Atlântica, INPE. Fundação SOS Mata Atlântica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2018. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2016-2017, São Paulo.

HONDA, Eliane Akiko; DURIGAN, Giselda. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, v. 44, p. 315-327, 2017.

INNOCENTE, C; PEREZ, A. B.; SÁ, J. H. M.; ARIENTI, P. F.; CHAFFE, P. L. B. Combinando geomorfologia e padrões hidrodinâmicos do escoamento de base para melhorar a estimativa do tempo de concentração. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019, Foz do Iguaçu. XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019.

KIRPICH, Z.P. Time of concentration in small agricultural watersheds, **Civil Engineering**, v. 10, n.6, p.362-, 1940.

KEESSTRA, Saskia et al. O efeito superior das soluções baseadas na natureza na gestão da terra para melhorar os serviços ecossistêmicos. **Ciência do Meio Ambiente Total**, v. 610, p. 997-1009, 2018.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

MARTENSEN, Alexandre Camargo; SAURA, Santiago; FORTIN, Marie-Josée. Spatio-temporal connectivity: assessing the amount of reachable habitat in dynamic landscapes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 10, p. 1253-1264, 2017.

MAMÉDIO, F. M. P.; CASTRO, N. M. R.; CORSEUIL, C. W. Tempo de concentração para Bacias Rurais Monitoradas na Região do Planalto Basáltico no Sul do Brasil. **REGA - Revista de Gestão de água da América Latina**, v. 15, p. 1-17, 2018.

Murillo-Bermúdez, Luis & Martim, André & Abreu-Silva, Ana & Fais, Laura & Dalfré Filho, José. (2022). Estimation of the time of concentration from morphometric and hydrological monitoring parameters in São Paulo state watersheds. **Ciência e Natura**. 44. e24. 10.5902/2179460X68805.

MARKER, Jeffery et al. Forested riparian buffer environmental variables are more important than size for species functional diversity in production forests. **Forest Ecology and Management**, v. 526, p. 120599, 2022.

MATHEUS, Delwek. Análise da relação da política dos territórios da cidadania e a ação do capital no campo: o caso do território da cidadania do Sudoeste Paulista. 2016.

MCCUEN, R. H. (2009). Uncertainty analyses of watershed time parameters. **Journal of Hydrologic Engineering**, 14(5), 490-498. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000024.

PINTO, Luis Guedes et al. Alarming patterns of mature forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. *Nature*, no prelo, 2024.

Perdikaris, John & Gharabaghi, Bahram & Rudra, Ramesh. (2018). Reference Time of Concentration Estimation for Ungauged Catchments. **Earth Science Research**. 7. 58. 10.5539/esr.v7n2p58.



PIFFER, Pedro Ribeiro; TAMBOSI, Leandro Reverberi; URIARTE, María. Achieving sustainable water and land use systems in highly developed tropical landscapes. **Environmental Research Letters**, v. 17, n. 9, p. 094019, 2022.

TEIXEIRA, Ana Maria G. et al. Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n. 4, p. 1219-1230, 2009.

TAMBOSI, Leandro Reverberi et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos avançados**, v. 29, p. 151-162, 2015.

TURNER, Monica G. Disturbance and landscape dynamics in a changing world. **Ecology**, v. 91, n. 10, p. 2833-2849, 2010.

UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS - ALTO PARANAPANEMA. Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas do Estado de São Paulo. São Paulo, 2014.

WU, J. Toward a landscape ecology of cities: beyond buildings, trees, and urban forest. In: CARREIRO, M.M.; SONG, Y.; WU, J. (Eds.). **Ecology, Planning, and Management of Urban Forests: international perspectives**. Springer, 2008. p. 10-28.

TAMBOSI, Leandro Reverberi et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos avançados**, v. 29, p. 151-162, 2015.

Brauman, K.A. Hydrologic ecosystem services: Linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. **WIREs Water** 2015, 2, 345–358.

MAGALHAES FILHO, Luiz et al. Valores e mudanças nos serviços ecossistêmicos na zona costeira atlântica: considerações e implicações. **Política Marinha**, v. 145, pág. 105265, 2022.



INVESTIGAÇÃO DE VIABILIDADE DE ABASTECIMENTO D'ÁGUA POR POÇO SOB ASPECTOS HIDROGEOLÓGICOS E DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NO CARIRI CEARENSE

1Fellype Guilherme Ramalho Guerra da Silva, 2Maria Gorethe de Sousa Lima Brito,
3Celme Torres Ferreira da Costa, 4Jaqueline Vígolo Coutinho

1 Universidade Federal do Cariri e-mail: fellype.guilherme@aluno.ufca.edu.br; 2 Universidade Federal do Cariri, e-mail: gorethe.lima@ufca.edu.br; 3 Universidade Federal do Cariri, e-mail: celme.torres@ufca.edu.br; 4 Universidade Federal do Cariri e-mail: jaqueline.vigolo@ufca.edu.br

Palavras-chave: Qualidade de água; Barbalha; Água subterrânea.

Resumo

A qualidade da água destinada ao consumo humano é uma preocupação central para a saúde pública e a gestão ambiental. Para que a água possa ser disponibilizada, seus parâmetros de qualidade devem atender ao que é estabelecido pela legislação vigente. Este trabalho investiga a qualidade da água proveniente de um poço perfurado em uma instituição de ensino superior no município de Barbalha, Ceará, Brasil. Análises físico-químicas revelaram elevados teores de ferro, manganês e nitrato na água do poço, levantando preocupações quanto à sua segurança para o consumo. A elevada presença de metais pode-se dar devido à composição mineralógica da formação Barbalha, a qual localiza-se o sistema aquífero que abastece o poço perfurado. Já quanto à presença elevada de nitrato, ao analisar topografia do entorno, assim como o uso e ocupação do solo, verificou-se a existência do cemitério municipal de Barbalha relativamente próximo e em cota altimétrica superior à universidade, enquadrando-se como um potencial contaminador. A presença excessiva desses elementos nesse recurso não apenas pode comprometer a qualidade estética da água, mas também representa sérios riscos à saúde humana, destacando a importância da implementação de medidas adequadas de tratamento e controle para garantir um suprimento seguro e confiável para a população. Com isso, foram propostos diferentes métodos de tratamento para reduzir as concentrações desses parâmetros. Para o nitrato, uma abordagem de diluição da água do poço com água da concessionária foi cotada como uma possível solução, porém, enfatizando a necessidade de um estudo mais aprofundado para se determinar o seu real motivo, e posteriormente verificar se o poço ainda é passível de uso. As soluções propostas visaram fornecer uma base sólida para a implementação de políticas e práticas eficazes, assegurando um suprimento confiável e seguro para os usuários.

Introdução

A disponibilidade hídrica subterrânea e a produtividade de poços são, geralmente, os principais fatores determinantes na exploração dos aquíferos (ANA, 2007). Além disso, o baixo custo, fácil obtenção e boa qualidade natural, conferem às águas subterrâneas o status de uma importante fonte de abastecimento público e privado (Conceição, 2014). Do total de sedes urbanas no Brasil, 40% são abastecidas exclusivamente por mananciais subterrâneos e 14% possuem abastecimento misto (superficial e subterrâneo) (ANA, 2021). No Nordeste Brasileiro, 14% da população utiliza poços como alternativa de abastecimento d'água (IBGE, 2023).

A qualidade da água destinada ao consumo humano é uma das preocupações centrais na saúde pública e gestão ambiental. Por mais que esse bem contenha grande parte das substâncias e elementos essenciais para os seres humanos, podem também apresentar uma série de organismos, substâncias, compostos e elementos prejudiciais à saúde, devendo assim ter seu número reduzido ou até eliminado, objetivando um abastecimento público de qualidade adequada. Para que este objetivo possa ser alcançado, é essencial que a água a ser consumida seja submetida a uma série de procedimentos químicos e físicos em Estações de Tratamento de Água (ETAs) (Di Bernardo et. al, 2005).

Quanto a essa adequação, no Brasil, o padrão de potabilidade é estabelecido pela Portaria n° 888, de 4 de maio de 2021, do Ministério da Saúde, definindo esta todos os parâmetros a serem apresentados pela água de modo a não oferecer riscos à saúde humana quando utilizada para ingestão, preparação de alimentos ou higiene pessoal (Brasil, 2021). Para definir as tecnologias de tratamento, deve-se inicialmente conhecer as propriedades da água bruta, realizando uma avaliação detalhada, que aborda uma variedade de parâmetros, incluindo características físicas, químicas e microbiológicas, verificando suas incongruências e buscando métodos eficientes para sua adequação (Di Bernardo et. al., 2005).

Moreira et. al (2023) destacam que, em estudos realizados por Bianchi et. al. (1984) e Ceará (1992), na região que abrange os municípios de Crato, Juazeiro do Norte, Barbalha e Missão Velha, é possível identificar a exploração desordenada de águas subterrâneas, além do uso e ocupação do meio sem critérios técnicos específicos. Dados mais recentes, disponibilizados pela CAGECE (Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará), no ano de 2023, listam os 13 poços tubulares responsáveis por abastecer o município de Barbalha, e mostram que, considerando suas informações de operação, o somatório das vazões conhecidas, ultrapassa $700 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Esses fatos colaboram para o comprometimento do potencial quantitativo e qualitativo desses recursos, dificultando a promoção de um fornecimento de água adequado.

Análises realizadas pela própria concessionária em amostras coletadas nos 13 poços, durante o período correspondente de 2012 a 2019, indicaram que, em sua maioria, o teor de ferro encontra-se dentro do estabelecido pelos padrões de potabilidade



(0,3 mgFe.L⁻¹). Por outro lado, foi possível observar uma tendência de maior presença de ferro na água de poços de maiores vazões. Moreira et. al. (2023), acreditam que, tal fato possa estar relacionado com a exploração descontrolada do aquífero, previamente citada, causando um cone de depleção, podendo estar havendo a mistura da água sem contaminantes com a água contaminada.

Dessa forma, esse estudo tem como objetivo verificar a viabilidade de uso da água proveniente de um poço perfurado na região do Cariri Cearense. O trabalho consiste na apresentação dos métodos de amostragem e análise utilizados, os resultados obtidos em relação aos padrões de qualidade estabelecidos pelas autoridades regulatórias competentes e as recomendações para composição do sistema de tratamento de água, objetivando fornecer uma base sólida para a tomada de decisões e a implementação de políticas e práticas eficazes, de modo a garantir um suprimento de água seguro e confiável.

Área de estudo

A água estudada provém de um poço perfurado na cidade de Barbalha, com o intuito de abastecer parte da população de uma instituição de ensino superior. O município está situado no Sul do estado do Ceará (Figura 1), especificamente na Região do Cariri, tendo como municípios limítrofes Juazeiro do Norte, Crato, Missão Velha e Jardim. Apresenta cerca de 75.033 habitantes, e área de 608.158 km² estando localizado sob as coordenadas 7° 18' 18" S e 39° 18' 07" W. (IBGE, 2023).



Figura 1: Unidades hidrogeológicas da área de estudo e localização de poço.

Segundo Braga (2015), em Barbalha pode-se distinguir dois principais domínios hidrogeológicos: rochas sedimentares e depósitos aluvionares. Quando se trata de águas subterrâneas, as rochas sedimentares são as mais importantes. Essas caracterizam-se por sua baixa porosidade primária e, nos termos arenosos, uma elevada permeabilidade, o que implica em condições bastante favoráveis para o armazenamento e fornecimento de água.

Material e Métodos

Inicialmente, para análise, foram coletadas 3 (três) amostras d'água, sendo 2 (duas) do poço perfurado e 1 (uma) do primeiro ponto da rede de abastecimento da concessionária que atende a instituição de ensino superior. Ressalta-se que, as amostras coletadas no ano de 2024 foram realizadas durante o mês de fevereiro, constituinte do período chuvoso, enquanto as coletadas no ano de 2023 foram no mês de setembro, representando o período de estiagem da região.

As análises microbiológicas foram realizadas no Laboratório de Biologia do Instituto Federal do Ceará, campus Juazeiro do Norte. Já as físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental e Sanitária (LEAS), da mesma instituição, com exceção daquelas para determinação de Ferro Total e Manganês do ano de 2024, realizadas na Central Analítica



da Universidade Federal do Cariri. Todas as análises seguiram o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

As análises das amostras coletadas envolveram os seguintes parâmetros: pH, Cor Aparente (UC), Turbidez (UT), Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L⁻¹), Dureza Total (mgCaCO₃.L⁻¹), Cloretos (mg.L⁻¹), Ferro Total (mg.L⁻¹), Manganês (mg.L⁻¹), Nitrito (mgN.L⁻¹), Nitrato (mgN.L⁻¹), Sulfato (mg.L⁻¹), e E-coli (NMP.100mL⁻¹).

Para uma análise acerca do aumento da demanda por água devido a construção de uma unidade de atendimento à saúde na instituição de ensino estudada, com base nas informações fornecidas em fatura pela CAGECE, tornou-se possível a obtenção do histórico do consumo de água ao longo do ano de 2023. Associando essas informações à tarifa cobrada pela referida concessionária para esse tipo de unidade consumidora (R\$19,96.m⁻³), e este volume consumido, calculou-se o valor estimado a ser pago em cada um dos meses de funcionamento (desconsiderando as tarifas de esgoto).

Considerando os consumos apresentados nos meses quando a unidade de atendimento à saúde ainda encontrava-se desativada, foi possível calcular o consumo médio mensal das demais áreas da instituição. Excluindo-se esse dado dos consumos apresentados nos demais meses, e calculando a média entre os valores restantes, obteve-se o consumo médio mensal da clínica.

Com base nos resultados a serem obtidos, caso seja necessária a diluição da água do poço com água fornecida pela concessionária para promover a adequação de algum parâmetro, é possível calcular a proporção de diluição por meio da equação (1).

$$\frac{V_1 \cdot C_1 + V_2 \cdot C_2}{V_1 + V_2} \leq VMP_N \quad (1)$$

Onde: V_1 é o volume da água do poço a ser utilizado, C_1 é a concentração do parâmetro a ser adequado na água do poço, V_2 é volume da água da concessionária a ser utilizado na diluição, C_2 é a concentração do parâmetro a ser adequado na água da concessionária, e VMP é o valor máximo permitido para este parâmetro em águas destinadas ao consumo humano.

Para analisar as causas de possíveis contaminações a serem identificadas durante essas análises, modelou-se a superfície da região no entorno do poço perfurado, por meio de imagens de satélite, com o auxílio do software InfraWorks, da AutoDesk, e posteriormente trabalhou-se com esse modelo no software Civil 3D, da mesma desenvolvedora, com o intuito de tratar a superfície e plotar as curvas de nível que definem sua topografia.

Resultado e Discussões

Com base nas informações disponibilizadas pela concessionária que abastece a instituição, utilizando dos métodos citados, foi possível obter o consumo mensal e o valor estimado a ser pago pelo consumo de água (Tabela 1).

Tabela 1: Perfil de consumo mensal 2023

MÊS	CONSUMO (m ³)	VALOR ESTIMADO
JANEIRO	425	R\$ 8.483,00
FEVEREIRO	190	R\$ 3.792,40
MARÇO	205	R\$ 4.091,80
ABRIL	302	R\$ 6.027,92
MAIO	292	R\$ 5.828,32
JUNHO	414	R\$ 8.263,44
JULHO	485	R\$ 9.680,60
AGOSTO	1042	R\$ 20.798,32
SETEMBRO	1070	R\$ 21.357,20
OUTUBRO	805	R\$ 16.067,80
NOVEMBRO	973	R\$ 19.421,08
DEZEMBRO	730	R\$ 14.570,80

De Janeiro a Julho de 2023, apenas as demais áreas da instituição encontravam-se em uso, com a clínica escola ainda desativada. Apenas a partir de agosto, em que se nota um aumento considerável no consumo mensal de água (considerando o consumo médio, cerca de 280%), a clínica iniciou suas atividades. Com base nessas informações, calculando o consumo médio



das áreas comuns durante o seu período de funcionamento exclusivo, se torna possível a estimativa do consumo mensal médio da unidade de atendimento à saúde, como visto na Tabela 2.

Tabela 2: Consumo mensal das áreas comuns da instituição e da unidade de tratamento à saúde

Consumo médio comum (m ³ .mês ⁻¹)	330,43
Consumo médio da unidade de tratamento à saúde (m ³ .mês ⁻¹)	593,57

Com base nos ensaios realizados nas amostras coletadas para a obtenção dos parâmetros que caracterizam a qualidade da água, obtiveram-se os resultados explícitos na Tabela 3. Dentre os parâmetros que estão fora do padrão de potabilidade, pode-se destacar Cor, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Ferro Total, Manganês e Nitrato.

Tabela 3: Parâmetros de qualidade de água nas amostras coletadas

PARÂMETRO	ÁGUA CAGECE (2024)	ÁGUA POÇO (2023)	ÁGUA POÇO (2024)	PADRÃO DE POTABILIDADE
pH	6,40	5,80	5,67	-
Cor Aparente (UC)	-	732,70	621,00	15,00
Turbidez (UT)	1,95	176,00	200,00	5,00
Sólidos Totais Dissolvidos (mg.L ⁻¹)	193,20	602,00	1000,00	500,00
Dureza Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	142,70	40,20	151,80	300,00
Cloretos (mg.L ⁻¹)	25,40	92,60	189,70	250,00
Ferro Total (mg.L ⁻¹)	Não detectado	41,00	5,06	0,30
Manganês (mg.L ⁻¹)	0,03	9,71	3,03	0,10
Nitrito (mgN.L ⁻¹)	0,01	0,08	0,27	1,00
Nitrato (mgN.L ⁻¹)	-	10,55	37,90	10,00
Sulfato (mg.L ⁻¹)	32,70	10,54	12,44	250,00
E-coli (NMP.100mL ⁻¹)	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente

O manganês não é encontrado naturalmente em sua forma elementar, mas sim em mais de 100 minerais, principalmente na forma de óxidos, hidróxidos, silicatos e carbonatos. Já o ferro é encontrado na natureza em diversos solos e minerais. Essas condições tornam comum a presença desses elementos dissolvidos em águas subterrâneas (Taffarel e Rubio, 2010). Todavia, a presença elevada de nitrato é uma característica das águas subterrâneas que passaram por uma contaminação antiga por matéria orgânica, visto que esse elemento representa o estágio final da oxidação dessa matéria (Sharp, 2020; Costa; Kempka; Skoronski, 2016).

Apesar de o organismo humano necessitar de até 19 mg de ferro diariamente, os padrões de potabilidade requerem que a concentração de ferro em água de abastecimento público não exceda 0,3 mg.L⁻¹. Isso se deve ao fato de que, embora concentrações comuns geralmente não representem um risco à saúde, a presença de ferro em níveis superiores aos estabelecidos pela Portaria n° 888/2021 pode levar a uma série de problemas, como anorexia, diarreia, acidose metabólica, congestão vascular do trato gastrointestinal, cérebro, baço e timo, e em certos casos, morte (Nuratiqah Marsidi et al., 2018). Além disso, no sistema de tratamento, o excesso de ferro pode resultar em sua precipitação no sistema de filtração, o que reduz a eficácia do sistema como um todo (Brasil, 2021).

Quanto aos efeitos adversos do excesso de manganês, muitas vezes são semelhantes aos efeitos do ferro, porém geralmente mais graves. Descobriu-se que o manganês pode afetar o sistema nervoso central, e causar distúrbios pulmonares, hepáticos e vasculares, incluindo o declínio da pressão arterial e danos cerebrais (Nuratiqah Marsidi et al., 2018). Embora frequentemente coexistam, o manganês é, geralmente, encontrado em concentrações consideravelmente menores em comparação com o ferro, como pode-se ver nas análises previamente realizadas (Richter, 2009).

Almeida et al. (2019), afirmam que uma possível razão para a elevada presença desses elementos pode se dar pelo fato



de o poço perfurado estar em um local litologicamente mais favorável à presença de elevadas concentrações de metais. De acordo com estes, autores como Cajazeiras (2007), Machado et al. (2007), e Mendonça et al. (2008), a formação Barbalha (ou Rio da Batateira) (a qual localiza-se o sistema aquífero que abastece o poço perfurado), possui matriz composta predominantemente por minerais como: quartzo vítreo incolor com grãos de aderência ferruginosa, feldspato com predominância de potássio intemperizado e depósitos manganosos e argilo ferruginosos.

Quanto ao Nitrato, níveis elevados na água potável estão associados a problemas de saúde, principalmente em grupos mais sensíveis, como bebês, crianças e gestantes. No organismo de seres humanos, o nitrato é convertido em nitrito, o qual pode interferir na capacidade de transporte de oxigênio no sangue, causando uma condição conhecida como metemoglobinemia, ou "síndrome do bebê azul". Estudos indicam que o elevado teor de nitrato na água de consumo pode estar relacionado também a outro tipo de enfermidade, o câncer gástrico, ocasionado pela formação de nitrosaminas carcinogênicas (Santos; Silva, 2020; Costa; Kempka; Skoronski, 2016).

Ao analisar aspectos como a topografia, e o uso e ocupação do solo no entorno do poço perfurado, identificou-se a presença do Cemitério Municipal de Barbalha (Figura 4) a cerca de 60 metros de distância, e em cota topográfica superior a do poço, o que o enquadra como um possível agente contaminante, responsável por esses altos índices de nitrato.



Figura 4: Distribuição das curvas de nível topográfico ao entorno do poço perfurado. A) Cemitério Municipal de Barbalha. O marcador "x" indica a localização do poço.

Quanto ao tratamento, diversos autores trazem uma série de técnicas e métodos que podem ser empregados para a remoção de ferro e manganês, como a filtração greensand, a cristalização induzida desses elementos em meio básico (Kaihong Li et al., 2024), e até uso da *Acinetobacter* sp. AL-6 imobilizada com biochar (Shuman Deng et al., 2023). Di Bernardo et al. (2005) afirma que, dentre as principais tecnologias usualmente empregadas em águas contaminadas com esses metais, pode-se destacar: aeração-filtração; cloração-filtração; e oxidação com permanganato de potássio seguida de filtração em rocha calcária. Acredita-se ainda que submetendo a água a esses processos, parâmetros como Cor, Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos também serão adequados.

Em estações de tratamento, a oxidação do ferro resulta na formação de precipitados de hidróxido de ferro, os quais sedimentam facilmente ou são facilmente retidos no meio filtrante. Por outro lado, os flocos de dióxido de manganês, provenientes da oxidação deste metal, são compostos por partículas muito pequenas, com baixa capacidade de sedimentação e maior propensão a não serem efetivamente retidas durante o processo de filtração. De todo modo, muitas vezes essa característica pode ser atenuada pela possibilidade dos flocos de hidróxido de ferro envolverem os flocos de dióxido de manganês, contribuindo



assim para a sua remoção (Libânio, 2016).

Dependendo da concentração de ferro e manganês e do pH da água, a aeração pode ser eficiente para reduzir a concentração da forma solúvel destes metais, principalmente do ferro, sendo observado que o pH exerce influência significativa na eficiência do processo. Outra possibilidade é a utilização de um método de oxidação química, utilizando compostos como o cloro gasoso, hipoclorito de sódio, ou hipoclorito de cálcio, e em seguida a realização da etapa de filtração (Ferreira Filho, 2021).

Para a remoção de Nitrato, é necessário o emprego de métodos de tratamento avançado, como osmose reversa (RO) e tecnologias de troca iônica. Porém, sua complexidade, vinculada ao alto custo de implantação e operação, torna, muitas vezes, seu emprego inviável quando se trata de abastecimento de pequenas comunidades (Costa; Kempka; Skoronski, 2016).

Desse modo, para solucionar o problema em questão, considerou-se promover a diluição da água com altos índices de nitrato, já com os demais parâmetros de qualidade previamente adequados, à água fornecida pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará que abastece a instituição. Assim, calculou-se que a proporção de diluição necessária para a adequação desse parâmetro seria de 3:1, sendo: três partes de água fornecida pela concessionária, para cada parte de água proveniente do poço perfurado. Com isso, o valor de Nitrato para a água após a diluição seria de cerca de 9,48 mgN.L⁻¹, adequando-se assim aos padrões de potabilidade, e gerando uma economia média mensal para a instituição de aproximadamente R\$3.000,00.

Considerações finais

Com base nos resultados obtidos e apresentados, verificou-se que a água proveniente do poço perfurado encontra-se inadequada para consumo humano. Os parâmetros de Cor aparente, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos, Ferro, Manganês e Nitrato das amostras coletadas do poço apresentaram concentrações fora do estabelecido pela legislação vigente. As características hidrogeológicas e as atividades de uso e ocupação do solo no entorno do poço podem justificar essas elevadas concentrações desses. Todavia, por mais que para a remoção dos metais presentes nesse recurso, haja uma gama de opções recomendadas pela literatura, a presença de altos teores de nitrato ainda é preocupante, devendo-se investigar mais a fundo suas possíveis causas, e definindo se o poço perfurado ainda é passível de utilização.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-graduação e Inovação (PRPI), da Universidade Federal do Cariri, pela concessão de bolsa de pesquisa.

Referências Bibliográficas

Almeida, A. B. B.; Lima, M. R. P.; Santos, Y. T. C.; Moreira, Y. W. N.; Silva, P. B. A.; 2019. **Concentração de ferro e manganês em águas de abastecimento no município de Crato, Ceará: caracterização e proposta de tratamento**. Águas Subterrâneas, [S. l.], v. 33, n. 2.

ANA, Agência Nacional das Águas; 2007. **Panorama do enquadramento dos corpos d'água do Brasil, e, Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Caderno de Recursos Hídricos 5, pp. 124.

ANA, Agência Nacional das Águas; 2021. **Atlas águas: segurança hídrica do abastecimento urbano**. – Brasília : ANA, pp. 332.

APHA; 2005. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21st Edition, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.

Braga, I. R. C. L. **As águas subterrâneas na porção central do município de Barbalha - Ceará**. Monografia (Bacharelado em Geologia) – Universidade Federal do Ceará. 2015.

BRASIL. **Portaria GM/MS nº 888, de 4 de Maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade**. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2021/prt0888_07_05_2021.html. Acesso em: 1 jun. 2024.

Conceição, F. T. D.; Mazzini, F.; Moruzzi, R. B.; Navarro, G. R. B.; 2014. **Influências naturais e antrópicas na qualidade da água subterrânea de poços de abastecimento público na área urbana de Marília (SP)**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 19(3), pp. 227-238.

Costa, D. D.; Kempka, A. P.; Skoronski, E. **A CONTAMINAÇÃO DE MANANCIAS DE ABASTECIMENTO PELO NITRATO: O PANORAMA DO PROBLEMA NO BRASIL, SUAS CONSEQUÊNCIAS E AS SOLUÇÕES POTENCIAIS**. REDE - Revista Eletrônica do PRODEMA, Fortaleza, v. 10, n. 2

Di Bernardo, L.; Dantas, A. D. B.; 2005. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. [s.l.] Rima.



- Ferreira Filho, S. S.; 2021. **Princípios, fundamentos e processos em engenharia ambiental.** – 1.ed. – Santana de Parnaíba (SP) : SGuerra Design.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE); 2023. **Censo Brasileiro de 2022.** Rio de Janeiro (IBGE).
- Kaihong Li, Ruizhu Hu, Shichang Li, Tinglin Huang, Gang Wen; 2024. **Induced crystallization for the simultaneous removal of hardness-iron-manganese in groundwater: An experimental study.** Environmental Research, v. 245.
- Libânio, M.; 2016. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** 4a ed. Campinas, SP: Editora Átomo.
- Moreira, C. C. B.; Da Silva, L. B.; Pifano, D. S.; Moreira, M. B.; 2023. **Presença de ferro nos poços tubulares que abastece a cidade de Barbalha – CE.** Revista Caribeña de Ciencias Sociales, [S. l.], v. 12, n. 6, pp. 2555–2562.
- Nuratiqah Marsidi, Hassimi Abu Hasan, Siti Rozaimah Sheikh Abdullah; 2018. **A review of biological aerated filters for iron and manganese ions removal in water treatment.** Journal of Water Process Engineering, v. 23.
- Richter, C. A.; 2009. **Água: Métodos e tecnologia de tratamento de água.** São Paulo: Blucher.
- Richter, C. A.; Azevedo Netto, J. M.; 1991. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo, SP: Edgard Blucher, pp. 332.
- Sharp, R.; Khunjar, W.; Daly, D.; Perez-Terrero, J.; Chandran, K.; Niemiec, A.; Pace, G.; 2020. **Nitrogen removal from water resource recovery facilities using partial nitrification, denitration-anaerobic ammonia oxidation (PANDA).** Science Of The Total Environment, [s.l.], v. 724, pp. 138-283.
- Shuman Deng, Qiang An, Jiali Song, Yichen Yang, Zhiruo Huang, Bin Zhao; 2023. **Removal of iron, manganese and ammonium from contaminated mine water by biochar immobilized Acinetobacter sp. AL-6 under acid condition, and the role of extracellular polymeric substances.** Journal of Cleaner Production, v. 430.
- Taffarel, S.R.; Rubio, J.; 2010. **Removal of Mn²⁺ from aqueous solution by manganese oxide coated zeolite,** Miner. Eng. 23 pp. 1131–1138.



MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA NA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO RIO PARAGUAI UTILIZANDO O HEC-RAS

1Matheus Guilherme Ramin, 2Rodrigo Bruno Zanin, 3Érico Fernando de Oliveira Martins,
4Francisco Lledo do Santos

1 UNEMAT, e-mail: matheus_ramin@hotmail.com; 2 UNEMAT, e-mail: rodrigo.zanin@unemat.br; 3 UNEMAT, e-mail: profericomartins@unemat.br; 4 UNEMAT, e-mail: franciscolledo@unemat.br

Palavras-chave: Poluição Difusa; Modelagem Matemática; Qualidade da Água, HEC-RAS.

Resumo

A Bacia Hidrográfica do Alto Rio Cuiabá, delimitada pela Unidade de Planejamento e Gestão P4 (UPG-P4) e localizada no planalto da Região Hidrográfica (RH) do Rio Paraguai, apresenta-se como ponto de elevado interesse para controle da qualidade da água, visto que engloba a região mais populosa e densa da RH Paraguai (com cerca de um milhão de habitantes), possui crescente expansão do setor agropecuário e está localizada à montante de uma das maiores extensões de áreas alagadas do mundo: o Pantanal. Dentre as principais causas dos problemas de qualidade das águas verificados na RH-Paraguai estão o carreamento de sedimentos e cargas poluidoras difusas rurais da região de planalto para o Pantanal. Dessa maneira, este trabalho visou avaliar o impacto da implantação de alternativas de controle de fósforo, presente nas cargas difusas da UPG-P4, na qualidade da água do rio Cuiabá. Para isso utilizou-se o software HEC-RAS para realização de uma modelagem estacionária unidimensional e foram simulados quatro cenários de qualidade de água. Os resultados mostraram que os limites de fósforo da Classe 2 estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 foram atingidos somente no Cenário 1 (redução de 80% das concentrações de fósforo em áreas de pastagem e agrícola), e somente no trecho entre o rio do Manso e o início da zona urbana de Cuiabá. Observou-se que, na área de estudo, o impacto das áreas de pastagem é mais significativo do que as áreas agrícolas. O modelo configurado se mostra útil como uma ferramenta para a tomada de decisões relacionadas ao planejamento do controle da qualidade dos recursos hídricos, podendo ser utilizado para a avaliação de diversas combinações de soluções e cenários na UPG-P4 e com potencial para ser replicado em outras regiões da RH Paraguai, desde que sejam feitas as devidas adaptações.

Introdução

Situada no planalto da Região Hidrográfica (RH) do Rio Paraguai, a Bacia Hidrográfica do Alto Rio Cuiabá é crucial não só pela sua biodiversidade e a presença do Pantanal, uma das maiores zonas úmidas do mundo, mas também por enfrentar desafios decorrentes da expansão agrícola e do aumento populacional. As atividades humanas normalmente acabam por intensificar a poluição das águas através do escoamento de poluentes, entre eles o fósforo, um indicador chave do nível de antropização das áreas e seu impacto na qualidade da água (ABRANCHES, 2017) (ANA, 2018) (ALHO et al., 2019).

Nesse sentido foi proposto uma metodologia utilizando a versão 4.1.0 do software HEC-RAS para analisar como o fósforo, proveniente das práticas agrícolas, afeta a qualidade da água do rio Cuiabá. O trabalho realiza simulações de cenários com diferentes estratégias de mitigação da poluição, focando especialmente na redução do fósforo, que pode variar desde intervenções moderadas até medidas que reduzam em até 80% sua concentração.

O foco em medidas para controlar a carga de fósforo é estratégico, pois este elemento é um dos principais indicadores da degradação ambiental por atividades humanas, refletindo diretamente na qualidade da água e na saúde dos ecossistemas aquáticos. Por meio desta abordagem, o estudo visa não apenas quantificar os impactos da poluição difusa, mas também orientar a criação de políticas públicas e práticas de gestão sustentável dos recursos hídricos, essenciais para a conservação da biodiversidade e a manutenção dos serviços ecossistêmicos do Pantanal e além.

Materiais e Metodologia

Área de Estudo

A região de planalto na RH Paraguai forma uma espécie de barreira circunvizinha em todo o Pantanal, e mantém, por meio das nascentes e do fluxo hídrico planalto-planície, o ciclo de cheias e vazantes da planície pantaneira (MERCANTE et al., 2011), por isso, o Pantanal é uma região muito sensível aos impactos causados nos planaltos (FRANCO et al., 2013).

Neste contexto, a Unidade de Planejamento e Gestão do Alto Rio Cuiabá (UPG-P4) (**Figura 1**), abrangendo uma extensão total de 29.232 km², localizada na porção norte da RH Paraguai, surge como um ponto crítico para o controle da poluição difusa. Essa UPG, situada na região mais populosa e densamente povoada da RH Paraguai, com aproximadamente um milhão de habitantes (IBGE, 2019), e com uma expansão acelerada do setor agropecuário (WWF e SOS Pantanal, 2015), encontra-se no cinturão planáltico do Pantanal.

Para um planejamento estratégico eficaz, optou-se por utilizar a sub-bacia hidrográfica como unidade de trabalho, dado que a espacialização da informação é crucial. Utilizou-se a Base Hidrográfica Ottocodificada (BHO) brasileira, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) em seu portal de metadados geoespaciais. A BHO é elaborada a partir da cartografia digital da rede hidrográfica brasileira, organizada de modo a oferecer informações hidrologicamente consistentes. Ela representa a rede hidrográfica em segmentos entre os pontos de confluência dos cursos d'água, denominados



ottobacias, que são codificados de acordo com o sistema de Otto Pfafstetter. Esta representação é topologicamente consistente, refletindo corretamente o fluxo dos rios em sua configuração conectada e direcional.

As sub-bacias foram identificadas tendo como referencial o rio Cuiabá, com um olhar de montante para jusante. As sub-bacias com descarte na margem esquerda do rio foram nomeadas com o código SB-XX, sendo XX um sequencial ímpar. As sub-bacias com descarte na margem direita foram nomeadas SB-YY, sendo YY um sequencial par.

A análise da delimitação resultou na identificação de 48 sub-bacias, com 27 localizadas na margem esquerda e 21 na margem direita (**Figura 1**).

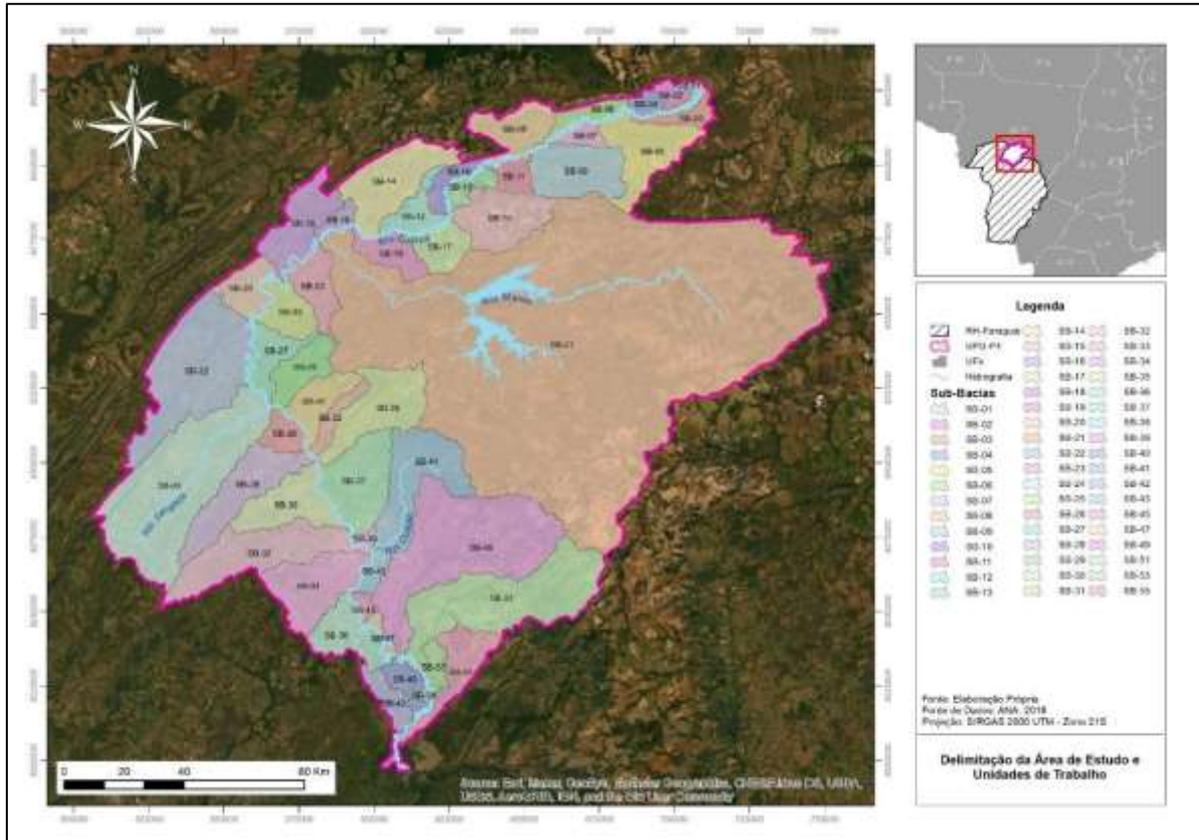


Figura 1 - Delimitação da Área de Estudo e Unidades de Trabalho.

Dados Geoespaciais, Hidrológicos e de Qualidade da Água

Foram utilizados também dados georreferenciados das estações fluviométricas e de qualidade da água, facilitando a correlação direta com os locais de coleta de dados hidrológicos e de qualidade da água. Para os dados hidrológicos, este estudo se apoiou nas séries temporais de vazão coletadas nas estações fluviométricas da bacia. Os dados foram obtidos por meio do portal HidroWeb v3.1.1 (snirh.gov.br/hidroweb).

Seis estações fluviométricas foram utilizadas para caracterizar o regime fluvial do rio Cuiabá, com médias mensais de vazão calculadas para cada uma: Marzagão - 66140000, Quebó - 66160000, Rosário Oeste - 66250001, Acorizal - 66255000, Cuiabá - 66260001, Barão De Melgaço - 66280000.

Em relação à qualidade da água, 13 estações foram consideradas para caracterização da área de estudo: 6133000 – Rosário Oeste, 66140000 – Marzagão, 66245001 – Nobres, 66250002 – Ponte em Rosário Oeste MT 010, 66255000 – Acorizal, 66259200 – Passagem da Conceição / Cuiabá, 66259301 – Jusante do Córrego Mané Pinto, 66259305 – Jusante do Córrego Barbado, 66259309 – Jusante do Córrego São Gonçalo, 66260151 – Jusante do Córrego Ribeirão dos Cocais, 66270000 – Santo Antônio do Leverger, 66280000 – Barão de Melgaço, 66296000 – Jusante de Barão de Melgaço. Os parâmetros observados incluíram Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Fósforo Total (PT), essenciais para avaliar o grau de poluição das águas e as condições para a vida aquática.

Neste trabalho utilizou-se o software HEC-RAS versão 4.1.0, desenvolvido pelo *U.S. Army Corps of Engineers*, para simular o comportamento hidrodinâmico do rio Cuiabá e a distribuição de poluentes sob diferentes condições de manejo de cargas poluidoras, pois esse software é capaz de realizar análises detalhadas de escoamento unidimensional, transporte de sedimentos, e qualidade da água em sistemas fluviais.

Regionalização de Vazões

Para a simulação de qualidade da água, foi necessário simular as condições hidráulicas do rio. Para tal, foi necessário que cada uma das sub-bacias da área de trabalho alimente o modelo de qualidade da água com dados de vazão e de qualidade



(este último determinado pela concentração, em mg/L, dos parâmetros de interesse). A combinação destes dados resulta nas cargas de aporte lateral no modelo. Neste sentido, como não há medições de vazão em todas as sub-bacias de trabalho, foi utilizado o conceito de regionalização por vazão específica, calculada a partir da Equação 1.

$$Q_{esp1} = \frac{Q_i}{A_i} \quad (1)$$

Onde,

Q_{esp1} : vazão específica para a estação fluviométrica (média, de cheias ou de estiagem), em $m^3/s.km^2$

Q_i : vazão medida na estação fluviométrica i (média, de cheias ou de estiagem),

A_i : área de influência da estação do ponto i , em km^2

Foram então determinadas as áreas de cada sub-bacia e as vazões específicas foram calculadas com base nos dados de três estações fluviométricas da área de trabalho (estações 66160000, 66255000 e 66280000). A escolha de três estações diferentes para calcular a vazão específica levou em consideração a área da bacia hidrográfica do Alto Rio Cuiabá (UPG-P4), que, por possuir mais de 29.000 km^2 , poderia distorcer os resultados específicos de cada sub-bacia, assim, foi feita uma combinação das três estações fluviométricas para se determinar vazões específicas mais realistas para cada área de influência das estações fluviométricas.

Com as vazões específicas calculadas, foram determinadas as vazões de contribuição de cada sub-bacia, multiplicando-se a área da sub-bacia pela sua vazão específica correspondente, de acordo com a área de influência de cada estação fluviométrica (Equação 2).

$$Q_{SB} = Q_{esp1} \cdot A_{SB} \quad (2)$$

Onde

Q_{SB} : vazão total da sub-bacia (média, de cheias ou de estiagem), em m^3/s

Q_{esp1} : vazão específica 1 ou 2, de acordo com a estação de influência da sub-bacia, em $m^3/s.km^2$

A_{SB} : área da sub-bacia, em km^2 .

Caracterização e quantificação das fontes de poluição da UPG-P4

Considerando que nesse trabalho o objetivo foi caracterizar o impacto da poluição difusa, foi necessário caracterizar e quantificar outras fontes de poluição da bacia, a fim de se obter uma distribuição realística das cargas poluidoras e, assim, obter resultados de qualidade da água mais precisos. Foram caracterizadas e quantificadas três fontes de poluições distintas: Poluição Difusa (gerada pelo escoamento superficial); Esgoto Doméstico Tratado e Esgoto Doméstico Não Tratado, foram caracterizados em Vazões de Esgoto Tratado e Não Tratado.

Para a quantificação das cargas poluidoras oriundas do esgoto doméstico, foram identificados: os municípios pertencentes à UPG-P4 e suas sedes municipais; a população total e urbana de cada município; e a porcentagem de população urbana atendida com esgotamento sanitário.

A delimitação dos municípios pertencentes à UPG-P4 e suas sedes municipais foram identificadas por meio das bases cartográficas do IBGE (IBGE, 2015), sendo que as cargas de esgoto doméstico geradas pela população rural não foram consideradas neste estudo.

As populações totais e urbanas de cada município, bem como, a cobertura do atendimento de esgoto foram obtidas a partir de fontes diferentes, tais como: Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento Ambiental – SNIS (SNIS, 2019); Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas (ANA, 2017b); Plano de Recurso Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai (ANA, 2018) e Planos Municipais de Saneamento Básico, de tal forma que foram calculadas as vazões de esgoto tratado e não tratado de cada município com base nas equações apresentadas na **Tabela 1**.

Tabela 1 - Equações utilizadas para cálculo das vazões de esgoto tratado e não tratado

Parâmetro	Equação	Número da Equação
Vazão de Esgoto Não Tratado Total	$Q_{ENT} = Q_{ENT_G} + Q_{Inf}$	(3)
Vazão de Esgoto Não Tratado Gerado	$Q_{ENT_G} = \frac{P_i \cdot q_i \cdot T_R}{86400}$	(4)
Vazão de Infiltração	$Q_{Inf} = T_i \cdot Q_{ENT_G}$	(5)
Vazão de Esgoto Tratado	$Q_{ET} = \frac{P_a \cdot q_i \cdot T_R}{86400}$	(6)



No modelo matemático adotado, não foi considerado nenhum abatimento de carga entre o descarte de esgoto e a entrada no corpo receptor principal, assim considerou-se a mesma qualidade de esgoto bruto para todos os municípios.

Para a qualidade do esgoto tratado, foram consideradas premissas conservadoras de descarte de efluente, seguindo as diretrizes da Resolução CONAMA nº 430/2011. Essa premissa é considerada conservadora uma vez que a resolução dispõe sobre as condições e padrões mínimos de lançamento de efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários. Os padrões de qualidade de lançamento recomendados nesta resolução e foram considerados neste estudo são 138,9 (mg/L) para DBO e 20,0 (mg/L) para NAmo e para os outros elementos indicados na **Tabela 2**, que estão sem padrões estabelecidos, as concentrações de lançamento foram as mesmas do esgoto bruto, com exceção do OD, que foi considerada a concentração de 1,0 (mg/L).

Para a quantificação das cargas de origem difusa, inicialmente foram determinadas as vazões de escoamento superficial de cada sub-bacia. Essas vazões foram determinadas a partir da Equação 9.

$$Q_{ES} = Q_{SB} - Q_{VB} - Q_{ENT_{SB}} - Q_{ET_{SB}} \quad (9)$$

$\sum Q_{SB_{estiagem}}$: vazão acumulada das sub-bacias de montante em período de estiagem, em m³/s.

$\sum Q_{SB_{média}}$: vazão acumulada das sub-bacias de montante na média geral, em m³/s.

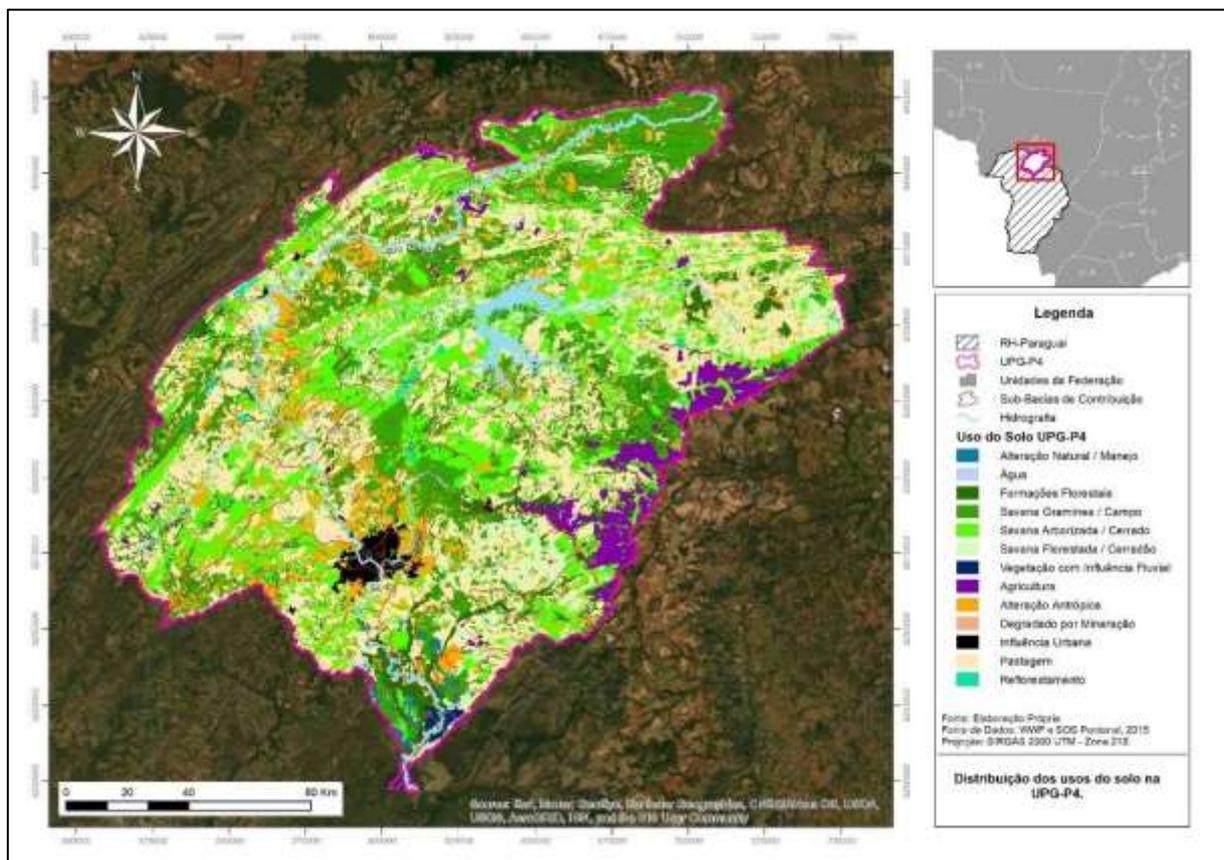


Figura 2 - Distribuição dos usos do solo na UPG-P4.

Com a vazão de base de cada sub-bacia determinada, calculou-se a vazão de escoamento superficial de cada sub-bacia pela Equação 9. Para a quantificação de cargas difusas, foi utilizado o conceito da Concentração Média de Evento (CME), desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), para servir como uma medida de caracterização dos poluentes oriundos de cada uso do solo e que têm seu destino em corpos d'água durante eventos chuvosos (MARTINS, 2017).

A CME pode ser entendida como a concentração média de OD, DBO, NT, PT ou outro parâmetro de interesse associada ao escoamento superficial de determinada área. Para utilizar este conceito, é necessário determinar os usos do solo da bacia, pois o escoamento superficial possui qualidades diferentes a depender da categoria de uso do solo sobre a qual escoam. Assim, a cada uso do solo são atribuídos CMEs específicos para cada parâmetro de interesse, fazendo da ocupação territorial um componente fundamental para a análise da carga difusa.

A divisão das categorias de uso e ocupação do solo foi feita com base no levantamento realizado pela parceria entre o WWF Brasil e o Instituto SOS Pantanal, com apoio da EMBRAPA Pantanal, que quantificou as áreas naturais e antrópicas em 2014, mantendo o histórico do monitoramento do uso da terra da Bacia do Alto Paraguai realizado desde 2002 (WWF e SOS PANTANAL, 2015). O levantamento classificou, na área da UPG-P4, 13 categorias de uso do solo diferentes, sendo 7



enquadradas como áreas de Uso Natural (Alteração Natural/Manejo; Água; Formações Florestais; Savana Gramínea/Campo; Savana Arborizada/Cerrado; Savana Florestada/Cerradão e Vegetação com Influência Florestal) e 6 como áreas de Uso com Alteração Antrópica (Agricultura; Alteração Antrópica; Degradação por Mineração; Influência Urbana; Pastagem e Reflorestamento) conforme a **Tabela 3** e **Figura 2**.

Na **Tabela 3** são apresentados os CMEs e coeficientes de escoamento superficial utilizados para a determinação da qualidade do escoamento superficial.

Tabela 3 - CMEs e Coeficientes de Escoamento Superficial para cada uso do solo da UPG-P4

Uso do Solo	Coeficiente de Escoamento Superficial	CME (mg/L)			
		OD	DBO	NT	PT
Alteração Natural/Manejo	0,30	4,00	0,50	0,00	0,00
Água	1,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Formações Florestais	0,20	4,00	0,50	0,00	0,21
Savana Gramínea/Campo	0,30	4,00	0,50	0,00	0,21
Savana Arborizada/Cerrado	0,30	4,00	0,50	0,00	0,21
Savana Florestada/Cerradão	0,30	4,00	0,50	0,00	0,21
Vegetação com Influência Fluvial	0,90	4,00	0,50	0,00	0,21
Agricultura	0,40	2,00	3,00	2,00	0,91
Alteração Antrópica	0,45	2,00	3,00	2,00	0,28
Degradado por Mineração	0,50	2,00	3,00	2,00	0,28
Influência Urbana	0,80	1,00	8,00	3,00	4,90
Pastagem	0,40	1,00	8,00	1,30	0,30
Reflorestamento	0,35	4,00	1,00	0,00	0,21

Fonte: Adaptado de (ANA, 2018)

Tabela 4 – Partições de nitrogênio e fósforo consideradas para a poluição difusa nas simulações de qualidade da água do rio Cuiabá

Sub-Bacia	Estação de Qualidade Associada	Partição (%)					
		NOrg	NAmom	NO ₂	NO ₃	POrg	PO ₄
SB-01, SB-02, SB-03, SB-04, SB-05, SB-06, SB-07, SB-09, SB-08, SB-11, SB-13, SB-10, SB-15, SB-17	66133000	83,5%	4,5%	3,3%	8,7%	56,6%	43,4%
SB-12, SB-19, SB-14, SB-16, SB-21, SB-18, SB-23	66245001	72,9%	9,7%	4,6%	12,8%	68,3%	31,7%
SB-25, SB-20, SB-27, SB-22, SB-24, SB-29	66250002	67,4%	8,5%	6,1%	18,1%	73,0%	27,0%
SB-26, SB-31, SB-28, SB-33, SB-35, SB-30, SB-37, SB-32	66259200	75,2%	7,2%	3,7%	13,9%	69,6%	30,4%
SB-39	66259301	74,9%	7,8%	4,6%	12,6%	61,0%	39,0%
SB-41	66259305	64,6%	21,8%	3,7%	9,9%	56,1%	43,9%
SB-43, SB-34	66260151	77,4%	7,7%	3,0%	12,0%	60,0%	40,0%
SB-45, SB-47, SB-36, SB-49, SB-51, SB-53, SB-38, SB-55, SB-40, SB-42	66270000	72,8%	9,3%	4,5%	13,4%	9,6%	90,4%

Em seguida, foram calculadas as concentrações médias de cada componente em cada sub-bacia com base no CME dos usos do solo identificados. Visto que cada sub-bacia possui uma variedade de usos do solo, um CME médio por sub-bacia foi



calculado considerando uma média ponderada entre os CMEs de cada uso do solo, a área de cada uso do solo dentro da sub-bacia e o coeficiente de escoamento superficial associado a cada uso do solo.

$$CME_{sub-bacia} = \frac{\sum(A \times Rc \times CME)_i}{\sum(A \times Rc)_i} \quad (11)$$

Onde,

A: área do uso do solo i dentro da sub-bacia, em km²

Rc: coeficiente de escoamento superficial associado ao uso do solo i, adimensional

CME: concentração média de evento para o uso do solo i, em mg/L.

Considerando que, assim como para o esgoto doméstico, os parâmetros químicos necessários para as simulações de qualidade da água no modelo matemático utilizado são oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio orgânico (N_{Org}), nitrogênio amoniacal (N_{Amon}), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), fósforo orgânico (P_{Org}) e ortofosfato (PO₄), foram definidas as partições de cada componente do nitrogênio total (NT) e do fósforo total (PT) a partir das medições realizadas pelas estações de monitoramento da qualidade da água, conforme apresentado na **Tabela 4**. Assim, os CMEs de NT e PT foram multiplicadas pelas partições calculadas.

Resultados e Discussão

Para as simulações hidráulicas, utilizou-se o módulo de escoamento estacionário, representando condições hidráulicas constantes. Empregou-se a condição média de vazões de cheia. As condições de qualidade da água foram simuladas com dados para todos os nove constituintes requeridos pelo módulo de qualidade do modelo (OD, DBO, N_{Org}, N_{Amon}, NO₃, NO₂, P_{Org} e PO₄).

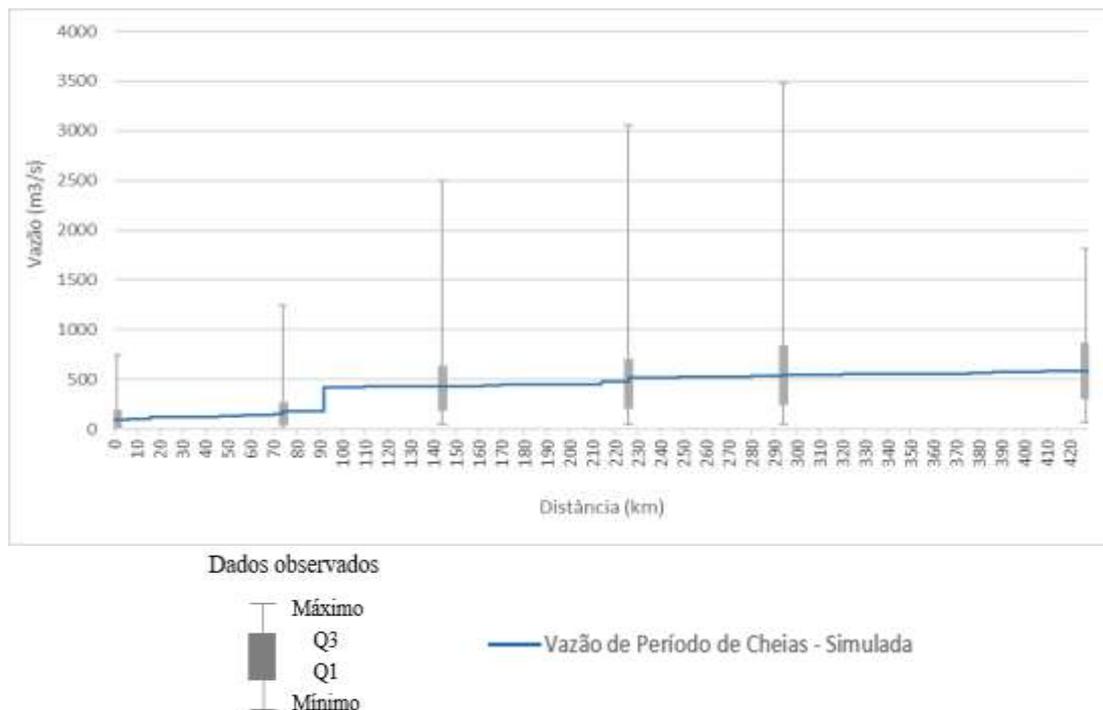


Figura 3 - Resultado da simulação de vazões do modelo hidráulico.

A configuração da geometria do modelo envolveu a definição das condições de contorno e os pontos de aporte lateral. A condição de contorno de montante foi estabelecida nos pontos onde estão localizadas as estações de monitoramento 66140000 e 66133000, considerando todas as sub-bacias a montante como a primeira entrada do modelo. Todas as demais sub-bacias da área de estudo a jusante desses pontos foram tratadas individualmente como aportes laterais. Associou-se um valor específico de vazão a cada ponto de entrada, totalizando 40 pontos de entrada no modelo. Após a simulação para a vazão, os resultados do modelo resultaram na curva apresentada na **Figura 3**.



Tabela 5 – Cenários de qualidade da água para simulações no rio Cuiabá

Cenário	Vazão Utilizada	Controle da Poluição Difusa	Parâmetro Controlado	Redução	Sobre qual Uso do Solo
Base	Média do Período de Cheias	Não	-	-	-
Cenário 1	Média do Período de Cheias	Sim	Fósforo Total	80%	Agrícola e Pastagem
Cenário 2	Média do Período de Cheias	Sim	Fósforo Total	80%	Somente Pastagem
Cenário 3	Média do Período de Cheias	Sim	Fósforo Total	80%	Somente Agrícola

Percebe-se um salto nas vazões próximo à distância 91 km. Tal salto corresponde à entrada da sub-bacia do rio Mando (SB-21), a maior sub-bacia da área de trabalho e que, portanto, contribui com a maior entrada de vazões do modelo. Os *box plots* inseridos no gráfico correspondem às vazões médias observadas ao longo do rio. É possível perceber que os valores simulados apresentam uma aderência satisfatória aos valores observados, ficando entre o 1º (Q1) e 3º (Q3) quartis dos dados observados de todas as estações, sendo considerada suficiente para as simulações de qualidade da água.

As concentrações de fósforo total no rio Cuiabá durante o período de cheias não atendem o limite estabelecido pela Resolução CONAMA n° 357/2005, assim, para refletir a aplicação de medidas de controle da poluição difusa nas áreas de pastagem e agrícola, foi aplicado um coeficiente de redução de 80% na CME de Fósforo Total dos usos Pecuária e Agrícola. Esta taxa de redução foi definida com base na implantação bem-sucedida de grandes *wetlands* construídas, denominadas Áreas de Tratamento de Águas Pluviais (*Stormwater Treatment Areas – STAs*) (ZHAO e PICCONE, 2020). A Tabela 5 apresenta os 4 cenários de qualidade considerados para a modelagem de qualidade da água.

Na Figura 4 são apresentadas as cargas de fósforo acumuladas ao longo do trecho modelado, tanto para o Cenário Base quanto para cada um dos outros 3 cenários simulados. Os gráficos de carga acumulada indicam a massa diária de fósforo total que o trecho modelado acumula ao longo do rio com a entrada de cada sub-bacia. Percebe-se que, no Cenário Base, esse valor atinge quase 10.000 kg PT/dia, sendo a maior contribuição a da sub-bacia do rio Manso, o que está diretamente relacionado com a sua área de drenagem. As contribuições de esgoto doméstico são notadas apenas a jusante do início da zona urbana de Cuiabá e Várzea Grande, visto que é onde reside quase que a totalidade (próximo a 100%) da população da bacia do Alto Cuiabá. No geral, as contribuições relacionadas à Poluição Difusa são majoritárias em toda a bacia e em todos os cenários. Até o início da zona urbana de Cuiabá e Várzea Grande, ela representa 99% do acúmulo de cargas de fósforo em todos os cenários. A jusante deste ponto, ela passa a ter uma representação um pouco menor, mas ainda assim dominante, uma vez que é da ordem de 94% no Cenário Base, 90% no Cenário 1, 92% no Cenário 2 e 93% no Cenário 3. Com as cargas provenientes de esgoto não tratado variando entre 3% e 7% e de esgoto tratado entre 4% e 6% do total.

Na Figura 4 também são apresentados os resultados das simulações de qualidade da água em cada cenário. No Cenário Base, as concentrações de fósforo total (PT) começam na ordem de 0,170 mg/L, o que já está 70% acima do limite estabelecido pela legislação. Com os aportes laterais de cargas das sub-bacias ao longo do rio, essa concentração atinge níveis de até 0,185 mg/L entre as distâncias 74 e 90 km do trecho modelado. Próximo dos 90 km, há uma queda notável na concentração de fósforo. Neste ponto ocorre a entrada do rio Manso (sub-bacia 21). Como esta é a maior sub-bacia da área de trabalho, sua descarga dilui as concentrações de fósforo presentes no rio Cuiabá, melhorando a qualidade da água.

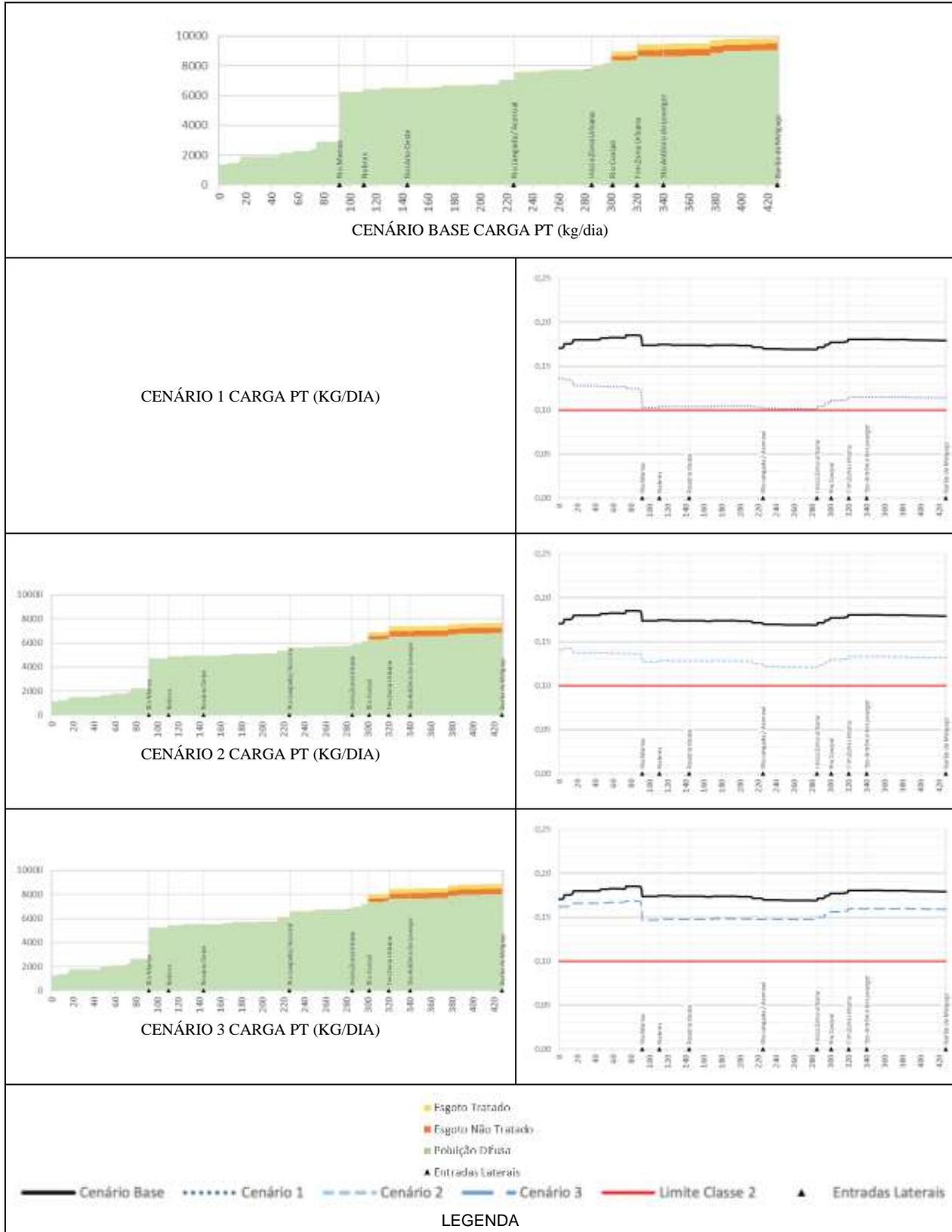


Figura 4 - Resultados das simulações de Fósforo Total (PT) no rio Cuiabá.

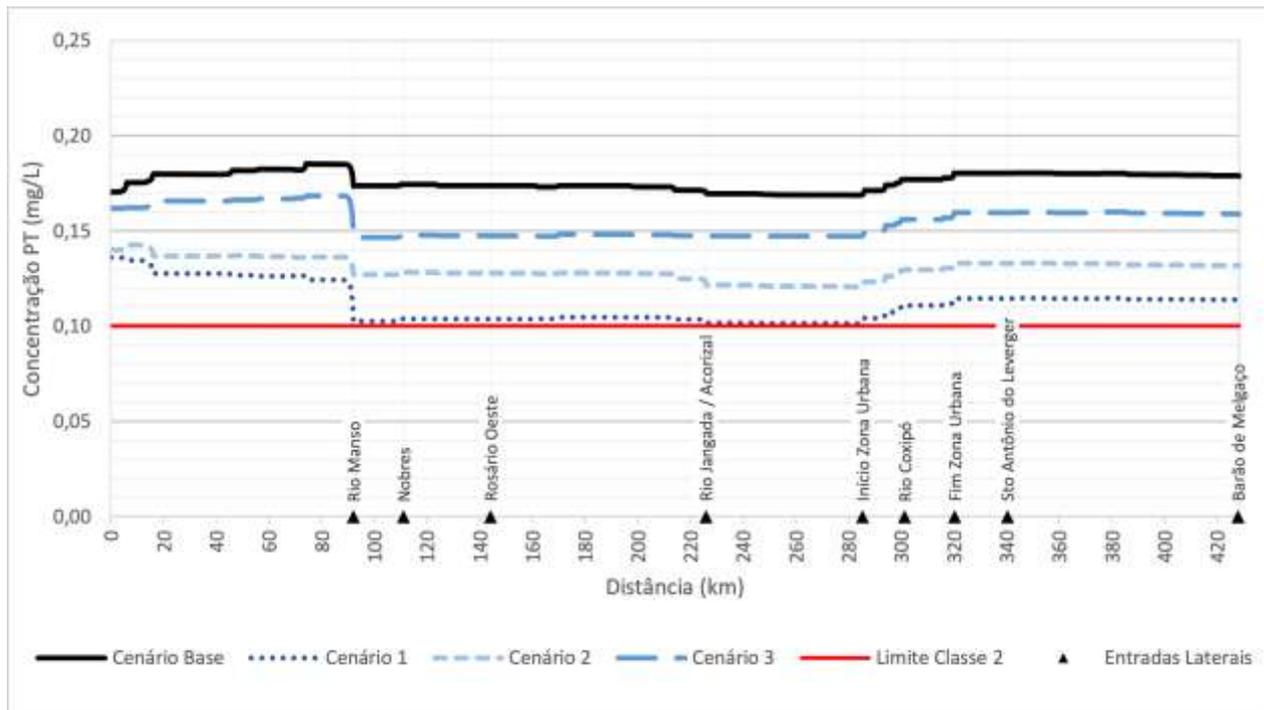


Figura 5 - Resultados das simulações de Fósforo Total (PT) no rio Cuiabá – Todos os Cenários.

Com essa queda, os níveis de fósforo atingem 0,174 mg/L. A partir daí, o rio recebe as contribuições da cidade de Nobres, Rosário Oeste, Acorizal e da sub-bacia do rio Jangada. Entre a entrada do rio Jangada, no km 225, e o início da zona urbana de Cuiabá e Várzea Grande, as concentrações de fósforo no rio atingem os menores valores, próximos de 0,169 mg/L. Com as contribuições da zona urbana entre as distâncias 285 e 320 km, os níveis de fósforo voltam a aumentar, atingindo cerca de 0,180 mg/L. Depois disso, as contribuições laterais são mínimas e os valores ao final do trecho simulado ficam em 0,179 mg/L. Assim, percebe-se que, mesmo com a distância de mais de 400 km percorridos, devido aos aportes laterais variados, as concentrações de fósforo ficam em média 76% acima do limite permitido pela legislação em todo o trecho modelado.

Comparando os 4 cenários entre si, apresentados juntos na **Figura 5**, é possível observar que o Cenário 1 é o mais otimista e o único com concentrações de fósforo total (PT) que ficam no limite do estabelecido na legislação em determinados trechos do rio modelado, enquanto os Cenários 2 e 3 ficam numa condição intermediária entre o Cenário Base e o Cenário 1, longe do atendimento à Classe 2.

Comparando os Cenários 2 e 3, as concentrações médias de fósforo ao longo do rio modelado no Cenário 2 são menores do que no Cenário 3. Isso está diretamente ligado à área ocupada por cada tipo de uso do solo nas sub-bacias. Na bacia do Alto Rio Cuiabá (UPG-P4), a área ocupada para pastagem é da ordem de 8.557 km², enquanto a área para uso agrícola é bem menor, com cerca de 1.066 km² (WWF e SOS Pantanal, 2015). Com isso, as reduções de fósforo sobre o escoamento supe áreas de pastagem (Cenário 2) resultam em um impacto maior na qualidade do rio Cuiabá do que as reduções somente em área agrícola (Cenário 3). Já a aplicação das medidas de controle em ambos os usos (Cenário 1) resulta, conforme comentado, nas melhores condições de qualidade da água.

Em todos os cenários é possível observar o impacto da sub-bacia do rio Manso nas águas do rio Cuiabá, sempre contribuindo para as reduções dos níveis de fósforo devido à sua alta vazão de contribuição.

Considerações Finais

As simulações dos cenários, com o uso do modelo matemático de qualidade da água utilizando o software HEC-RAS, configurado e calibrado para a área da UPG-P4, mostrou que, embora a aplicação de medidas de controle da poluição difusa tenha efeitos positivos em todos os cenários, a aplicação nos moldes simulados não seria suficiente para atender os limites de qualidade da água ao longo de todo o trecho simulado. O Cenário 1 foi o único que apresentou concentrações de fósforo no limite exigido para a Classe 2, ainda assim, isso ocorreu somente em alguns quilômetros do trecho estudado que foi entre as distâncias 90 km e 285 km.

Ainda que todas as medidas de redução de carga difusa propostas para as áreas de pastagem e agrícolas fossem implementadas, não seria possível atingir, em períodos de cheias, na média, os limites de concentração de fósforo exigidos pela legislação. Mesmo assim, foi possível perceber que as áreas de pastagem, em comparação com as áreas agrícolas, apresentam maior influência na qualidade da água do rio Cuiabá. Isso foi percebido comparando os resultados dos Cenários 2 e 3 e é justificável pois o uso do solo destinado para pastagem é maior do que o uso agrícola na UPG-P4, representando cerca de 29,3% (8.556,8 km²) da bacia hidrográfica, enquanto as áreas agrícolas representam 3,6% (1.066,3 km²).

Com os resultados obtidos, é necessário buscar alternativas para atendimento da Classe 2, seja considerando o controle



da carga difusa de outras áreas além das áreas de pastagem e agrícola ou com a definição de alternativas que aumentem a eficiência de remoção de fósforo proposta. Ainda assim, também se faz necessário que seja realizada uma avaliação crítica dos reais impactos e melhorias que o atendimento às concentrações máximas exigidas pela Resolução CONAMA nº 357/2005 traria para a dinâmica do Pantanal. Para tal, seriam necessários estudos complementares que pudessem auxiliar as tomadas de decisão no âmbito da Região Hidrográfica do rio Paraguai.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ABRANCHES, Guto. Lixo e esgoto de 13 cidades poluem o Pantanal mato-grossense. *Jornal Nacional*, Cuiabá 18 dez. 2017. Disponível em: <<http://g1.globo.com/jornal-nacional/noticia/2017/12/lixo-e-esgoto-de-13-cidades-poluem-o-pantanal-mato-grossense.htm> l>. Acesso em: 26 mai. 2018.

ANA (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS e SANEAMENTO BÁSICO). Plano de Recursos Hídricos da Região Hidrográfica do Rio Paraguai. Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – SPR. Brasília: SPR/ANA, 2018.

ALHO, CLEBER J. R. et al. AMEAÇAS À BIODIVERSIDADE DO PANTANAL BRASILEIRO PELO USO E OCUPAÇÃO DA TERRA. *Ambient. soc.*, São Paulo, v. 22, e01891, 2019. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2019000100318&lng=em&nrm=iso>. Acesso em 22 Fev. 2020. Epub Nov 25, 2019. <https://doi.org/10.1590/1809-4422asoc201701891vu201913ao>.

EMBRAPA GADO DE CORTE; WWF-BRASIL, Conservando água e solo – Pecuária de corte no Cerrado. 1ª Edição. Brasília, 2011. ISBN 978-85-86440-37-3

FRANCO, J. L. A., DRUMMOND, J. A., GENTILE, C., AZEVEDO, A. I., SANTANA, M. I. Biodiversidade e ocupação humana do Pantanal Mato-grossense: conflitos e oportunidades. 1ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2013. ISBN 978-85-7617-417-2.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Estimativas da população residente nos municípios brasileiros com data de referência 1º de julho de 2019. Diretoria de Pesquisas (DPE) – Coordenação de População e Indicadores Sociais (COPIIS). Brasília, 2019.

MERCANTE, M. A.; RODRIGUES, S. C.; ROSS, J. L. S. Geomorphology and habitat diversity in the Pantanal. *Braz. J. Biol.*, São Carlos, v. 71, n. 1, supl. 1, p. 233-240, Abr. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1519-6984201100020002&lng=em&nrm=iso>. Acesso em 22 Fev. 2020. <https://doi.org/10.1590/S1519-6984201100020002>.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). Dezembro, 2019.

VON SPERLING, Marcos. Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal. Volume 1. Biological Wastewater Treatment Series. 2007. 306 p. IWA Publishing.

WWF-BRASIL, SOS PANTANAL. Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do Solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira – Período de Análise: 2012 a 2014. Brasília, 2015. ISBN: 978-85-5574-007-7.

ZHAO, H., PICCONE, T. Large scale constructed wetlands for phosphorus removal, an effective nonpoint source pollution treatment technology. *Ecological Engineering*. 145 (2020) 105711.



ESTUDO DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REGIÕES HIDROGRÁFICAS DO SUL CATARINENSE: CONTRIBUIÇÕES DO PROJETO PROFOR ÁGUAS SUL

**1Marceli Elzira Frozza, 2Sérgio Luciano Galatto, 3Carlyle Torres Bezerra de Menezes,
4Bruna Borges da Rocha, 5Bruna Borsatto Lima, 6José Carlos Virtuoso**

1 Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). Parque Científico e Tecnológico (Iparque), e-mail: marcelifrozza@unesc.net; 2 Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). Parque Científico e Tecnológico (Iparque), e-mail: sga@unesc.net; 3 Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), e-mail: cbm@unesc.net; 4 Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). Parque Científico e Tecnológico (Iparque), e-mail: brubdr@unesc.net; 5 Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). Parque Científico e Tecnológico (Iparque), e-mail: brunabl@unesc.net; 6 ProFor Águas Sul. Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc), e-mail: zeca@unesc.net

Palavras-chave: Águas subterrâneas; Aquíferos; Gestão dos recursos hídricos.

Resumo

No cenário atual da gestão dos recursos hídricos existe consenso entre pesquisadores, profissionais e gestores públicos sobre a importância estratégica das águas subterrâneas, para assegurar a disponibilidade hídrica, tanto em termos de qualidade quanto de quantidade adequados aos diferentes usos. Em Santa Catarina, existe uma carência de estudos sobre a caracterização da qualidade natural das águas subterrâneas a nível de aquíferos e regiões hidrográficas. Neste contexto, em 2022, o Estado de Santa Catarina, por meio de uma iniciativa entre a Fundação de Amparo à Pesquisa de Santa Catarina (FAPESC), e o Departamento de Recursos Hídricos da SEMAE - Secretaria de Meio Ambiente e Economia Verde, propôs um novo modelo de apoio à gestão hídrica. Esta proposição foi concretizada com a criação do Programa de Fortalecimento dos Comitês das Bacias Hidrográficas, tendo como um dos objetivos a caracterização qualitativa das águas subterrâneas em escala regional, setorizadas por Regiões Hidrográficas (RH). Foram realizadas consultas em diferentes bases de dados oficiais para elaboração do estudo, que permitisse a caracterização dos aquíferos existentes na área compreendida pelas bacias hidrográficas dos rios Tubarão e D'Una (Região hidrográfica - RH-09), do rio Urussanga, do Araranguá e Afluentes Catarinenses do Rio Mampituba (RH-10). Foram identificados 8877 poços, sendo que destes foram selecionados 1436 para envio da base de dados Estadual. Para análise preliminar da qualidade das águas subterrâneas neste artigo, foram selecionados dos 1436, apenas 50 poços, que tiveram uma boa distribuição nas duas regiões hidrográficas (RH 9 e RH 10). Em termos de qualidade das águas subterrâneas foi possível avaliar as concentrações médias e separatrizes de Mg, Ca, pH, CE, Na, K, Cl, HCO₃, SO₄, e NO₃, sendo estes elementos para 17 poços rasos e 33 poços profundos.

Introdução

As águas subterrâneas são fundamentais para contribuir no desenvolvimento socioeconômico do Brasil, especialmente ao uso no abastecimento público (ANA, 2010). Portanto, conhecer o potencial dos aquíferos subterrâneos torna-se uma estratégia para a gestão dos recursos hídricos e o enfrentamento aos cenários de crise hídrica. Para Villar (2016), a gestão pública tem ignorado o caráter estratégico do uso das águas subterrâneas, priorizando os recursos hídricos superficiais.

Zoby (2008) destaca que o Brasil é um país de dimensões continentais, submetido a diferentes condições físico-climáticas, estando localizado sobre um embasamento geológico que inclui desde rochas pré-cambrianas do Arqueano até sedimentos quaternários recentes. Nessa condição, as águas subterrâneas apresentam-se com variadas características físico-químicas associadas às condições de dissolução das rochas e de circulação em subsuperfície.

Nos estudos realizados de Gotten (2015), o autor destaca que o crescimento descontrolado da perfuração de poços tubulares e as diferentes atividades antrópicas resultam na contaminando dos aquíferos, sendo necessário, portanto, conhecer melhor a qualidade das águas subterrâneas para a gestão deste recurso. Para Dias et al., (2008), as informações sobre a capacidade de armazenamento, exploração e recarga dos aquíferos, bem como os usos e a qualidade das águas subterrâneas são componentes essenciais para o conhecimento, proteção e o gerenciamento otimizado do uso do recurso hídrico subterrâneo.

Contudo, apesar da relevância que a água subterrânea tem para o desenvolvimento socioeconômico no Brasil, ainda é incipiente o número de estudos voltados ao conhecimento do potencial hídrico dos aquíferos e a sua qualidade.

O Brasil, embora seja detentor de 12% da água doce presente no planeta (ANA, 2012), possui má distribuição dos mananciais, sendo bastante desigual entre as regiões, com agravamento por conta do declínio da disponibilidade de água nas últimas décadas (Wolkmer; Pimmel, 2013).

Segundo a Unesco (2007), o uso de águas subterrâneas tem aumentado significativamente nas últimas décadas. As regiões rurais dos países em desenvolvimento e nas regiões áridas e semi-áridas são os locais de maior uso. A agricultura e sistemas de irrigação em particular, em muitas partes do mundo, dependem fortemente dos recursos hídricos subterrâneos.

Em Santa Catarina, o estado tem sofrido com períodos prolongados de escassez hídrica, intercalados com períodos de chuvas intensas. Essa situação desperta o interesse em utilizar os recursos hídricos subterrâneos como estratégia de planejamento, especialmente em períodos de estiagem que tem afetado as regiões do estado com maior vulnerabilidade à crise hídrica.



O Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina (PERH/SC, 2017a) coloca a Região Hidrográfica - RH-10, onde estão inseridas as bacias hidrográficas dos rios Urussanga, Araranguá e afluentes Catarinense do Mampituba, com um acentuado déficit hídrico. O PERH de SC aponta que o balanço hídrico quali-quantitativo da referida região hidrográfica apresenta condições péssimas em cenários de curto (2019), médio (2023) e longo prazo (2027). Este caso se agrava quando correlacionado às condições de qualidade dos recursos hídricos superficiais do sul catarinense, amplamente afetados pelas atividades de mineração carbonífera.

Nesse aspecto, o Estado de Santa Catarina (SC) lançou em 2022 um modelo de apoio à gestão hídrica, por meio do Programa de Fortalecimento dos Comitês das Bacias Hidrográficas, instituído por meio do Edital de Chamada Pública FAPESC nº 32/2022. Esse modelo foi articulado pela Fundação de Amparo à Pesquisa de Santa Catarina (FAPESC) e o Departamento de Recursos Hídricos da Secretaria de Meio Ambiente e Economia Verde (SEMAE). Nessa nova configuração, os comitês catarinenses foram agrupados em quatro regiões (Norte, Sul, Leste e Oeste), e passaram a contar com o apoio enquanto entidades executivas, conforme previsto no edital, com o suporte técnico-científico de instituições públicas, universidades comunitárias e Instituições de Ciência, Tecnologia e Inovação (ICTIs) catarinenses. A Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) sendo uma universidade comunitária localizada na região Sul de SC, assumiu como entidade executiva das regiões hidrográficas 09 e 10, compreendida pelos comitês das bacias hidrográficas do rio Tubarão e Complexo Lagunar (Região Hidrográfica - RH 09), do rio Urussanga (RH 10) e do rio Araranguá e Afluentes Catarinenses do Rio Mampituba (RH10).

Dentre as atividades e projetos previstos nesse novo modelo de apoio a gestão hídrica, está a realização de um estudo para a caracterização da situação atual das águas subterrâneas a nível de aquíferos e regiões hidrográficas. O intuito do estudo é de subsidiar os possíveis usos conforme a Resolução Conama nº 396/2008 e ações de prevenção, controle da poluição e de gestão da qualidade desse recurso hídrico junto aos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) para a implementação futura dos instrumentos da Política Estadual (Lei Estadual nº 9748/1994) e Federal (Lei nº 9433/1997) no tocante ao enquadramento e a outorga das águas subterrâneas.

O início das atividades e projetos estabelecidos no edital nº 32/2002 ocorreu em dezembro de 2022 com término em dezembro de 2024. A duração do estudo sobre as águas subterrâneas seguiu o cronograma de trabalho previsto, portanto, esta pesquisa encontra-se em andamento e apresenta dados preliminares já obtidos. Nesse contexto, a presente pesquisa tem por objetivo apresentar os dados preliminares sobre o estudo das águas subterrâneas nas regiões hidrográficas (RH 09 e RH 10) localizadas na região Sul Catarinense e avaliar a qualidade das águas em situação natural.

Materiais e Métodos

Inicialmente procedeu-se no levantamento e prospecção de informações físicas e químicas das águas subterrâneas, assim como dados quantitativos de exploração e características construtivas dos poços nas regiões hidrográficas (RH-09 e RH-10) do sul catarinense.

As informações foram solicitadas junto as autarquias e concessionárias de abastecimento público de água, nas bases oficiais do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH - ANA/2023), do Sistema de Outorga de Água de Santa Catarina (SIOUT - SDESC/2023) e do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS, CPRM/2023). Também foram consultadas a base de dados da Ação Civil Pública (ACP do Carvão) do Ministério Público Federal (MPF) especialmente na região da Bacia Carbonífera Catarinense (BCC), sul de Santa Catarina, bem como o Consórcio Intermunicipal de Empresas de Saneamento da Região Catarinense - CISANSUL.

As informações foram trabalhadas e integradas no software Microsoft Excel®, para tabulação, organização e análise devido às diferentes fontes de bases de dados consultadas. Na planilha foram agrupadas as informações em três categorias, sendo: i) informações gerais; ii) características construtivas dos poços; iii) parâmetros de qualidade (físico e químico) das águas subterrâneas.

Em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio do software ArcGis 10.8 (ESRI, 2019) os dados foram tratados, distribuídos e espacializados. Dentre a gama de poços consultados, foram eliminados aqueles poços que não continham as informações mínimas e selecionados apenas os que continham informações para realizar uma análise preliminar da qualidade das águas subterrâneas. A partir dos dados selecionados, foram classificados os poços rasos (profundidades até 30 m) e profundos (profundidades maiores do que 30 m). Com isso, foram determinados indicadores de tendência central (média) e separatrizes (quartis) para os parâmetros químicos analisados nas amostras dos poços rasos e profundos. Estas funções estatísticas foram feitas utilizando o Microsoft Excel® 2019.

Resultados e Discussão

A região de estudo está distribuída em duas regiões hidrográficas (RH 9 e RH 10). A RH 9 localiza-se entre as coordenadas 27,736° Sul 48,629° Oeste e 28,698° Sul 49,568° Oeste ((PERH/SC, 2017b), abrangendo a área de duas bacias hidrográficas, a bacia do Rio D'Una e a bacia do Rio Tubarão, além de bacias contíguas com sistemas de drenagem independentes e o Complexo Lagunar Sul Catarinense. Possui área total de 5.947 km², englobando total ou parcial as áreas de 25 municípios catarinenses. A RH 10 situa-se entre as coordenadas 28,436° Sul 49,0156° Oeste e 29,355° Sul 50,167° Oeste, abrangendo a área da bacia do Urussanga e a bacia do Rio Araranguá e Afluentes Catarinenses do Rio Mampituba. Possui cerca de 4.992 km², englobando total ou parcial as áreas de 29 municípios catarinenses.

A consulta realizada nas diferentes bases de dados permitiu levantar inicialmente 8877 poços junto as duas regiões (RH 9 e RH 10). Deste total, foram selecionados 1436 poços que possuíam características mínimas, como identificação, localização



e um ou dois outros parâmetros de qualidade da água. Os demais poços (7441) foram descartados por não atenderem ao mínimo de informações. Do total dos 1436 selecionados na primeira análise, foram separados todos aqueles poços com mais de três parâmetros, chegando ao total de 257 poços (Figura 1).

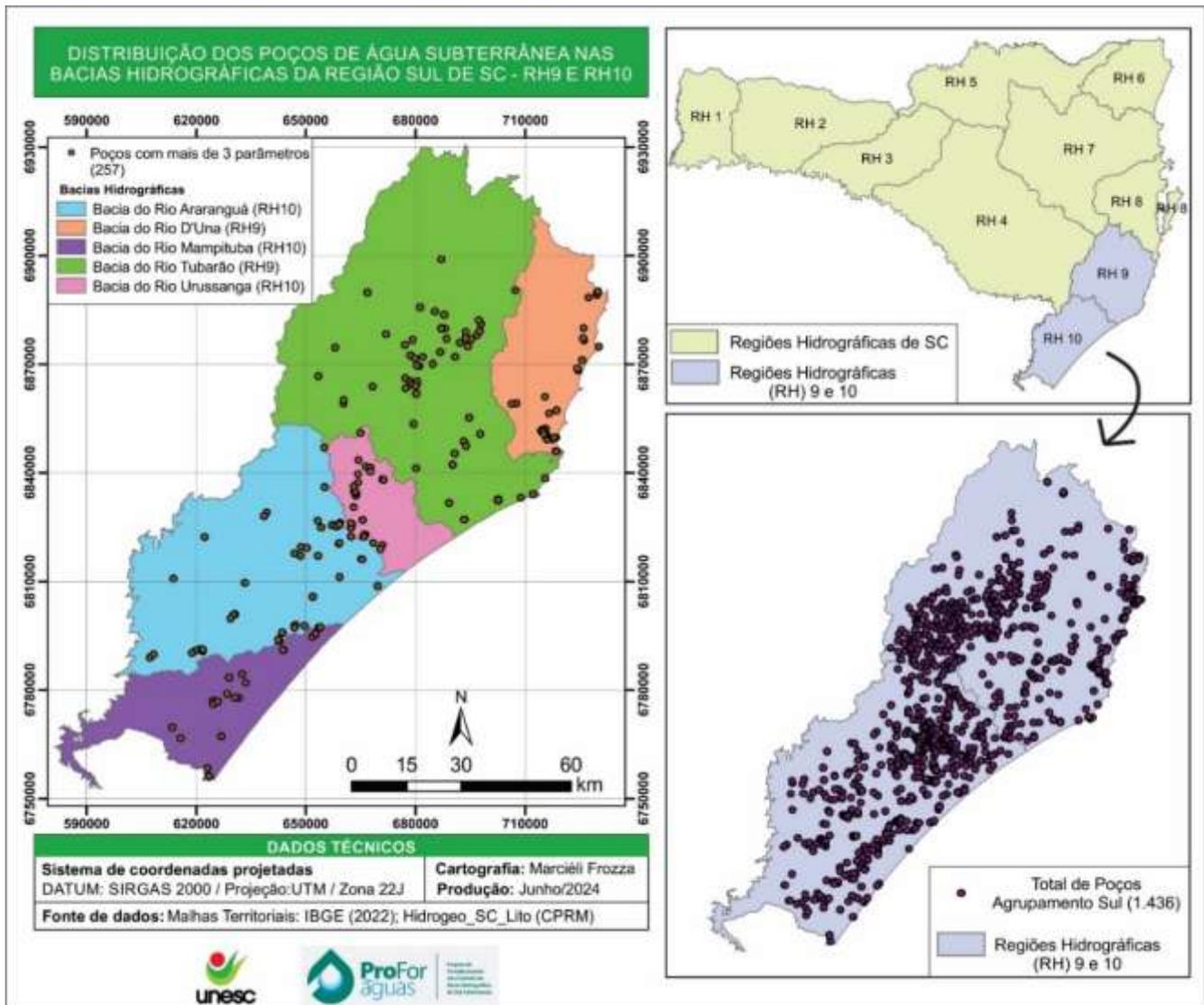


Figura 1 - Localização espacial dos 257 poços que apresentaram mais de três parâmetros.

Fonte: Autores (2024)

As Tabelas 1 e 2 apresentam a hierarquia das informações obtidas para análise das características de exploração e da qualidade das águas subterrâneas.

Tabela 1 - Estrutura organizada das informações gerais e construtivas dos poços de água subterrânea na RH 9 e RH 10

Informações Gerais				Características Construtivas			
ID-Geral	Coordenadas UTM		ID - Poço	Nível d'água (m)	Profundidade (m)	Classificação	Vazão (m³/h)
	N	S					

Fonte: Autores (2024)

Tabela 2 - Parâmetros de qualidade físico e químico das águas subterrâneas na RH 9 e RH 10

Parâmetros de Qualidade										
Na	K	Ca	Mg	Cl	HCO ₃	SO ⁴	CE	pH	T	NO ₃
(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(µs/cm)		(°C)	(mg/L)

Fonte: Autores (2024)



A Tabela 3 reúne as informações de 52 poços, selecionados dentre os 257, para realizar uma análise preliminar da qualidade das águas subterrâneas, enquanto que na Figura 2 a espacialização destes poços.

Tabela 3 - Informações gerais, construtivas e parâmetros físicos e químicos da qualidade das águas subterrâneas nos 50 poços selecionados

ID_Geral	UTM_E	UTM_N	ID_Poço	Na (mg/L)	K (mg/L)	Ca (mg/L)	Mg (mg/L)	Cl (mg/L)	HCO ₃ (mg/L)	SO ₄ (mg/L)	CE (µs/cm)	pH	T (°C)	NO ₃ (mg/L)	Nível d'água (m)	Profundidade (m)	Classificação
17335	679339	6876639	4202800	21	9,4	25	8,1	20,7	32,6	29,2	329	6,02	5	4,654		17	Raso
17115	687150	6879817	846296	29	8	9,1	6,2	16	38	14,6	112	5,71		0,858	1,75	7	Raso
17349	643809	6791049	4201406	1,47	4428	4,79	1,39	7,38	1,03	11,7	132,6	5,6	25,5	0,949		12,5	Raso
17076	714814	6851357	924606	33	12,3	12,6	6,9	23,5	51	10	164	5,64		2,169	3	30	Raso
17136	687123	6879787	846330	29	6	8,5	6,6	11	41	8,7	99	5,79		0,474	1,8	20,3	Raso
17123	680964	6869445	1250534	27	10,8	25,9	17,7	23	59	5,1	125	7,22		1,446	1,22	3,4	Raso
17329	624559	6776972	4215653	6,32	0,2	1	0,74	7,3	0,5	5	62,3	5,4	21	0,633		8	Raso
17145	613467	6769645	1302859	7,7	1	4,8	2,68	13,3	0	5	67,7	5,94	23,2	0,023		6	Raso
17143	702615	6832414	744905	5,39	0,6	3,03	1,85	20,07	3,25	4	74,63	6,04		0,181	12,25	27	Raso
17360	679082	6864381	4217006	2	2,1	17,5	4,9	2,6	23,5	2,8	240	6,07	5	2,598		20	Raso
17150	680546	6865233	1250555	16,81	1,1	4,27		11,57	20	2,6	79,9	6,22		3,517	1,37	4	Raso
17114	680475	6869575	1250548	9,65	1,49	8,51	2,25	5,3	35	1,8	123,2	6,42		0,474	7,45	14	Raso
17142	680448	6869576	1250547	11,94	1,39	8,42	3,8	8,2	34	1,8	118,4	7,19		0,203		12	Raso
17078	680254	6861816	1308509	8	1,8	2,1	2	4,7	10,7	1,8	75,6	5,89	5	0,520		6	Raso
17282	680103	6863987	4217006	12	8,4	15,9	4,4	13,8	29,2	1,7	134,5	6,37	5	1,604		15	Raso
17493	625953	6776888	4215653	1	1	1	1	2	1	1	1	5,6	22	0,226		20	Raso
17544	688546	6877034	4202800	11,85	5,8	5,25	3,18	8585	4,1	0,74	95,2	7,58	45	3475,953		11	Raso
17588	662400	6822324	4204608	12927	1355	6194	4854	11589	33,7	12044	44,1	7,4	45	-		125	Profundo
17151	730296	6874810	893024	53,2	61,4	36,9	6,88	56	320	230	1460	7,39		0,011	94,18	415	Profundo
17464	671087	6838156	4212403	96,41	2329	23,64	1143	58,29	97,75	65,39	524	6,89	22,4	0,075		218	Profundo
17055	666463	6841650	1318376	3,6	5,2	2,4	1	36,96	25,01	57	318,3	6,71		0,054	23,7	113	Profundo
17147	726239	6876582	743918	7,98	1	1,6	1,92	10,4	6	41	70,51	7,49		0,971	9,74	75	Profundo
17099	642730	6793623	1237776	6,28	2,89	4,37	1,76	10,28	30	38	121,3	6,81		0,045	6,4	72	Profundo
17070	642462	6793873	1237777	5,54	2	4,18	1,52	9,57	26	38	93,5	7,41		0,045	6,15	40	Profundo
17139	663680	6833769	1138371	28,92	1,49	21,53	3,3	9,46	90	29,4	0,35	7,01	27,5	0,023	54,05	124	Profundo
17106	702795	6832441	744900	12,3	2,61	2,4	3,2	15,94	9,36	29,02	135,6	5,63		0,226	17,13	34	Profundo
17378	648589	6816966	4205456	2,09	1109	9,6	3,88	10,47	122	12,4	239	7,23	21,4	0,183		130	Profundo
17105	658087	6874574	1250706	6,3	1,6	32	6,24	3	126	12	244,3	6,9		0,113	3	151	Profundo
17124	686774	6873234	893022	32,5	9,6	8,8	6,4	29	24,5	10,5	52	6,08		0,407	41,1	150	Profundo
17131	677207	6866084	924613	29,9	6,3	9,8	6,8	18	42	10,1	147	6,85	27	0,047		140	Profundo
17144	671953	6878218	1237763	5,94	1,19	17,52	6	4,9	124,7	10	253	7		4,744	10	162	Profundo
17087	702641	6832333	744910	9,29	1,85	2,1	1,1	15,49	0	9,76	95,15	5,84		0,488	1,87	44	Profundo
17082	688132	6879802	846297	28	6,8	8,8	6,1	13	44	9,4	115	5,78		0,339	1,25	70	Profundo
17110	678638	6872436	892988	37,8	11,9	10,9	7,5	21	55	9,3	311	6,54		0,361	6,86	150	Profundo
17109	687096	6879818	846295	27	6,4	7,9	6	12	41	8,9	111	5,94		0,407	9	80	Profundo
17361	638535	6828036	4211603	3,04	2,27	-	14,14	15,22	200,04	8	392		25,6	0,045		68	Profundo
17238	619807	6790854	4208708	5,96	4,73	6,96	9,67	15,29	64,87	8	287	7,2	21,6	0,436		136	Profundo
17098	630497	6800971	1019388	4	2	20	3	20	8	8	308	6,62		0,226	13,7	199	Profundo
17111	630223	6800759	1019384	4	2	20	3	20	8	8	308	6,62		0,226	18,4	170	Profundo
17116	665567	6826938	1250559	16,6	3,3	22,12	4,78	14,29	84,1	7,97	153,5	7,22		0,011	21,23	152	Profundo
17066	662386	6824705	893018	25,1	1,94	22,42	1,53	10,1	82,7	7	0,26	6,8		0,023	13	100	Profundo
17067	725615	6871050	893008	52	9,3	14,4	11,5	36	49	6,1	176	5,51		0,104	64,28	353	Profundo
17071	653264	6826706	924589	4,55	2,89	1506	0,8	5,97	26,4	6,05	82,7	5,7		0,014	47,36	268	Profundo
17120	702553	6832455	744912	6,27	0,6	3,28	1,8	20,59	3,62	6	77,59	6,03		0,068	88,51	198	Profundo
17068	685373	6884505	1250582	13,67	1,1	12,7	3,8	4,4	67	5	125,8	7		0,090	9,9	90	Profundo
17491	680430	6864204	4217006	17	6,9	21,9	2	25,9	0	5	251	6,21	5	2,101		100	Profundo
17077	660371	6860013	1022167	8	2	7	2	8	8	4	106	6,49		0,226	4,07	102	Profundo
17103	702680	6832422	744911	6,87	1,2	3,3	1,8	21,41	4,13	4	89,09	6,01		0,203	8,43	150	Profundo
17542	622297	6822152	4211256	88511	19371	105623	30735	3362	77,14	1,93	121	6		5904,398		100	Profundo
17141	694684	6855217	1138362	0,11	60	59	13	5	1,9	1,8	336	5,9		0,248	10	162	Profundo

Nas bacias do rio Tubarão e do rio D'Una (RH 9), foram selecionados 27 e 5 poços, respectivamente. Na bacia do rio Urussanga 6, enquanto que nas bacias do Araranguá foram 9 poços e nos Afluentes Catarinenses do rio Mampituba apenas 4. Em relação a classificação da profundidade, foram utilizados 19 (RH 9) e 15 (RH 10) poços profundos, e 13 (RH 9) e 4 (RH 10) poços rasos.

Contudo, observam-se que os 50 poços (rasos e profundos) estão distribuídos de forma satisfatória nas duas regiões hidrográficas. Portanto, para uma avaliação preliminar da qualidade das águas subterrâneas esta quantidade permite realizar algumas considerações.

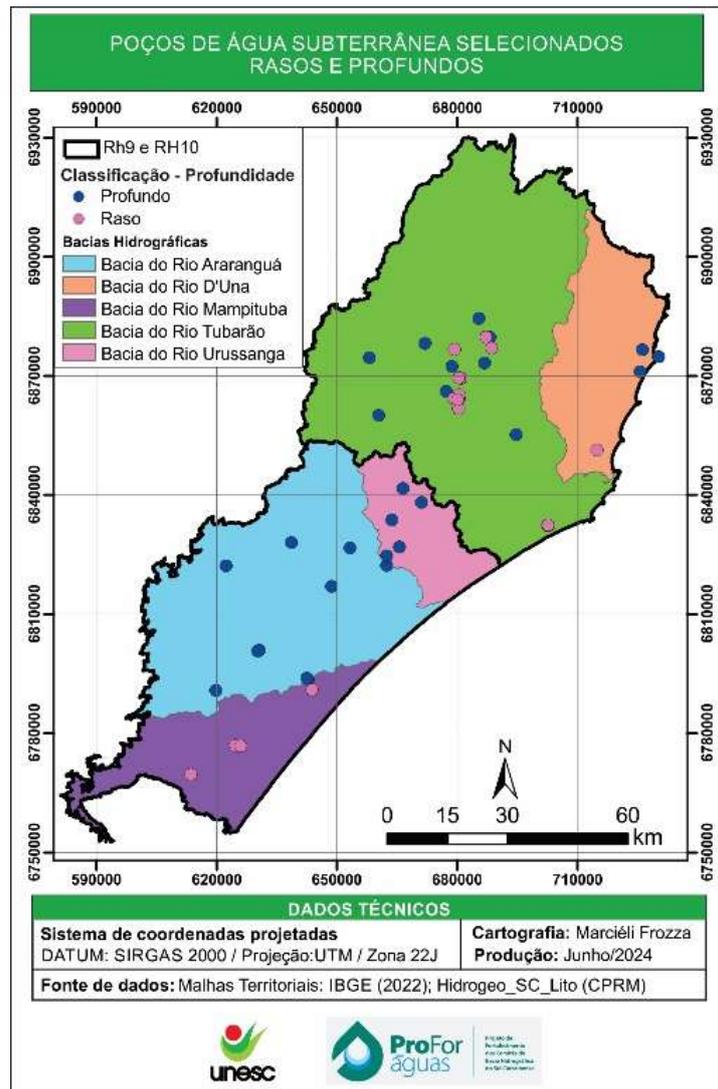


Figura 2 - Localização espacial dos 51 poços que apresentaram mais de três parâmetros.
Fonte: Autores (2024)

A Figura 3 mostra a variação e média das concentrações de Mg, Ca, pH, Na, K, Cl, HCO₃, SO₄, e NO₃ dos poços rasos e profundos selecionados para esta pesquisa. Dos 50 poços analisados, o magnésio nos poços profundos apresentou 25% das amostras <1,83 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >6,36 mg.L⁻¹. A média de Mg dos poços profundos foi 4,75 mg.L⁻¹. Nos poços rasos o Mg apresentou 25% das amostras <1,96 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >6,30 mg.L⁻¹. A média de Mg dos poços rasos foi 4,61 mg.L⁻¹. O cálcio nos poços profundos apresentou 25% das amostras <5,67 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >22,01 mg.L⁻¹. A média de Ca dos poços profundos foi 15,85 mg.L⁻¹. Nos poços rasos o cálcio apresentou 25% das amostras <4,27 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >12,60 mg.L⁻¹. A média de Ca dos poços rasos foi 9,27 mg.L⁻¹.

O pH nos poços profundos teve valor relativamente maior, quando comparado aos rasos, com valor (25% das amostras <6,01; 75% das amostras >7,00), e média de 6,57. Os poços rasos apresentaram comportamento de 25% das amostras <5,71 e 75% das amostras >6,37, com média do pH de 6,16. A CE tanto nos poços profundos quanto nos poços rasos teve comportamento similar.

Para o sódio, nos poços profundos verificou-se maiores concentrações (25% das amostras <5,74 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >27,50 mg.L⁻¹). A média de Na dos poços profundos foi 18,7 mg.L⁻¹. Nos poços rasos o sódio apresentou 25% das amostras <6,32 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >21,0 mg.L⁻¹. A média de Na dos poços rasos foi 13,71 mg.L⁻¹. O potássio nos poços profundos (25% das amostras <1,85 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >6,40 mg.L⁻¹) e nos rasos (25% das amostras <1,08 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >8,10 mg.L⁻¹), com média variando entre 4,46 mg.L⁻¹ (poços rasos) a 11,14 mg.L⁻¹ (poços profundos). O cloro nos poços profundos (25% das amostras <9,84 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >20,80 mg.L⁻¹) e nos rasos (25% das amostras <6,8 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >17,02 mg.L⁻¹), com média variando entre 11,9 mg.L⁻¹ (poços rasos) a 17,93 mg.L⁻¹ (poços profundos).

Para o bicarbonato (HCO₃) nos poços profundos (25% das amostras <8,00 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >82,70 mg.L⁻¹) e nos rasos (25% das amostras <3,25 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >35,0 mg.L⁻¹), com média variando entre 22,58 mg.L⁻¹ (poços rasos) a 57,63 mg.L⁻¹ (poços profundos). E os sulfatos nos poços profundos (25% das amostras <6,09 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >16,56 mg.L⁻¹) e nos rasos (25% das amostras <1,8 mg.L⁻¹, e 75% das amostras >8,7 mg.L⁻¹), com média variando entre 6,33 mg.L⁻¹ (poços rasos) a 22,09 mg.L⁻¹ (poços profundos).



Dos poços profundos, dois poços se destacaram entre os demais, pois apresentaram concentrações muito elevadas, sendo os poços profundos códigos 4204608 e 4211256. Os valores de Mg encontrados foram de 4.854 mg.L⁻¹ (Cód. 4204608) e 30.735 mg.L⁻¹ (Cód. 4211256), Ca (6.194 mg.L⁻¹ (Cód. 4204608) e 105.623 mg.L⁻¹ (Cód. 4211256), Na (12.927 mg.L⁻¹ (Cód. 4204608) e 88.511 mg.L⁻¹ (Cód. 4211256), Cl (11.589 mg.L⁻¹ (Cód. 4204608) e 3362 mg.L⁻¹ (Cód. 4211256). E potássio teve variações elevadas em quatro poços profundos: 1.109 mg.L⁻¹ (Cód. 4205456), 1355 mg.L⁻¹ (Cód. 4204608), 2329 mg.L⁻¹ (Cód. 4212403) e 19.371 mg.L⁻¹ (Cód. 4211256). Estes valores anômalos não entraram para a estatística apresentada no Box-Plot de distribuição.

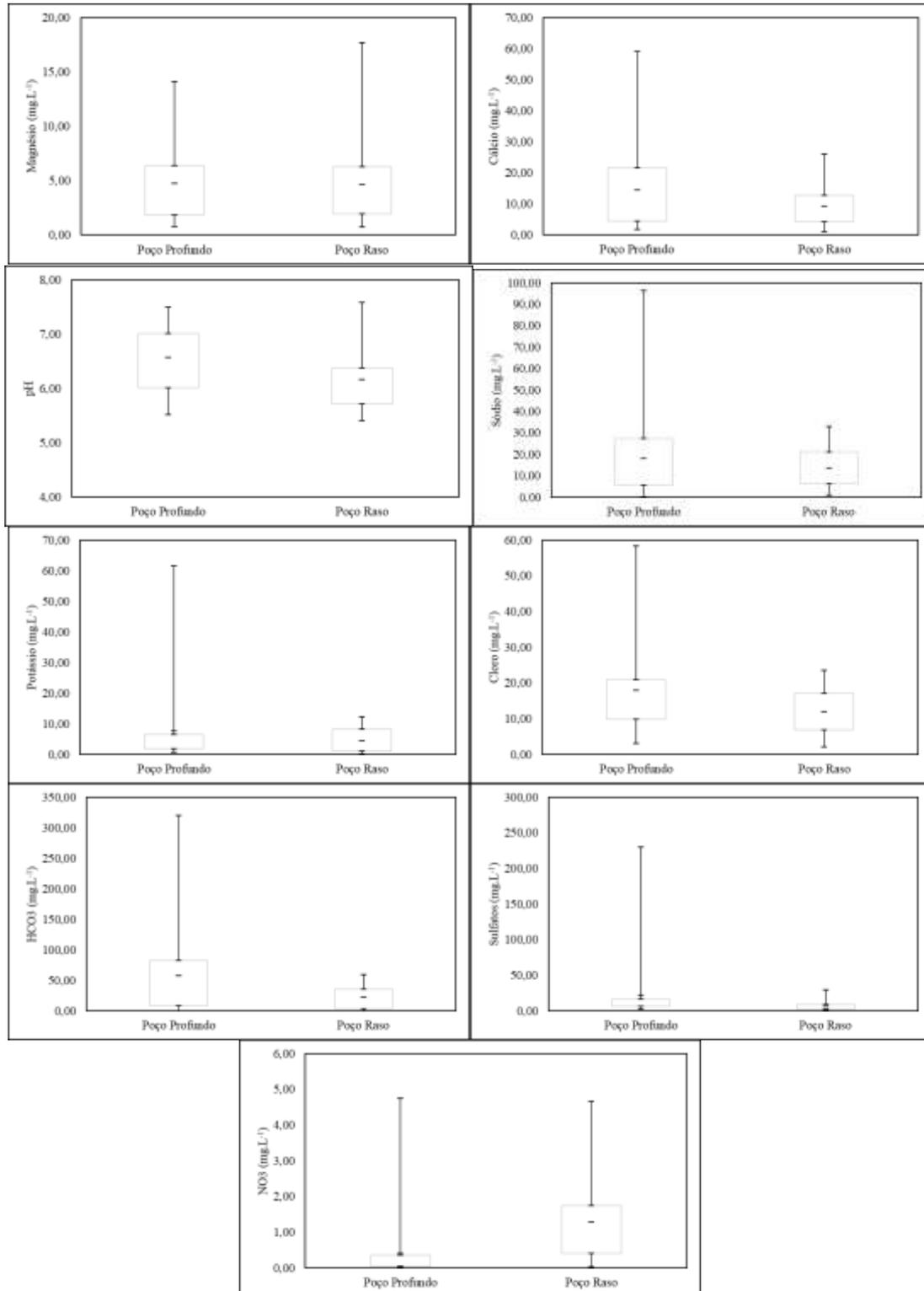


Figura 3 - Box-Plot da distribuição do Mg, Ca, pH, Na, K, Cl, HCO₃, SO₄, e NO₃ considerando mediana e quartis.
Fonte: Autores (2024)



De forma geral, os poços profundos apresentam média de valores relativamente maiores do que os rasos para os elementos Na, Mg, Ca e K. Além disso, ainda são mais elevados os valores médios nos poços profundos dos íons HCO_3^- e dos sulfatos (SO_4), conforme gráfico da Figura 4. Este comportamento reflete o maior tempo de residência das águas dos aquíferos mais profundos.

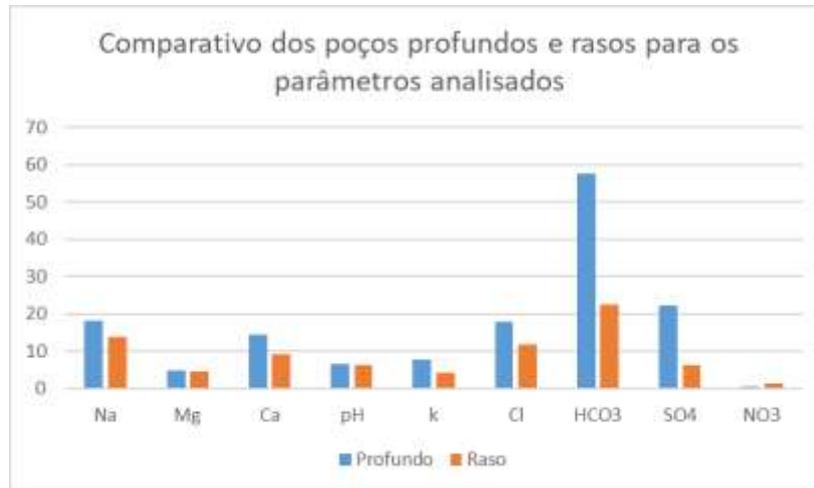


Figura 4 - Gráfico comparativo das médias para os parâmetros analisados de acordo com a classificação de poço de água subterrânea (raso e profundo).

Fonte: Autores (2024)

Considerações Finais

Esta pesquisa, em fase intermediária, permitiu verificar a distribuição dos poços com parâmetros mínimos exigidos pelo projeto da Fapesc, que visa determinar a qualidade das águas subterrâneas a nível de unidade aquífera. A consolidação e agrupamento dos dados das águas subterrâneas, embora muitos dos poços tenham sido descartados, permitirá subsidiar a caracterização hidroquímica das águas de subsolo. Além disso, corroborará na gestão integrada dos recursos hídricos das bacias do sul catarinense e subsidiará estudos futuros.

A falta de dados essenciais dos poços, principalmente relacionados a dados físicos, em uma primeira etapa, devido a complexidade e dispersão dos dados existentes (nível estático, seção filtrante, entrada de água, descrição litológica, entre outros), nas várias instituições consultadas, não permitiram, até o momento, que o estudo se desenvolva a nível de unidade aquífera. No entanto, os 50 poços selecionados, apresentam uma boa distribuição espacial nas duas regiões hidrográficas contemplando todas as bacias hidrográficas do sul catarinense. É esperado que, com a continuidade destes estudos, seja possível alcançar de forma satisfatória o objetivo inicialmente proposto pelo edital da Fapesc, contribuindo para o conhecimento da qualidade e classificação das águas subterrâneas.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) e a Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Atlas Brasil. Abastecimento Urbano de Água**. Brasília: ANA, 2010. Disponível em:

<<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/Home.aspx>>. Consulta em: 29/05/2024.

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012/Agência Nacional de Águas**, Brasília: ANA, 2012, 264p. Disponível em: <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CEDOC/Catalogo/2012/PanoramaAguasSuperficiaisPortugues.pdf>>. Consulta em: 02/06/2024.

Dias, L.; Barbour, D. A. E.; Modesto, P. R.; Casarini, C. P. (2008). **A importância do monitoramento das águas subterrâneas na gestão dos recursos hídricos**. Águas subterrâneas. In: Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, São Paulo, ABAS, 2008.

Goetten, W. J. **Avaliação da Governança da Água Subterrânea nos Estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Blumenau. 2015. 317f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Regional de Blumenau.



PERH/SC - Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina. **Plano de ações do PERH/SC: objetivos, metas e ações.** Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável - SDS. Governo de Santa Catarina. 2017a.

PERH/SC - Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina. **Caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina RH9 - Sul Catarinense.** Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável - SDS. Governo de Santa Catarina. 2017b.

PERH/SC - Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina. **Caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina RH10 - Sul Catarinense.** Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável - SDS. Governo de Santa Catarina. 2017c.

UNESCO. A. Groundwater Resources Sustainability Indicators IHP. VI Series on Groundwater N° 14 Published in 2007 by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization 7, Place de Fontenoy, 75352 Paris 07 SP (France) Composed by Marina Rubio, 93200 Saint-Denis, 2007.

Villar, P. C. As águas subterrâneas e o direito à água em um contexto de crise. **Ambiente & Sociedade.** 19 (1), 18p., 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC150126R1V1912016>.

Zoby, J. L. G. (2008). **Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil.** Águas subterrâneas. In: Anais do XV Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, São Paulo, ABAS, 2008.

Wolkmer, M. F.; Pimmel, N. F. Política Nacional de Recursos Hídricos: governança da água e cidadania ambiental. Sequência: estudos Jurídicos e Políticos, [s.l.], v. 34, n. 67, p. 165-198, 2013 Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). DOI: <http://dx.doi.org/10.5007/2177-7055.2013v34n67p165>.



PLANEJAMENTO E EXECUÇÃO DO 1º PROGRAMA DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS DA CORSAN/AEGEA NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, IMPLEMENTADO NA BACIA DO ARROIO CASTELHANO NO MUNICÍPIO DE VENÂNCIO AIRES - RS

1Bruna Amanda Schuster, 2Marcelo Luís Kronbauer, 3Bruno Deprá, 4Samara Macxielel Peres Schreiber, 5Iporã Possantti, 6Marcia Eliana de Souza Correa

1 Universidade de Santa Cruz do Sul - Unisc, e-mail: brunabdj@hotmail.com; 2 Universidade de Santa Cruz do Sul - Unisc, e-mail: marcelokr@unisc.br; 3 Universidade de Santa Cruz do Sul - Unisc, e-mail: brunodepra@unisc.br, 4 Universidade de Santa Cruz do Sul - Unisc, e-mail: samaraschreiber@mx2.unisc.br, 5 Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, e-mail: possantti@gmail.com, 6 Companhia Riograndense de Saneamento - CORSAN, e-mail: marcia.correa@corsan.com.br

Palavras-chave: Pagamento por Serviço Ambiental; Planejamento, Bacia hidrográfica.

Resumo

A Aegea e a Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC) desenvolvem uma metodologia de planejamento e execução de programas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), com o objetivo de revitalizar bacias de contribuição de mananciais utilizados pelos serviços de abastecimento de água. Este planejamento envolve critérios ambientais e econômicos aplicáveis a projetos dessa natureza em qualquer município.

Inicialmente, a metodologia será aplicada em Venâncio Aires, localizado a cerca de 140 km da capital Porto Alegre, com foco na sub-bacia do Arroio Castelhana, especialmente na área a montante da captação da Corsan, onde se realiza a captação de água bruta para o abastecimento da população. O projeto prevê a expansão para outras bacias no Rio Grande do Sul, priorizando áreas com condições críticas relativas à quantidade e à qualidade de água.

De maneira geral, o PSA é um projeto que incentiva proprietários de zonas rurais, por meio de recompensas monetárias ou não, a se engajarem ou manterem práticas conservacionistas. Este é um instrumento econômico e de caráter voluntário que visa preservar o equilíbrio natural, trazendo benefícios para a sociedade como um todo.

Os principais objetivos incluem a proteção das fontes de abastecimento e áreas ripárias de recursos hídricos para promover abastecimento de água e a valorização dos serviços ambientais, melhorando a qualidade e aumentando a disponibilidade de água nos mananciais, buscando evitar a escassez e controlar a erosão por meio de técnicas de Engenharia Natural.

Neste sentido o PSA recompensa proprietários rurais por práticas conservacionistas, alinhando-se com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 da ONU que visa garantir a disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos. Além disso, indiretamente, o programa se relaciona com outros 12 objetivos globais.

No contexto dos PSA's desenvolvidos através da cooperação técnica CORSAN/AEGEA e UNISC, a Engenharia Natural se apresenta como uma alternativa viável e sustentável para enfrentar os desafios relacionados aos processos erosivos que podem afetar direta ou indiretamente a qualidade da água. Esses processos tendem a ser causados ou agravados por fatores como o uso inadequado do solo, a falta de cobertura vegetal, a compactação do solo, a topografia acidentada, as chuvas intensas e a ausência de sistemas de regramento das águas pluviais aplicáveis às áreas rurais. Consequentemente pode haver aumentos do escoamento superficial, da perda de solo, do assoreamento dos cursos de água e da contaminação por sedimentos e poluentes.

De forma geral, a Corsan aplicará o PSA inicialmente na bacia do Arroio Castelhana e, posteriormente, em outras bacias selecionadas no estado do RS. O objetivo é induzir ações de restauração e conservação de recursos hídricos, com foco inicialmente nas Áreas de Preservação Permanente (APPs), juntamente com a associação da metodologia de pagamento à valorização do conjunto de boas práticas executadas pelos agricultores.

A partir da experiência adquirida, elaboram-se manuais ilustrados de Engenharia Natural, destinados a técnicos e agricultores, com indicações de ações viáveis para conter processos erosivos em propriedades rurais, tanto no bioma Mata Atlântica quanto no bioma Pampa, incluindo espécies, preparo de mudas e estacas, bem como o dimensionamento das obras.

Dessa forma, combinam-se duas metodologias exitosas que se potencializam como ações para melhoria da quantidade e qualidade de água, principalmente em um contexto bastante sensível, evidenciado pelos eventos que ocorreram no início de maio de 2024, em que ficou evidente a ausência de cobertura de vegetação nas margens dos mais diversos cursos de água, o que implica no alto nível de degradação das bacias hidrográficas, as quais ficam cada vez mais sensíveis a eventos extremos.

Introdução

Serviços ambientais são considerados uma modalidade dos serviços ecossistêmicos. De acordo com Daily (1997), serviços ecossistêmicos (SE) são “os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições de permanência da vida humana na Terra.” Já o Millennium Ecosystem Assessment (2005) define serviços ecossistêmicos como “os benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas”. Apesar de serem conceitos similares, o último é o mais utilizado atualmente. A biodiversidade é a base de uma ampla cadeia de serviços



ecossistêmicos que contribuem para o bem-estar humano. Ou seja, esses serviços incluem regulação hídrica, provisão de matéria orgânica e filtragem do solo.

A floresta desempenha um papel importante na hidrologia de uma bacia hidrográfica, não apenas pelo papel de regulador das transferências de água entre os vários compartimentos do sistema, pelos processos de interceptação e de evapotranspiração, mas também por fornecer matéria orgânica que protege e melhora as condições hidrológicas do solo, principalmente nos processos de filtração, que condicionam boas condições de qualidade de água para os riachos. (Neary, et al., 2009).

Os sistemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) reconhecem que o meio ambiente fornece gratuitamente bens e serviços essenciais para a sobrevivência e o bem-estar humano. No entanto, o modelo socioeconômico atual degrada o meio ambiente, diminuindo sua capacidade de fornecer esses serviços. Os PSA surgem como uma solução inovadora para esse problema, sendo um mecanismo promissor para resolver a degradação das bacias hidrográficas, especialmente a causada pela poluição agrícola. No caso da água, os PSA funcionam quando os beneficiários da melhoria da qualidade ou quantidade da água pagam aos provedores do serviço localizados a montante da bacia.

Conforme Garcia (2019), no âmbito dos instrumentos econômicos tem-se o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) em que reconhecem monetariamente ou não os benefícios proporcionados pelos ecossistemas, incentivando práticas conservacionistas.

O PSA é particularmente eficaz na mitigação da degradação de bacias hidrográficas causada pela agricultura. Beneficiários de água melhorada pagam aos provedores a montante da bacia. No Brasil, iniciativas como o "Projeto Conservador das Águas" têm se destacado. Contudo, a implementação do PSA enfrenta desafios como a demanda limitada, decorrente da falta de voluntariedade para estes pagamentos; falta de precondições institucionais; cumprimento de contratos e garantias para, por exemplo, comunidades pobres e remotas; bem como a dificuldades de comunicação entre quem propõe os programas de PSA e os povos locais (Salzman et al. (2018); (Godecke; Hupffer; Chaves, 2014).

Conforme os autores Godecke; Hupffer; Chaves, 2014, mesmo assim, apesar das dificuldades, os sistemas de PPSA apresentam vantagens como: Servir de ferramenta para a conscientização do valor dos recursos naturais; Facilitar a resolução de conflitos e a construção de consensos entre as partes interessadas; Melhorar a eficiência na alocação dos recursos naturais, sociais e econômicos; Gerar novas fontes de financiamento para a conservação, restauração e valorização dos recursos naturais; Criar indicadores de importância para os recursos naturais; Transferir recursos para setores economicamente vulneráveis.

O programa PPSA, desenvolvido pela Corsan em parceria com a UNISC, busca aplicar PSA em áreas de conservação usando técnicas de Engenharia Natural, que combinam soluções naturais com técnicas de engenharia para estabilizar o solo e melhorar os serviços ecossistêmicos. Essa abordagem utiliza vegetação nativa e materiais orgânicos para proteger e recuperar áreas degradadas, promovendo tanto objetivos técnicos quanto ecológicos.

Materiais e Métodos

Em 2021 foi iniciado projeto em parceria da Corsan com a Universidade de Santa Cruz do Sul – UNISC, para promover um diagnóstico detalhado da bacia do arroio Castelhanos. Esse diagnóstico permitiu traçar as principais diretrizes para a implantação do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais da Corsan, com o desenvolvimento de uma calculadora de pagamento especificada para a avaliação das propriedades e seleção de uma sub-bacia do arroio Castelhanos para direcionar as ações de contratação de agricultores e, por consequência, de conservação e restauração. Nesse caso, foi selecionada a sub-bacia do arroio Grande, com aproximadamente 123 km². Num segundo momento será realizada a expansão das ações para outras bacias no estado, com especial atenção sempre a recursos hídricos utilizados para o abastecimento de água da população urbana atendida pela Corsan. As etapas que compõem a metodologia estão constantes no fluxograma da figura 1.

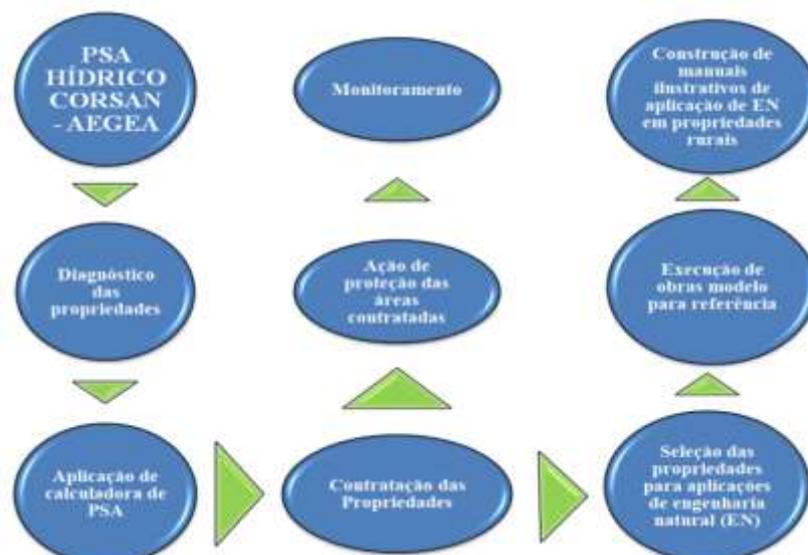


Figura 1: Linha das etapas de construção metodológica do programa de PPSA.



Diagnóstico das propriedades rurais

Visando o processo de identificação e mapeamento das propriedades rurais, que poderiam vir a integrar o programa, o estudo iniciou com a utilização de dados oficiais disponíveis. A fonte primária de dados foi o Cadastro Ambiental Rural (CAR), um registro eletrônico nacional estabelecido pelo Novo Código Florestal Brasileiro, Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012, e regulamentado por decretos específicos. O CAR é obrigatório para todas as propriedades rurais e visa integrar informações ambientais para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico, além de combater o desmatamento. No Rio Grande do Sul, o registro é realizado junto à Secretaria Estadual de Meio Ambiente.

Portanto um Programa de PPSA é uma oportunidade de incentivar a regularização das propriedades rurais no sistema CAR, trazendo inúmeros benefícios conforme indicado pela (SEMA, 2021) principalmente tais como a regularização de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reservas Legais (RL) e a suspensão de sanções por infrações administrativas devido à supressão irregular de vegetação (em casos específicos). Além disso, inclui-se a obtenção de crédito agrícola com melhores condições e juros menores, contratação de seguro agrícola em termos mais favoráveis, dedução dessas áreas de APP e RL da base de cálculo do Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR), e linhas de financiamento para iniciativas de preservação voluntária de vegetação nativa, proteção de espécies ameaçadas, manejo florestal e agroflorestal sustentáveis, ou recuperação de áreas degradadas. Adicionalmente, há isenção de impostos para insumos e equipamentos essenciais, como fios de arame, postes de madeira tratada, bombas d'água e trados de perfuração do solo, usados na recuperação e manutenção dessas áreas.

Dessa forma, um dos primeiros produtos analisados nessa etapa foi o cruzamento da área da bacia do arroio Castelhanos e as propriedades rurais cadastradas no sistema SICAR-RS. Esse processo permite uma análise da bacia hidrográfica por uma perspectiva mais social e agrícola, a qual consente visualizar, com mais clareza, os atores presentes na bacia, bem como as características destas propriedades. Juntamente fez-se o uso do critério hidrológico determinado por Possanti *et al*, 2023 para basicamente realizar o processo de seleção e análise de propriedades prioritárias na bacia hidrográfica definida. Deste modo, na seleção de propriedades para um programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PPSA), aspectos hidrológicos são cruciais.

Além disso, é essencial considerar as partes interessadas na bacia hidrográfica, reconhecendo e valorizando iniciativas de preservação já em andamento. Identificar tais iniciativas e seus responsáveis é fundamental para potencializar ações existentes e promover uma maior adesão ao projeto de revitalização por meio do PPSA.

Neste sentido, a demarcação foi inicialmente direcionada para o município de Venâncio Aires, com especial ênfase a bacia de contribuição do ponto de captação de água, tal como evidenciado na Figura 2.

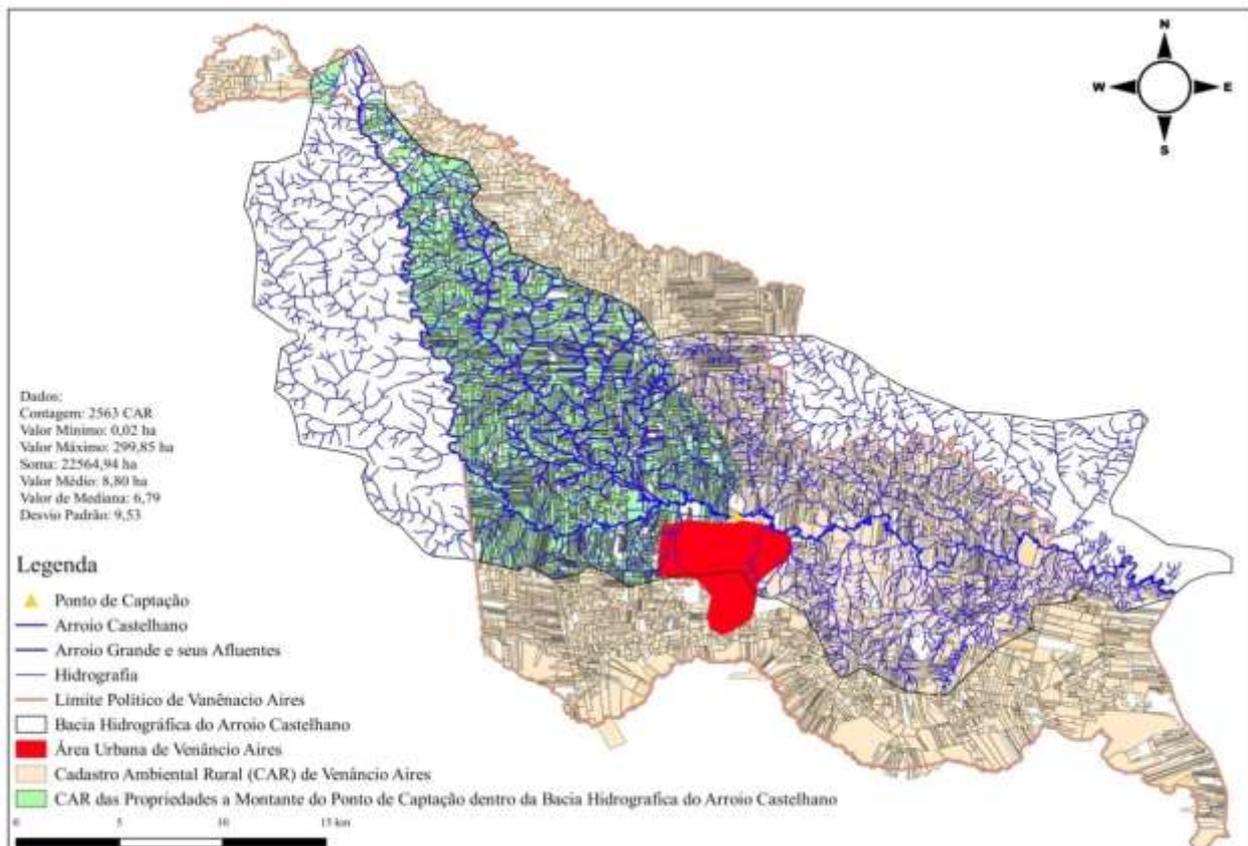


Figura 2: Propriedades rurais cadastradas no município de Venâncio Aires dentro da área da Bacia do arroio Castelhanos.

Na sequência, há a etapa *in loco*, a qual se trata do diagnóstico da área propriamente dita. Esta etapa conta com visitas de campo para reconhecimento do local atendido com a utilização de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) e o uso de



ferramentas de sensoriamento remoto, como imagens do satélite *Sentinel* – 2. Os dados de diagnóstico preliminar serão complementados com imagens detalhadas obtidas por drone, buscando produzir o levantamento aerofotogramétrico das propriedades rurais para a criação de ortofotomosaicos.

Estes ortofotomosaicos são fotografias globais que corrigem as deformações causadas pelas variações do relevo e pela projeção cônica dos registros fotográficos, viabilizando, por exemplo, a medição precisa das distâncias e áreas, no sentido de avaliar com precisão as áreas a serem contratadas e monitorar a evolução futura da recuperação da vegetação. As imagens obtidas também serão usadas para aplicar a Calculadora de PPSA, de forma mais correta e efetiva, bem como desenvolver um Planejamento Individual para cada propriedade rural, um exemplo pode ser visto na Figura 3 em que há o detalhamento do processo de seleção e análise de propriedades prioritárias da bacia hidrográfica.

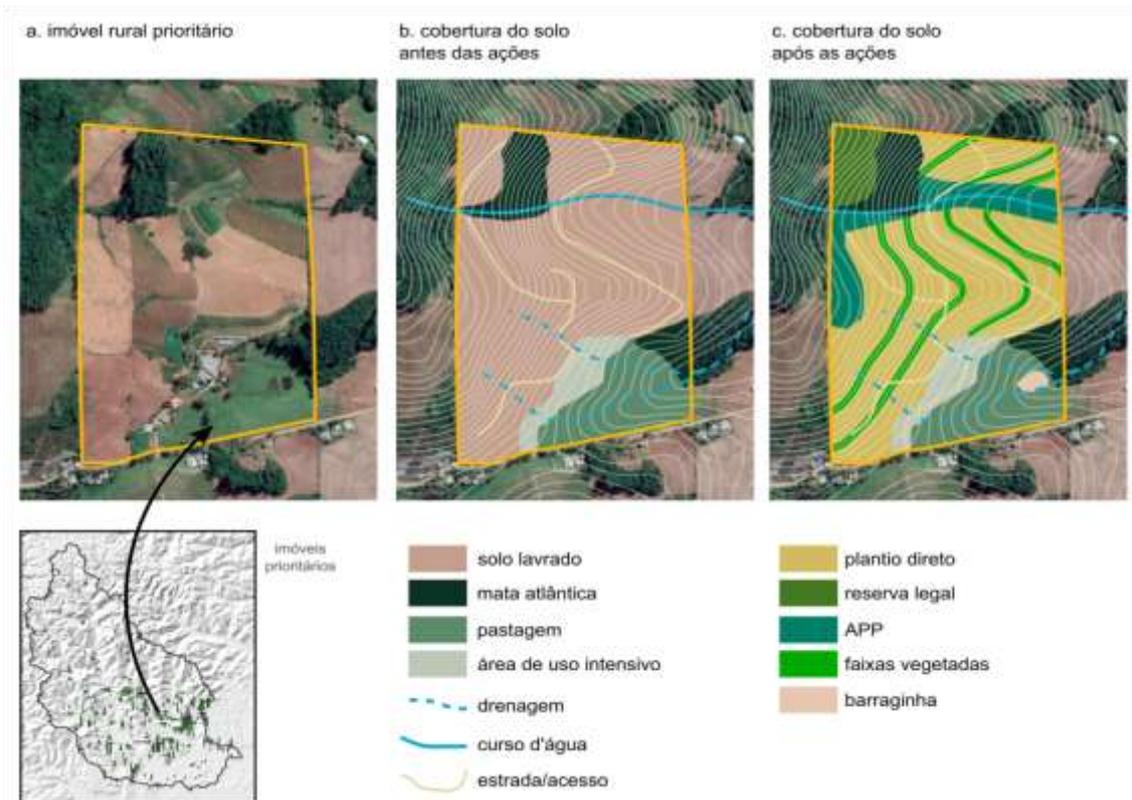


Figura 3: Análise e planejamento de propriedade rural para PPSA.

Além disso, o diagnóstico da propriedade visa obter informações sobre suas condições de saneamento, incluindo o abastecimento de água e o manejo de excretas. Aspectos sociais, como a renda da propriedade, ajudam a determinar o impacto econômico e social da melhoria da renda dos agricultores participantes do projeto. É crucial realizar análises de qualidade da água em áreas com nascentes e corpos d'água, seguindo parâmetros físico-químicos e biológicos para caracterizar a qualidade e monitorar sua evolução durante a recuperação da área.

Outro aspecto potencializador do processo de diálogo e contratação com os produtores rurais é a formação de um grupo gestor, ou unidade gestora do projeto - UGP, que neste caso, foi composta por membros da Corsan, UNISC, SEMMA de Venâncio Aires e demais entidades locais. A UGP possui a função garantir o sucesso do projeto, visando os requisitos estabelecidos, em relação ao prazo, custo e qualidade, mantendo o apoio, monitoramento e controle de acordo com diretrizes, normas e padrões definidos. O grupo é formalizado através de documento específico e poderão ser realizadas reuniões periódicas para discussões referentes ao andamento do projeto e sua efetividade.

Aplicação de calculadora de pagamento por serviços ambientais

O uso de uma calculadora de PSA é uma das metodologias mais interessantes para promover a preservação e recuperação ambiental em propriedades rurais. Essa ferramenta valoriza não somente a preservação da área ripária, que é de extrema importância, mas também promove boas práticas na produção e gestão adequada da propriedade rural. A calculadora de PSA incentiva os proprietários rurais a adotarem práticas sustentáveis ao quantificar os benefícios ambientais gerados e convertê-los em pagamentos, criando um incentivo econômico direto para a conservação ambiental.

A proposta de modelo de calculadora apresentada é baseada na experiência do estado de Santa Catarina, que desenvolveu através de uma parceria entre a SEMA (Secretaria executiva de meio ambiente), SDE/SC (Secretaria do Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável), Agência Nacional de Águas (ANA) e a Fundação Certi. Este modelo permite calcular o valor de PSA a ser pago ao agricultor, utilizando planilhas que facilitam a obtenção e a manipulação dos dados necessários.



Tabela 1: Condições gerais do questionário de avaliação da propriedade (Calculadora de pagamento de PPSA)

GRUPO DE INDICADOR	ITEM AVALIADO	RESPOSTAS POSSÍVEIS	
N1 - SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS	Áreas com vegetação nativa	BIOMA MATA ATLÂNTICA: Vegetação nativa em estágio médio ou avançado de regeneração. BIOMA PAMPA: Vegetação Arbóreo/arbustiva BIOMA MATA ATLÂNTICA: Vegetação em estágio inicial de regeneração BIOMA PAMPA: Vegetação campestre Não possui vegetação nativa na propriedade	
	Nível de preservação das APP's em rios, nascentes e áreas úmidas	Possui área de APP excedente ao recomendado pelo código florestal Possui área de APP totalmente preservada conforme código florestal Não possui área de APP preservada conforme código florestal	
	Proteção de áreas de topo de morro e encostas	Áreas de topo de morro e encostas cobertas com vegetação nativa Áreas de topo de morro e encostas parcialmente coberta com vegetação nativa (50%) Áreas de topo de morro e encostas sem cobertura de vegetação nativa.	
	Conectividade de áreas internas de vegetação nativa	As áreas naturais formam um bloco único (com presença de recurso hídrico) As áreas naturais formam um bloco único (sem presença de recurso hídrico) Áreas naturais desconectadas	
N2 - CONSERVAÇÃO DA ÁREA NATURAL	Possui espécies exóticas invasoras nas áreas naturais contratadas	Não possui espécies exóticas Possui, mas há um controle Possui, mas sem controle	
	Possui área com vegetação nativa excedente à APP e RL	Sim possui excedentes Não possui excedentes	
	Possui reserva legal averbada ou Cadastro Ambiental Rural (CAR)	Sim RL ou CAR Não possui RL ou CAR	
	Ocorrência de processos erosivos na propriedade rural (lavouras, poteiros, estradas)	Não há ocorrência de processos erosivos na propriedade Ocorrência de processos erosivos com a aplicação de técnicas de controle ou retenção de sedimentos Ocorrência de processos erosivos sem nenhuma técnica de controle	
N3 - GESTÃO DA PROPRIEDADE	Descarte de Embalagens de agrotóxicos	Efetua o descarte correto das embalagens Não efetua o descarte correto das embalagens	
	Resíduos Sólidos Domiciliares	Ocorre a separação e descarte adequado dos resíduos Sólidos gerados na propriedade Não ocorre a separação e descarte adequado dos resíduos Sólidos gerados na propriedade	
	Descarte de dejetos de animais	Possui tratamento adequado de dejetos de animais Não possui tratamento de dejetos animais	
	Efluentes sanitários	Ocorre o descarte adequado dos efluentes em sistemas de fossa filtro e sumidouro Ocorre o descarte dos efluentes em sistema de fossa rudimentar Lançamento direto em solo ou recurso hídrico	
	É aplicada alguma forma de irrigação no cultivo agrícola com captação superficial	Irrigante cadastrado no SIOUT com controle da vazão irrigada e com a adoção de técnicas de redução no consumo de água Irrigante cadastrado no SIOUT com controle da vazão irrigada Irrigante não cadastrado no SIOUT sem Controle da vazão irrigação Não se aplica (não irrigante)	
	Participação em cursos de capacitação ligados a gestão da propriedade e/ou manejos produtivos	Realizou 1 ou 2 cursos no ano Não realizou	
	N4 - MODELO PRODUTIVO	Boas práticas/princípios de cultivo	Adota práticas de conservação de solo em todas as áreas de cultivo Adota práticas de conservação de solo em até 50% das áreas de cultivo Não adota boas práticas
		Áreas de pastoreio	Realiza o manejo de pastagens adotando 2 ou mais das práticas listadas (taxa de lotação à capacidade de suporte, ordenamento forrageiro, reposição periódica de nutrientes, de acordo com as análises do solo, integração lavoura-pecuária-floresta) Realiza o manejo de pastagens adotando ao menos 1 das práticas listadas (taxa de lotação à capacidade de suporte, ordenamento forrageiro, reposição periódica de nutrientes, de acordo com as análises do solo, integração lavoura-pecuária-floresta) Não realiza o manejo de pastagens
		Participação do gênero feminino no projeto	Mais de 50% das propriedades possuem mulheres que participam ativamente do processo produtivo e decisório na propriedade

Para a implementação inicial em Venâncio Aires, o modelo adotado está indicado na Tabela 02. Este modelo foi ajustado para refletir as condições específicas da sub-bacia do Arroio Castelhana, permitindo uma aplicação mais precisa e eficaz do



programa. Nas fases seguintes de expansão do programa de PPSA, cada novo local que receber a iniciativa passará por uma adaptação da calculadora à realidade local. Isso garante que as particularidades ambientais e socioeconômicas de cada região sejam consideradas, proporcionando maior eficácia na aplicação dos incentivos e no alcance dos objetivos de conservação.

Posteriormente, todas as demais bacias que serão incluídas no programa de PPSA deverão passar por uma adaptação da calculadora. Esse processo será conduzido conjuntamente com os atores locais de cada projeto, incluindo agricultores, técnicos e representantes de órgãos ambientais. Essa abordagem colaborativa assegura que a ferramenta reflita com precisão as peculiaridades ambientais e as necessidades específicas de cada região, promovendo uma gestão ambiental mais eficaz e sustentável.

Além disso, a utilização de uma calculadora de PSA permite uma maior transparência e controle sobre os recursos investidos, assegurando que os pagamentos sejam proporcionais aos serviços ambientais prestados. Essa metodologia não apenas fortalece a confiança dos proprietários rurais no programa, mas também proporciona uma base sólida para a expansão e replicação da iniciativa em outras regiões, contribuindo para a conservação ambiental e a sustentabilidade no longo prazo.

A execução desta proposta se transforma em fomento de processos de revitalização de bacias hidrográficas e por consequência melhorias na qualidade da água, mitigando efeitos das mudanças climáticas e promovendo a qualidade de vida da população.

Após essa primeira fase de execução do projeto em Venâncio Aires, na bacia do arroio Grande, serão selecionadas mais 4 bacias em outras regiões do estado do Rio Grande do Sul para implementação dos projetos de PSA, seguindo as mesmas etapas de diagnóstico das bacias e posteriormente de diagnóstico das propriedades rurais a serem contratadas. Destaca-se a intenção da Corsan de executar um Programa de PSA no bioma Pampa, tendo em vista o atual nível de degradação da vegetação campestre e, inclusive, do baixo reconhecimento dessas formações para a quantidade e qualidade de água, além da sensibilidade histórica de inúmeros mananciais e fenômenos de estiagem.

Contratação da propriedade e ações no local

Após o diagnóstico detalhado das propriedades rurais e aplicação da calculadora de PSA, cada propriedade será formalmente contratada através de documento firmado entre as partes, trazendo deveres e responsabilidades de cada um dos entes envolvidos. Todo o processo de contratação será realizado de forma voluntária por parte do agricultor, seguindo os modelos de referência elaborados pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico através do Programa Produtor de Águas.

Ação de proteção das áreas contratadas de PSA

Cada propriedade receberá as intervenções inicialmente propostas de cercamento das áreas de PPSA quando necessário, tendo em vista a presença de animais domésticos que tenham acesso a essas áreas incluídas ao programa.

O processo de cercamento poderá, quando necessário, vir acompanhado da instalação de bebedouros para os animais domésticos, tendo em vista que muitos produtores mantêm o acesso das suas criações aos corpos de água para a dessedentação.

Monitoramento da recuperação ambiental das áreas de PSA

As áreas cercadas passarão por um registro detalhado da sua condição inicial para que seja possível efetuar a comparação sistemática da evolução do processo de recuperação da área. Serão realizados dentro das áreas cercadas testes básicos de infiltração da água no solo, para avaliar a condição inicial da área, e posteriormente, de forma periódica e sistemática, os testes serão repetidos para avaliar a evolução da capacidade da área em infiltrar água e contribuir com o manancial subterrâneo.

Serão selecionadas áreas para avaliação mais detalhada da flora, de modo a estabelecer uma análise inicial da composição florística das áreas e sua evolução ao longo do tempo.

O método empregado nos trabalhos de campo será o “caminhamento” (FILGUEIRAS et al., 1994), que consiste em três etapas distintas: 1º O reconhecimento dos tipos de vegetação amostradas; 2º A elaboração de lista das espécies encontradas a partir de caminhadas aleatórias ao longo de uma ou mais linhas de referência; 3º Análise dos resultados.

Também serão buscados, elementos da fauna que tenham potencial para serem bioindicadores do nível de qualidade ambiental do local monitorado. Para tanto serão realizadas incursões diurnas e noturnas, com o uso de armadilha fotográfica e busca efetiva em transecto.

Monitoramento da qualidade da água nas áreas de PSA contratadas

De forma a estabelecer uma relação clara entre a preservação e recuperação das áreas ripárias, no entorno de nascentes e cursos de água, serão realizadas de forma periódicas análises qualitativas da água, seguindo os parâmetros básicos do IQA e Conama 357/05, conforme apresentado na tabela 2.

O monitoramento da qualidade da água pretende indicar o quão efetivas as ações de recuperação e revitalização dos corpos de água estão sendo ao longo do tempo. Após o conjunto de propriedades contratadas e todas as ações iniciais de diagnóstico, será realizado um processo de avaliação individualizada para indicar as etapas subsequentes, que envolvem a execução de diferentes obras de referência de engenharia natural, de modo a acelerar processos de recuperação e estabilização de taludes, bem como controlar processos erosivos, que sem a devida intervenção, não teriam condições de retornar naturalmente a uma condição de estabilidade.



Tabela 2: básicos de monitoramento da qualidade da água

Parâmetros	Unidade de medida
Coliformes termotolerantes	NMP 100mL ⁻¹
DBO	mgL ⁻¹ O ₂
Fosfato Total	mgL ⁻¹ PO ₄
Nitratos	mgL ⁻¹ NO ₃
Nitrogênio Amoniacal	mgL ⁻¹ NH ₃
Nitrogênio Total	mgL ⁻¹ N
Oxigênio Dissolvido	% saturação
pH	-
Sólidos totais dissolvidos	mgL ⁻¹
Sólidos totais	mgL ⁻¹ O ₂
Temperatura	°C
Turbidez	uT

Aplicação de Técnicas De Engenharia Natural

O conjunto de locais passíveis de alguma intervenção a partir de técnicas de Engenharia natural identificados nas propriedades rurais integrantes do programa de PSA, priorizam ações em nível de microbacias, que envolvem práticas de menor complexidade na execução e que permitem a difusão de conhecimento para a comunidade local de ações de engenharia natural que podem ser efetivas na estabilização de taludes, no controle de erosão e no aumento da infiltração da água, no intuito de combinar a metodologia de PPSA e potencializa-la com as ações de engenharia natural.

A Engenharia Natural é composta por inúmeras técnicas que envolvem desde a aplicação pura de vegetação até uso conjunto de elementos vivos e inertes. No processo de escolha da melhor biotécnica para corrigir um determinado problema, a criatividade e conhecimento técnico são elementos essenciais, pois novas combinações técnicas podem ser criadas e adaptadas para melhor superar a situação problemática.

A Engenharia Natural é uma abordagem que busca integrar soluções baseadas na natureza com técnicas de engenharia convencional para restaurar, conservar ou melhorar as funções e serviços ecossistêmicos de uma paisagem (PRETI; CAPOBIANCO; SANGALLI, 2022; STOKES et al., 2007, 2014). Essas soluções envolvem o uso de vegetação nativa, materiais orgânicos, estruturas vivas ou inertes, ou uma combinação desses elementos, visando à estabilização do solo, a retenção de água, a biodiversidade, a beleza cênica e o bem-estar humano (COPPIN; RICHARDS, 2007; GRAY; LEISER, 1982; MAFFRA et al., 2017; MORGAN; RICKSON, 1995; STENLUND; MACDONAGH; LENHART, 2002)

No conjunto de intervenções que caracterizam a disciplina, as plantas são dimensionadas como elementos construtivos, detentores de funções e propriedades técnicas que, em conjunto com materiais inertes, terão a função de proteger, estabilizar e consolidar o trecho alvo dos trabalhos. Salienta-se que além dos objetivos técnicos de estabilização e recuperação de áreas, a técnica se destaca por seus objetivos ecológicos e estéticos, oriundos, sobretudo, do emprego de materiais vivos, representados por sementes, plantas, partes de plantas e/ou associações vegetais (SCHIECHTL, 1985).

Todas essas técnicas, a partir de pequenos ajustes, podem ser executadas pelos próprios proprietários das áreas. No entanto, é recomendável que recebam suporte técnico antes de aplicá-las, para verificar a adequação da técnica ao tipo de solo, clima, relevo e vegetação da região. Além disso, é importante fazer um acompanhamento periódico das áreas tratadas, para verificar a eficácia e a necessidade de manutenção das técnicas. Dessa forma, é possível contribuir para a conservação dos recursos hídricos e a recuperação de áreas degradadas.

Resultados e Discussão

Os primeiros diagnósticos elaborados na bacia se concentraram em um dos principais afluentes do Arroio Castelhan, o Arroio Grande. Foram diagnosticadas as propriedades rurais de 31 agricultores, conforme destacado na figura 4.

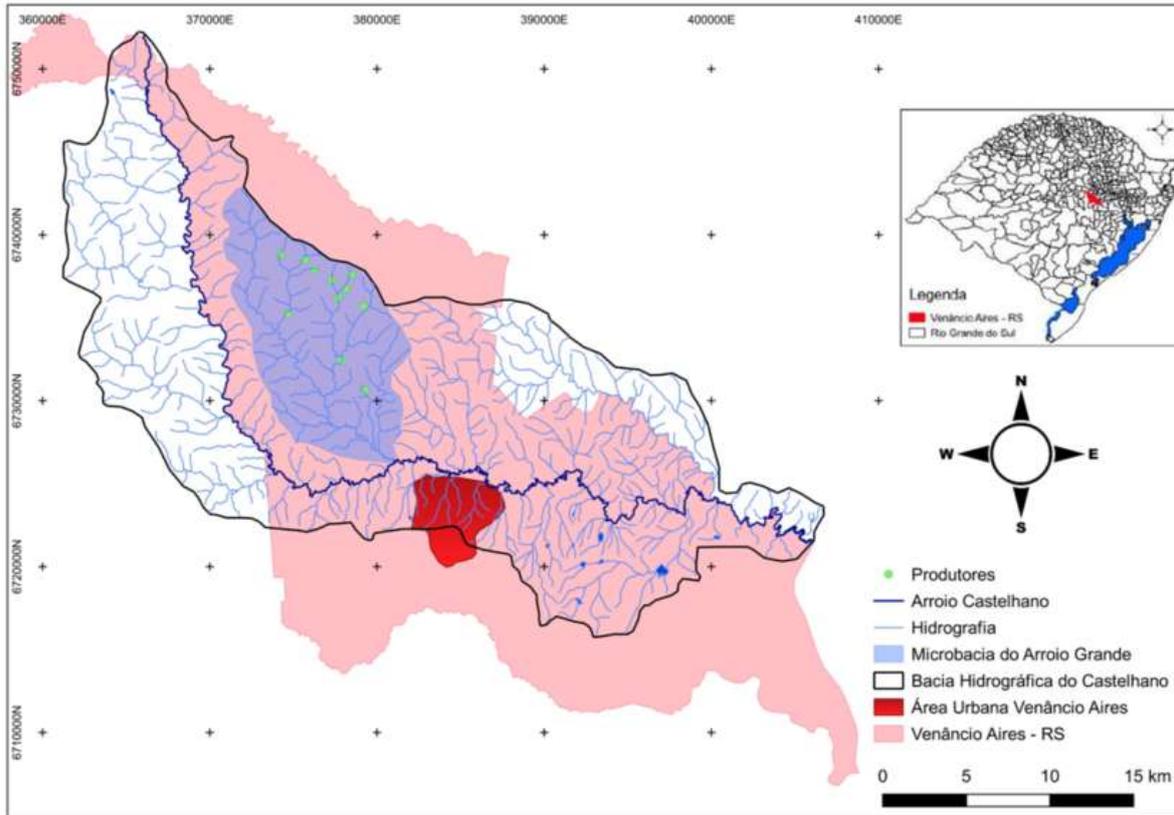


Figura 4: Demonstração de parte dos produtores já diagnosticados na Sub Bacia do Arroio Grande dentro da Bacia do Arroio Castelhano.

Cada propriedade visitada gera um modelo de croqui, conforme apresentado na figura 5. Nele são identificados os pontos iniciais de ação na propriedade, e a proposta de área a ser inserida no programa. O programa se encontra atualmente em sua fase de contratação dos agricultores, onde após essa etapa, serão indicados os pontos de monitoramento de qualidade de água, e se iniciado o monitoramento da recuperação das áreas contratadas. A meta para os primeiros dois anos de programa são a contratação de 50 agricultores. Destaca-se nessa fase a heterogeneidade dos agricultores, havendo perfis bastante distintos, como fumicultores, arrozeiros, produtores de mel, pecuaristas e aposentados. Esta grande variedade de perfis produtivos tem se mostrado como um dos grandes desafios iniciais do programa, devido às expectativas variadas de cada produtor. Por se tratar de uma iniciativa recente, ainda há bastante resistência por parte dos agricultores em aderirem à iniciativa, por receio de que a visita técnica da equipe do programa possa gerar a eles multas e ou outras sanções ambientais. Percebe-se a importância da comunicação inicial assertiva com os agentes formadores de opinião na bacia.

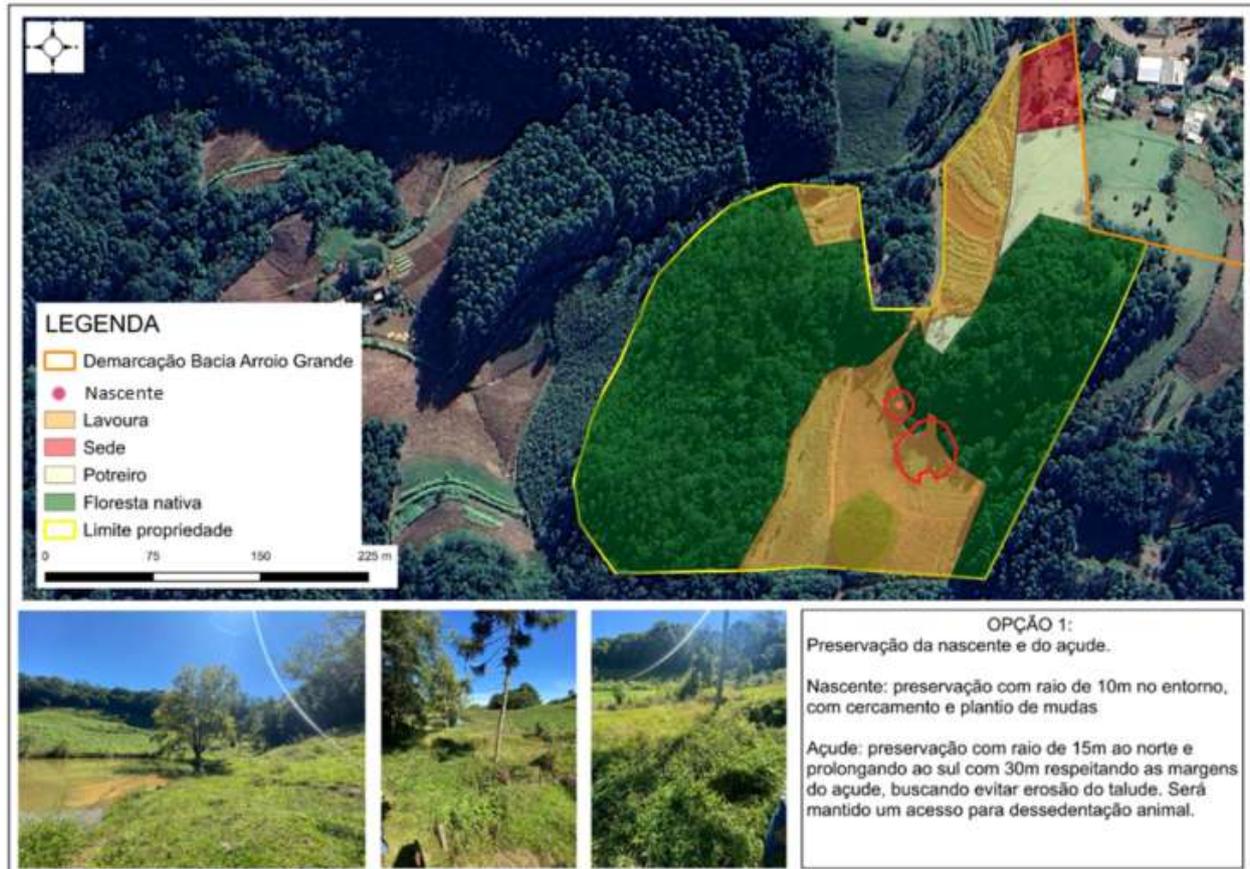


Figura 5: Croqui de uma propriedade diagnosticada de Venâncio Aires – RS.

Considerações Finais

O projeto de Pagamento por Serviços Ambientais da CORSAN na sub-bacia do arroio Castelhana, com ênfase na sua etapa inicial, a revitalização de um dos seus principais afluentes o arroio Grande, envolve a proteção e reconstituição de cursos d'água e de áreas de vegetação, bem como boas práticas produtivas e proteção de solo promovendo, efetivamente, a implantação de corredores de biodiversidade e Restauração ecológica e conservação de ecossistemas.

O ponto central é vincular a metodologia de Pagamento por Serviços Ambientais através da aplicação da calculadora, em que à medida que vai sendo implementada, visando às melhorias, mais pontos na calculadora vai se ganhando, bem como em locais em que somente o isolamento e plantio de mudas não seja suficiente para restaurar a área, também aplicar-se técnicas de Engenharia Natural para potencializar os benefícios de restauração das áreas degradadas por processos erosivos.

Ao final, a experiência adquirida irá permitir a formulação de um manual para implementação de Programas de PSA no estado do Rio Grande do Sul, bem como um manual de obras de engenharia natural para que os técnicos e os próprios produtores possam executar nas propriedades.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Corsan/AEGEA por financiar essa iniciativa de Pagamento Por Serviços Ambientais. Um agradecimento especial a secretaria de meio ambiente de Venâncio Aires, Carin Gomes e ao agricultor Hélio Ruppenthal, que não mede esforços para difundir a iniciativa em sua comunidade.

Referências Bibliográficas

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n.5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2017/prc0005_03_10_2017.html>. Acesso em: 24 novembro. 2020.

CALIJURI, MARIA DO CARMO - Engenharia Ambiental: Conceitos, tecnologia e gestão. / Coordenadores Maria do Carmo Calijuri e Davi Gasparini Fernandes da Cunha – Rio de Janeiro; Elsevier, 2013.

COLLISCHON, WALTER – Hidrologia para engenharia e ciências Ambientais / Walter Collischon, Fernando Dornelles – Porto Alegre: Associação brasileira de Recursos hídricos (ABRH), 2013.



COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo - 2007. CETESB. São Paulo: CETESB, 2008. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 14 jan. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 23 out. 2020.

CULLEN JR., M.S.; WATER in the landscape: the coupling of aquatic ecosystem and their catchments. In: LINDENMAYER, D. B.; HOBBS, r. j. (Editores). *Managing and designing Landscapes for Conservation. Moving form perspectives to Principles.* (Conservation science and practice series). Oxford Blackwell Publishing.

GARCIA E ROMEIRO, 2019. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica* Vol. 29, No. 1: 11-32.

GODECKE, Marcos Vinícius; HUPFFER, Haide Maria; CHAVES, Iara Regina. O futuro dos Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil a partir do novo Código Florestal. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, Paraná, v. 31, p.31-42, 2014.

LOBO, E. A., HEINRICH, C. D., SCHUCH, M., DÜPONT, A., COSTA, A. B., WETZEL, C. E., ECTOR, L. *Índice trófico da qualidade da água: Guia ilustrado para sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. Santa Cruz do Sul: EDUNISC. E-Book (www.unisc.br/edunisc). ISBN: 978-85-7578-431-0. 2016.

LOBO, E. A., SCHUCH, M., HEINRICH, C. G., COSTA, A. B., DÜPONT, A., WETZEL, C. E., ECTOR, L. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring Assessment*, 187: 354-366, 2015.

LOBO, E. A., WETZEL, C. E., SCHUCH, M., ECTOR, L. *Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros*. EDUNISC: Santa Cruz do Sul. 2014.

MILLENNIUM *Ecosystem Assesment. Ecosystems and human well being: Biodiversity synthesis*. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução No 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/>. Acesso em: 24 novembro. 2020.

NATIONAL SANITATION FOUNDATION - NSF. WaterQuality Index (WQI), 2010. Disponível em: <http://www.nsf.org/consumer/earth_day/wqi.asp>. Acesso em: 12 out. 2020.

NEARY, D.G.; ICE, G.G.; JACKSON, C.R. Linkages between forest soils and water quality and quantity . *Forest Ecology and Management*, v 258, p. 2269-2281, 2009.

POSSELT, E. L.; COSTA, A. B. Software IQA Data 2010. Registro no INPI nº 10670-2, Programa de Mestrado em Sistemas e Processos Industriais PPGSPI, UNISC, 2010. Disponível em: <<http://www.unisc.br/ppgspi>>. Acesso em: 08 ago. 2017.

SALZMAN, J., BENNETT, G., CARROLL, N., GOLDSTEIN, A. E JENKINS, M., The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, vol. 1: 136 -144, 2018.

SILVA, LUCILENE PIMENTEL – Hidrologia: engenharia e meio ambiente / Luciene Pimentel da Silva. 1º Ed – Rio de Janeiro: Elsevier, 2015

VON SPERLING, MARCOS – Estudos de modelagem da qualidade da água de rios / Marcos Von Sperling – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais; 2007

BISCHETTI, G. B. et al. Quantifying the effect of brush layering on slope stability. *Ecological Engineering*, v. 36, n. 3, p. 258–



264, 2010.

COPPIN, N. J.; RICHARDS, I. G. Use of Vegetation in Civil Engineering. London: [s.n.].

GRAY, D. H.; LEISER, A. J. Biotechnical slope protection and erosion control. New York: Van Nostrand Reinhold, 1982.
MAFFRA, C. R. B. et al. MÉTODOS DE AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA E CONTRIBUIÇÃO DAS PLANTAS SOBRE A ESTABILIDADE DE TALUDES. Scientia Agraria, v. 18, n. 4, p. 129, 20 dez. 2017.

MAFFRA, C. R. B. Resistência ao cisalhamento de solo com raízes – ensaios de cisalhamento direto in situ. Tese de Doutorado— Santa Maria-RS: Universidade Federal de Santa Maria, 2018.

MAFFRA, C. R. B.; VENDRUSCOLO, R.; SILVA, R. V. DA. Relatório anual de acompanhamento de obra executada (ano 1). Santa Cruz do Sul-RS: Comitê Pardo, Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Pardo e Engenharia Natural Ltda., 2023.

MORGAN, R. P. C.; RICKSON, R. J. Slope stabilization and erosion control: A bioengineering approach. London: E & FN SPON, 1995.

PRETI, F.; CAPOBIANCO, V.; SANGALLI, P. Soil and Water Bioengineering (SWB) is and has always been a nature-based solution (NBS): a reasoned comparison of terms and definitions. Ecological Engineering, v. 181, p. 106687, ago. 2022.

REY, F. et al. Soil and water bioengineering: Practice and research needs for reconciling natural hazard control and ecological restoration. Science of The Total Environment, v. 648, p. 1210–1218, jan. 2019.

SCHIECHTL, H. M. Vegetative and Soil Treatment Measures. FAO - Watershed Management Field Manual. [s.l.] FAO Conservation Guide, 1985.

SCHIECHTL, H. M.; STERN, R. Ground bioengineering techniques for Slope protection and erosion control. Oxford: Blackwell Science Publications, 1996.

SCHIECHTL, H. M.; STERN, R. Water bioengineering techniques for watercourse, bank and shoreline protection. Blackwell Science Publications, Oxford, 1997. 186 p. [s.l.] Oxford, 1997.

STENLUND, D.; MACDONAGH, L.; LENHART, C. Minnesota soil bioengineering handbook. [s.l.: s.n.].

STOKES, A. et al. (EDS.). Eco-and Ground Bio-Engineering: The Use of Vegetation to Improve Slope Stability: Proceedings of the First International Conference on Eco-Engineering 13–17 September 2004. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007.

STOKES, A. et al. Ecological mitigation of hillslope instability: ten key issues facing researchers and practitioners. Plant and Soil, v. 377, n. 1–2, p. 1–23, abr. 2014.

STUDER, R.; ZEH, H. Soil bioengineering - Construction type manual. [s.l.] ETH Zurich, 2014.

POSSANTTI, et al. A comprehensive strategy for modeling watershed restoration priority areas under epistemic uncertainty: A case study in the Atlantic Forest, Brazil, Journal of Hydrology, Volume 617, Part B, 2023, 129003, ISSN 0022-1694, Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.129003>>. Acesso em: 07, maio 2020.



AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO GLIFOSATO EM POÇOS DE ABASTECIMENTO NO MUNICÍPIO DE PAVERAMA/RS

1 Mauro Filipe Silva de Oliveira, 2Nádia Teresinha Schröder, 3Renata Faria Oliveira

1 ULBRA, e-mail: mauro.filipee@gmail.com; 2 ULBRA, nadia.schroder@gmail.com; 3 ULBRA, renata@rebambiental.com.br

Palavras-chave: Monitoramento de Poços. Poluente Emergente. Glifosato.

Resumo

A água está ligada a transmissão de diversas doenças, o que torna sua qualidade ainda mais importante para a saúde pública e para os gestores municipais quando esses agravos acrescentam custos ao SUS. Este estudo expõe a relevância do monitoramento da água disponibilizada para a população, com dados comparativos que evidenciam a importância da sua desinfecção. Neste estudo, os dados foram obtidos em 11 poços de abastecimento monitorados pelo Departamento Municipal de Abastecimento de Água de Paverama, RS (DEMAAP), cidade com mais de oito mil habitantes, situada no Vale do Taquari. Também foram realizadas coletas de amostras de água em mais três poços localizados em propriedades particulares do mesmo município. As análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas com amostras coletadas tanto em poços municipais como em privados. O poluente emergente glifosato foi selecionado para ser testado nos três poços privados. Os resultados demonstram a importância do tratamento da água, principalmente para a eliminação de bactérias e microrganismos presentes, isso porque nas amostras dos poços particulares testados, onde não há tratamento algum, foi detectada a presença de coliformes totais e *Escherichia coli*, além de um dos poços apresentar pH considerado ácido (5,2), o que coloca em risco a saúde de quem consome essa água. Por outro lado, os poços municipais, onde há a adição de 11% de hipoclorito de sódio líquido (NaClO), os valores dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos encontram-se dentro do permitido pela Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 e não se detectou a presença de glifosato.

Introdução

A utilização da água, pelo ser humano, visa a atender suas necessidades pessoais, atividades econômicas (agrícolas e industriais) e sociais. No entanto, a diversificação no uso da água, quando realizada de forma inadequada, provoca alterações na sua qualidade, comprometendo os recursos hídricos e por consequência seus usos para os diversos fins. A qualidade da água é aspecto indispensável, quando se trata dos seus principais usos, em especial, para fins de abastecimento humano. Este uso tem sofrido restrições significativas em função de prejuízos nos rios provenientes das ações naturais e antrópicas, as quais alteram os aspectos de qualidade e quantidade de água disponível para o consumo humano (SOUZA, 2014).

O comprometimento da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico é decorrente de poluição causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola. Os efluentes domésticos, por exemplo, são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microrganismos, que podem ser patogênicos. A contaminação por efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, podendo ser complexa, devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos. A legislação ambiental tem estabelecido regras para o lançamento de efluentes industriais e a tendência é de existir um maior controle sobre esses poluentes. Os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. Para as condições brasileiras, não se tem quantificado o quanto esses poluentes contribuem para a degradação dos recursos hídricos (MINGOTI; SPADOTTO; MORAES, 2016).

Uma pessoa poderá ter sua saúde prejudicada por diferentes formas de agressão advindas da coletividade ou mesmo da má qualidade ambiental, por ação ou omissão, inclusive de entes públicos. Nesse sentido, saúde é um direito fundamental do cidadão, que gera, para o Estado e para a coletividade, obrigações e deveres de participação. (SOARES; VIDAL, 2017)

A respeito dos recursos hídricos no Brasil, há um privilégio em relação à disponibilidade de recursos hídricos. O país possui 3.607 m³ de volume armazenado em reservatórios artificiais por habitante. Esse valor é superior ao que ocorre em vários continentes. Entretanto, há uma discrepância na distribuição da água nas principais regiões brasileiras, indicando como cada uma enfrenta essa questão levando em consideração a sua realidade. É justamente essa disparidade, na distribuição dos recursos hídricos, que se torna um problema para as autoridades (ANANIAS, 2012).

A região Norte possui disponibilidade de água para satisfazer as necessidades da população, considerando um número baixo de habitantes para uso e consumo, porém os investimentos e condições das redes de esgoto e tratamento de água nessa região não são eficazes, incidindo em problemas de saúde. Na região Sudeste, a água contida é abundante, mas por ser uma das regiões mais populosas do país a demanda pela água é maior. Além desse aspecto, a ampliação e abertura de polos industriais e os avanços nas atividades agrícolas colocam esse recurso em uma situação de um bem relativamente caro, uma vez que há necessidade de maior tratamento para uma grande demanda e qualidade para o atendimento da população. Na região Sul, os aspectos são semelhantes aos da Sudeste, como aumento do uso dos recursos hídricos para atividades agrícolas e industriais, o que requer altos custos para tratamento da água. Nessa Região a água potável não se apresenta em plena abundância, haja vista que predomina a água salgada do litoral. Na região Nordeste a escassez de água para a população é algo preocupante, causando grandes problemas para a subsistência e a saúde. Outro fator dessa região é a ocorrência na superfície e em outros reservatórios de água salobra que não é ideal para o consumo. A Região Centro-Oeste, que é uma área de aproximadamente 200.000km², com



uma alta concentração da biodiversidade de animais e vegetação, mas ao mesmo tempo em que abriga várias espécies, os impactos ambientais como desmatamento, queimadas, poluição, entre outros, colocam em risco os recursos hídricos e as reservas naturais disponíveis (ANANIAS, 2012).

A qualidade da água é um assunto polêmico, principalmente em municípios pequenos, onde os recursos são escassos e o acesso à informação é limitado, não só por parte da população, mas também pelas autoridades que estão à frente da administração municipal. Nesse contexto, este estudo tem como objetivo avaliar a qualidade da água de abastecimento do município de Paverama/RS a fim de propor a mitigação na sua fonte geradora, pois uma população que consome uma água de qualidade tem uma qualidade de vida melhor, está menos suscetível a doenças e, de modo geral, necessita menos de cuidados médicos, o que gera economia para a Administração Pública.

Material e Métodos

Nesta seção estão indicados os procedimentos metodológicos utilizados para o desenvolvimento desta pesquisa. Foram usados tanto dados fornecidos pela Prefeitura Municipal de Paverama/RS quanto dados das análises das coletas de água de poços municipais e particulares. Esses dados foram necessários para investigar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos dessas águas.

Caracterização da área de estudo

O Município de Paverama, está localizado entre as coordenadas latitude 29° 33' 7" S e longitude 51° 43' 58" W. Trata-se de um município pequeno, com 8.461 habitantes (IBGE, 2024), localizado no Rio Grande Sul, Brasil. Na Figura 1 é possível visualizar a localização mais aproximada do município de Paverama demarcado no mapa, situado no Vale do Taquari e divisa com municípios de Teutônia, Taquari e Tabai. Além de estar cerca de 100 km da capital gaúcha, Porto Alegre.

A cidade de Paverama fazia parte do município vizinho de Taquari e foi emancipada em 13 de abril de 1988. Ela faz parte da Bacia Hidrográfica do Guaíba e tem sua economia principalmente voltada para a agricultura, sendo que conta com muitas propriedades rurais e vários pequenos agricultores (IBGE, 2024).

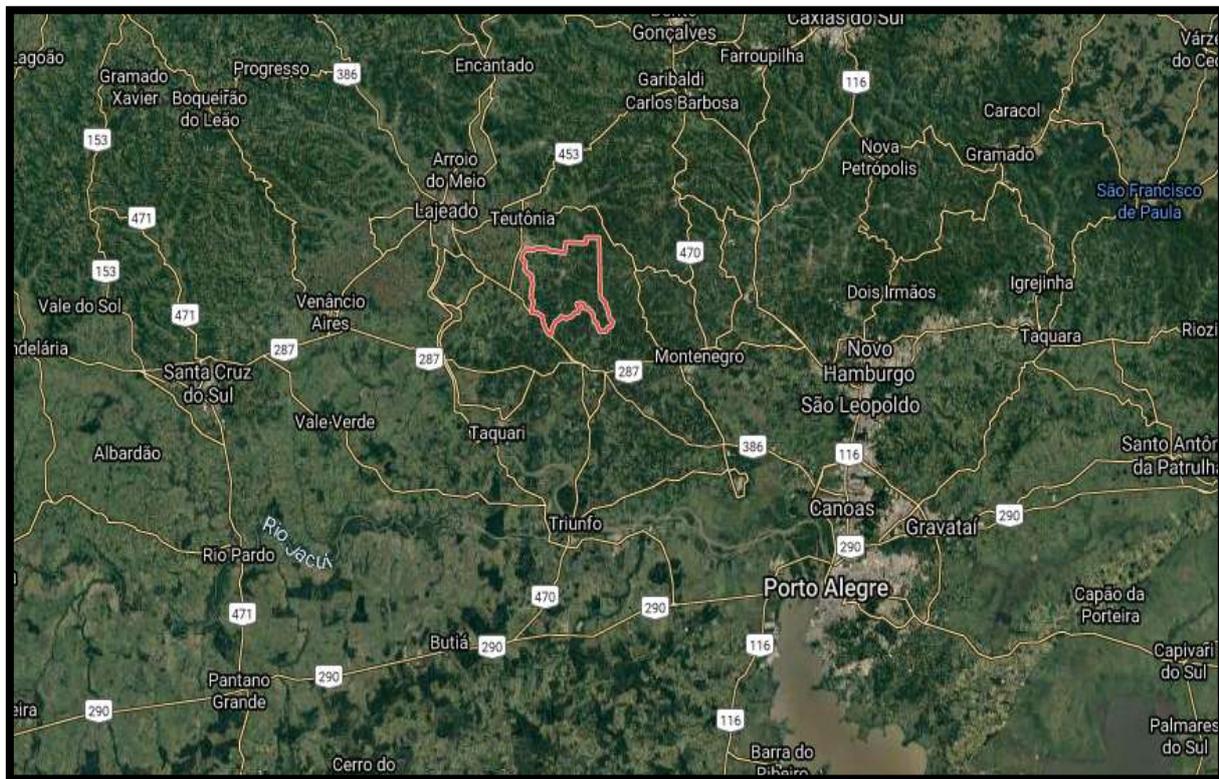


Figura 1: Visão aproximada da localização do Município de Paverama/RS.

Fonte: GOOGLE EARTH (2020)

Estudo dos sistemas de tratamento do município

Para diagnosticar o tipo de sistema de tratamento da água de abastecimento público da área de estudo foi feito questionamento junto ao Departamento Municipal de Abastecimento de Água de Paverama (DEMAAP). O responsável pelo monitoramento da água dos poços municipais informou o modo com que se faz o controle da qualidade da água e também forneceu os dados necessários para realização deste estudo.



Parâmetros analisados e locais de coleta

O município de Paverama monitora a qualidade da água fornecida para a população por meio de análises de amostras realizadas mensalmente. As amostras são coletadas e enviadas para laboratório credenciado onde são analisadas e os resultados obtidos são apresentados em forma de laudos, para posteriormente serem entregues junto à 16ª Coordenadoria Regional de Saúde (CRS), que é o órgão que tem a responsabilidade de fiscalização junto ao município.

Os parâmetros físico-químicos monitorados pelo município de Paverama são Cloro Residual Livre, pH, Cor Aparente, Fluoreto e Turbidez. Em relação aos ensaios microbiológicos, são verificadas a presença de bactérias heterotróficas, coliformes totais e *Escherichia coli*. Nos poços em propriedades particulares, os parâmetros físico-químicos verificados foram Cloro Residual, pH, Cor Aparente e Turbidez. E para os parâmetros microbiológicos foram verificadas a presença de Coliformes Totais e *Escherichia coli*. Fez-se ainda análise de poluentes emergentes para verificar a presença de glifosato na água para as amostras coletadas em poços de propriedades particulares.

Os pontos escolhidos localizam-se em locais onde não há outra forma de abastecimento ou simplesmente os moradores do local preferem usar a água dos seus poços, sendo utilizada essa água para todas as necessidades das famílias atendidas. Essas amostras foram encaminhadas para laboratório especializado onde foram realizados os testes.

Método de coleta das amostras dos poços do município

As amostras dos poços de responsabilidade do município de Paverama foram coletadas mensalmente pelo técnico responsável do município, sempre no período da manhã e logo após foram encaminhadas para a empresa KF Soluções Ambientais Ltda., credenciada junto ao município para realizar as análises das amostras de água. O método de coleta das amostras segue todas as orientações da Portaria- MS de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Foram utilizados frascos adequados fornecidos pelo próprio laboratório. Para análise microbiológica de água os frascos foram esterilizados.

Método de coleta das amostras dos poços particulares

Os três poços tiveram a mesma forma de coleta, ou seja, a água foi coletada direto na fonte e acondicionada em vasilhames específicos, fornecidos pelo próprio laboratório onde as análises foram realizadas posteriormente. Seguiu-se um cronograma de coleta: a primeira amostra foi coletada na localidade de Santa Manoela (Poço 1), a segunda amostra foi coletada na localidade de Cabriúva (Poço 2) e a terceira amostra foi coletada na localidade de Pedra Grande (Poço 3), todos os poços localizados no interior do município de Paverama.

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para laboratório especializado em caixa de isopor para manter a temperatura adequada, onde foram realizados os mesmos ensaios físico-químicos e microbiológicos. Além disso, foram realizadas nesses três poços análises para detectar a possível presença de poluente emergente do tipo glifosato, cujo Valor Máximo Permissível (VMP) é de 500 µg/L, conforme o Anexo 7 do Anexo XX da Portaria de Consolidação Nº 5.

Os métodos utilizados para os ensaios físico-químicos seguiram as instruções do SMWW, 23ª edição: cloro residual (4500-Cl-G); pH (4500- H±B); cor aparente (2120-B); fluoreto (4500 F-D); Turbidez (2130-B). Para os ensaios microbiológicos adaptou-se o método de *pour plate* para as bactérias heterotróficas e utilizaram-se os métodos descritos no SMWW, 23ª edição para coliformes totais e *Escherichia coli* (ambos utilizaram o método 9223-B). E para os ensaios de Glifosato foi utilizada a Portaria Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.

Resultados e Discussão

A partir das análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos foi possível obter os resultados e avaliá-los de acordo com a legislação pertinente. Foram usados dados fornecidos pelo município em estudo, e dados obtidos com a coleta e análise da água de poços de propriedades particulares localizados no mesmo município.

Tratamento da água no município de Paverama, RS.

Existem duas formas de abastecimento de água potável neste município: o perímetro urbano do município é abastecido por água tratada pela Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), já o interior do município é abastecido por 11 (onze) poços artesianos perfurados e de responsabilidade da prefeitura municipal, distribuídos conforme vê-se na Figura 2. Mas além dessas formas convencionais de abastecimento, há propriedades rurais que ainda fazem uso de água de poços cavados, sem tratamento algum. Esses poços ficam dentro das propriedades particulares e não são tem nenhum monitoramento de qualidade.



Figura 2: Mapa da distribuição dos poços artesianos no Município de Paverama.

Fonte: GOOGLE EARTH (2020)

Tendo em vista a necessidade de atendimento aos padrões de potabilidade por parte do município de Paverama, os poços de sua responsabilidade são monitorados constantemente e a água é tratada periodicamente. A água de cada poço é bombeada para um reservatório, onde o técnico responsável pelo monitoramento e tratamento da água realiza a desinfecção da água por meio de adição de Hipoclorito de Sódio líquido (NaClO) 11%. O Hipoclorito de Sódio é derivado do Cloro (Cl) e tem a função de eliminar todo e qualquer germe ou bactéria presente na água dos poços, tornando-a própria para o consumo humano (YAMAGUCHI et al., 2013). Por se tratar de água subterrânea, o uso do hipoclorito de sódio líquido no tratamento já é suficiente para adequá-la aos parâmetros da Portaria de Consolidação N° 5, isso porque as águas subterrâneas podem ser cloradas sem tratamento prévio. Ao contrário das águas superficiais (inclusive poço cavados ou caipira) que podem conter matéria orgânica (poluição, argila, material vegetal) e por isso devem ser submetidas primeiramente à filtração (OTENIO et al., 2010). Além disso, o custo para cloração não é alto, comparado com outros métodos.

Com base no diagnóstico e localização desses 11 poços municipais, foram escolhidos mais três pontos para realização de avaliação da qualidade da água (Figura 3), que é utilizada para abastecimento e o município não monitora sua qualidade, pois são poços privados.

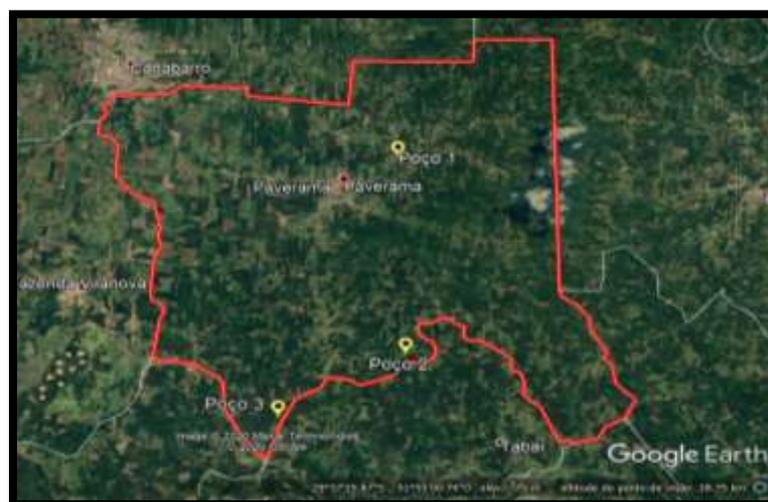


Figura 3: Mapa da distribuição dos poços rasos no interior do Município de Paverama, RS.

Fonte: GOOGLE EARTH (2020)

A água do Poço 1, situado na localidade de Santa Manoela, não é monitorada e nunca recebeu nenhum tratamento. A família dona da propriedade tem esse poço como única fonte de abastecimento, pois devido ao difícil acesso a propriedade e distância da Estrada Geral Municipal, o abastecimento pelo município não é realizado. O poço fica em local onde o gado não tem acesso, no meio de uma plantação de Acácia, planta típica da região, mas pode haver acesso de outros animais menores.



A água do poço 2, na localidade de Cabriúva, é usada esporadicamente pela família que vivia no local e não é monitorada e nunca recebeu nenhum tratamento, mas a família se mudou e o poço não é mais usado com frequência. Mesmo assim os donos da propriedade relatam que às vezes vem até o poço apenas para coletar água e levar para consumo, pois acham que a água do poço é melhor do que a que é fornecida a eles na propriedade em que estão residindo. O poço fica em local onde o gado não tem acesso, no meio de uma plantação de Eucalipto, como pode ser visualizado na Figura 4, mas pode haver acesso de outros animais menores.



Figura 4: Poço 2, na Localidade de Cabriúva, Município de Paverama, RS.

A água do Poço 3, na localidade de Pedra Grande, é situada em uma propriedade particular e a água desse poço não é mais utilizada para o consumo humano devido ao seu difícil acesso, mas no passado já foi usada e nunca foi monitorada e não recebeu nenhum tratamento, como pode ser visto na Figura 5.



Figura 5: Poço 3, na Localidade de Pedra Grande, Município de Paverama, RS.

Em um primeiro momento, vê-se que a manutenção dos poços não é realizada de forma correta e, conforme Silva et al. (2013) relata, a qualidade da água pode estar comprometida, pois o fato das paredes dos poços não estarem isoladas, principalmente no Poço 3, aumenta a incidência bacteriana e a presença de matéria orgânica, afetando sua potabilidade.

Avaliação da qualidade da água de abastecimento

Os dados dos 11 poços fornecidos pelo município de Paverama, RS, com todos os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados e os métodos dos ensaios estão indicados nos Quadros 1 e 2. Cabe destacar que os ensaios foram realizados independente das coletas, uma vez que não são exigidas esse procedimento mensal para todos os poços.



Quadro 1: Resultados dos ensaios físico-químicos de poços do município

Localidade Poço	Ensaio Físico-químicos				
	Cloro Residual (mg/L)	pH	Cor Aparente (CU)	Fluoreto (mg/L)	Turbidez (NTU)
Linha Brasil	0,3	7,9	<5	<0,2	<0,5
Morro Azul	0,2	7,9	<5	<0,2	<0,5
Morro Bonito I	0,4	7,9	<5	<0,2	<0,5
Recando dos Mendel	0,3	7,1	<5	<0,2	<0,5
Morro dos Feyh	0,2	6,8	<5	<0,2	<0,5
Morro Bonito III	0,4	7,1	<5	<0,2	<0,5
Boa Esperança Alta	0,3	6,7	<5	<0,2	<0,5
Boa Esperança Baixa	0,2	6,9	<5	<0,2	<0,5
Santa Manoela	0,2	7,5	<5	<0,2	<0,5
Morro Bonito II	0,2	7,1	<5	<0,2	<0,5
Morro dos Belo	0,3	7,0	5	0,2	1,0
VMP (L)	0,2 a 2,0	6,0 a 9,5	15	1,5	5,0
LQ	-	2 a 13	5	0,2	0,5

Quadro 2: Resultados dos ensaios microbiológicos de poços do município

Localidade Poço	Ensaio Microbiológicos		
	Bactérias Heterotróficas (UFC/mL)	Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>
Linha Brasil	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro Azul	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro Bonito I	<10 ²	Ausente	Ausente
Recando dos Mendel	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro dos Feyh	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro Bonito III	<10 ²	Ausente	Ausente
Boa Esperança Alta	<10 ²	Ausente	Ausente
Boa Esperança Baixa	<10 ²	Ausente	Ausente
Santa Manoela	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro Bonito II	<10 ²	Ausente	Ausente
Morro dos Belo	<10 ²	Ausente	Ausente
VMP (L)	500	Ausência em 100mL	Ausência em 100mL

Como pode ser observado, a água oferecida pelo Município Paverama, RS, para sua população, tanto nos parâmetros físico-químicos quanto microbiológicos, atende a legislação. Sendo assim, ela está de acordo com a Portaria de Consolidação N° 5, de 03 de outubro de 2017, do Ministério da Saúde, que dispõe sobre as normas de qualidade para o consumo humano em sistemas de abastecimento público e soluções.

Dentre os resultados, destacam-se a ausência de Bactérias Heterotróficas, Coliformes Totais e *Escherichia coli*, padrões microbiológicos importantes. Essa ausência provavelmente se deu devido à desinfecção da água por meio de adição de Hipoclorito de Sódio líquido (NaClO) 11%, o que mostra a importância desse tratamento, dando a água fornecida pelo município a qualidade necessária. Os dados dos parâmetros físico-químicos dos outros três poços pesquisados estão descritos no Quadro 3.



Quadro 3: Resultados dos ensaios físico-químicos de poços particulares

Localidade Poço	Ensaio físico-químico			
	Cloro Residual (mg/L)	pH	Cor Aparente (CU)	Turbidez (NTU)
Santa Manoela	<0,2	6,8	5	2,5
Cabriúva	<0,2	6,6	5	2,1
Pedra Grande	<0,2	5,2	<5	<0,5
VMP (L)	0,2 a 2,0	6,0 a 9,5	15	5,0
LQ	0,2	2 a 13	5	0,5

Em relação aos poços onde não havia sido feito qualquer monitoramento até então e onde nunca houve nenhum tratamento por parte dos proprietários, pode-se avaliar que o Poço 03, na Localidade de Pedra Grande, está com pH de 5,2, quando os valores de referência devem ficar de 6,0 a 9,5, o que se conclui que a água no local é considerada ácida. O possível motivo do pH da água estar em 5,2 pode ser a elevada presença de matéria orgânica no poço 3, conforme Amaral et al. (2000). Também foi observado que os três poços apresentaram cloro residual abaixo de 0,2 mg/L, o que já era esperado pois esses poços não recebem tratamento com Cloro. Os dados dos parâmetros microbiológicos dos três poços pesquisados em propriedades particulares estão indicados no Quadro 4.

Quadro 4: Resultados dos ensaios microbiológicos de poços particulares

Localidade Poço	Ensaio microbiológico	
	Coliformes Totais	<i>Escherichia Coli</i>
Santa Manoela	Presença	Presença
Cabriúva	Presença	Presença
Pedra Grande	Presença	Presença
VMP (L)	Ausência em 100mL	Ausência em 100mL

Nos ensaios microbiológicos dos poços particulares nota-se tanto a presença de Coliformes Totais quanto da bactéria *Escherichia Coli*. Conforme Silva et al. (2013), Coliformes Totais são bactérias ambientais, e seu número elevado tem relação com a biodegradação de matéria orgânica, como folhas e galhos, sugerindo contato direto da água com esse material em decomposição. A presença da bactéria *Escherichia Coli* pode ter ocorrido devido aos poços não serem devidamente protegido, não evitando o acesso de animais pequenos. Sendo assim, os três poços não estão de acordo com a Portaria de Consolidação N° 5 do Ministério da saúde em relação a esses parâmetros, sendo a água deles imprópria para o consumo humano.

Avaliação de glifosato na água de poços sem monitoramento

O poluente glifosato foi escolhido para análise nessa etapa porque a região conta com muitas propriedades agrícolas e ele é um agrotóxico comumente utilizado pelos pequenos agricultores dessa região. Outro fator que contribuiu para sua escolha é o fato dele nunca ter sido monitorado na região, tanto que nenhum dado referente à sua concentração na água da cidade foi registrado.

No Quadro 5 é possível visualizar os resultados dos ensaios realizados para testar a presença de glifosato na água. A coleta da água foi realizada juntamente com as demais, ficando a amostra condicionado no laboratório sete dias, com todos os devidos cuidados para preservar sua integridade.

Quadro5: Resultados dos ensaios para glifosato nos poços particulares

Localidade Poço	Glifosato (µg/L)	Incerteza
Santa Manoela	<30	2,2
Cabriúva	<30	2,2
Pedra Grande	<30	2,2
LQA	30	

Em nenhuma amostra testada foi detectada a presença maior que 30 µg/L do produto, sendo que o valor máximo admitido do poluente é de 500 µg/L, conforme o Anexo 7 do Anexo XX da Portaria de Consolidação N° 5, do Ministério da Saúde. Esse resultado negativo tem relação principalmente pelo isolamento dos poços, que pode ter contribuído para manter a qualidade da água para esse parâmetro. Outro fator que possivelmente contribuiu para esse resultado negativo é relacionado ao comportamento do glifosato no solo. A região tem à adoção de práticas conservacionistas como o plantio direto. Este sistema, devido ao acúmulo de matéria orgânica e resíduos culturais no ambiente de aplicação, favorece a adsorção do glifosato, dado sua afinidade pela matéria orgânica (SOUZA, 2014).



Comentários finais

Conforme descrito, a água de cada poço do município de Paverama, RS é bombeada para um reservatório, onde o técnico responsável pelo monitoramento e tratamento da água realiza sua desinfecção por meio de adição de Hipoclorito de Sódio líquido (NaClO) 11%. Ao todo foram fornecidos, pela Prefeitura Municipal de Paverama, RS, dados de 11 poços e esses dados foram complementados com a coleta e análise de mais três poços, sendo que nesses três poços foram feitas tanto análises dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos quanto à análise para detecção de glifosato na água. Este poluente foi escolhido porque a região conta com muitas propriedades agrícolas e ele é um agrotóxico comumente usado pelos pequenos agricultores dessa região.

Analisando os dados coletados junto a Prefeitura Municipal de Paverama, RS, pode-se concluir que todos os parâmetros físico-químicos (cloro residual livre, pH, cor aparente, fluoreto e turbidez) e todos os parâmetros Microbiológicos (Bactérias Heterotróficas, Coliformes Totais e *Escherichia coli*) avaliados atendem os limites estabelecidos na Portaria de Consolidação Nº 5 do Ministério da Saúde, o que não quer dizer que a água seja considerada potável, pois muitos parâmetros podem ser avaliados e não são verificados pelo Município. É importante ressaltar que a Prefeitura Municipal de Paverama, RS é constantemente fiscalizada pela 16ª Coordenadoria Regional de Saúde (CRS) e ela exige atualmente, que apenas esses parâmetros sejam monitorados constantemente.

Em relação aos poços particulares pode-se perceber que nos três pontos foi detectada a presença de Coliformes Totais e da bactéria *Escherichia Coli*, o que indica contaminação da água por esses microrganismos. A contaminação por coliformes pode ter ocorrido pela elevada presença de matéria orgânica em decomposição nos poços. Em relação da bactéria *Escherichia Coli*, a contaminação pode ter ocorrido devido ao acesso de pequenos animais aos poços, sendo eles desprotegidos. Com isso se reforça a importância da desinfecção da água antes do consumo, pois esses microrganismos podem ser facilmente eliminados com a sua cloração. Outro ponto verificado no Poço 3, em propriedade particular, é que o pH foi de 5,2, fazendo com que a água do local seja considerada ácida. E foi justamente esse poço que apresentou cor aparente (<5,0) e Turbidez (<0,5) resultados menores dentre os poços particulares, o que reforça que uma água límpida não necessariamente é própria para o consumo. Foi também esse poço 3 que apresentou visivelmente maior concentração de matéria orgânica que, devido sua oxidação, pode ter contribuído para a detecção do pH ácido.

Sobre as análises realizadas nos três poços particulares para detecção do poluente emergente glifosato, não foi verificada a presença da substância e nenhuma das amostras. Em relação à água fornecida pelo município, o parâmetro glifosato não é monitorado, mesmo estando presente na Portaria de Consolidação Nº 5 do Ministério da Saúde. Esse é um ponto destacável, pois a Portaria de Consolidação Nº 5 do Ministério da Saúde existe e, de certa forma, não é exigida na íntegra para os municípios, sendo apenas alguns parâmetros básicos monitorados. Sendo assim, surge a dúvida de porque se tem tantos parâmetros importantes na Portaria de Consolidação Nº 5, se, nem sequer os próprios municípios, principais fornecedores de água a população em municípios pequenos, são obrigados a cumpri-la? Como fazer, por exemplo, que a empresa fornecedora de água, controlada pelo Governo do Estado do Rio Grande do Sul, exija o monitoramento desses parâmetros? É um desafio muito grande. Espera-se que a solução seja a exigência e a fiscalização, e não a flexibilização.

Referências Bibliográficas

Ananias, N. T.; 2012. Educação Ambiental e água: concepções e práticas educativas em escolas municipais. 175 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação, 2012.

Brasil. Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Ministério da Saúde**, p. 926, 2017.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); 2024. Cidades e estados do Brasil. Disponível em : <https://cidades.ibge.gov.br>

Google Earth; 2020. Município de Paverama, RS. Disponível em: <https://earth.google.com/web/search/Municipio+de+Paverana,+RS,+Brasil/@-29.575,-51.7275438,279.76408818a,40436.33741965d,35y,0h,0t,0r/data=CigiJgokCeA2nAYtbjNAEd82nAYtbjPAGWCnZ3HVjD9AIQFG6R4rPFHAOgMKATA>

Míngoti, R.; Spadotto, C. A.; Moraes, D. A. de C.; 2016. Suscetibilidade à contaminação da água subterrânea em função de propriedades dos solos do Cerrado brasileiro. **Pesq. agropec. bras.**, Brasília, v.51, n.9, p.1252-1260.

Otenio, M. H. *et al.*; 2010. **Cloração da Água para Propriedades Rurais**. Comunicado Técnico 60. Juiz de Fora: EMPRAPA. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/875235>

Silva, C. A. da *et al.*; 2013. Potabilidade da água de poços rasos em uma comunidade tradicional, Curitiba-PR. **Revista Biociências, Taubaté**, v. 19, n. 2, p. 88–92.



Soares, A. dos A.; Vidal, C. G. de M.; 2017. **Direito à saúde, escassez e judicialização: uma tríade de paradoxos.** 95 F. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Serviço Social), Universidade Federal da Paraíba (UFPb), João Pessoa, Pb, 2017.

Souza, M. A. de; 2014. Risco de contaminação da água por glifosato: Validação do modelo A.R.C.A. em uma lavoura de soja no entorno do Distrito Federal. (Tese de Doutorado em Engenharia Florestal), Publicação PPGEFL. TD – 38/2014 Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade de Brasília.

Yamaguchi, M. U.; Cortez, L. E. R.; Ottoni, L. C. C.; Oyama, J.; 2013. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. **Mundo da Saúde**, São Paulo; v.37, n.3, p:312-320



DIAGNÓSTICO PARTICIPATIVO DAS CONDIÇÕES SOCIAIS, AMBIENTAIS E DE ACESSO A ÁGUA DO ASSENTAMENTO RURAL PEQUENO WILLIAM, DISTRITO FEDERAL

1Victor Henrique de Souza Araujo, 2Yovanka Pérez Ginoris, 3Ricardo Tezini Minoti, 4Ana Lis Santana Costa 5Felipe Henrique Rodrigues 6Isabella Karoline Lima Santos 7Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento

1 Universidade de Brasília, e-mail: victorhsa9@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: yovanka@unb.br;

3 Universidade de Brasília, e-mail: rtminoti@unb.br 4 Universidade de Brasília, e-mail: analis.corsa@gmail.com

5 Universidade de Brasília, e-mail: felipe.henrique.fr@gmail.com 6 Universidade de Brasília, e-mail: isawklima@gmail.com

7 Universidade de Brasília, e-mail: carlostadeu@unb.br

Palavras-chave: Saneamento Rural, Qualidade da Água, Diagnóstico Participativo.

Resumo

O acesso humano à água segura, suficiente e fisicamente acessível é um direito universal determinado pela Organização das Nações Unidas (ONU) e está intimamente relacionado à promoção da saúde humana. Apesar disso, dados publicados na esfera global apontam para uma considerável parcela da população mundial sem acesso à água potável, realidade que se agrava nas áreas rurais, marcadas por uma complexidade relacionada às pluralidades demográficas, ambientais, socioculturais e econômicas das comunidades rurais. No Brasil, uma pequena parcela da população rural possui seu abastecimento de água através de redes de distribuição, com a maioria atendida por outras formas de abastecimento. No Distrito Federal, unidade da Federação com um dos melhores índices de atendimento por redes de distribuição de água, em 2017, apenas 15% da população rural era atendida por sistemas ligados a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), sendo o restante da população abastecida por fontes individuais com baixo ou nenhum controle de qualidade, segundo o Plano Distrital de Saneamento Básico desse ano. Os diagnósticos são uma importante ferramenta para o entendimento das realidades nas áreas rurais e dos desafios para a elaboração e proposição de soluções adequadas para cada caso. Face a esse cenário, este trabalho teve como objetivo o desenvolvimento de diagnóstico participativo das condições sociais, ambientais e de acesso à água do Assentamento Pequeno William localizado no Distrito Federal, por meio de aplicação de entrevistas semiestruturadas, observações, monitoramento de qualidade da água das fontes de abastecimento, assim como a caracterização ambiental da comunidade, para subsidiar a proposta de soluções para a melhoria do abastecimento de água de acordo com as condições sanitárias, ambientais e socioculturais da comunidade. Foi realizado, quinzenalmente, no período de abril a maio de 2024, o monitoramento da água nas fontes de abastecimento de 6 domicílios da comunidade (poços superficiais, poço profundo e captação superficial) quanto aos parâmetros turbidez, cor aparente, cor verdadeira, condutividade, salinidade, pH, coliformes totais e *Escherichia coli*. Além disso, foram aplicadas entrevistas semiestruturadas aos moradores dos domicílios abordando aspectos sociais, de acesso e demanda de água, além de aspectos ligados a outros eixos do saneamento básico. Por fim foi realizada a caracterização ambiental por meio de ferramentas de geoprocessamento usando o software ArcGIS Pro, para auxiliar no entendimento dos aspectos ligados ao acesso à água dos domicílios. Dos 6 domicílios, 5 são abastecidos por poços superficiais e 1 por poço profundo, além disso um dos domicílios utiliza água de captação superficial. Os resultados apontaram inadequação de todas as fontes de água monitoradas em relação ao padrão de potabilidade estabelecido na Portaria nº888/21, já que das 7 fontes monitoradas 3 tiveram média e mediana acima do valor máximo permitido (VMP) para turbidez e 4 acima do VMP para cor aparente. Além dos resultados ligados à qualidade microbiológica, com presença de coliformes totais em todas as amostras de água analisadas, além de *E. coli* em 5 dos 7 pontos estudados, indicando risco no que tange a doenças de veiculação hídrica. A partir das entrevistas semiestruturadas identificou-se que a maioria dos moradores desenvolvem atividades laborais no assentamento, com sustento por meio de produção agrícola orgânica e artesanato. Em relação às fontes de água foi identificado que 2 domicílios têm captações de água pluvial como complementação do abastecimento. Quanto a quantidade de água 3 moradores relataram ter problemas de diminuição do volume de água para uso na época de estiagem e dois dos domicílios apresentaram a necessidade de coleta de água para consumo. Foi identificado a partir das análises de qualidade da água e da entrevista uma alta concentração de ferro na água do poço profundo (P4), atingindo o valor de 6mg/L, muito superior ao valor máximo permitido pela legislação em água para consumo humano. Quanto a existência de outros serviços de saneamento, foi verificado que em 6 dos domicílios avaliados as águas residuárias recebem tratamento por fossas sépticas biodigestoras econômicas e em um dos domicílios os esgotos são dispostos em fossa rudimentar, a qual se identificou a localização na área de maior elevação da comunidade, por meio da caracterização por geoprocessamento, a qual também permitiu verificar que o assentamento se localiza na união entre duas bacias hidrográficas, com uso e cobertura em sua maioria de cerrado na forma savânica em seu interior, mas com algumas áreas de agricultura que se estendem para as imediações da poligonal. As análises de pedologia e hidrogeologia apresentaram o latossolo como domínio intragranular e os sistemas Paranoá e Canastra como domínios fraturados. Conclui-se pelo diagnóstico a probabilidade de contaminações nos poços superficiais P2 e P5, ocasionadas pelo efluente da fossa rudimentar e no poço P6 pelo efluente da fossa instalada em nível superior ao poço. A partir dos resultados obtidos, constata-se a importância da educação ambiental e sanitária da comunidade para melhor entendimento da qualidade da água destinada a consumo humano, as relações entre os diferentes eixos do saneamento básico, assim como a importância implantação de soluções para a melhoria do abastecimento de água na comunidade considerando os aspectos de quantidade e qualidade, o que se deixa como recomendação.



Introdução

A Organização das Nações Unidas (ONU) define o direito humano à água, como aquele que habilita todas as pessoas ao acesso à água suficiente, segura, acessível fisicamente e disponível para usos pessoal e doméstico (ONU, 2002). Apesar disso, o relatório elaborado pela mesma organização apontou que aproximadamente 25% da população mundial não tinha acesso à água potável em 2022 (ONU, 2023). Esta realidade se agrava quando se trata das áreas rurais, caracterizadas pela pluralidade demográfica, ambiental, sociocultural e econômica.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento (SNIS), em 2021, apenas 30,9% da população das áreas rurais era atendida por rede de abastecimento de água, resultando num montante populacional de aproximadamente 21 milhões de pessoas sem acesso a este serviço, se considerados os dados populacionais do Censo de 2022 (IBGE, 2023).

O Distrito Federal é uma das unidades da Federação com maior nível de atendimento de abastecimento de água por redes de distribuição. Dados do SNIS apresentam a porcentagem de 99,5% de cobertura desse serviço para a região. A população considerada na amostra, porém, foi 97% urbana, de forma que o atendimento nas áreas rurais não fica evidente nos dados divulgados.

O Plano Distrital de Saneamento Básico (PDSB) elaborado no ano de 2017, apresentou o fato de que parte da população rural é atendida pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal – CAESB, por meio de sistemas independentes. Esta população atendida representava, porém, apenas 15% da população rural do Distrito Federal. O restante da população, segundo o Plano Distrital, era atendida por fontes individuais de abastecimento com baixo ou nenhum controle de qualidade da água (GDF, 2017).

O Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), publicado em 2019 pela Funasa, teve como objetivo a exposição de um panorama sobre o saneamento rural no Brasil e a proposta de diretrizes e estratégias para o aumento da eficácia das ações de saneamento nas áreas rurais do país. Este foi elaborado com base em diversos levantamentos de dados secundários e pesquisas de campo realizadas em algumas comunidades representantes de diferentes ruralidades, ou seja, diferentes realidades ambientais, socioculturais, demográficas e cotidianas de forma coerente com a pluralidade encontrada atualmente no campo.

O levantamento de informações ligadas ao acesso e demandas por água, fatores ambientais, demográficos e socioculturais de comunidades rurais através de diagnósticos vêm mostrando uma tendência crescente na esfera mundial, principalmente no contexto dos países considerados “em desenvolvimento”, com o objetivo de entender as situações iniciais de saneamento nessas comunidades. Na realidade brasileira existem também exemplos de diagnósticos junto a comunidades por meio da aplicação de entrevistas semiestruturadas e observações dos hábitos e da rotina diária dos membros das comunidades, como as pesquisas de campo relatadas por Roland et al. (2019).

Essas ferramentas possibilitam um entendimento das realidades e dinâmicas relacionadas ao saneamento através de uma perspectiva, além da técnica, o que pode auxiliar na elaboração de soluções para os desafios encontrados que sejam coerentes com os hábitos, cultura e realidade social da comunidade para os desafios encontrados.

Dessa forma, o presente estudo propõe-se a desenvolver o diagnóstico participativo das condições socioambientais e de acesso à água do Assentamento Pequeno William localizado no Distrito Federal, por meio de aplicação de entrevistas semiestruturadas, observações, monitoramento de qualidade da água das fontes de abastecimento, assim como a caracterização ambiental da comunidade, com vista a subsidiar a proposição de soluções para a melhoria do serviço de abastecimento de água adequadas às realidades sanitárias, ambientais, demográficas e socioculturais das comunidade.

Ressalta-se que no âmbito deste artigo serão abordadas as metodologias e resultados relacionados ao diagnóstico participativo, que subsidiará a seleção de soluções tecnológicas de abastecimento de água da comunidade objeto de estudo.

Material e Métodos

Comunidade de estudo

O Assentamento Pequeno William é uma comunidade rural ligada ao Movimento dos Trabalhadores Rurais Sem Terra (MST), localizada na região administrativa de Planaltina-DF, na unidade hidrográfica Alto Rio São Bartolomeu, na bacia do Rio São Bartolomeu.

A comunidade foi instalada no ano de 2010, atualmente é formada por 22 famílias residentes e tem como principal atividade a produção agroecológica, principalmente de hortaliças. O abastecimento de água do assentamento se dá por sistemas individuais, em sua maioria por poços superficiais, também conhecidos como poço simples ou poço caipira, escavados manualmente para captação de água subterrânea em pequenas profundidades, mas há também alguns poços profundos que abastecem alguns domicílios. A Figura 1 apresenta a localização da comunidade.

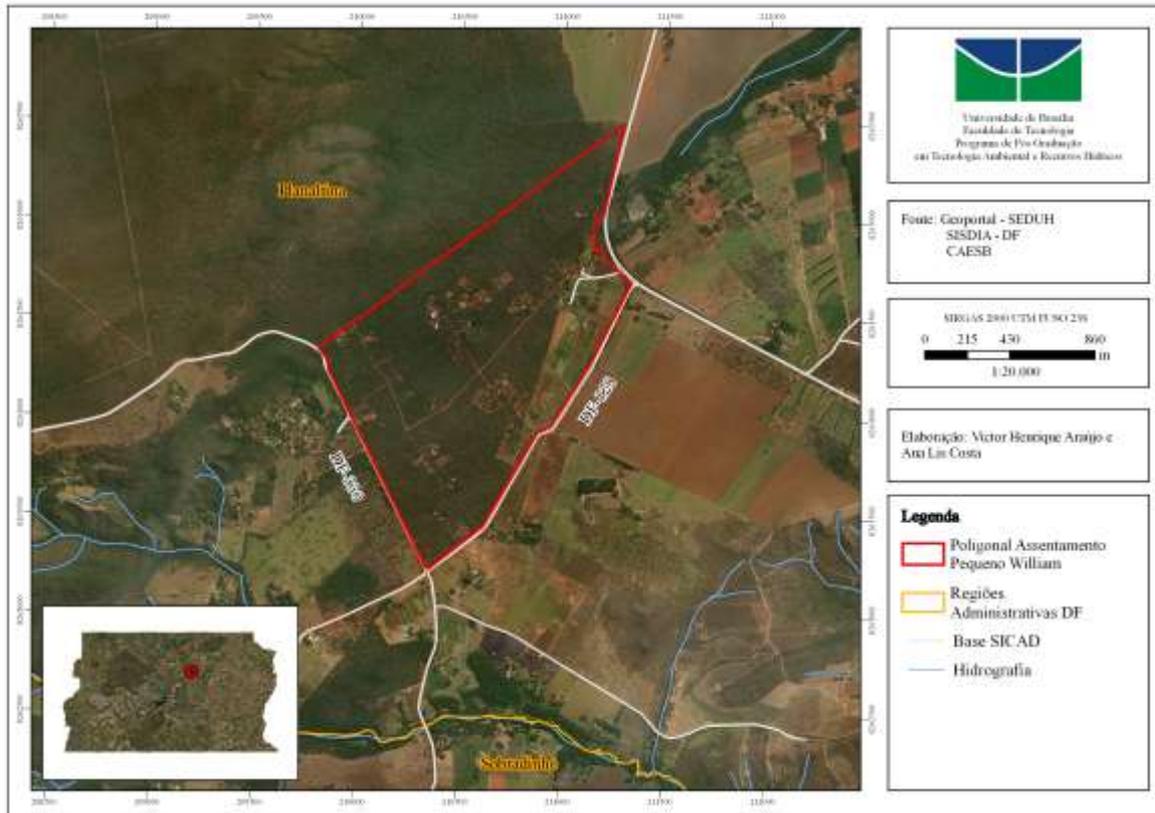


Figura 1: Localização Assentamento Pequeno William.

Ferramentas do Diagnóstico

A fim de compreender as características e dinâmicas da comunidade rural, para identificar como esses aspectos podem influenciar na relação das comunidades com a água e com as possíveis soluções de abastecimento, foi realizado um diagnóstico que incorpora as características sociais da comunidade, as condições ambientais da área de localização, assim como as condições de acesso à água dos domicílios contemplados no estudo.

Para a coleta das informações de acesso à água foram utilizadas como ferramentas o monitoramento de qualidade da água nas fontes de abastecimento dos domicílios incluídos na pesquisa e entrevistas semiestruturadas com os moradores. As informações ligadas as características sociais e rotina dos moradores foram adquiridas utilizando a entrevista semiestruturada como ferramenta. Já a caracterização das condições ambientais da área da comunidade foi realizada por meio da aplicação de ferramentas de geoprocessamento, utilizando o software ArcGIS Pro versão 3.1 de 2023.

Monitoramento de qualidade da água

O monitoramento de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade da água nas fontes de abastecimento dos domicílios foi realizado durante o período de abril a maio de 2024 e incluiu a análise *in loco*, em saídas de campo, e no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) da UnB. Os parâmetros, métodos de detecção, instrumentos e locais de medição estão contidos na Tabela 1.

Tabela 1: Parâmetros de qualidade de água incluídos no monitoramento

Parâmetro	Método de detecção	Instrumento	Local da medição
Cor aparente	Colorimétrico	Colorímetro	LSA (UnB)
Cor verdadeira	Colorimétrico	Colorímetro	LSA (UnB)
Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro	Em campo
pH	Potenciométrico	Potenciômetro	LSA (UnB)
Coliformes totais	Substrato cromogênico	Colilert (IDEXX)	LSA (UnB)
<i>E.coli</i>	Substrato cromogênico	Colilert (IDEXX)	LSA (UnB)
Condutividade	Eletrométrico	Condutivímetro	LSA (UnB)
Salinidade	Eletrométrico	Condutivímetro	LSA (UnB)



As amostras analisadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA) foram coletadas em campo conforme as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras (ANA, 2024), em recipiente adequado, mantendo as amostras sob resfriamento em caixas em térmicas de isopor, com transporte realizado em prazo inferior a uma hora. Uma vez no laboratório, as amostras foram analisadas dentro do prazo de 24h.

Além desses parâmetros analisados em todas as amostras coletadas, foi realizada uma análise pontual de ferro total pelo método colorimétrico da fenantrolina (APHA, 2017), na água coletada no poço P4, devido ao seu aspecto visual e relatos dos moradores, indicativos de possíveis altos níveis deste elemento.

Entrevistas semiestruturadas

A aplicação de entrevistas teve como objetivo a aquisição de dados e informações de forma direta com os moradores sobre a organização e dinâmica da comunidade, seus hábitos cotidianos, sua visão sobre a água utilizada para consumo do domicílio, em termos qualitativos, quantitativos e de acessibilidade, além das suas demandas de uso da água no dia a dia e aspectos relacionados a outros serviços de saneamento, como esgotamento sanitário e gestão dos resíduos sólidos.

O questionário foi aplicado de forma que as perguntas foram realizadas pelo pesquisador, de maneira intensiva, e as respostas dos moradores registradas pelo próprio entrevistador. Esta metodologia teve como objetivo padronizar as formas de registro das informações e evitar a não compreensão de algumas das perguntas por parte dos entrevistados.

É importante salientar que as entrevistas ocorreram seguindo a metodologia semiestruturada, ou seja, além das perguntas já formuladas, houve espaços para relato livre dos entrevistados e registros livres do pesquisador, possibilitando a obtenção de informações não previstas originalmente na elaboração do questionário.

Caracterização ambiental

A caracterização ambiental da área de localização da comunidade a partir de aspectos apresentados pelo PNSR, na condicionante ambiental do eixo de tecnologia, foi desenvolvida com o intuito de auxiliar as discussões dos resultados obtidos no monitoramento de qualidade da água e nas entrevistas semiestruturadas. Dentre estes aspectos foram incluídos a quantidade, qualidade e disponibilidade de recursos hídricos, relevo, tipos de solo e vegetação. Com base nos aspectos avaliados, foram confeccionados os produtos cartográficos apresentados na Tabela 2.

Tabela 2: Produtos cartográficos produzidos na caracterização ambiental da área associada ao Assentamento Pequeno William (DF)

Informação geográfica	Objetivo
Bacias Hidrográficas	Identificar a macro e a microbacia nas quais a comunidade está inserida
Uso e cobertura	Caracterizar as atividades realizadas e a vegetação presente no interior e nas áreas vizinhas à comunidade.
Declividade	Identificar as direções do escoamento de base.
Hidrogeologia	Investigar a disponibilidade de água subterrânea nos domínios poroso e fraturado na área de estudo.
Pedologia	Caracterizar os tipos de solo presentes nas áreas de estudo.
Localização dos poços e fossas.	Analisar a possibilidade de contaminação da água captada pelas fossas sépticas ou rudimentares presentes nas propriedades.

Resultados e Discussão

Monitoramento de qualidade da água

As análises de qualidade da água das fontes de abastecimento dos domicílios incluídos na pesquisa foram realizadas a partir de 5 amostras de água coletadas nos meses de abril e maio de 2024. Ressalta-se que no início do mês de abril ainda houve precipitações no Distrito Federal e no mês de maio iniciou-se o período de estiagem no Distrito Federal, possibilitando análises de qualidade da água de amostras coletadas em dois cenários distintos.

Os pontos de coleta foram identificados por códigos relacionados aos 6 domicílios amostrados. Os pontos P1, P2, P3, P5 e P6 referem-se a poços superficiais utilizados como fontes de abastecimento nos domicílios 1, 2, 3, 5 e 6, respectivamente. O ponto P4 corresponde a um poço profundo do respectivo domicílio 4 e o ponto P1N a uma captação de fonte superficial em nascente realizada para complementação do abastecimento do domicílio 1.

Os valores de turbidez da água nos pontos monitorados, medidos *in loco*, no período de análise são apresentados na Figura 2.

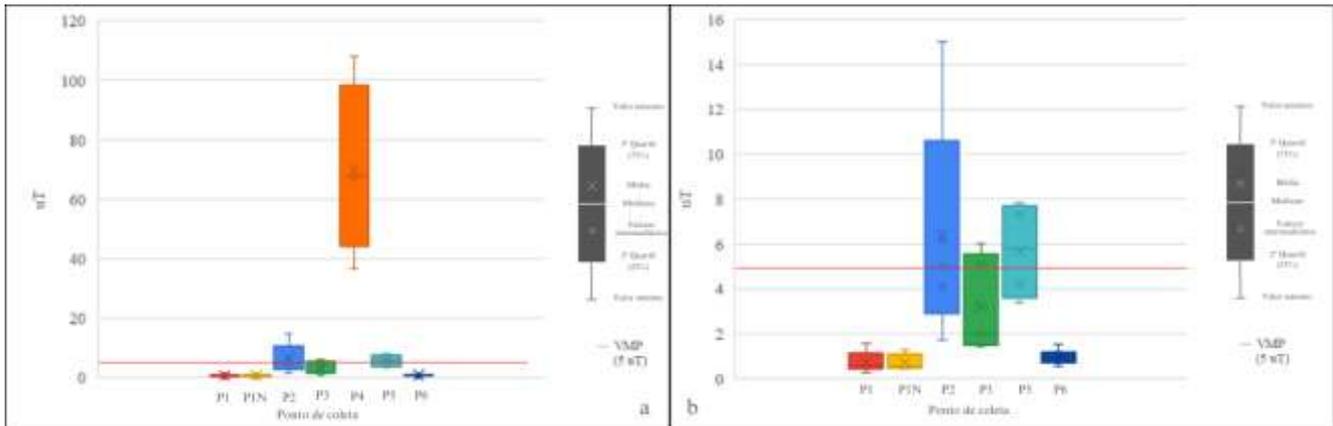


Figura 2: (a) Gráficos de caixa referente à turbidez da água de todos os pontos monitorados(a) e turbidez com exclusão do ponto P4 para melhor visualização da variabilidade do parâmetro nos demais pontos(b).

A turbidez é um parâmetro físico relacionado a presença de sólidos suspensos na água, sendo considerado indicativo do nível de segurança microbiológica da água, já que microrganismos podem alojar-se nesses sólidos. Esse parâmetro também é considerado padrão organoléptico de potabilidade pela Portaria nº888/21, ou seja, de aceitação estética pela população, tendo como limite o valor de 5 uT.

As medidas realizadas indicaram que somente os domicílios 1 e 6 possuíam águas para abastecimento dentro do valor máximo permitido (VMP) no período enquanto o resto dos domicílios tiveram ao menos uma amostra com valor de turbidez acima do padrão de potabilidade preconizado pela legislação. Dentre esses pontos, somente o ponto P3 apresentou valores com média e mediana abaixo do VMP, sendo, que o resto das amostras de água analisadas tiveram valores acima deste nível.

Ressalta-se que no ponto P4 (poço profundo), a água apresentou valores de turbidez consideravelmente maiores que nos outros pontos, sendo o menor valor observado de 38 uT e atingindo até 108 uT em uma das amostras analisadas. O comportamento atípico da turbidez em conjunto com os relatos dos moradores motivou a realização da análise de ferro total na última amostra coletada no período, sendo encontrada concentração de 6 mg/L na água do poço profundo.

O gráfico de caixa referente aos valores dos parâmetros de cor aparente e cor verdadeira estão ilustrados na Figura 3.

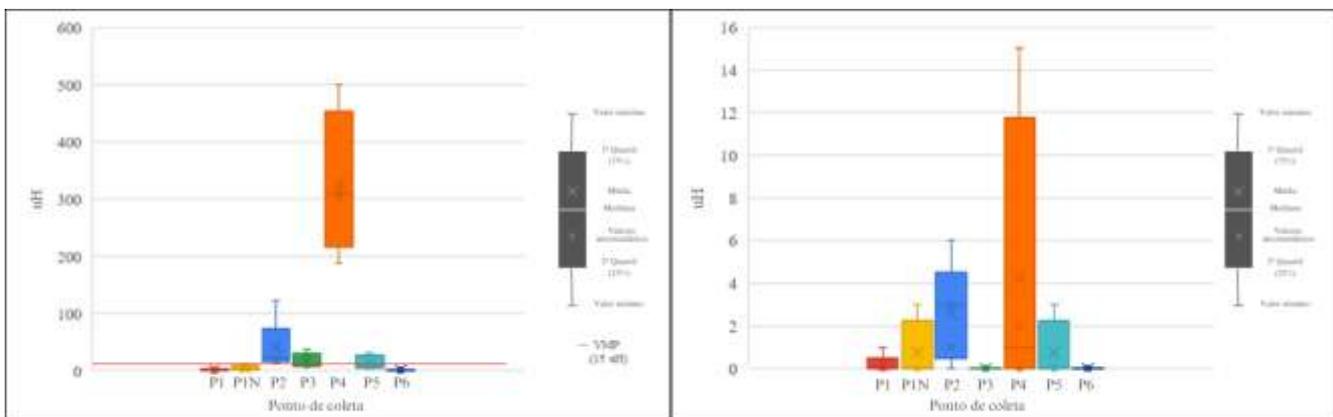


Figura 3: Gráficos de caixa referentes à cor aparente(a) e cor verdadeira(b) nos pontos monitorados.

A cor da água está relacionada à presença de sólidos dissolvidos resultantes da degradação da matéria orgânica natural e são representados, principalmente, pelas substâncias húmicas. A cor aparente da água, segundo Piveli e Kato (2006) é a coloração visualizada pelo ser humano, tendo efeito conjunto da absorção de radiação eletromagnética pelos sólidos dissolvidos, e da absorção, dispersão e reflexão nos sólidos suspensos, causadores de turbidez. A cor aparente é considerada padrão de potabilidade organoléptico na Portaria nº888/21, com valor máximo permitido de 15 uH. Assim como os valores de turbidez, somente nos pontos P1 e PIN todas as amostras analisadas atenderam ao limite de cor aparente estabelecido pela legislação. Com tudo, de forma similar à turbidez, no ponto P4 novamente foram registrados os maiores valores de cor aparente, com máximo fora da faixa de detecção do método colorimétrico utilizado.

Foi possível identificar que o domicílio P4 registrou o máximo valor de cor verdadeira de 15 uH, porém a média aritmética dos valores desse parâmetro nas amostras analisadas foi 4,2 uH e a mediana de 1 uH, demonstrando que este valor elevado foi pontual e causado, provavelmente, pelo nível de ferro Fe^{3+} na amostra de água analisada. Em relação às fontes de água dos outros domicílios, apenas o ponto P2 apresentou cor verdadeira com mediana diferente de 0 uH, indicando a presença de sólidos dissolvidos neste poço, provavelmente por conta da degradação de matéria orgânica natural.

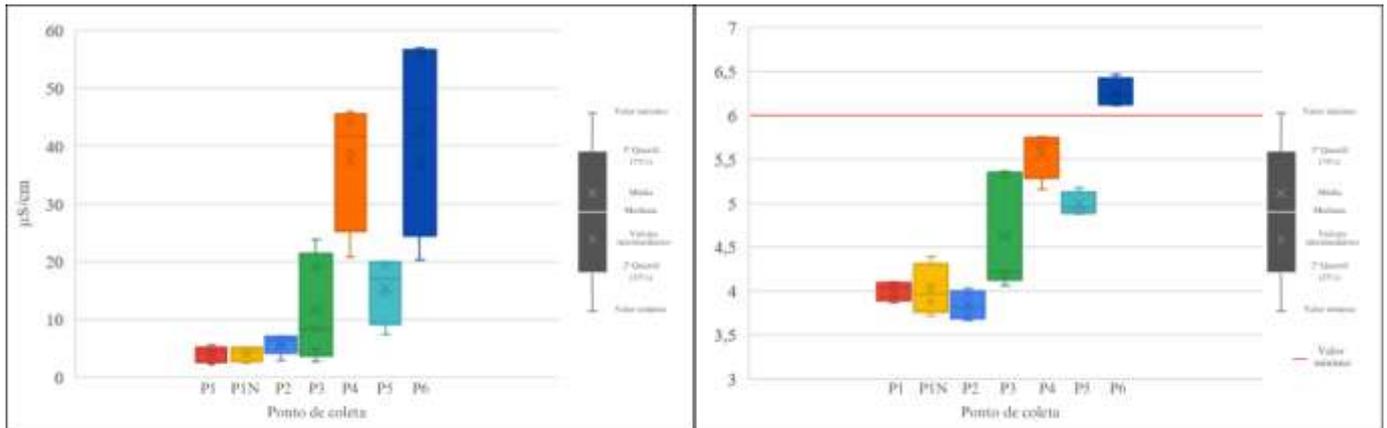


Figura 4: Gráficos de caixa referentes à condutividade elétrica(a) e pH(b) nos pontos monitorados.

A condutividade elétrica está relacionada a corrente elétrica gerada por eletrólitos presentes na água e pode ser uma medida para o entendimento da quantidade de sais (cátions e ânions) presentes na água, sendo expresso normalmente em microsiemes por centímetro ($\mu\text{S}/\text{cm}$). Outros parâmetros relacionados à condutividade são a salinidade, que expressa a quantidade de sais dissolvidos, em parte por mil, e os sólidos totais dissolvidos (STD) em mg/L. Ressalta-se que a condutividade elétrica é medida usual de qualidade das águas subterrâneas, porém não tem limite estabelecido na Portaria nº888/21, a qual estabelece os sólidos totais dissolvidos como padrão organoléptico, na faixa de 500 mg/L. A condutividade também pode ser um parâmetro indicador de poluição de corpos hídricos superficiais ou subterrâneos por sólidos inorgânicos dissolvidos, o que pode indicar contaminação por esgotos (Von Sperling, 1996).

Segundo Hem (1985) a relação entre condutividade elétrica e STD em águas naturais respeita uma constante de conversão no intervalo de 0,55 a 0,75. Realizando-se essa conversão para os resultados apresentados na Figura 4(a), obtém-se como valor mais elevado de STD, utilizando o valor superior de constante de transformação (0,75), a concentração de 42,7 mg/L para o valor máximo do ponto P6, o que demonstra que, no que concerne a STD, a água atende ao padrão de potabilidade em todas as fontes de abastecimento monitoradas.

O pH da água, está relacionado a presença de prótons H^+ . De acordo como a Portaria nº888/21, este parâmetro deve manter-se na faixa de 6 a 9 na água destinada ao consumo humano. Foi possível evidenciar que apenas no ponto P6 a água manteve valores de pH dentro dessa faixa, enquanto nos outros pontos, em todas as amostras analisadas a água apresentou níveis de pH abaixo 6, com valor máximo de 5,8 na água do ponto P4 e o valor mínimo de 3,7 na água oriunda do ponto P2. Esses valores, menores, porém, são naturais em águas devido a influência do pH do solo na água, e não são prejudiciais a saúde.

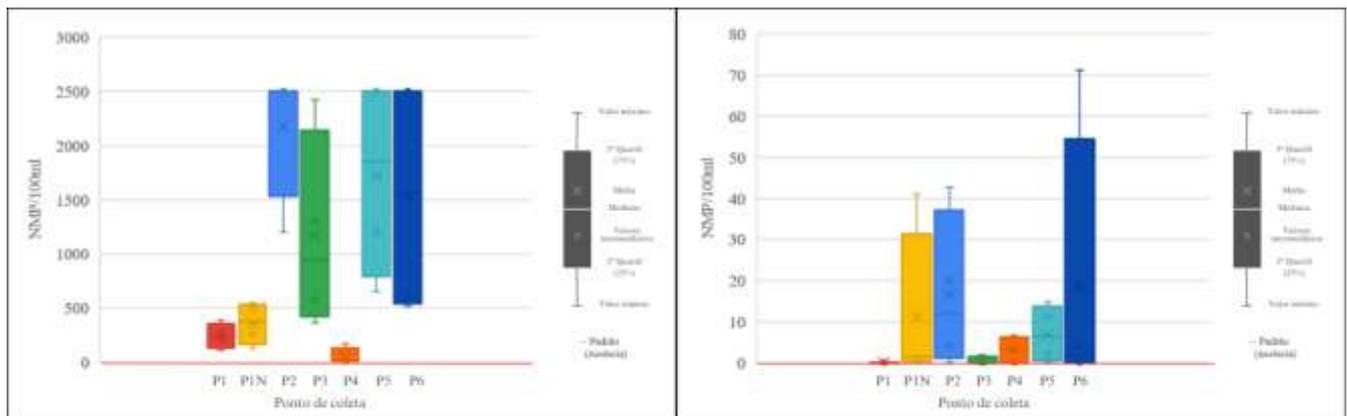


Figura 5: Gráficos de caixa referentes à densidade de Coliformes Totais (a) e densidade de *Escherichia coli* (b).

O padrão microbiológico apresentado na Portaria MS nº888/21 está relacionado a microrganismos indicadores de contaminação fecal, os quais não se reproduzem no meio ambiente, porém se reproduzem no intestino de animais de sangue quente, apresentam-se em maior número e em maior resistência que os patógenos e são de fácil identificação em ambientes onde estão presentes. A legislação brasileira considera como indicadores os Coliformes Totais, grupo constituído por vários gêneros de bactérias que habitam o intestino de animais de sangue quente e alguns encontrados no solo assim como um grupo específico dessas bactérias, denominado *Escherichia coli*, espécie encontrada exclusivamente no intestino de animais de sangue quente.

As análises microbiológicas indicaram presença de Coliformes Totais em todas as amostras de água coletadas. Em todos os pontos monitorados *E.coli* foi detectada em amostras de água provenientes dos pontos P1N, P2, P4, P5 e P6. A presença de Coliformes Totais é comum nos poços superficiais devido a que bactérias desse grupo habitam o solo. Já a presença de *E.coli* indica possível contaminação da água com fezes nos poços dos domicílios P2 e P5, próximos entre si, e do domicílio P6. No



poço P4 uma das amostras analisadas apresentou *E.coli*, porém em baixos níveis, o que pode sugerir uma contaminação da amostra decorrente da manipulação, já que este poço, por ser profundo, possui uma menor susceptibilidade à contaminação microbiológica do lençol freático.

A presença desses microrganismos na água pode ser um indicativo de contaminações por esgoto no interior dos poços superficiais P2, P5 e P6. No caso do ponto P1N, é de se esperar a presença de *E. coli*, pois trata-se de uma fonte de água superficial, que, embora seja um ambiente preservado, está sujeito à circulação de animais silvestres que podem contaminar a água com suas próprias fezes nas proximidades do ponto da captação. Essas evidências demonstram o risco à saúde dos habitantes dos domicílios que utilizam essas fontes de água para consumo, uma vez que aumenta a probabilidade de contrair doenças de veiculação hídrica.

O monitoramento realizado teve limitações relacionadas ao número de parâmetros avaliados, para os quais se desejaria realizar análises referentes à Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal Total e DQO, como sugerido na Portaria MS nº888/21, e identificação de substâncias agrotóxicas, desejo também dos moradores incluídos na pesquisa. Estas análises, porém, não foram realizadas por limitações financeiras deste estudo.

As entrevistas semiestruturadas e a caracterização ambiental da área ocupada pelo assentamento auxiliaram na investigação das possíveis fontes de contaminação das fontes de água de cada domicílio incluído na pesquisa.

Entrevistas semiestruturadas

As entrevistas semiestruturadas possibilitaram a coleta de informações sociais, de acesso e demanda de água que auxiliaram na compreensão dos resultados do monitoramento da qualidade da água das fontes de abastecimento de cada domicílio, além de evidenciar problemas relacionados com a quantidade e acessibilidade da água em alguns domicílios.

As fontes de água utilizadas em cada domicílio foram descritas por cada morador entrevistado e podem ser visualizadas na Tabela 3 junto com a destinação das águas residuárias no domicílio.

Tabela 3: Descrição das fontes de água, usos da água e destinação das águas residuárias nos domicílios estudados

Domicílio	Fonte de água	Descrição	Usos	Destinação das águas residuárias
1	Poço superficial	Poço superficial com 25 metros de profundidade.	Consumo humano, higiene pessoal e psicultura.	Fossa séptica biodigestora econômica.
	Captação superficial	Captação superficial em nascente a cerca de 1,3km.	Limpeza, irrigação e psicultura.	
2	Poço superficial	Poço superficial com 27 metros de profundidade	Consumo humano, higiene pessoal, cocção, limpeza, irrigação e lazer.	Fossa séptica biodigestora econômica.
	Captação pluvial	Captação pluvial simples, pouco usada.	Irrigação.	
	Coleta de água	Durante o período de estiagem coletam água do domicílio P5.	Consumo humano, higiene pessoal, cocção, limpeza, irrigação e lazer.	
3	Poço superficial	Poço superficial com 17 metros de profundidade.	Consumo humano, higiene pessoal, cocção, limpeza, irrigação.	Fossa séptica biodigestora econômica.
4	Poço profundo	Poço profundo com 205 metros de profundidade. Tubulação de ferro.	Higiene pessoal, limpeza, irrigação, dessedentação animal.	Fossa séptica biodigestora econômica.
	Captação pluvial	Captação pluvial simples. Abastece reservatório de 18000L.	Irrigação.	
	Coleta de água	Um dos parentes traz 20 litros de água todos os dias de sua residência para consumo no domicílio.	Consumo humano e cocção.	
5	Poço superficial	Poço superficial com 25 metros de profundidade.	Consumo humano, higiene pessoal, cocção, limpeza, irrigação, psicultura e lazer.	Fossa rudimentar.
6	Poço superficial	Poço superficial com 18 metros de profundidade.	Consumo humano, higiene pessoal, cocção, limpeza, irrigação, dessedentação animal e psicultura.	Fossa séptica.

Na parte inicial das entrevistas foi possível coletar informações associadas ao tipo de relação dos entrevistados com a comunidade assim como o tempo de moradia, o que retornou a informação de que em todos os domicílios os moradores residem no Assentamento por períodos que variam entre 11 e 15 anos. Os domicílios 1, 2 e 5 possuem 3 moradores fixos cada um. No



domicílio 3 moram atualmente 2 pessoas. No domicílio 4 residem 7 pessoas e no 6 reside apenas 1 pessoa. Quanto à atividade laboral, a grande maioria dos entrevistados relatou desenvolver suas atividades somente no Assentamento, com plantios ou técnicas manuais. Somente um morador do domicílio 2 relatou realizar atividade laboral externa ao Assentamento.

Quanto a destinação dos resíduos sólidos todos os entrevistados relataram ter como prática juntar os resíduos e descartá-los em uma caçamba na entrada da comunidade para coleta pelo Serviço de Limpeza Urbana (SLU) do DF uma vez por semana, além de realizarem eventualmente a queima de folhas e podas.

Nos domicílios 1, 2 e 3 os entrevistados relataram sofrer com problemas de quantidade de água durante a época de estiagem. Sendo necessário reduzir o volume de água utilizado para irrigação nos domicílios 1 e 3, o que acaba comprometendo os plantios. Já no domicílio 2 falta água para todos os usos por um período de aproximadamente 4 meses no ano e nesse período o domicílio utiliza água do domicílio 5.

No tocante à acessibilidade à água, foram identificadas precariedades somente no domicílio 4, no qual o entrevistado relatou que existe somente 1 ponto de acesso à água no domicílio, sendo a água coletada em baldes e utilizada praticamente para todos os usos, inclusive descarga do vaso sanitário e banho.

Em relação à qualidade da água foi questionado aos moradores “Na sua opinião, uma água de qualidade está relacionada à:” A Figura 6 apresenta o resultado de tal questão.



Figura 6: Características da água para ser considerada com “boa qualidade” segundo os entrevistados.

Somente no domicílio 4 a água utilizada atualmente não foi considerada pelo entrevistado como de qualidade. O entrevistado relatou que não a considera de qualidade devido ao seu baixo nível de transparência, cheiro e sabor de ferrugem, manchas nas roupas e uma aparente gordura formada em sua superfície quando armazenada.

Apenas os domicílios 2 e 3 relataram já ter realizado algum tipo de limpeza nos reservatórios de água, enquanto o domicílio 3 possui um sistema de tratamento da água por filtração empregando um filtro de disco. Por fim, todos os entrevistados afirmaram que estariam abertos a instalar em seus domicílios um sistema de tratamento de água para consumo se necessário.

As entrevistas realizadas tiveram como limitação a superficial abordagem de pontos ligados a realidade econômica das famílias estudadas, o que poderia dar subsídios mais completos para uma análise econômica de possíveis soluções de abastecimento de água, a partir de métodos de valoração como por exemplo o método de disposição a pagar.

Caracterização ambiental

A Figura 7 apresenta o mapa em que se visualizam as bacias hidrográficas em que se insere o Assentamento Pequeno William, assim como o mapa de uso e cobertura do solo no interior e no entorno da comunidade.

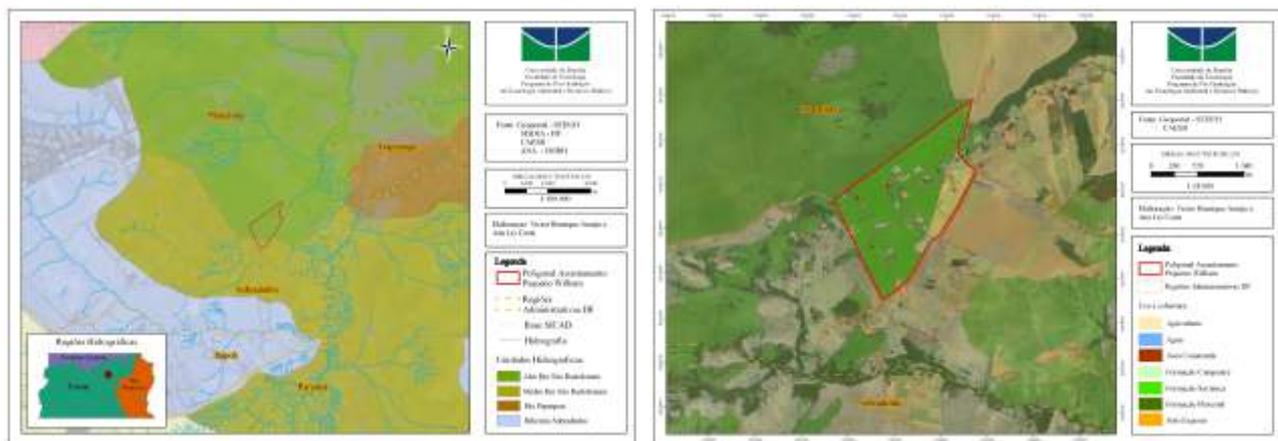


Figura 7: (a) Bacias hidrográficas abrangidas pelo território do Assentamento Pequeno William (DF). (b) Uso e cobertura do solo no interior do Assentamento Pequeno William e na vizinhança da comunidade.

O Assentamento Pequeno William possui sua poligonal em duas bacias hidrográficas, a do Alto Rio São Bartolomeu e a do Médio Rio São Bartolomeu, como apresentado na Figura 7(a) A bacia mais ao norte é coberta por cerrado preservado em

sua forma savânica à noroeste da comunidade e possui extensas áreas de agricultura à nordeste, inclusive em áreas no interior da poligonal, Já a bacia mais ao sul é coberta em sua maior parte de cerrado campestre nas áreas vizinhas à comunidade.

Na Figura 8 é possível visualizar a distribuição espacial dos poços e dos sistemas de esgotamento sanitário utilizados em cada domicílio participante da pesquisa assim como o mapa de declividade do terreno com a localização dos poços e sistemas de esgotamento sanitária

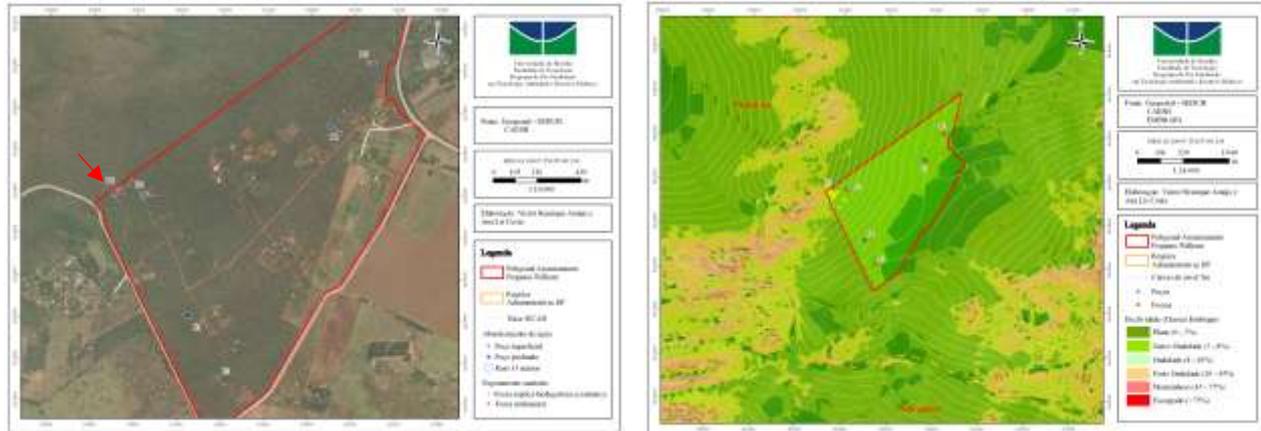


Figura 8: (a) Localização e tipologia dos pontos principais de abastecimento de água e esgotamento sanitário dos domicílios amostrados no Assentamento Pequeno William (DF). (b) Declividade do terreno e posicionamento dos poços e sistemas de tratamento de esgoto.

Foi realizada uma análise de distância entre os sistemas de fossas e os poços de acordo com o disposto na NBR 7229, norma técnica que dispõe sobre o projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, para a qual se estabelece uma distância mínima de 15 metros entre estes sistemas e poços freáticos. Foi constatado que todas as fossas respeitam essa distância, porém no domicílio 3, apesar de ser atendido esse critério a distância entre o poço e fossa encontra-se no limite estabelecido pela norma técnica, não existindo praticamente margem de segurança.

Outra análise realizada se deu por meio da avaliação do posicionamento dos sistemas de fossas sépticas em relação à declividade do terreno. Foi identificado que a fossa rudimentar do domicílio 5 (indicado pela seta vermelha na Figura 8a) encontra-se no ponto mais elevado do assentamento e isso pode estar ocasionando a contaminação por *E. coli* detectada na água do poço desse domicílio assim como na água do poço P2 do domicílio 2, que se localiza próximo ao domicílio 5.

Os aquíferos do Distrito Federal são classificados em três domínios: intergranular, fraturado e físsuro-cárstico. Os domínios são subdivididos em sistemas, que por sua vez são divididos em subsistemas (Campos et al. 2018). A Figura 9 apresenta os mapas de pedologia e hidrogeologia, referentes às classificações desses domínios na área de estudo.

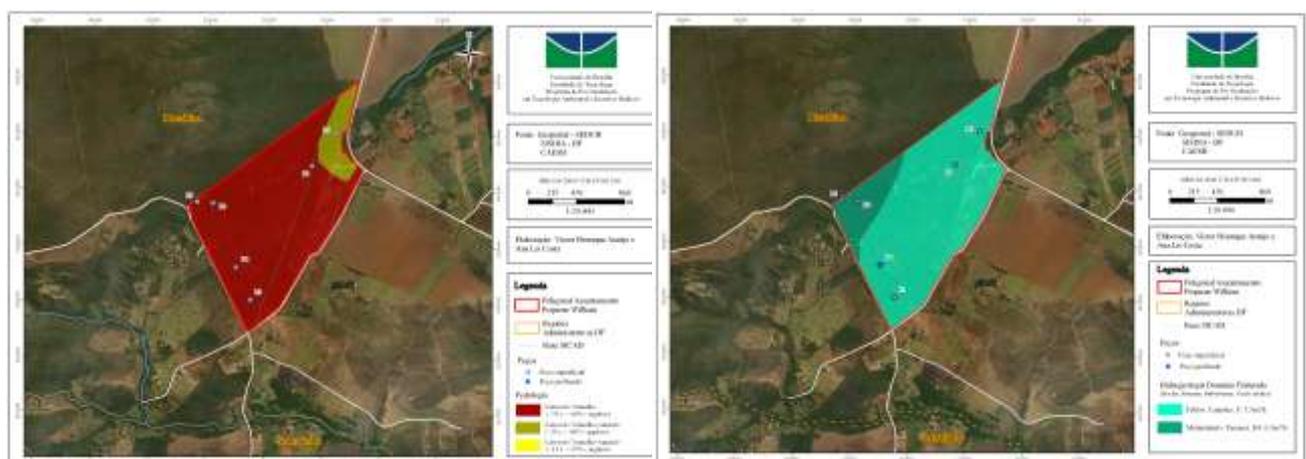


Figura 9: (a) Pedologia na área abrangida pelo Assentamento Pequeno William (DF) e localização dos poços. (b) Hidrogeologia na área do Assentamento e localização dos poços.

O domínio intergranular é essencialmente representado pelos solos e pelo manto de alteração das rochas. A caracterização dos aquíferos desse domínio vincula-se, principalmente, à espessura e à condutividade hidráulica. Seu aproveitamento é feito por meio de poços rasos, sendo que a profundidade do nível freático é controlada pela cota do terreno. Os volumes de água captados nesses poços não ultrapassam 800 litros/hora. Latossolos, como os que são encontrados no Assentamento Pequeno William (Figura 9a), correspondem a sistemas do domínio intergranular que, habitualmente, apresentam



espessuras maiores que 20 metros e condutividades hidráulicas da ordem de 10^{-6} metros/segundo (Campos et al. 2018).

Aquíferos do domínio fraturado são rochas nas quais a água ocupa descontinuidades planares, ou seja, fraturas e falhas. A condutividade hidráulica dos aquíferos desse domínio é controlada pela densidade, abertura e interconexão das descontinuidades. Seu aproveitamento é feito por meio de poços tubulares profundos. A profundidade dos poços fica limitada a 250 metros, em função da tendência de fechamento das fraturas abaixo dessa profundidade. Em relação ao domínio fraturado, o Assentamento Pequeno William situa-se numa região de transição entre os sistemas Paranoá e Canastra (Figura 9b). Na porção oeste ocorre o subsistema metarritmito argiloso, do Paranoá, e na porção leste ocorre o subsistema filito micáceo, do Canastra. A vazão esperada para poços tubulares profundos no metarritmito argiloso é de 6,5 m³/hora e para poços no filito micáceo é de 7,5 m³/hora (Campos et al. 2018).

Comentários finais

Diante da metodologia aplicada em 6 domicílios do Assentamento Pequeno William foi possível identificar problemas relacionados à qualidade, quantidade e/ou acessibilidade à água em todos os domicílios estudados. Tal realidade pode ter considerável relação com o uso de poços superficiais como fontes de abastecimento pela maior parte desses domicílios, que se constitui uma alternativa simples e de baixo custo de implantação, porém mais suscetíveis a contaminações, principalmente com a existência de fossas sépticas biodigestoras nas proximidades. Em estudo realizado por Figueiredo *et al.* (2019) fossa séptica biodigestora alcança eficiência média de 60% de remoção de DBO e 68,7% de Sólidos Suspensos Totais, com remoção de 99,3% de Coliformes Totais e 95,3% de *E. coli*, porém com concentração remanescente de $3,2 \times 10^4$ NMP/100 mL no efluente desse sistema, ou ainda de fossas rudimentares, as quais se resumem a disposição de esgoto *in natura* no solo.

Recomenda-se como continuação deste trabalho a realização de atividades de educação ambiental com os moradores do assentamento, com o intuito de conscientizá-los sobre a qualidade físico-química e sobre todo microbiológica que a água deve ter para ser destinada ao consumo humano assim como os riscos associados ao consumo de água cuja qualidade esteja comprometida do ponto de vista microbiológico e as relações entre os diferentes eixos do saneamento básico, conscientizando-os sobre a importância dos cuidados os sistemas e práticas ligados a cada um. Além disso, esses resultados podem ser utilizados como base para a proposição, de forma participativa, de soluções de abastecimento e tratamento de água para os moradores.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Universidade de Brasília (UnB) pelo apoio recebido. Também gostariam de exprimir sua gratidão aos moradores do Assentamento Pequeno William pelas portas abertas e tão amigável recepção para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

- APHA; AWWA. WEF .2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22a Edição, AWWA, EUA.
- Brasil. 2021. “Portaria de GM/MS nº888 de 4 de maio de 2021”. Disposição dos procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Diário Oficial da União de 07/05/2021.
- Campos, J. E. G.; Freitas-Silva, F. H.; Moura, C. O. 2018. Avaliação de aquíferos favoráveis para complementação do abastecimento de água no Distrito Federal e locação de poços tubulares profundos: regiões atendidas e não atendidas pelo sistema integrado Descoberto – Santa Maria / Torto. Brasília, Relatório final integrado de consultoria técnica, p. 103.
- Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB); Agência Nacional de Águas (ANA); 2024. Guia nacional de coleta e preservação de amostras de água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo.
- Figueiredo, I. C. S, Caasaca, R. L, Duarte, N. C, Miyazaki, C. K, Leonel, L. P, Schneider, J, Tonetti, A. L. 2019. Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública. Revista DAE, vol:67(220), p:100-114.
- FUNASA. 2019. Programa nacional de saneamento rural (PNSR). Brasília, Ministério da Saúde.
- GDF, ADASA, CAESB, NOVACAP, SLU, SEMA, SINESP. 2017. Plano Distrital de Saneamento Básico (PDSB). Brasília, SINESP.
- Hem, J.D. 1985. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water. US Geological Survey Water-Supply Paper 2254, 3rd Edition.
- IBGE. 2011. Censo Demográfico 2010. Brasília, IBGE.
- IBGE. 2023. Censo Demográfico 2022. Brasília, IBGE.



ONU (2002). Comentário Geral nº15. Committee on Economic, Social and Cultural Rights (CESCR).Genebra, Suíça.

ONU (2023). The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and Cooperation for Water. Paris, UNESCO.

Roland, N., Tribist, C. D. C. L., Senna, D. A., Santos, M. R. R., Rezende, S. 2019. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. Revista DAE, vol:67(220), p:15-35.

SNISA. Ministério do Desenvolvimento Regional: Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Abastecimento de água.



IMPLANTAÇÃO PIONEIRA DE UNIDADES DE CONTROLE DE QUALIDADE DA ÁGUA NA SABESP: ESTUDO DE CASO NA ZONA LESTE DE SÃO PAULO

1,2Kathleen Caroline Ribeiro, 1,3Allan Saddi Arnesen, 1,4Carlos Roberto Severian de Carvalho

1 Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2 kcaroline@sabesp.com.br, 3 aarnesen@sabesp.com.br, 4 crcarvalho@sabesp.com.br

Palavras-Chave: UCQA, Saneamento, Qualidade da Água, Inovação, Eficiência Operacional.

Resumo

Este artigo apresenta a implantação pioneira da Unidade de Controle de Qualidade da Água (UCQA) na Sabesp, em estudo de caso na Zona Leste do município de São Paulo. A metodologia utilizada envolveu a contratação de uma empresa para instalação das UCQAs, seguindo os procedimentos estabelecidos pela Norma Técnica Sabesp (NTS) 363. Além disso, foram levantados dados por meio de formulários digitais respondidos, com registros fotográficos, para avaliar a eficácia da UCQA. Os resultados indicaram economia de tempo de 27% para os técnicos responsáveis pela coleta de amostras e a eficácia do sistema instalado, refletida em resultados satisfatórios nos parâmetros de qualidade da água monitorados. Durante o processo, foram identificados pontos de melhoria relacionados à resistência do material plástico das UCQAs, os quais foram prontamente comunicados à empresa fornecedora, resultando em ajustes no design e material das UCQAs.

Introdução

A Unidade de Controle de Qualidade da Água (UCQA, NTS 362) é um componente essencial na vigilância e garantia da qualidade da água, favorecendo o monitoramento em diversos pontos da rede de distribuição.

Inspirada pela crescente adoção do padrão UMA (Unidade de Medição de Água) pela Sabesp, surgiu a necessidade de desenvolver uma solução inovadora para suprir a demanda de coleta regular/programada de água. Em resposta a esse desafio, foi concebida a UCQA, um conjunto de moldura e acessórios instalados na fachada frontal dos clientes, abaixo da caixa UMA, permitindo a coleta de água em ponto externo.

O objetivo principal da UCQA consiste em coletar amostras que serão posteriormente analisadas, assegurando que a água fornecida pela Sabesp cumpra os padrões regulatórios estabelecidos e as expectativas e necessidades dos consumidores, garantindo assim a saúde pública e a satisfação dos clientes.

Dentro do escopo do controle de processo de água, um indicador fundamental é o Indicador de Conformidade da Água Distribuída (ICAD), calculado pela relação entre o número de amostras coletadas e os resultados das análises químicas e biológicas que estejam em conformidade, tanto em campo quanto em laboratório. Esse indicador desempenha um papel crucial no cumprimento total das regulamentações brasileiras relacionadas à potabilidade da água. Nesse sentido, a UCQA desempenha um papel importante, uma vez que ela facilita e agiliza esse processo, além de mitigar possíveis fontes de contaminação cruzada e evitar resultados falso positivos relacionados aos pontos de coleta.

Após o desenvolvimento da UCQA (ARNESEN et al., 2023), a implantação pioneira em escala real na Sabesp representa uma etapa crucial do processo de inovação. Este trabalho apresenta os resultados da instalação em 136 pontos da Zona Leste da Região Metropolitana de São Paulo, destacando os desafios enfrentados, as soluções adotadas e as perspectivas futuras para a expansão e aprimoramento desse importante sistema de controle de qualidade da água.

Objetivo

O objetivo deste artigo é apresentar os resultados da implantação pioneira da UCQA em escala regional para avaliar sua eficácia na melhoria da eficiência operacional e na manutenção dos padrões de qualidade da água.

Metodologia Utilizada

Inicialmente, foi realizada a contratação de empresa para a instalação das UCQAs, conforme previsto no planejamento do projeto. O custo da aquisição do dispositivo UCQA e da instalação completa foi de R\$ 367,59 (2023) para cada ponto, dado o histórico, o tempo necessário para instalação de UCQA é de 30 a 60 minutos.

A instalação das UCQAs foi conduzida de acordo com os procedimentos estabelecidos na Norma Técnica Sabesp (NTS) 363, que define os requisitos e diretrizes para a instalação e operação desses dispositivos (Figura 1).



Figura 1 - Fotografias da primeira instalação de UCQA da fase de lote pioneiro.

Para cada uma das 136 UCQAs instaladas, foram respondidas avaliações por meio de um formulário digital do *Google Forms* que registrava informações relevantes sobre cada instalação, incluindo registros fotográficos e comentários que contribuíram com a análise dos procedimentos realizados. Os responsáveis pela instalação responderam os formulários.

Foram avaliadas as seguintes etapas do procedimento de instalação da UCQA:

1. Abertura no muro;
2. Instalação da moldura no muro;
3. Corte do tubo camisa;
4. Instalação do colar de tomada;
5. Realização do furo no PEAD;
6. Instalação e fechamento da tampa;
7. Verificação de fluxo de água;
8. Observância de eventuais vazamentos.

Ao se iniciar a operação de coleta de amostras, foram observadas algumas quebras prematuras na moldura da UCQA, especificamente no ponto de travamento. Foi, portanto, desenvolvida uma alteração do produto pela empresa desenvolvedora, adicionando um novo modelo de fecho *YALE* eliminando o ponto frágil de fechamento da versão inicial da UCQA, resultando em uma maior durabilidade e segurança das UCQAs instaladas.

Outro aspecto analisado foi o tempo de coleta das amostras, comparando a coleta obtida pela UCQA e o processo tradicional de coleta, onde a amostra é obtida por meio de torneira interna do cliente, em dez endereços do Bairro de Itaquera, com objetivo de avaliar a economia de tempo proporcionada pela adoção do dispositivo.

Análise e Discussão dos Resultados

Durante a instalação das UCQAs do lote pioneiro, a principal dificuldade encontrada foi a abertura do nicho no muro, algo que diferiu do estudo de Arnesen et al. (2023) com os testes das primeiras peças desenvolvidas, onde a maior dificuldade relatada havia sido o corte do tubo camisa. Neste novo contexto, o corte do tubo camisa e os demais itens avaliados no procedimento foram, em sua maioria, considerados fáceis de executar, conforme ilustrado nos gráficos da Figura 2.

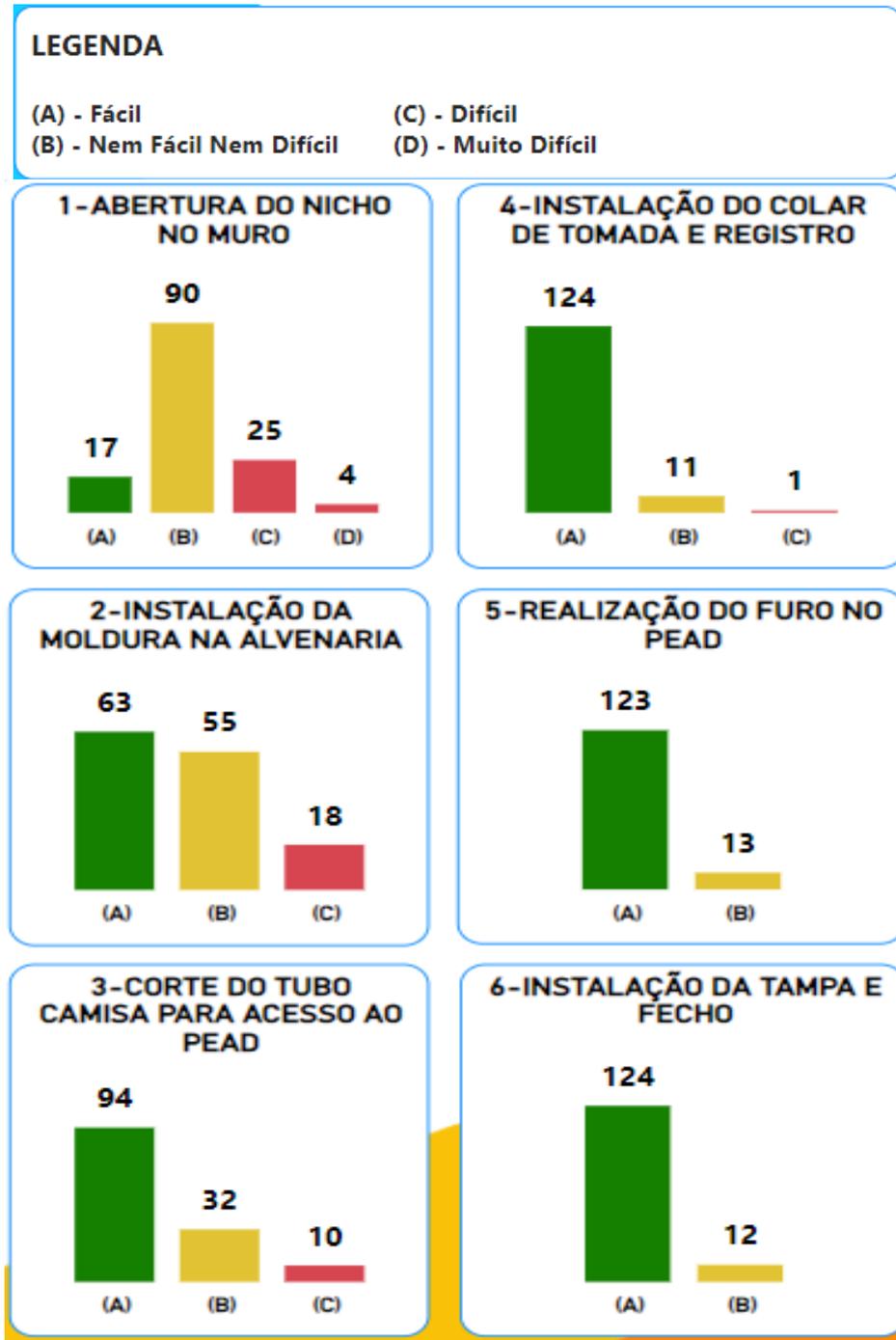


Figura 2 - Resultados das avaliações das instalações das UCQA.

Quanto à instalação do registro, as duas perguntas respondidas tiveram unanimidade de respostas com aspecto positivo. Para todas as 136 respostas: o registro foi testado e houve fluxo de água; e não foi verificado nenhum vazamento.

Além das perguntas objetivas quanto às etapas do procedimento, havia no formulário de avaliação um campo aberto para registro de comentários, sendo que 11 instalações receberam textos que destacaram algumas questões importantes:

- Restrições na abertura do nicho no muro: muros irregulares e dificultaram a abertura da alvenaria durante a instalação das UCQAs, o que pode ter impactado o alinhamento e o tamanho do furo em relação à moldura dos dispositivos (Figura 3). No entanto, é importante notar que essas restrições não afetaram o acesso ao registro nem o funcionamento das UCQAs;



Figura 3 - Exemplos de situações em que a qualidade dos muros era baixa, dificultando a instalação das UCQAs.

- **Localização fora do padrão:** em alguns casos, as UCQAs precisaram ser instaladas em locais não padronizados devido a limitações de espaço no muro, frequentemente causadas por falhas no posicionamento da caixa UMA, em desacordo com a NTS 165, e principalmente devido ao posicionamento inadequado do tubo do ramal de água (PEAD). Essas situações ressaltam que, em casos específicos, pode não ser possível cumprir integralmente as diretrizes técnicas de localização previstas na NTS 363 (Figura 4);



Figura 4 - Exemplos de situações em que o posicionamento da UCQA não pôde ser realizado conforme a diretriz de localização prevista na NTS 363.

- **Necessidade de ajustes adicionais:** alguns comentários indicaram a necessidade de ajustes adicionais durante a instalação, como deslocamento da moldura para evitar danos ao muro ou garantir o livre acesso ao registro. Esses ajustes foram realizados com sucesso, sem comprometer o funcionamento ou a acessibilidade das UCQAs;
- **Avaliação geral do serviço:** apesar dos desafios enfrentados, a maioria dos operadores avaliou positivamente a qualidade geral do serviço, ressaltando apenas a necessidade de melhorias relacionadas à disponibilidade de energia e autonomia.

Como algumas das UCQAs apresentaram fragilidade na região do fecho, com quebras exemplificadas na Figura 5, foi desenvolvida uma solução mais robusta que eliminava a região de fragilidade, utilizando um fecho *YALE* (Figura 6).



Figura 5 - Quebras na região do fecho que motivaram o desenvolvimento de nova solução.



Figura 6 - Nova solução de fecho YALE que elimina a região de fragilidade observada.

Quanto à análise de tempo demandado para realização da coleta de água em dez pontos no bairro de Itaquera, considerando as situações com UCQA e sem (coleta realizada na torneira interna do cliente), os resultados demonstram que as UCQAs possibilitaram uma economia de 27% no tempo total de coleta (Tabela 1).



Tabela 1 - Tempos de coleta de água com UCQA e na Torneira interna do cliente em dez endereços

Endereços	Tempo de Coleta (h) TORNEIRA	Tempo de Coleta (h) UCQA	Percentual de tempo economizado
1	0,26	0,16	38%
2	0,16	0,12	25%
3	0,18	0,10	44%
4	0,20	0,12	40%
5	0,10	0,11	-10%
6	0,14	0,20	-43%
7	0,13	0,10	23%
8	0,15	0,13	13%
9	0,25	0,24	4%
10	0,57	0,28	51%
TOTAL	2,14	1,56	27%

Conclusões / Recomendações

Após a implantação bem-sucedida da UCQA em escala de lote pioneiro na Sabesp, observam-se resultados promissores que indicam um avanço significativo nos processos de controle de qualidade da água. Esta iniciativa não apenas proporcionou uma economia de tempo de 27% para os técnicos responsáveis pela coleta de amostras, mas também evidenciou a eficácia do sistema instalado, refletida em resultados satisfatórios nos parâmetros de qualidade da água monitorados. É importante ressaltar também que, durante o atendimento em campo, os profissionais que realizam o monitoramento da qualidade enfrentam desafios relacionados à desconfiança dos clientes em permitir o acesso ao interior de suas residências por questões de segurança. A localização da UCQA no muro frontal, próxima à UMA, elimina a necessidade de acesso ao interior dos imóveis, o que proporciona uma vantagem significativa em termos de segurança e confiabilidade.

Durante o processo de implantação, foram identificados pontos de melhoria relacionados à resistência do material plástico das UCQAs. Essas questões foram prontamente comunicadas à empresa fornecedora, que realizou ajustes no design e material das UCQAs, visando torná-las mais seguras e duráveis.

Considerando o sucesso da implantação e as melhorias implementadas, planeja-se estender o uso das UCQAs para outras regiões atendidas pela Sabesp. Inicialmente, o objetivo é expandir para as demais regiões da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), visando localidades com maiores impactos quanto à verticalização dos imóveis e congestionamento de veículos, ganhando assim mais agilidade no tempo em campo. Está sendo elaborado um termo de referência para atender os aproximados 3 mil pontos de coletas (região leste, oeste, centro, norte e sul) exigidas pelo Anexo XX da PRC GM/MS nº 5/17, alterado pela Portaria GM/MS nº 888/21. Futuramente, pretende-se estender a implantação da UCQA a todos os municípios operados pela Sabesp.

Referências Bibliográficas

ARNESEN, S.A.; RIBEIRO, K.C.; LIMA, F.A.S.; BARBOSA, M.A.L. Unidade de Controle de Qualidade da Água – UCQA. In: Encontro Técnico AESABESP/FENASAN, 2023, São Paulo. Anais... São Paulo: AESABESP/FENASAN, 2023.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. NTS0362 - Unidade de controle de qualidade da água – UCQA. Disponível em: <https://normastecnicas.sabesp.com.br/>. Acesso em: 25/05/2024.

COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP. NTS0363 - Instalação da Unidade de Controle da Qualidade da Água – UCQA. Disponível em: <https://normastecnicas.sabesp.com.br/>. Acesso em: 25/05/2024.



ESTUDO DE CASO: CENTRALIZAÇÃO DOS LABORATÓRIOS E DA GESTÃO DO CONTROLE DE QUALIDADE SABESP

1,2Fabiana Aparecida Lima Silva, 1,3Kathleen Caroline Ribeiro, 1,4Silvana Morales de Azevedo,
1,5Vasti Ribeiro Facincani

1 Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, 2 faparecida@sabesp.com.br; 3 kcaroline@sabesp.com.br;
4 smorales@sabesp.com.br; 5 vfacincani@sabesp.com.br

Palavras-chave: Controle de Qualidade, Metodologias Ágeis, Otimização de recursos.

Resumo

Nos anos 1970, o sistema de controle de qualidade da água dos municípios operados pela Sabesp era centralizado na capital, com inspeções semanais feitas por profissionais em diversas regiões. Amostras eram enviadas por transporte público para análise, visando agilizar e não comprometer os resultados. Com a expansão da empresa, surgiram Unidades Regionais distribuídas pelo estado e com elas, os laboratórios locais. O laboratório central ficou responsável por ensaios complexos, enquanto as unidades cuidavam dos ensaios de rotina. Devido a questões de conflito de interesses apontado em auditorias e fiscalizações, discussões sobre desvinculo e cenários de reestruturação da empresa, surgiu a proposta de um planejamento detalhado para uma nova configuração e implementação da área de controle de qualidade com adoção do uso de metodologias ágeis, definições e entregas de conteúdos em prazos estabelecidos, afunilada com a delegação de profissionais e respectivas responsabilidades, aliados a experiências dos envolvidos, para enfrentar o desafio configurado pela reestruturação dessa área e obter bons resultados, tendo a distância entre os colaboradores como um fator superado com eficiência e o foco na otimização dos recursos demonstrado através dos produtos gerados. Essas medidas permitiram uma transição bem-sucedida para um controle de qualidade centralizado da Sabesp.

Introdução

Após a análise realizada por uma consultoria externa contratada pela Sabesp, visando melhorias nos processos operacionais e na otimização de recursos, identificou-se a necessidade de conectar todos os laboratórios de Controle Sanitário às unidades funcionais de Controle de Qualidade de Água e Esgotos (EOQ). Anteriormente ligados às Unidades Regionais e com atuação de forma descentralizada, os laboratórios integravam as atividades das Divisões de Controle Sanitário. A unidade de Controle de Qualidade dos Produtos Água e Esgotos desempenhava um papel orientativo e de provisão de ensaios que os laboratórios descentralizados não podiam absorver.

Para centralizar e integrar de forma participativa e colaborativa, foi necessário buscar soluções que considerassem a realidade e as boas práticas dos laboratórios regionais, a fim de padronizá-las e integrá-las na nova gestão. A mudança de vínculos, responsabilidades e esfera de atuação exigiu a desarticulação de procedimentos antigos e a adaptação para um novo modelo de atuação centralizada, ainda em processo de avaliação e redesenho.

O desafio principal foi desvincular o controle de qualidade das unidades operacionais, o que exigiu a identificação e separação das atividades pertinentes à operação e ao controle de qualidade, além da clara definição de responsabilidades pelos profissionais envolvidos no planejamento.

Objetivo

O trabalho proposto visa apresentar a estratégia e metodologia empregadas para reorganizar, operacionalizar e manter as atividades de controle de qualidade da empresa após uma redução estrutural significativa, sem comprometer a essência, amplitude, abrangência e complexidade das funções desta área. O trabalho também visa destacar a importância da adaptação e da flexibilidade para enfrentar desafios complexos, como a reorganização de uma área fundamental para o funcionamento da empresa.

Metodologia Utilizada

Inicialmente, um grupo de colaboradores-chave foi convocado para compreender os processos críticos que precisavam ser unificados e aprimorados para atender às novas demandas do departamento. Isso resultou na elaboração de 13 planos de trabalho (backlog) abordando diversos temas de grande importância. Em seguida, os responsáveis pelos laboratórios, juntamente com os profissionais por eles indicados para coordenar projetos e processos, receberam treinamento nas ferramentas TRELLO, PLANNER, MIRO e na metodologia SCRUM (**Figura 01 – Ferramenta digital Miro com a ilustração dos backlog**)

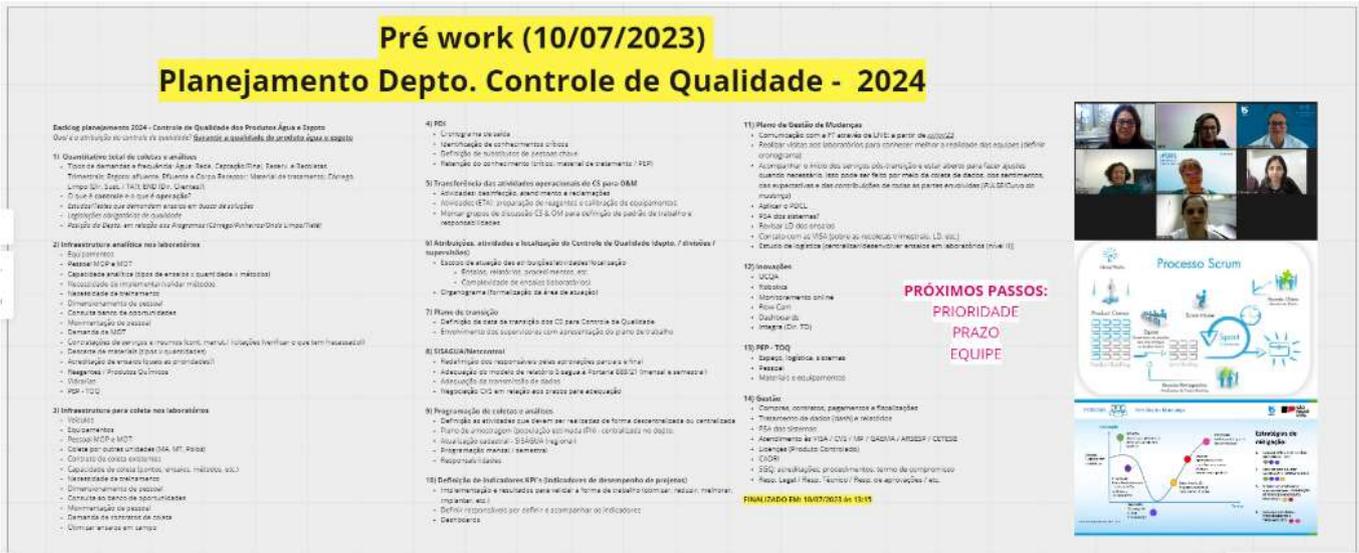


Figura 1 - Ferramenta digital Miro com a ilustração dos backlog.

Para promover a integração dos processos e dos novos colaboradores, especialistas nos temas e na metodologia coordenaram os planos de trabalho, auxiliando na execução, cumprimento de prazos e relacionamento com outras áreas. Diversas intervenções foram realizadas, incluindo reuniões e lives com os stakeholders, como as gerências da operação e a ouvidoria, para disseminar a nova estrutura do Controle de Qualidade (Figura 02 – Reunião com Stakeholders - Ouvidoria)



Figura 2 - Reunião com Stakeholders – Ouvidoria.

Além disso, foram apresentados o novo fluxo de gestão dos resultados do monitoramento de qualidade, definindo novas responsabilidades corporativas e competências. Houve também o realinhamento das atividades operacionais para as respectivas áreas. Rotinas de feedback contínuo e sessões de retrospectiva foram implementadas para identificar oportunidades de melhoria e ajustar as estratégias conforme necessário.

A formação e capacitação da equipe foram priorizadas para garantir que todos estivessem alinhados aos objetivos e às novas práticas. Esses esforços não só visaram otimizar o desempenho operacional, mas também cultivar uma cultura de excelência e inovação dentro do departamento. (Figura 03 – Treinamento da ferramenta Trello)




TREINAMENTO DOS TIMES: MÉTODO ÁGIL E TRELLO (24/07/2023)

Treinamento com as pessoas chaves que irão desenvolver o planejamento do plano de trabalho

Planejamento Depto. Controle da Qualidade - 2024

Link de acesso para gravação do treinamento:

https://us02web.zoom.us/rec/share/6vWXdrVffTeKM5xRekP0tc1W_VwhXN6aPZXNd72aIJ0pFV-eCQ7zuKgyaAe91L5r.agKcNjzKFgSupz9-

Senha: Ntj4k@sq

Figura 3 - Treinamento da ferramenta Trello.

Para aprimorar a integração dos processos e a integração de novos colaboradores, os planos de trabalho foram cuidadosamente coordenados por especialistas nas respectivas áreas e metodologias. Eles forneceram orientação aos colaboradores, garantindo a execução eficiente das tarefas, o cumprimento dos prazos e a promoção de um relacionamento harmonioso com outras áreas da empresa. Diversas medidas foram implementadas, incluindo reuniões e transmissões ao vivo com os stakeholders relevantes, como gerentes de operação e a ouvidoria, para divulgar a nova estrutura do Controle de Qualidade. Além disso, foi introduzido um novo processo para gerir os resultados do monitoramento de qualidade, estabelecendo claramente as responsabilidades corporativas e as competências necessárias. Houve também uma realocação de atividades operacionais para as áreas responsáveis, garantindo uma maior eficiência. Paralelamente, foram introduzidas práticas de feedback contínuo e sessões de revisão para identificar oportunidades de melhoria e ajustar as estratégias conforme necessário.

Resultados Obtidos

Conforme os princípios das metodologias ágeis, o acompanhamento das entregas foi integrado aos prazos por meio de reuniões de prestação de contas com as partes interessadas, além da introdução de novas metodologias de gestão e processos. Além disso, no planejamento operacional da Superintendência de Engenharia Operacional, foram estabelecidos indicadores-chave para avaliar a eficácia e a eficiência do monitoramento da qualidade da água e do esgoto. Esses indicadores englobam desde aspectos operacionais até aqueles que garantem a qualidade dos processos, incluindo a manutenção da acreditação dos laboratórios. Adicionalmente, eles abrangem a avaliação do incentivo à inovação, promovendo a automação dos processos analíticos. A revisão dos painéis do Power BI e a padronização e revisão das notas técnicas de qualidade da água contribuíram para melhorias significativas e simplificaram a gestão por meio de análises críticas.

Análise e Discussão dos Resultados

A implementação de metodologias e ferramentas ágeis facilitou a integração e a colaboração entre profissionais localizados em diferentes e distantes locais. Isso proporcionou agilidade na tomada de decisões em processos críticos e nivelou os colaboradores em termos de conhecimento e uso de ferramentas digitais, disciplina em relação ao cumprimento de prazos estabelecidos e excelência no trabalho em equipe para atender às demandas necessárias. Os resultados positivos alcançados são passíveis de serem reproduzidos em diversas situações, localidades ou organizações.

A abordagem ágil, com sua ênfase na colaboração, flexibilidade e melhoria contínua, é aplicável a uma ampla gama de áreas e setores. A experiência adquirida pode servir de modelo para outros departamentos dentro da organização, bem como para outras empresas que enfrentam desafios semelhantes de integração e eficiência.

A formação e capacitação da equipe foram priorizadas para garantir que todos os colaboradores estivessem alinhados com os objetivos e as práticas atualizadas. Essas iniciativas foram projetadas não apenas para otimizar o desempenho operacional, mas também para cultivar uma cultura de excelência e inovação dentro do departamento.

Conclusões/Recomendações

Os benefícios advindos da centralização dos laboratórios são diversos e impactantes. Destacamos a revisão dos quantitativos previstos nos planos de amostragens, a remodelação das demandas (MOP x contratos) mediante uma redistribuição interna visando maior equilíbrio e produtividade dos laboratórios, a incorporação de equipamentos automatizados, a padronização



de procedimentos e o desenvolvimento de novas metodologias de ensaios. A unificação de contratos compartilhados entre áreas limítrofes também se destaca, agregando atividades similares e complementares para alcançar maior eficiência e otimização nessas contratações. Os resultados obtidos pelo departamento refletem a eficácia da gestão centralizada, sendo reconhecida como um caso de sucesso pela Diretoria de Engenharia e Inovação, e amplamente disseminada nos processos do departamento EOQ.

Referências Bibliográficas

CORDEIRO, J. Accountability: A evolução da responsabilidade pessoal - o caminho da revolução eficaz. Ed. Évora, dez. 2013.

OLIVEIRA, R.L., PEDRON, C.D. Métodos Ágeis: Uma revisão sistemática sobre benefícios e limitações. Brazilian Journal of Development, Curitiba, v.7, n.1, p.4520-4535 jan. 2021. Disponível em: <<https://ojs.brazilianjournals.com.br/ojs/index.php/BRJD/article/download/23033/18510/59383>> em 03/06/2024.

SCHWABER, K., SUTHERLAND, J. O Guia do Scrum: O guia definitivo para o Scrum: as regras do jogo. Nov., 2020.



EVOLUÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIBEIRÃO SOBRADINHO, DISTRITO FEDERAL

1 Jessica Silva Pereira, 2 Ricardo Tezini Minoti

1 Universidade de Brasília, e-mail: jessica.sjpr@gmail.com; 2 Universidade de Brasília, e-mail: rtminoti@unb.br

Palavras-chave: Ribeirão Sobradinho; Qualidade da água; Monitoramento ambiental

Resumo

O monitoramento contínuo da qualidade da água é essencial para garantir seu uso adequado. Este estudo analisa a evolução da qualidade da água do ribeirão Sobradinho ao longo de 10 anos, aplicando métodos estatísticos para avaliar a variabilidade dos parâmetros pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Amônia, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total (PT), Turbidez, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e E. coli. De forma geral, a qualidade da água do ribeirão Sobradinho mostrou consistência na conformidade da maioria dos parâmetros analisados ao longo do período estudado. Contudo, o fósforo total e E.coli revelaram uma tendência preocupante de redução na conformidade ao enquadramento ao longo do tempo, indicando impactos negativos significativos na qualidade do Ribeirão. Esses resultados expõem a necessidade urgente de maior atenção no controle à poluição da água, especialmente no acompanhamento desses parâmetros, frente à deterioração da qualidade água do ribeirão Sobradinho e exigem medidas de gestão eficazes para seu controle com vistas ao atendimento à classe de enquadramento no ano de 2030.

Introdução

A conservação e o uso sustentável dos recursos hídricos são temas amplamente discutidos na atualidade, uma vez que a vida humana está integralmente vinculada à água, seja do ponto de vista ambiental, social ou econômico. Segundo a declaração do Ministério Público no 8º Fórum Mundial da Água, a água é um direito humano que deve ser reconhecido. Além disso, é relevante ressaltar que é essencial que essa água esteja em conformidade com padrões de qualidade para possibilitar seu uso.

Entretanto, observa-se diariamente que ações antrópicas estão provocando consequências negativas para os ambientes aquáticos. Dessa forma, torna-se essencial a implementação de ferramentas que assegurem a qualidade da água e a preservação desses ambientes.

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, estabelece procedimentos e diretrizes para a gestão dos recursos hídricos. Embora a Lei não aborde especificamente o monitoramento da qualidade da água, este é um componente crucial para a implementação eficaz das diretrizes da PNRH. Destaca-se, então, a importância do monitoramento contínuo para a identificação de alterações nos parâmetros de qualidade da água, facilitando a tomada de decisões informadas e a aplicação de medidas preventivas e corretivas (ANA, 2024).

A resolução CONAMA nº 357/2005 define quais são os padrões de qualidade de um corpo hídrico de acordo com seu uso, garantindo assim uma condição de qualidade adequada tanto para o uso humano quanto para a biota que ali vive. Quando um corpo d'água ainda não foi enquadrado, segundo a Resolução, ele é classificado como rio classe 2.

De acordo com a Resolução nº 02, de 17 de dezembro de 2014, do Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal (CRH-DF), o ribeirão Sobradinho é classificado como classe 3, com a meta de alcançar essa classificação até o ano de 2030. O Ribeirão recebe o efluente tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Sobradinho (ETE Sobradinho) com nível de tratamento secundário e tecnologia de lodos ativados convencional. Atualmente, o Ribeirão enfrenta conflitos, pois, segundo sua classificação, não é adequado para banho. No entanto, devido à existência de cachoeiras ao longo do seu percurso, é comum ver pessoas se banhando nele, como sempre ocorreu ao longo da história, acarretando conflitos entre a população, o poder público e os principais agentes poluidores (BARBOSA et al, 2021).

Portanto, este trabalho tem como finalidade avaliar a evolução da qualidade da água do ribeirão Sobradinho a partir de dados monitorados (dados secundários) pela Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) em cinco pontos ao longo do curso do Ribeirão.

Material e Métodos

Área de estudo

O ribeirão Sobradinho, é uma das unidades hidrográficas do Distrito Federal encontra-se dentro da Região Administrativa de Sobradinho tendo uma área total por volta de 146 km² e extensão total da nascente à foz de 28km. É formado por diversas nascentes até chegar ao rio São Bartolomeu, afluente da Bacia do Rio Paranaíba, inserida na região hidrográfica do Rio Paraná.

A região é ocupada por diversos usos do solo como áreas agrícolas, urbanas e áreas naturais de conservação. Atualmente, está passando por um intenso parcelamento do solo com a criação de novos condomínios e recebe poluição pontual advinda do efluente tratado pela Estação de Tratamento de Esgoto de Sobradinho (ETE Sobradinho), gerenciada pela CAESB, além de sofrer com poluição difusa em águas urbanas (esgotos não tratados), efluentes de áreas de mineração, agricultura e áreas urbanas. (GDF, 2012)



Ao longo dos seus 28 km, a CAESB possui 5 pontos de monitoramento sendo eles:

- 010 RB: próximo a nascente do Ribeirão;
- 020 RB: a montante da ETE Sobradinho;
- 030 RB: 1km após o ponto de lançamento da ETE Sobradinho;
- 040 RB: 8km o ponto de lançamento da ETE Sobradinho;
- 050 RB: exutório do Ribeirão.

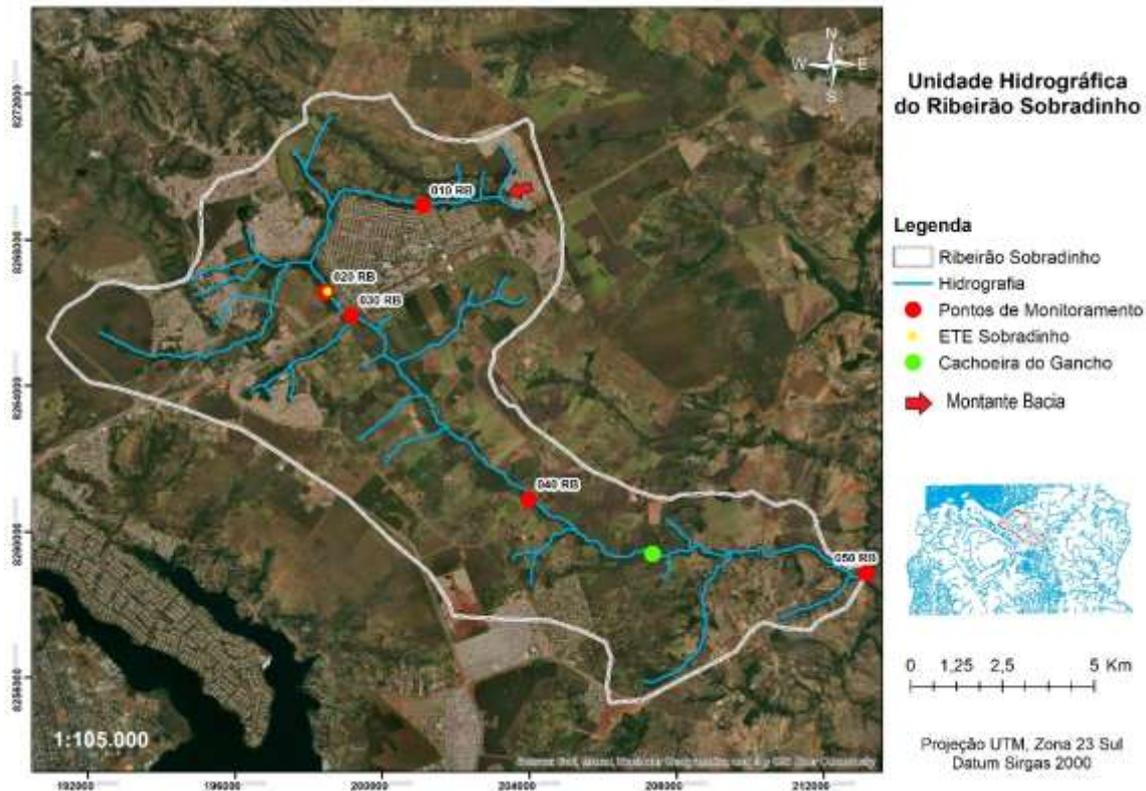


Figura 1: Mapa da localização da unidade hidrográfica do Ribeirão Sobradinho.

Dados de qualidade da água

Os dados de qualidade da água utilizados no estudo foram fornecidos pela Caesb. A Companhia encaminhou uma planilha Excel contendo registros de monitoramento da qualidade da água do Ribeirão Sobradinho para os anos de 2013 a 2022. Inicialmente, a planilha continha 3.450 registros, dos quais 433 estavam incompletos para os seguintes parâmetros: DBO (29), E. coli (5), Amônia (6), Nitrito (0), Nitrato (50), PT (13), SDT (285) e Turbidez (5). Esses registros foram excluídos da análise, resultando em um total de 3.017 registros válidos. A frequência dos dados é bimestral até 2020 e mensal para os anos 2021 e 2022.

Análise de dados

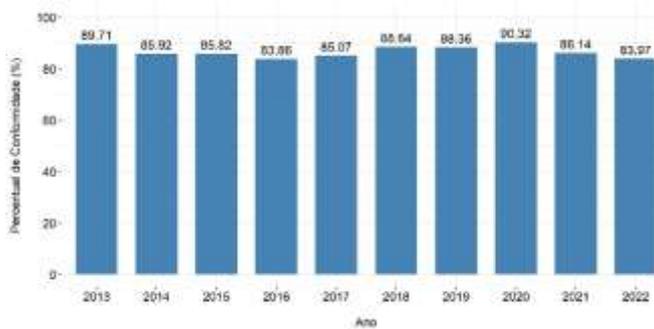
Este estudo empregou uma análise descritiva detalhada para avaliar a qualidade da água do ribeirão Sobradinho. Foram utilizados métodos estatísticos, incluindo diagramas de caixa, para avaliar de forma mais detalhada os parâmetros críticos. Os parâmetros considerados para a avaliação da qualidade da água do Ribeirão, de acordo com os padrões estabelecidos pela resolução CONAMA nº 357/2005 para a classe 3, incluem pH, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Amônia (com pH ajustado para 7,5, conforme frequência histórica nos dados), Nitrito, Nitrato, Fósforo Total (PT), Turbidez, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT) e Coliformes Termotolerantes (E. coli), sendo que para esse último usou-se o valor máximo permitido (VMP) do uso mais restritivo da classe. A discussão dos resultados foi conduzida considerando os padrões ambientais e normas aplicáveis.

Resultados e Discussão

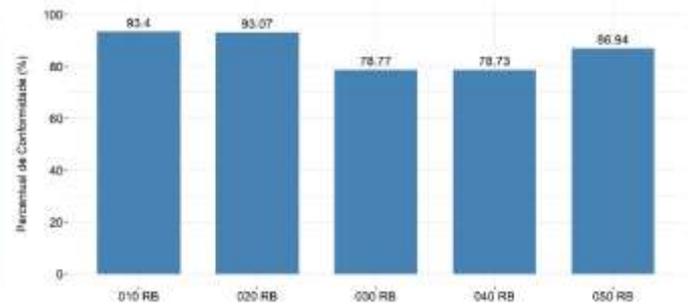
De modo geral, a porcentagem de amostras conforme, ou seja, a porcentagem de amostras que atenderam ao padrão do enquadramento ao longo dos 10 anos de monitoramento se manteve acima de 85% em todos os anos, indicando uma consistência na conformidade da qualidade da água com os padrões estabelecidos. Em 2020, por exemplo, até 90% das amostras estavam em conformidade (Figura 2). Essa alta porcentagem de conformidade sugere que, apesar de variações ao longo dos anos, a qualidade da água do ribeirão Sobradinho tem se mantido consistentemente dentro dos limites aceitáveis para a maioria dos parâmetros analisados.



Na Figura 3 apresenta-se a porcentagem de amostras conforme de acordo com o ponto de monitoramento. Nos pontos 030 e 040, observa-se uma diminuição na porcentagem de conformidade, provavelmente devido à carga pontual advinda da ETE Sobradinho, já que esses pontos estão localizados imediatamente após o lançamento. Como definido pela resolução CONAMA nº 357/2005, a zona de mistura é uma área onde os poluentes são diluídos na massa d'água, diminuindo suas concentrações. No entanto, é importante destacar que, dependendo da carga de poluentes, o corpo hídrico pode não se recuperar completamente mesmo após passar pela zona de mistura. Já no ponto 050, a porcentagem de conformidade aumenta novamente. Destaca-se, também, que existem cargas difusas que chegam a esse Ribeirão, tanto de fonte urbana como rural, e que podem estar influenciando no aumento das concentrações, principalmente considerando que esses pontos estão próximos da área urbanizada da bacia, situada na região a montante.



(2)



(3)

Figuras 2 e 3: Gráfico da porcentagem de amostras conforme por ano (2); Gráfico da porcentagem de amostras conforme por ponto de coleta (3).

O total de amostras por ano é apresentado na Figura 4. Observa-se um pico na quantidade de amostras nos anos de 2021 e 2022, como já mencionado, a frequência de coleta nestes anos foi mensal. No entanto, as razões precisas para essas variações não foram investigadas neste estudo.

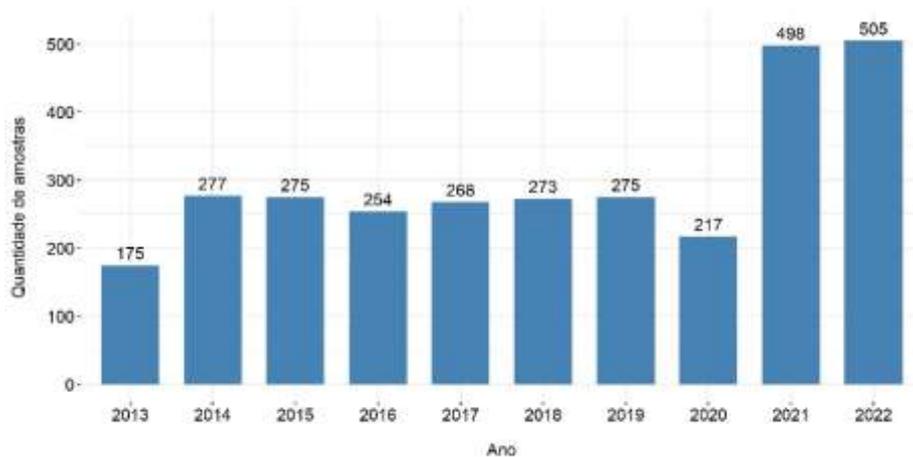


Figura 4: Gráfico do total de amostras por ano.

Para uma análise detalhada, na Figura 5 são apresentados os resultados individuais de conformidade para cada um dos 10 parâmetros avaliados. Infere-se que metade dos parâmetros esteve dentro dos limites esperados para a classe 3 ao longo dos 10 anos avaliados. Entretanto, cinco parâmetros apresentaram amostras fora da conformidade: Amônia, DBO, E. coli, Fósforo Total, OD e Turbidez. Exceto a Amônia, os demais parâmetros foram considerados críticos por terem dados que não atenderam à classe de enquadramento esperada para o Ribeirão em 2030.

A DBO está intimamente ligada ao consumo de oxigênio, já que uma maior quantidade de matéria orgânica resulta em uma demanda aumentada de oxigênio para sua decomposição. Portanto, é crucial manter níveis adequados de OD em corpos hídricos para sustentar a biodiversidade aquática. Ademais, a turbidez, além de ser um indicador visual, também fornece informações sobre o transporte de poluentes e a quantidade de sedimentos que alcançam o curso d'água. (Braga, 2005)

O fósforo é um macronutriente essencial nos processos biológicos dos microrganismos aquáticos, mas seu excesso pode levar à eutrofização, prejudicando o ecossistema aquático. E, por fim, a E. coli é uma bactéria indicadora de contaminação fecal, pois sua presença aponta a presença de microrganismos patogênicos. (Von Sperling, 2014)

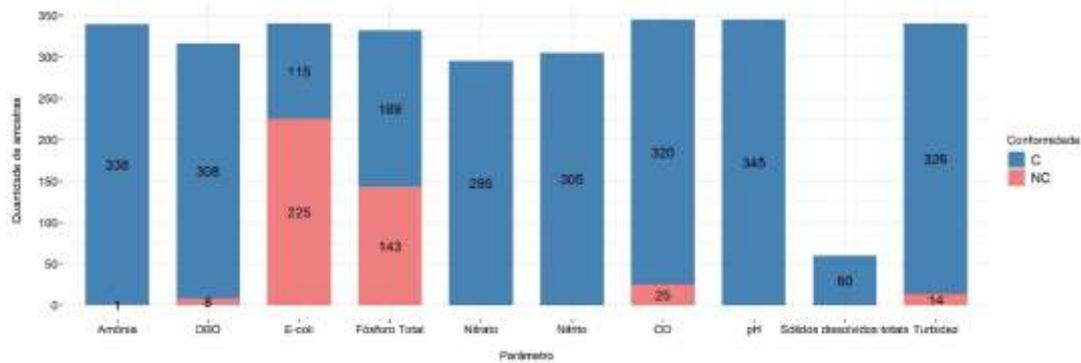


Figura 5: Gráfico de amostras conformes e não conformes de acordo com o parâmetro.

Ao observar a variação ao longo dos anos (Figura 6), a maioria dos parâmetros considerados críticos manteve uma conformidade acima de 80%, com exceção do Fósforo Total e da E. coli. Logo, ambos foram os parâmetros que mais se agravaram. Nos anos de 2021 e 2022, apenas em cerca de 20% das amostras os valores de E. coli ficaram dentro da conformidade, enquanto para o Fósforo Total, esse valor foi de aproximadamente 45%.

De modo geral, observa-se que o fósforo teve momentos com conformidade em torno de 80% e, em outros, apenas 40%, demonstrando alta variabilidade com picos e quedas ao longo dos anos. Já para a E. coli, a conformidade sempre esteve abaixo de 45%. Segundo a resolução CONAMA nº 357/2005, 80% ou mais das amostras coletadas durante o ano devem estar dentro do VMP e, em nenhum dos anos analisados, a E. coli cumpriu esse requisito.

No caso do fósforo total, baixas conformidades foram observadas especialmente nos meses sem chuva, quando o menor volume de água disponível no Ribeirão resulta em uma maior concentração de poluentes. Para a E. coli, foi observada menor conformidade em meses chuvosos. Isso pode ser atribuído ao escoamento superficial, tanto em áreas urbanas como rurais, que pode carregar sedimentos e outros poluentes, de maneira difusa, para o corpo hídrico. No estudo de Gasque (2020), um valor alto de E. coli foi registrado em uma amostra realizada após um período de chuva intensa no ribeirão Sobradinho, corroborando essa observação.

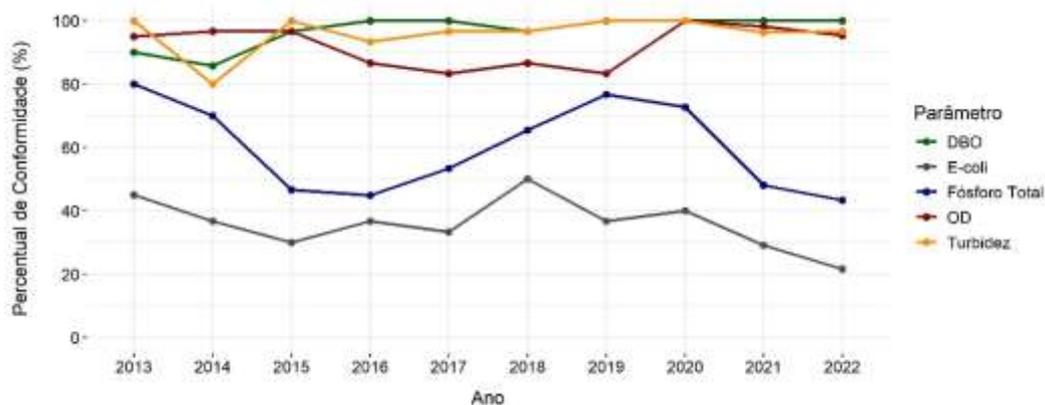


Figura 6: Gráfico de porcentagem de conformidade ao longo dos anos.

Em relação ao parâmetro OD (Figura 7), a maior parte dos resultados apresentaram-se acima do valor mínimo admitido, mostrando baixa variabilidade e leve assimetria nos dados em direção aos valores superiores. Isso é benéfico, pois indica uma tendência de manter níveis elevados de OD, característica dos corpos hídricos do Distrito Federal, localizados próximos às nascentes e com grande quantidade de quedas d'água.

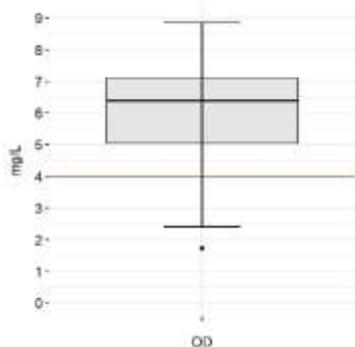
O parâmetro DBO (Figura 8) apresenta uma baixa variabilidade, porém é possível observar valores atípicos, *outliers*, que evidenciam episódios pontuais de aumento de carga orgânica chegando ao Ribeirão. Em contraste, a turbidez (Figura 9) apresenta uma alta variabilidade dos dados e um número significativo de outliers concentrados principalmente nos meses chuvosos. Essa questão pode ser atribuída, novamente, ao escoamento superficial das áreas rural e urbanizada da bacia hidrográfica, trazendo sedimentos para o Ribeirão.

A DBO mostra uma leve assimetria em direção aos valores superiores, enquanto a turbidez tem uma leve assimetria em direção aos valores inferiores. Ainda assim, apesar dos picos ocasionais de DBO e turbidez, a qualidade da água tende a estar dentro dos padrões esperados para a classe 3 na maior parte do tempo.

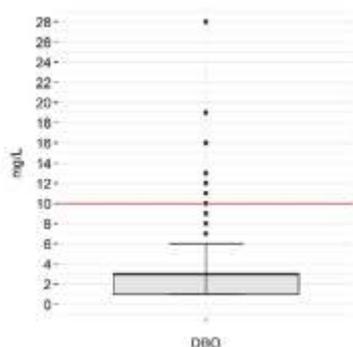
O fósforo total (Figura 10) apresenta uma variabilidade considerável, frequentemente ultrapassando o VMP estabelecido para a classe 3. Existe uma leve assimetria nos dados, com uma tendência em direção a valores inferiores à mediana. Observa-se também um número significativo de outliers, indicando valores extremos que podem ser atribuídos a condições excepcionais ou a fontes específicas de contaminação.



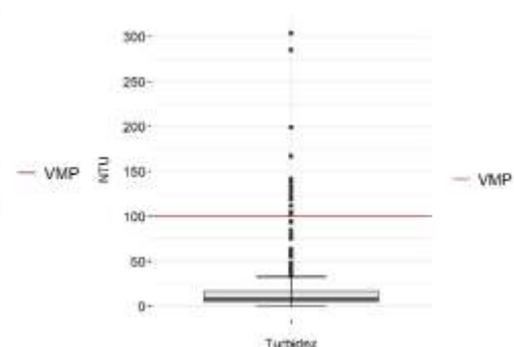
Na Figura 11, observa-se que os valores de E. coli frequentemente ultrapassam o limite esperado para a classe 3 do Ribeirão. Os dados apresentam uma ampla variabilidade e uma assimetria voltada para valores superiores, além de outliers com valores elevados que indicam entradas pontuais de poluentes.



(7)

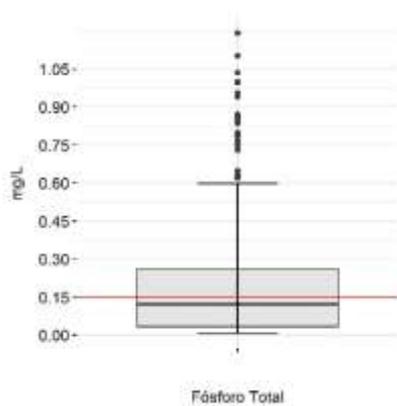


(8)

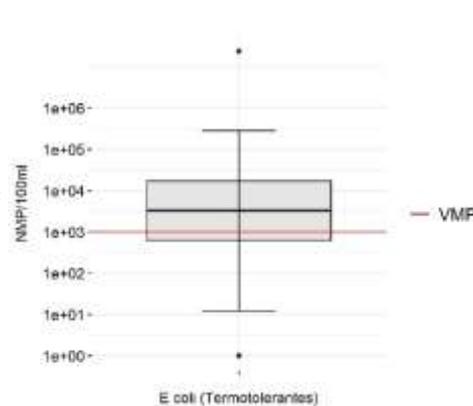


(9)

Figuras 7, 8 e 9: Diagrama de caixa do parâmetro OD (7); Diagrama de caixa do parâmetro DBO (8); Diagrama de caixa do parâmetro Turbidez (9).



(10)



(11)

Figuras 10 e 11: Diagrama de caixa do parâmetro Fósforo Total (10); Diagrama de caixa do parâmetro E. coli (em escala logarítmica) (11).

Verifica-se que os parâmetros fósforo total e E. coli são os mais problemáticos e estão impactando negativamente na qualidade do Ribeirão, pois, na maior parte do tempo, estão fora dos níveis esperados. Nas Figuras 12 e 13 são avaliados os valores desses parâmetros ao longo dos diferentes pontos de coleta, destacando a variação e identificando os locais de maior impacto. Isso permitirá uma compreensão mais detalhada dos fatores contribuintes para a degradação da qualidade da água e das possíveis medidas de mitigação.

A maioria das medições do fósforo total nos pontos 010 e 020, estão abaixo do VMP (Figura 12). No entanto, no ponto 010, próximo a nascente, existem outliers indicando possível contaminação difusa chegando nesse ponto. Conforme destacado por Barros et al. (2023), após mudança da ocupação e uso do solo da área na qual se encontra Condomínio Alto da Boa Vista (DF), ocorreu um aumento do escoamento superficial nessa região, o condomínio está situado próximo às nascentes do Ribeirão Sobradinho. Esse fator pode estar contribuindo para os outliers observados, refletindo momentos de alta concentração de fósforo.

Nos pontos 030 e 040, localizados após o ponto de lançamento de efluentes tratados da ETE Sobradinho, há um aumento nos níveis de fósforo com a maior parte dos dados excedendo o valor esperado. Apesar de uma leve melhora no ponto 050, os níveis de fósforo ainda permanecem acima do VMP.

Esse cenário demonstra um significativo impacto ambiental no ribeirão Sobradinho proveniente das cargas aportadas pela ETE Sobradinho, por ainda não possuir tratamento terciário, carecendo da tecnologia necessária para remover nutrientes como o fósforo, o que pode explicar os valores elevados. Destaca-se que no Plano Distrital de Saneamento Básico (PDSB/DF,2017), existem perspectivas futuras de implementação de biomídia no reator biológico, o que pode contribuir para a melhoria desse parâmetro. Paralelamente, o PRH Paranaíba – DF (2019), aprovado em 2020 pelo Comitê de Bacia do Paranaíba-DF e pelo CRH-DF, propõe um plano de ação que inclui o aprimoramento do sistema de lodos ativados com remoção biológica de nitrogênio e fósforo. Ambas as iniciativas convergem para o mesmo objetivo de mitigar os impactos ambientais e promover a melhoria da qualidade da água na região.

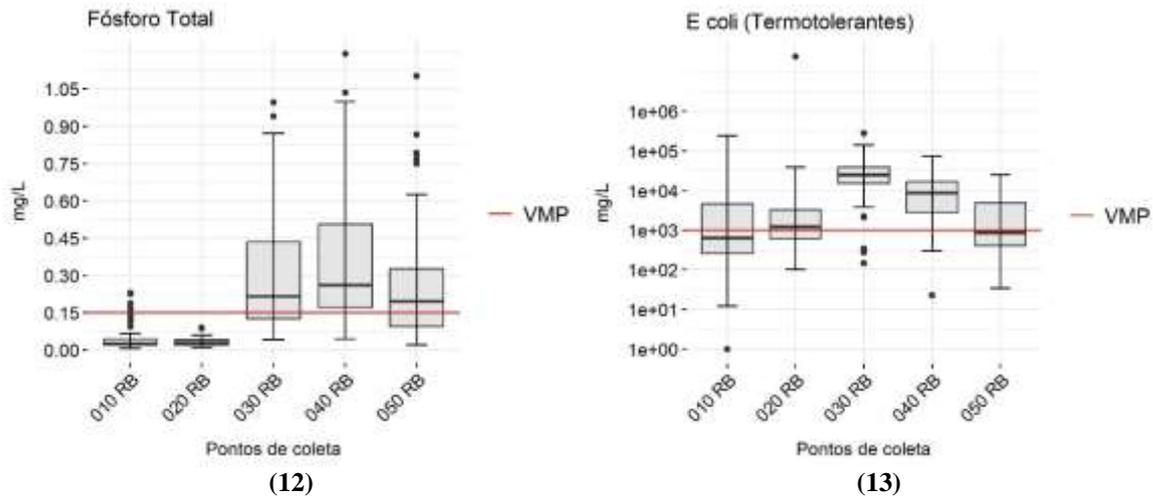
Em relação a E. coli (Figura 13), os valores nos pontos 010 e 020 já excedem o VMP, logo, sugere-se a possível entrada de esgotos clandestinos nas águas pluviais urbanas. Destaca-se, também, a ocorrência de uma elevatória de esgoto bruto próxima ao ponto 010, com ocasionais lançamentos diretos de efluentes no Ribeirão, sem tratamento, na ocorrência de chuvas intensas,



demonstrando o problema dos esgotos combinados com as águas de drenagem urbana, podendo se caracterizar como uma contribuição relevante para o Curso d'água, contribuindo com a contaminação observada.

Como esperado, os níveis de *E. coli* nos pontos após o lançamento da ETE estão elevados, especialmente no ponto 030, localizado 1 km a jusante do ponto de lançamento. Embora haja uma melhora no ponto 050, os valores ainda tendem a superar o VMP, indicando um problema persistente de contaminação bacteriana.

Essa situação é de alto alerta, pois esse parâmetro indica a presença de material fecal de origem animal e humana, logo, impactando negativamente a qualidade da água do Ribeirão e não possibilitando seu uso para recreação de contato primário, mesmo não sendo permitida a sua utilização para balneabilidade. Os níveis de contaminação podem ser ainda mais graves e, frequentemente, não permitem nem mesmo o contato secundário. É importante destacar que, no PDSB/DF (2017), uma das melhorias planejadas para a ETE Sobradinho é a implementação de um processo de desinfecção do efluente, o que pode ajudar a mitigar esse problema.



Figuras 12 e 13: Diagrama de caixa do parâmetro Fósforo Total por ponto de coleta (12); Diagrama de caixa do parâmetro *E. coli* por ponto de coleta (em escala logarítmica) (13).

Considerações Finais

A análise dos dados de qualidade de água do ribeirão Sobradinho (DF), monitorados ao longo de 10 anos, indica que, na maior parte do tempo, a qualidade da água apresenta conformidade consistente com a Classe 3 de enquadramento, prevista para 2030, para a maioria dos parâmetros observados. No entanto, os parâmetros fósforo total e *E. coli* são os mais preocupantes, mostrando uma diminuição na conformidade ao longo dos anos. Sugere-se o controle das cargas de poluição na bacia hidrográfica, fontes pontuais e difusas, que afetam esses parâmetros, pois estão agravando a qualidade da água do Ribeirão a piora verificada poderá impedir que o Ribeirão atinja a classe esperada de enquadramento em 2030.

É essencial destacar a importância de melhorias no tratamento da ETE Sobradinho e a necessidade de atenção às fontes de poluição difusa, tanto rurais como, principalmente, urbanas (esgotos combinados) que também afetam esses dois parâmetros. O controle das cargas difusas de poluição da água, inclusive na região a montante da bacia hidrográfica, próxima à nascente do Ribeirão, é igualmente importante, visto que os valores de fósforo e *E. coli* têm superado os limites máximos permitidos (VMP), indicando que essas áreas estão sendo impactadas.

Portanto, é vital manter uma vigilância constante sobre esses parâmetros e implementar as melhorias propostas pelo PDSB/DF (2017) e pelo PRH Paranaíba – DF (2019), assim como controlar a expansão urbana e o aumento populacional na bacia hidrográfica. Essas medidas possibilitarão, se implementadas, que o Ribeirão atinja o nível de enquadramento, Classe 3 em 2030. No entanto, destaca-se que a Classe prevista no enquadramento ainda não se configura como a classe de qualidade esperada pela comunidade da Bacia Hidrográfica, que aspira o retorno da condição de balneabilidade para o Ribeirão, para as cachoeiras situadas a jusante, e a possibilidade de irrigação de hortaliças nas áreas de produção rural.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) pela disponibilização dos dados essenciais para a realização desta pesquisa.

Referências Bibliográficas

8º Fórum Mundial da Água, Brasília, 2018. Declaração do Ministério Público. Disponível em: https://www.mpf.mp.br/pgr/documentos/Declaracao_do_Ministerio_Publico.pdf. Acesso em: 03 de junho de 2024.

Agência Reguladora de Águas Energia e Saneamento Básico do DF (Adasa). 2019. Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos afluentes distritais do rio Paranaíba (PRH Paranaíba - DF). Disponível em:



https://www.adasa.df.gov.br/regulacao/prh-paranaiba?show_menu=1&menu_name=recursos-hidricos. Acesso em: 26 jun. 2024.

Agência Nacional de Águas (ANA). Qualidade da água superficial no Brasil: apresentação. Disponível em: <https://qualidadedaagua.ana.gov.br/index.html>. Acesso em: 20 jun. 2024.

Barbosa, R.P.; Minoti, R.T.; Gomes, L.N.L.; Souza, H.O. 2021. Bacia Hidrográfica do Ribeirão Sobradinho (DF): o conflito entre o planejamento territorial e os usos de suas águas pela população. In: Moraes, G.G.B.L.; Montezuma, T.F.P.F.; Ferraço, A.A.G. (orgs.). Estudo de direito das águas: Desafios jurídicos, sociais e agravantes climáticas. Volume I. Rio de Janeiro: Lumen Juris, p. 287-320.

Barros, Artur Borges; Costa, Maria Elisa Leite; Koide, Sergio. 2023. Impactos da ocupação do Condomínio Alto da Boa Vista-DF em áreas adjacentes na formação de erosão. XXV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.

Braga, B.; et al. 2005. Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Pearson PrenticeHall. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/5769440/mod_resource/content/1/Benedito%20Braga.pdf. Acesso em: 20 jun. 2024.

Gasque, Melissa Dias. 2019. Monitoramento da qualidade da água do Ribeirão Sobradinho e sua correspondência com o enquadramento vigente. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade de Brasília.

Governo do Distrito Federal - GDF. 2012. Grupo de Trabalho Ribeirão Sobradinho: relatório de diagnósticos e soluções para a recuperação ambiental do Ribeirão Sobradinho. Brasília, 36 p.

Governo do Distrito Federal - GDF. 2017. Plano Distrital de Saneamento Básico do Distrito Federal (PDSB/DF): relatório síntese. Brasília, 178 p.

Von Sperling, Marcos. 2014. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Editora UFMG, 2ª ed., 592 p.



AVALIAÇÃO DE UM MEDIDOR VENTURI COMO ALTERNATIVA PARA A MEDIÇÃO DE VAZÃO RESIDENCIAL

1André Luís Sotero Salustiano Martim, 2Luis Souza Costa Filho, 3Daniela Bonazzi Sodeck, 4Yvone de Faria Lemos De Lucca, 5Luis Fernando Murillo Bermudez, 6Laura Maria Canno Ferreira Fais, 7José Gilberto Dalfré Filho, 8Cristiano Poletto

1 Universidade Estadual de Campinas, e-mail:asmartim@unicamp.br; 2, 3, 5 e 7 Universidade Estadual de Campinas, 4 DAEE/CTH Departamento de Água e Energia Elétrica SP, 8 IPH Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS

Palavras-chave: medidor Venturi, medidor de água residencial, hidrômetro.

Resumo

Medidores de vazão tipo taquimétricos e volumétricos para medição de consumo de água residencial são amplamente empregados pelas concessionárias dos sistemas de abastecimento de água e são os medidores instalados em pontos de abastecimento de um determinado usuário, denominados de forma geral como micro medidores. Apesar de seu uso consagrado, atualmente considerando as alterações climáticas, por vezes com largos e intensos períodos de estiagem e a adoção pela cobrança do uso da água com tarifas crescentes, novas pesquisas que levam em conta estes tipos de medidores são necessárias. Isto, pois, os consumidores de água estão adotando controles mais rígidos contra o desperdício e, em contrapartida, exigem soluções inovadoras das empresas concessionárias. Neste contexto, o objetivo principal deste trabalho foi avaliar um medidor tipo Venturi clássico, de baixo custo, atuando como medidor de vazão para um sistema de abastecimento de água residencial. Utilizando uma bancada de ensaios de medidores de vazão, são apresentados e analisados os resultados experimentais deste tipo de medidor.

Introdução

Existe uma grande variedade de dispositivos para a medição de vazão disponíveis no mercado. A escolha do equipamento deve ser analisada considerando a aplicação, características do escoamento e do fluido, do próprio medidor como: incertezas, custos, tempo de vida útil, facilidade de instalação e viabilidade de realização da calibração. Os medidores comumente utilizados são os eletromagnéticos, os de vórtice, os de velocidade, os ultrassônicos e os de pressão diferencial. Um medidor de vazão de fluidos é um instrumento utilizado para medir a quantidade de fluido que escoar em um determinado elemento condutor, na unidade de tempo (ABNT, 1988). Normalmente são constituídos de um elemento primário e um secundário. O elemento primário, assim denominado por estar em contato direto com o fluido, produz o sinal que relaciona o escoamento com uma lei da física. Por sua vez, o elemento secundário converte a resposta transmitida pelo elemento primário para leitura ou transmissão à distância do valor correspondente à vazão. Para fins de medição de vazão de água potável residencial, os medidores consagrados são do tipo volumétrico (ou mássico) ou de vazão instantânea. Existem diferentes maneiras de classificar os medidores de vazão, mas geralmente eles são classificados de acordo com o mecanismo de operação como medidor mecânico, diferencial, ultrassônico e eletromagnético (Coelho, 1983). Os medidores mecânicos são os mais utilizados para o registro do consumo residencial e podem ser subclassificados como medidores volumétricos ou velocimétricos. Cada tipo de medidor, com suas características exclusivas, é considerado adequado para diferentes aplicações.

Os medidores velocimétricos medem as vazões com base na velocidade de uma hélice rotativa, pois seu mecanismo é simples, tem baixo custo e a manutenção é facilitada, porém são menos precisos (Neto et al. 1998). Por outro lado, os medidores volumétricos medem as vazões contando quantas vezes um pequeno recipiente com volume conhecido é preenchido. Eles têm melhor precisão quando comparados aos medidores velocimétricos, mas têm custo mais alto e são sensíveis à suspensão de sólidos que podem bloquear a passagem (Tsutiya 2006).

Os medidores de pressão diferencial medem a vazão com base na diferença de pressão entre dois pontos. De acordo com (KAMBAYASHI, Izuru; KANG, Donghyuk; NISHIMURA 2020), os medidores de vazão de pressão diferencial podem medir vazões independentemente do tipo de fluido e do perfil de velocidade não específico. Graham (2020) aponta que os medidores Venturi são um dos tipos mais comuns de dispositivos usados em todo o mundo para medição de vazão, pois são simples, robustos, confiáveis e econômicos. Eles são usados principalmente como macromedidores.

O medidor de Tubo de Venturi

De acordo com Varin (2019), os tubos Venturi foram projetados de acordo com a norma francesa e europeia ISO 5167-4: (2022), embora essa norma não fosse estritamente aplicável às faixas de número de Reynolds.

Por definição da BS ISO 5167, o medidor Venturi é um dispositivo que consiste em uma entrada convergente conectada a uma garganta cilíndrica que por sua vez está conectada a uma seção cônica de expansão chamada “divergente”. Assim, considerando o aumento de velocidade do escoamento na garganta, o medidor Venturi possui como princípio gerar uma diferença de pressão entre o tubo e a garganta. As diferenças entre os valores da incerteza do coeficiente de descarga para os três tipos de tubo de Venturi clássico mostram, por um lado, o número de resultados disponíveis para cada tipo de tubo de Venturi clássico e, por outro lado, quanto mais ou menos definição precisa do perfil geométrico.



O princípio do método de medição baseia-se na instalação de um tubo Venturi em uma tubulação na qual um fluido está fluindo cheio. Num tubo Venturi existe uma diferença de pressão estática entre a seção a montante e a seção da garganta do dispositivo. Para isso propondo, sempre que o dispositivo for geometricamente semelhante a outro no qual foi feita a calibração direta, sendo as condições de uso as mesmas, a vazão pode ser determinada a partir do valor medido desta diferença de pressão e de um conhecimento das condições do fluido. Para o Medidor Venturi, a vazão mássica pode ser determinada pela equação [Eq.1] e o valor da vazão volumétrica pode ser calculado pela [Eq.2]. As diferenças entre os valores da incerteza do coeficiente de descarga para os três tipos de tubo Venturi clássico mostram, por um lado, o número de resultados disponíveis para cada tipo de tubo Venturi clássico e, por outro lado, a definição mais ou menos precisa do perfil geométrico. O princípio do método de medição se baseia na instalação de um tubo de Venturi em uma tubulação na qual um fluido está correndo cheio. Em um tubo de Venturi, existe uma diferença de pressão estática entre a seção de montante e a seção de garganta do dispositivo. Por esse motivo, conforme descrito em [1], sempre que o dispositivo for geometricamente semelhante a um dispositivo no qual a calibração direta tenha sido feita, com as mesmas condições de uso, a vazão pode ser determinada a partir do valor medido dessa diferença de pressão e do conhecimento das condições do fluido. Para o medidor Venturi, a vazão mássica pode ser determinada pela seguinte equação [Eq.1] e o valor da vazão volumétrica pode ser calculado pela [Eq.2]

$$Qm = \frac{Cd}{\sqrt{1-\beta^4}} \cdot \varepsilon \cdot \frac{\pi}{4} \cdot d^2 \cdot \sqrt{2 \cdot \rho_1 \cdot \Delta p} \quad [Eq.1]$$

De acordo com a norma BS/ISO 5167 (2003), os tubos Venturi clássicos podem ser usados em tubos de diâmetro entre 50 mm e 250 mm e com relações de diâmetro β entre 0,4 e 0,75, inclusive. E afirma que, para instalações fora desses limites de D , β e ReD , continua sendo necessário calibrar separadamente o elemento primário em suas condições reais de serviço.

Também de acordo com o padrão, a incerteza relativa do coeficiente de descarga é igual a 1%.

A equação [2] mostra que o cálculo de fluxo para o medidor Venturi:

$$Q = C_d \cdot A \cdot \sqrt{2 \cdot g \cdot \Delta h} \quad [Eq. 2]$$

Onde: Q é a vazão volumétrica, medida em [m³/s]; C_d é o coeficiente de descarga para o medidor Venturi; A é a área da seção transversal da garganta do medidor Venturi, em [m²]; g é a aceleração da gravidade para a cidade de Campinas, igual a 9,7845 [m/s²]; Δh é a diferença de carga de cabeça entre a entrada e a contração do Venturi, em [mH₂O]. Ao calcular as constantes da equação, chegamos à equação simplificada para Venturi, mostrada na equação (Eq.3)

$$Q = 1.1107 \cdot C \cdot E \cdot \beta^2 \cdot D^2 \cdot \sqrt{\left(\frac{P_1 - P_2}{\rho}\right)} \quad [Eq. 3]$$

onde:

C é o coeficiente de descarga,
 β é a relação entre o diâmetro do tubo e o diâmetro da calha;
 E é a relação dada pela equação [Eq. 4]:

$$E = \frac{1}{\sqrt{1-\beta^4}} \quad [Eq. 4]$$

D é o diâmetro do tubo Venturi, na seção 1,
 P_1 e P_2 , onde a leitura das tomadas de pressão, no tubo de Venturi, está relacionada às seções 1 e 2, onde a seção 2 é a calha do medidor.

Materiais e Métodos

Os ensaios com os medidores de vazão foram realizados numa bancada de testes de hidrometria, com todos os medidores instalados em série em todos os testes de acordo com as orientações dos manuais AWWA (1989). A figura 1 (a) ilustra a bancada de testes em operação. A bancada possui duas linhas que permitem operação simultânea. Nos testes realizados neste trabalho foi utilizada a linha de calibração à direita, na figura 1(b), com todos os medidores instalados em série. A bancada opera a partir do princípio de calibração volumétrico, previsto na norma ISO 8316: 1987, em que uma linha em circuito fechado, alimentada por um reservatório inferior, garante que todo fluxo de água que atravessa os medidores de vazão é coletado em um tanque padrão, com volumetria definida.

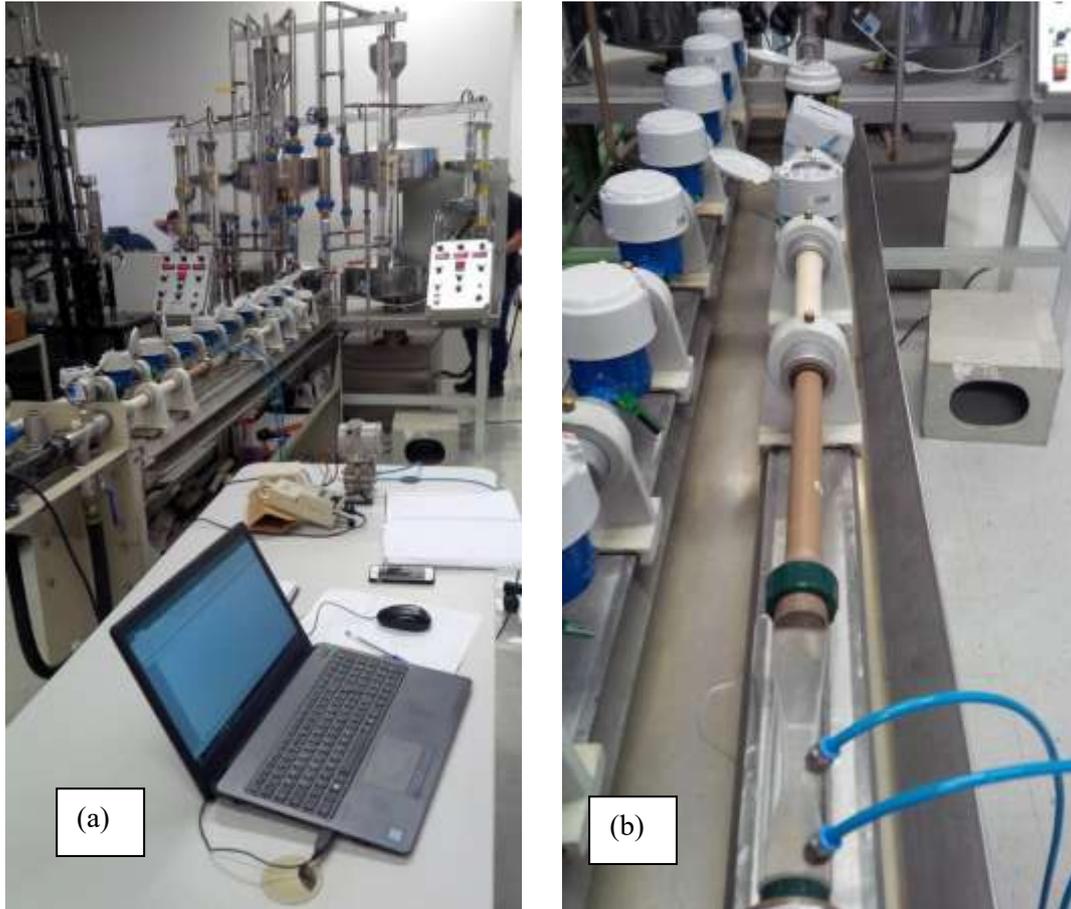


Figura 1 - (a) Bancada de Testes - Princípio Volumétrico ISO 8316:1987 (b) Medidores avaliados instalados em série.

A vazão média do escoamento é calculada a partir da equação [Eq. 5], em que os valores são obtidos da bancada de testes, e registrados em planilha eletrônica de acompanhamento:

$$Q_{m\acute{e}dia} = \frac{dV}{dt} \quad [Eq. 5]$$

Em que, dV = volume do teste; dt = tempo do teste; e $Q_{m\acute{e}dia}$ = vazão média do escoamento.

Os medidores de vazão Volumétrico e Velocimétrico possuem display que informa o volume totalizado, não dispondo de informação de vazão instantânea em tempo real. O medidor de vazão ultrassônico possui display que informa o volume totalizado, e também informação de vazão instantânea em tempo real.

O medidor Venturi possui apenas indicação de vazão em tempo real (instantânea) sendo que o módulo de leitura de pressão diferencial (TP-301), embora permita programação de volume totalizada, não foi utilizado, para permitir ajustes de calibração. Ou seja, foram registrados os valores de diferencial de pressão informados pelo transdutor de pressão diferencial referentes às tomadas de pressão do tubo Venturi. Desta forma os valores de vazão média e volume totalizado no tempo foram calculados a partir da equação de cálculo do tubo Venturi.

Resultados e Discussão

A taxa de vazão foi calculada com os respectivos desvios de vazão relativos aos medidores de vazão em relação ao volume padrão do tanque. Em todos os testes e ensaios, isso foi realizado considerando os valores de volume padrão da bancada, e em todos os testes os medidores foram avaliados simultaneamente. As vazões de teste foram de 10, 22,5, 40, 100, 250, 450, 700 e 1.000 litros por hora.

O fator K do Venturi considerado usou os coeficientes teóricos para o cálculo do coeficiente de descarga, além de apresentar um único valor de K para toda a faixa de vazão do medidor. O coeficiente de descarga padrão para o tubo Venturi fornecido pela literatura, e também utilizado fixo para toda a faixa de diferencial de pressão de leitura pelo transdutor de pressão associado ao dispositivo primário.

A figura 2 (a) e (b) mostram esses resultados, em relação ao Teste Volumétrico de Bancada, pelo método volumétrico. O tubo Venturi apresenta bons resultados apenas em uma estreita faixa, para médias e grandes de vazões ensaiadas.

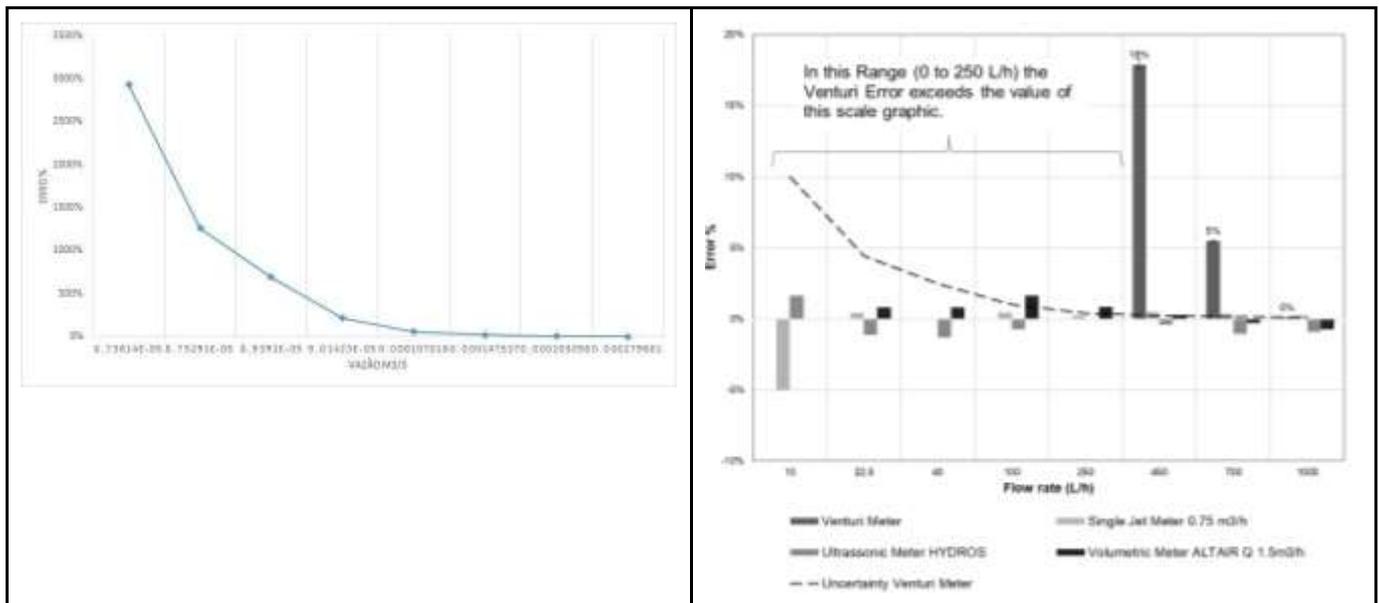


Figura 2 - Resultados de erro do tubo Venturi pelo método volumétrico.

Conclusões

O medidor Venturi apresenta resultados de desvio em relação à bancada volumétrica menores que 2 %, para a faixa de vazão acima de 0.1070180 L/s.

Os resultados obtidos apresentam, como esperado, baixo desempenho do medidor Venturi para as baixas vazões. Entretanto é positivo o resultado do Venturi para as vazões médias e altas vazões.

A próxima etapa desta pesquisa pretende melhorar o desempenho do medidor Venturi utilizando uma proposta de K variável (através de duas curvas de regressão) em função do range do número de Reynolds, considerando as equações de ajuste.

Referências Bibliográficas

AWWA. 1989. *Flowmeters in Water Supply*. First. Denver: American Water Works Association.

BEAULIEU, A et al. 2011. "A Flowmeter for Unsteady Liquid Flow Measurements." *Flow Measurement And Instrumentation* 22 (2): 131–37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2011.01.001>.

Coelho, Alberto Cavalcanti. 1983. *Medição de Água e Controle de Perdas*. Edited by Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES. Primeira. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES.

Delmée, Gérard J. 2003. *Manual de Medição de Vazão*. Editora Blucher.

GRAHAM, E.M. et al. 2020. "Vertically Installed Venturi Tubes for Wet-Gas Flow Measurement: Possible Improvements to Iso/Tr 11583 to Extend Its Range of Applicability." *Flow Measurement And Instrumentation* 74: 101757. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2020.101757>.

ISO/IEC 98-3:2008. 2008. "Uncertainty of Measurement." <https://www.iso.org/standard/50461.html>.

ISO 12242: 2012. "Measurement of Fluid Flow in Closed Conduits. Ultrasonic Transit-Time Meters for Liquid."

ISO 4064-2: 2017. "Water Meters for Cold Potable Water and Hot Water - Test Methods."

ISO 5167-1: 2022. "Measurement of Fluid Flow by Means of Pressure Differential Devices Inserted in Circular Cross-Section Conduits Running Full. Part 1: GEneral Principles and Requirements."

ISO 5167-4: 2022. "Measurement of Fluid Flow by Means of Pressure Differential Devices Inserted in Circular Cross-Section Conduits Running Full Part 4: Venturi Tubes."

ISO 8316: 1987. "Measurement of Liquid Flow in Closed Conduits Method by Collection of the Liquid in a Volumetric Tank."



ISO 98-1: 2009. “Uncertainty of Measurement — Part 1: Introduction to the Expression of Uncertainty in Measurement.”

KAMBAYASHI, Izuru; KANG, Donghyuk; NISHIMURA, Naoki. 2020. “Theoretical, Numerical, and Experimental Study on an Unsteady Venturi Flowmeter for Incompressible Flows.” *Journal Of Fluids Engineering* 143 (2): 1–13. <http://dx.doi.org/10.1115/1.4048689>.

Martim, André Luís Sotero Salustiano. 2005. “Avaliação Do Desempenho De Um Medidor De Vazão Eletromagnético Em Situações Práticas Reais De Instalação.”

Neto, Azevedo, Miguel Fernandez y Fernandez, Roberto de Araujo, and Acácio Eiji Ito. 1998. *Manual de Hidráulica*. Oitava. Edgard Blucher Ltda.

TOMASZEWSKI, Adam; PRZYBYLINSKI, Tomasz; LACKOWSKI, Marcin. 2020. “Experimental and Numerical Analysis of Multi-Hole Orifice Flow Meter: Investigation of the Relationship between Pressure Drop and Mass Flow Rate.” *Sensors* 20 (24): 7281. <http://dx.doi.org/10.3390/s20247281>.

Tsutiya, Milton Tomoyuki. 2006. *Abastecimento de Água*. Quarta. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

VARIN, S et al. 2019. “Characterization of the Venturi Flowmeters for the Control of ITER Magnets.” In *Iop Conference Series: Materials Science and Engineering*, 012166. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1757-899x/502/1/012166>.

Z. Peng, Z. Cao, L. Xu, Z. Qian. 2012. “Influence of Installation Angle of Electromagnetic Flowmeter on Measurement Accuracy.” In *Proceedings of the International Symposium on Instrumentation and Control Technology*. <https://doi.org/978-1-4673-2617-9/12>.

ZHANG, J. 2019. “Experimental and Numerical Study on the Drainage Performance and Fluid Flow of Venturi Tubes.” *Aip Advances* 9 (6): 065003. <http://dx.doi.org/10.1063/1.5099420>.



ANÁLISE HIDRÁULICA E GEOMÉTRICA DO VERTEDOURO DA USINA HIDRELÉTRICA DE NOVA PONTE

1Karina Ribeiro de Melo, 2Paulo Roberto Garcia

1 UFTM, e-mail: d202011132@uftm.edu.br; 2 UFTM, e-mail: paulo.garcia@uftm.edu.br

Palavras-chave: Bacia de dissipação; Vertedor; Coeficiente de vazão.

Resumo

As hidrelétricas, além de produzirem eletricidade, controlam o fluxo de água, principalmente durante períodos de chuvas fortes. Para evitar que os reservatórios fiquem sobrecarregados e garantir a segurança das barragens e áreas ao redor, é necessário gerenciar tanto a água armazenada quanto o excesso que precisa ser liberado. Nesse processo, os vertedouros são fundamentais, pois permitem o controle eficiente da quantidade de água que sai dos reservatórios, ajudando a regular o volume armazenado e a lidar com as variações no fluxo de água.

O presente estudo tem como objetivo analisar o comportamento hidráulico do vertedouro da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, empregando um modelo reduzido para simular e compreender suas características operacionais. A investigação foca na determinação dos coeficientes de vazão e na avaliação da eficiência do vertedouro em diferentes condições operacionais.

A metodologia envolveu a coleta de dados sobre dimensões e características operacionais, a construção de um modelo em acrílico e a realização de ensaios para determinar a curva de vazão e os coeficientes de vazão.

Os resultados revelaram que o coeficiente de vazão, determinado a partir da equação da curva gerada pelo gráfico, é $C = 1,98$. Esse coeficiente foi usado para calcular a vazão necessária e o coeficiente de contração das ombreiras, k_a . A comparação com valores da literatura revelou que os valores de k_a obtidos são inferiores aos sugeridos por Corps of Engineers (1977). Contudo, as condições de escoamento na Usina Hidrelétrica Nova Ponte são mais favoráveis, devido ao canal de acesso que orienta eficientemente o fluxo.

Em conclusão, o estudo confirma que o coeficiente de vazão adotado é apropriado para o dimensionamento do vertedouro, mas recomenda-se a realização de ensaios mais detalhados para refinamento adicional. O modelo reduzido mostrou-se eficaz na simulação das condições operacionais e na avaliação da eficiência do vertedouro.

Introdução

As hidrelétricas são estruturas complexas cuja operação envolve a gestão cuidadosa de grandes volumes de água. Além de gerarem eletricidade, elas desempenham um papel estratégico no controle de vazões, especialmente em períodos de chuvas intensas. Para evitar sobrecargas nos reservatórios, as hidrelétricas dependem de vertedouros eficientes, responsáveis por liberar o excesso de água de forma controlada. O design e a operação adequada desses vertedouros são cruciais para manter a integridade das barragens e garantir a segurança das áreas a jusante (SILVA; DANTAS, 2017).

A operação eficiente das hidrelétricas exige um gerenciamento rigoroso das águas armazenadas e excedentes. Neste contexto, os vertedouros emergem como componentes vitais na infraestrutura das usinas hidrelétricas. Eles são projetados para descarregar águas excedentes e evitar a sobrecarga dos reservatórios, desempenhando um papel fundamental na regulação da capacidade de armazenamento e na resposta a variações de vazão, especialmente durante períodos de alta pluviosidade (CHOW, 1959). A eficácia dos vertedouros na mitigação de riscos associados a ondas de cheia é crítica para proteger a integridade das estruturas das usinas e minimizar impactos adversos nas áreas adjacentes.

A geometria dos vertedouros é um fator determinante para sua eficácia no gerenciamento de vazões. A configuração geométrica influencia diretamente a eficiência do vertedouro e os coeficientes hidráulicos associados. O desempenho de um vertedouro é afetado pela sua forma e pelos coeficientes de vazão, sensíveis às condições do escoamento de aproximação e ao design estrutural. A determinação precisa da largura efetiva do vertedouro, levando em consideração efeitos como a contração e o escoamento de aproximação, é essencial para garantir que a estrutura opere de forma eficiente em diversas condições operacionais (ANA, 2016).

O presente estudo tem como objetivo analisar o comportamento hidráulico do vertedouro da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, empregando um modelo reduzido para simular e compreender suas características operacionais. A análise detalhada permitirá avaliar a eficácia da geometria do vertedouro e seu impacto na gestão das vazões, contribuindo para a otimização das operações e a segurança da usina.

Material

Para a realização deste estudo, foram utilizados os seguintes materiais: um modelo do vertedouro, construído em acrílico na escala 1:20, régua graduada para medir a altura da lâmina d'água e um molinete para medir vazão.

Metodologia

Para a análise do comportamento hidráulico do vertedouro da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte, foram coletados dados estruturais e operacionais detalhados, abrangendo dimensões, tipo de construção e características operacionais do vertedouro.



Com base nessas informações, foi fabricado um modelo reduzido em acrílico, escolhido pela sua durabilidade e transparência. Este modelo foi construído e calibrado para refletir proporcionalmente as especificações reais do vertedouro.

O modelo foi equipado com régua graduada para medir a altura da lâmina d'água e molinetes para monitorar a vazão. Ensaios realizados no modelo permitiram a obtenção da curva de vazão, medindo os valores de vazão e a altura da lâmina d'água. Esses dados foram usados para calcular os coeficientes de vazão do vertedouro.

Foi também calculada a relação entre a carga de operação e a carga de projeto, e um gráfico foi criado para avaliar como o coeficiente de vazão varia com essa proporção. A linha de tendência que melhor se ajustou aos dados experimentais foi utilizada para determinar o coeficiente de vazão final.

Considerando o reservatório no nível máximo normal no início da onda de cheia, foram realizados cálculos para avaliar a eficiência do sistema com todas as comportas em operação e com uma comporta inoperante. Medidas de vazões afluentes e efluentes foram realizadas para determinar o impacto das condições operacionais no desempenho do vertedouro.

Com os coeficientes de vazão determinados e a largura geométrica útil do vertedouro, foi calculada a largura efetiva das comportas, levando em conta os efeitos dos pilares e das ombreiras na determinação do coeficiente de contração. Finalmente, os coeficientes obtidos foram comparados com os valores sugeridos na literatura técnica para assegurar a conformidade com os padrões recomendados e avaliar a adequação do coeficiente de vazão adotado.

Resultados e Discussão

Inicialmente, foram coletados os dados estruturais e operacionais do vertedouro da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte. Assim, obteve-se que o vertedouro é uma estrutura de concreto com pâramento de montante inclinado na proporção 1V:1H. Ele possui quatro comportas, cada uma com uma largura de 11,00 m. A altura total do vertedouro é de 16,50 m, e a cota da crista é de 798,50 m. A carga de projeto, representada por H_d , também é de 16,50 m.

Na sequência, foi realizado um ensaio de levantamento da curva de vazão do vertedouro do modelo reduzido, para determinar a relação entre a vazão e a altura da lâmina d'água acima do vertedouro. Utilizando os dados de vazão e altura de água, obtidos no levantamento da curva de nível sobre o vertedouro, foi possível determinar os valores dos respectivos coeficientes de vazão, utilizando a Equação 1.

$$Q = C \cdot L \cdot H^{\frac{3}{2}} \quad (1)$$

Onde: Q é vazão, C o coeficiente de vazão, L a largura do vertedouro e H a altura do nível de água acima do vertedouro.

O coeficiente (C) é a variável mais sensível de todo processo de dimensionamento, sendo influenciado por fatores como a geometria do vertedouro e as condições de escoamento. Neste estudo, foram determinados os valores de (C) para diferentes vazões e alturas de lâmina d'água. Estes valores são essenciais para ajustar a equação geral de descarga às condições específicas do vertedouro em questão. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 1. Os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Resultados dos coeficientes de vazão

Q(m³/s)	NAR(m)	H(m)	C
500	802,00	3,50	1,7355
1000	803,78	5,28	1,8733
2000	806,64	8,14	1,9572
3000	809,13	10,63	1,9673
4000	811,58	13,08	1,9217
5000	813,56	15,06	1,9444
5800	815,01	16,51	1,9650
6000	815,30	16,80	1,9803
6300	915,93	17,43	1,9676

Fonte: Autores, 2024

A relação entre a carga de operação (H) e a carga de projeto (H_d) é essencial para definir o comportamento do vertedouro sob diferentes condições de operação. Este relacionamento é crucial para o dimensionamento seguro e eficiente do vertedouro. Portanto, foi calculada a relação entre a carga de operação (H) e a carga de projeto (H_d), apresentados na Tabela 2.



Tabela 2 - Relação H/Hd

H(m)	H/Hd	C
3,50	0,2121	1,7355
5,28	0,3200	1,8733
8,14	0,4933	1,9572
10,63	0,6442	1,9673
13,08	0,7927	1,9217
15,06	0,9127	1,9444
16,51	1,0006	1,9650
16,80	1,0182	1,9803
17,43	1,0564	1,9676

Fonte: Autores, 2024

Com base nos dados apresentados na Tabela 2, foi construído o Gráfico 1, que ilustra a relação entre o coeficiente de vazão e a proporção entre a carga de operação e a carga de projeto. Essa relação é essencial para garantir um dimensionamento seguro e eficiente do vertedouro.

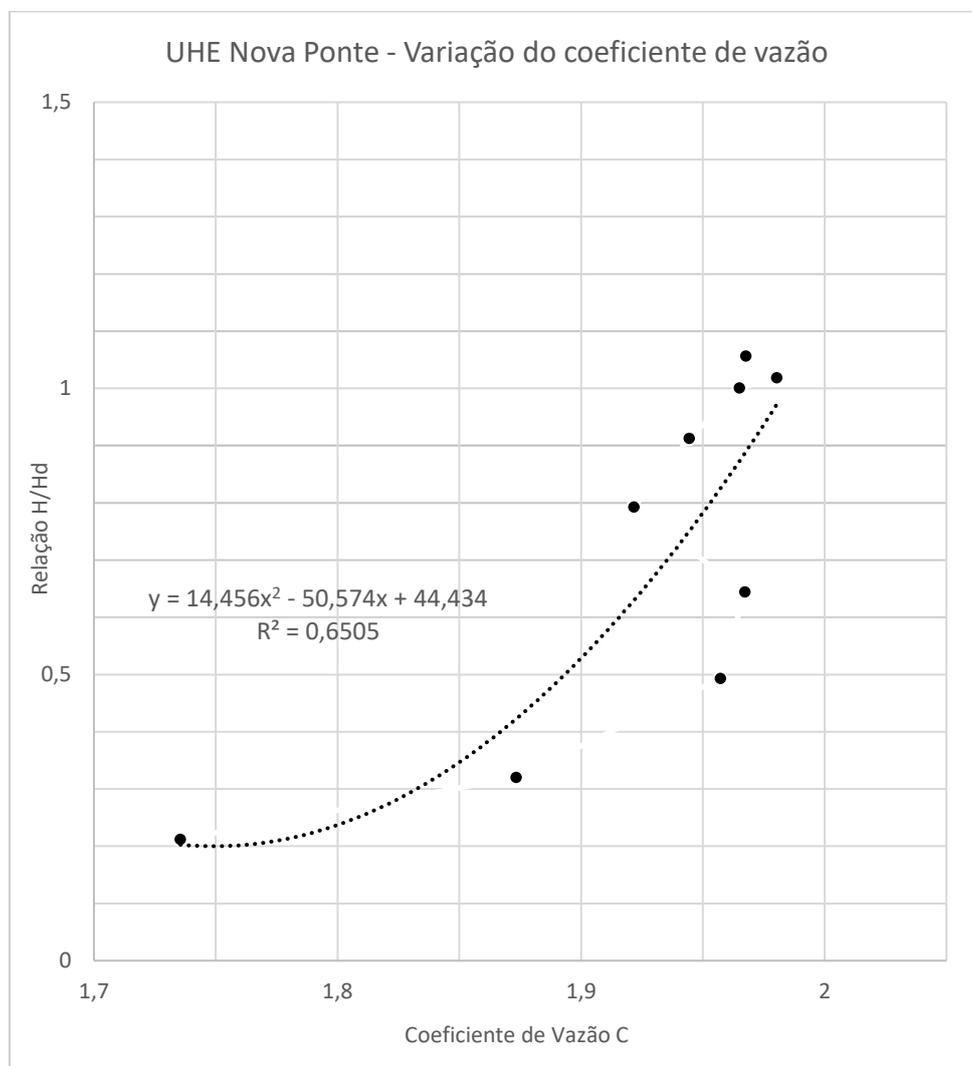


Figura 1 - Variação do coeficiente de vazão.

Fonte: Autores, 2024

Apesar da dispersão observada, a qual é aceitável considerando a natureza preliminar dos ensaios, foi possível construir uma curva que representasse a correlação entre os parâmetros estudados. O gráfico resultante permitiu identificar a linha de tendência que apresentou a melhor correspondência com os dados experimentais, avaliada pelo coeficiente de determinação R^2 . A análise indicou que a linha de tendência que melhor se ajusta aos dados é uma função polinomial de segunda ordem, conforme descrito pela Equação 2 a seguir.



$$y = 14,456x^2 - 50,574x + 44,434 \quad (2)$$

Onde: y corresponde a relação entre a carga de operação e a carga de projeto, e x é o coeficiente de vazão.

O coeficiente de vazão adotado foi determinado a partir da Equação 2 mencionada anteriormente. Considerando que a carga hidráulica corresponde à carga de projeto, com $H_d=16,5$, aplicamos os valores à equação para calcular a vazão. Nesse caso, a relação entre a carga hidráulica atual e a carga de projeto é $H/H_d=1$, resultando em um coeficiente de vazão de $C=1,98$. Esse valor reflete condições de projeto, sendo utilizado para dimensionar adequadamente a vazão no vertedouro.

Na fase atual do projeto e dos estudos hidráulicos em modelo reduzido, consideramos que os coeficientes de vazão (C) do vertedouro, com escoamento livre, podem ser extraídos da curva representada no gráfico. O coeficiente de vazão adotado foi extraído do gráfico, para $H/H_d = 1$, e considerado constante, portanto, temos: $C = 1,98$.

No estudo de amortecimento considerou-se, como regra de operação do vertedouro, que o reservatório estaria em seu nível máximo normal (815,00 m) no início da onda de cheia, com liberação de vazões afluentes iguais às efluentes, até a abertura total de toda as comportas operantes. A partir dessa situação é que teríamos o amortecimento das vazões afluentes e consequentes elevações no nível do reservatório.

Considerou-se no amortecimento da onda de cheia, o vertedouro com as 4 comportas em operação e com 1 comporta inoperante. Dessa forma, foram medidos os valores no nível de água máximo, bem como da vazão afluente, e calculado o valor da vazão efluente, através da Equação 1, adotando o coeficiente de vazão de $C=1,98$. Com os resultados obtidos foi construída a Tabela 4, que apresenta as dimensões das comportas, os níveis de água e as vazões afluentes e efluentes.

Tabela 3 - Níveis de água e respectivas vazões para 4 e 3 comportas em operação

Quantidade e dimensões das comportas	$N_{Am\acute{a}x}(m)$	$Q_{afluente}(m^3/s)$	$Q_{efluente}(m^3/s)$
3x11x16,5	816,41	13573	4952
4x11x16,5	815,62	13573	6171

Fonte: Autores, 2024

A análise dos dados mostra que a vazão afluente excede a vazão efluente, resultando em acúmulo de água no reservatório, o que é esperado devido à sua função de armazenamento e controle de vazões. Contudo, com uma das comportas inoperante, o sistema sofreu sobrecarga, evidenciada pela redução da vazão efluente e pelo aumento do nível de água a montante. Apesar da continuidade operacional do sistema, sua eficiência na dissipação foi comprometida. Esse cenário sublinha a importância de garantir o pleno funcionamento das comportas para assegurar a eficácia no controle e amortecimento da onda de cheia.

Na sequência foram realizados cálculos para determinação do coeficiente (K_a), parâmetro fundamental para a análise e o dimensionamento de vertedouros, pois ele representa as perdas de energia devido à forma e às condições geométricas do escoamento, especialmente na aproximação do fluxo à estrutura.

Verifica-se que em modelo reduzido, com estruturas semelhantes às adotadas na Usina Hidrelétrica Nova Ponte, foram encontrados coeficientes de vazão (C) entre 1,9 e 2,0. Assim, utilizando o coeficiente de vazão $C=1,98$ determinado anteriormente, a largura total das quatro comportas em operação $L=44$ m, e a carga hidráulica de projeto $H=16,5$ m, foi possível calcular a vazão através da Equação 1, resultando em $Q=5839,1$ m³/s.

Em seguida, considerando um coeficiente de vazão ligeiramente maior, $C=2,1$ e mantendo a vazão $Q=5839,1$ m³/s e a mesma carga hidráulica de 16,5 m, determinou-se que a largura das comportas $L=41,49$ m. Esse valor corresponde a largura efetiva do vertedouro, que representa a largura que contribui para o escoamento de água.

De acordo com ANA (2016), a largura efetiva (L_{ef}) é definida segundo a Equação 3:

$$L_{ef} = L_r - 2(nK_p + K_a)H_d \quad (3)$$

Onde: L_{ef} , é a largura efetiva, L_r , a largura geométrica útil; K_a , o coeficiente de contração das ombreiras; K_p , o coeficiente de contração dos pilares, n o número de pilares e H_d , a carga sobre a crista.

Portanto, com a largura efetiva calculada de 41,49 m e a largura geométrica útil de 44 m, que corresponde à soma das larguras das quatro comportas, e considerando três pilares, foi possível determinar a relação entre os coeficientes, conforme mostrado na Equação 4 a seguir.

$$3K_p + K_a = 0,0760 \quad (4)$$

Considerando que as ogivas dos pilares do vertedouro possuem uma forma geométrica intermediária entre os tipos 2,3 e 3ª, conforme definido pelo USACE (1990), os valores do coeficiente (K_p) podem variar entre 0 e 0,013. Assim, para um valor de K_p igual a 0, o coeficiente (K_a) corresponde a 0,076. Já quando (K_p) atinge 0,013, o valor de K_a é reduzido para 0,037.

Esses valores de (K_a) são inferiores aos sugeridos por Corps of Engineers (1977), que recomendam um coeficiente de 0,2 para projetos de vertedouros adjacentes a aterros de terra, sem transbordamento. Coeficientes mais altos são recomendados



para projetos que envolvem uma angularidade extrema. No entanto, as condições de aproximação do escoamento na estrutura da Usina Hidrelétrica Nova Ponte são mais favoráveis do que as descritas no Corps of Engineers (1977), uma vez que o canal de acesso atua como direcionador eficiente do escoamento de aproximação.

Portanto consideramos que o coeficiente de vazão adotado ($C=1,98$) é plenamente aceitável na fase atual do projeto, cabendo ressaltar que ensaios mais detalhados, a serem realizados no modelo reduzido, fornecerão elementos que permitirão definir tal valor.

Comentários finais

O estudo realizado sobre o comportamento hidráulico do vertedouro da Usina Hidrelétrica de Nova Ponte proporcionou uma visão abrangente da eficácia desta estrutura no gerenciamento de vazões e no controle de cheias. A análise detalhada revelou vários pontos críticos que são essenciais para garantir a eficiência e a segurança da operação do vertedouro.

Primeiramente, a determinação do coeficiente de vazão (C) foi um ponto central do estudo. O valor obtido de $C=1,98$ foi calculado com base na curva de vazão gerada pelos dados experimentais, e esse coeficiente foi utilizado para estimar a vazão e o coeficiente de contração das ombreiras (k_a).

Além disso, a análise dos resultados experimentais revelou que, com quatro comportas em operação, a vazão efluente pode ser adequadamente gerenciada. Quando uma comporta se mostrou inoperante, houve um aumento no nível de água e uma redução na eficiência do sistema, sublinhando a importância da operação contínua e plena das comportas para a eficiência do vertedouro.

O estudo também focou na determinação da largura efetiva das comportas, considerando os efeitos dos pilares e das ombreiras. A largura efetiva calculada de 41,49 m, em comparação com a largura geométrica útil de 44 m, confirmou que a configuração atual do vertedouro está em conformidade com os requisitos de design para o controle de vazões.

A relação entre os coeficientes de contração dos pilares e das ombreiras revelou que o coeficiente de contração das ombreiras (k_a) encontrado é inferior aos valores recomendados pelo Corps of Engineers (1977). Entretanto, as condições favoráveis do canal de acesso, que orienta o fluxo de forma eficiente, indicam que o coeficiente de vazão adotado é adequado para o estágio atual do projeto.

Em conclusão, o estudo confirmou que o coeficiente de vazão adotado é apropriado para o dimensionamento do vertedouro, com base nas condições atuais e nas características do escoamento na estrutura. Contudo, recomenda-se a realização de ensaios adicionais com o modelo reduzido para obter uma definição mais precisa dos coeficientes e para validar as conclusões obtidas.

Referências Bibliográficas

Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA). 2016. Manual do Empreendedor sobre Segurança de Barragens - Diretrizes para a Elaboração de Projeto de Barragens. Disponível em: <https://www.snisb.gov.br/Entenda_Mais/publicacoes/ManualEmpreendedor>. Acesso em: 05 fev. 2024.

Chow, V. T. (1959). Open-Channel Hydraulics. McGraw-Hill. Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/684578636/19-Ven-Te-Chow-Open-Channel-Hydraulics-Mcgraw-Hill-College-1959>>. Acesso em: 26 jul. 2024.

Corps of Engineers, 1977. Hydraulic design criteria- sheet 111-3/2. v.1. Disponível em: <<https://apps.dtic.mil/sti/tr/pdf/ADA092237.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2024.

Silva, D. F.; Dantas, J. B. 2017. Vertedores e sua relevância nas usinas hidrelétricas. Caderno De Graduação - Ciências Exatas E Tecnológicas - UNIT - Alagoas, 3(3), 241. Disponível em: <<https://periodicos.set.edu.br/fitsexatas/article/view/3623>>. Acesso em: 26 jul. 2024.

U.S. Army Corps of Engineers (USACE), 1990. Hydraulic Design of Spillways. Disponível em: <https://www.publications.usace.army.mil/portals/76/publications/engineermanuals/em_1110-2-1603.pdf>. Acesso em: 05 fev. 2024.