

A terrarium globe containing a small ecosystem with a network of white lines overlaid on it, set against a background of blurred green foliage and soil.

7^o SSS

Simpósio sobre
Sistemas
Sustentáveis

ANAIS

Volume 02

Organizadores

Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)
Dr. Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves – UFTM
Dr.^a Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM

7º SIMPÓSIO SOBRE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS



Madrid – España
2023

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Direitos Reservados em 2023 por **IAHR Publishing.**

Organização Geral da obra: Poletto, Cristiano ; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko

Editor: Cristiano Poletto

Diagramação: Cícero Manz

Revisão: Elissandro Voigt Beier

Capa: Juliane Fagotti

Copyright © 2023, by IAHR Publishing.

Derechos Reservados en 2023 por **IAHR Publishing.**

Organización General de la Obra: Poletto, Cristiano ; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko

Editor: Cristiano Poletto

Maquetación: Cícero Manz

Relectura General: Elissandro Voigt Beier

Portada: Juliane Fagotti

Poletto, Cristiano; Inácio Gonçalves, Julio Cesar de S.; Passos Okawa, Cristhiane Michiko
(Organizadores)

Anais do 7º Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis / Organizadores: Cristiano Poletto,
Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves, Cristhiane Michiko Passos Okawa. Volume 02.
MADRI, España: IAHR Publishing, 2023.

446p.: il.;

ISBN • 978-90-833476-2-2

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

Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)
Julio Cesar de S. Inácio Gonçalves – UFTM
Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM

Comissão Científica

Álvaro José Back - EPAGRI/SC	José Gilberto Dalfré Filho - UNICAMP
Amanda Goncalves Kieling - UNISINOS	Josiane Teresinha Cardoso - UDESC
Amintas Nazareth Rossete - UNEMAT	Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves - UFTM
André Luis Sotero Salustiano Martim - UNICAMP	Karinne Reis Deusdará Leal - UNIFEI
Andrezza Marques Ferreira - CEMADEN	Laura Maria Canno Ferreira Fais - UNICAMP
Carlos Alberto Mendes Moraes - UNISINOS	Liliane Lazzari Albertin - UNESP
Carlos Jose Sousa Passos - UNB	Lucijane Monteiro de Abreu - Universidade de Brasília (UNB)
Cíntia Soares - UFSC	Luis eduardo a. S. Suzuki - UFPEL
Claudia Telles Benatti - UEM	Marcelo de Oliveira Latuf - UNIFAL
Cristiane Kreutz - UTFPR	Marcelo Giovanela - UCS
Cristhiane Michiko Passos Okawa - UEM	Márcia Teixeira Falcão - UERR
Cristiano Poletto - UFRGS	Marcos Mateus - Universidade de Lisboa
Edna Possan - UNILA	Maria Cristina de Almeida Silva - UFRGS
Eliane Maria Vieira - UNIFEI	Maria de Los Angeles Perez
Elizabeth Yukiko Nakanishi Bavastri - UFPR	Lizama - UNICESUMAR
Everton Skoronski - UDESC	Maristela Denise Moresco Mezzomo - UTFPR
Felippe Fernandes - CONSULTOR	Martin Geier - UFRGS
Fernando Dornelles - UFRGS	Maurício Andrades Paixão - UFRGS
Fernando Jorge Correa Magalhães Filho - UFRGS	Mauro Rodrigues - UNIPAMPA
Fernando Neves Lima - UNIFEI	Natan Padoin - UFSC
Fernando Oliveira de Andrade - UTFPR	Pablo Spalletti - Universidad Nacional de La Plata / Argentina
Fernando Periotto - UFSCAR	Patrícia Diniz Martins - UFTM
Francisco de Assis Dourado da Silva - UERJ	Pedro Alves da Silva Filho - UFRR
Francisco Lledo Dos Santos - UNEMAT	Ronalton Evandro Machado - UNICAMP
Geraldo de Freitas Maciel - UNESP	Renato Miranda - USP
Hugo Morais de Alcântara - UFCG	Rodrigo Maia - Universidade do Porto
Ícaro Thiago Andrade Moreira - UFBA	Sidnei Luís Bohn Gass - UNIPAMPA
Jackeline Tatiane Gotardo - UNIOESTE	Simone Andrea Furegatti - UNESP
João Pedroso de Lima - Universidade de Coimbra	Simone Ramires - UFRGS
Joel Dias da Silva - FURB	Stenio de Sousa Venancio - UFTM
Jorge Manuel Guieiro Pereira Isidoro - UNIV. DO ALGARVE/PORTUGAL	Valdeci Jose Costa - UDESC
José Augusto Costa Gonçalves - UNIFEI	Viviane Trevisan - UDESC
José Camilo Ramos de Souza - UEA	Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva - UFPI
José Carlos de Araújo - UFC	

ORGANIZAÇÃO



REALIZAÇÃO



PATROCÍNIO



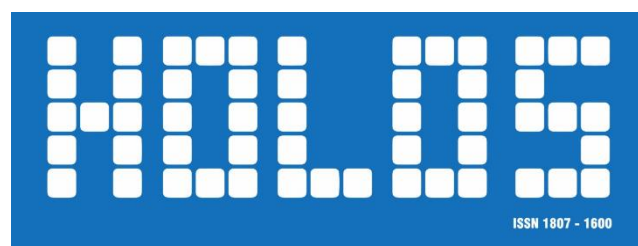
APOIO



APOIO ESPECIAL



Mestrado Profissional em Rede Nacional
em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos



3º Congresso Internacional de Engenharia Ambiental



Edição Luso-Brasileira



Participe em 2024:

3º CONGRESSO INTERNACIONAL DE ENGENHARIA AMBIENTAL

Luso-Brasileiro

www.3ciea.com.br



Organização:



Qual a importância do estudo da hidrossedimentologia?

A avaliação de processos hidrossedimentológicos é fundamental para diagnosticar problemas relacionados à erosão, transporte e deposição de sedimentos em rios e reservatórios, que influenciam diretamente em aspectos da qualidade da água e conservação dos recursos hídricos, além de interferir nos processos operacionais e vida útil de usinas hidrelétricas.

A falta de estudos na área da hidrossedimentologia pode ocasionar impactos negativos na conservação do meio ambiente com reflexos na vida da população. A Água e Solo atua no monitoramento, análises laboratoriais e elaboração de estudos para pleno entendimento dos processos hidrossedimentológicos.




Atua desde 1998 na área de recursos naturais, água e solo, realizando levantamentos, desenvolvendo estudos e projetos de engenharia e meio ambiente e implantando e operando redes de monitoramento de recursos hídricos.

HIDROMETRIA


- Levantamentos Batimétricos;
- Levantamentos sedimentométricos;
- Instalação, operação e manutenção de Estações Hidrológicas e Climatológicas Telemétricas em atendimento a Resolução Conjunta ANA/ANEEL 127/2022, (antiga 003/2010);
- Medição de vazão líquida e sólida;
- Estudo de Assoreamento de Rios e Reservatórios;
- Laboratório próprio para realização de Análises Sedimentológicas;
- Fornecimento de Equipamentos e Comissionamento de Estações Hidrológicas.

ESTUDOS E PROJETOS

- Estudos Hidrológicos Qualitativos e Quantitativos;
- Simulações e Modelagens Matemáticas;
- Estudos Hidrogeológicos;
- Estudos de Previsão de Vazão;
- Estudos Ambientais;
- Planos Diretores de Recursos Hídricos;
- Planos Municipais de Saneamento Básico;
- Geoprocessamento, Sensoriamento Remoto e Montagem de Banco de Dados SIG para Subsídio aos Projetos;
- Capacitações de Temas Associados a Gestão de Recursos Hídricos;
- Estudos de Viabilidade Técnica, Econômica e Ambiental;
- Projetos de Estruturas Hidráulicas para Armazenamento e Distribuição de água.

 (51) 3237-6335

 contato@aguaesolo.com

 Rua Baronesa do Gravataí,
137 - Sala 406 / Poa - RS

**PARA MAIS
INFORMAÇÕES
ENTRE EM CONTATO**



ProfÁgua



Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos

Sobre o ProfÁgua

O ProfÁgua é um curso de mestrado stricto sensu, GRATUITO, na área de ciências ambientais, que proporciona ampla formação aos profissionais, aliando teoria e prática, de modo a aumentar a eficácia de sua atuação na área de recursos hídricos.

Acesse nosso site:



Mais informações

(18) 3743 - 1978 (ramal 1917 ou 1921)
profagua@unesp.br

ÁREAS DE CONCENTRAÇÃO

1 - Instrumentos da Política de Recursos Hídricos

2 - Regulação e Governança de Recursos Hídricos

Linhas de pesquisa

1.1 - Ferramentas Aplicadas aos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos

1.2 - Metodologias para Implementação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos

2.1 - Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

2.2 - Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água



AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO

| SUMÁRIO |

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE LAGOS NA CIDADE DE BOA VISTA – RR: JARDIM FLORESTA.....	15
DIAGNÓSTICO DOS BUEIROS DOS LAGOS IGAPÓ NO RIBEIRÃO CAMBÉ, LONDRINA-PR.....	23
SIMULAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO NO RIO ALEGRIA, MEDIANEIRA PR UTILIZANDO REDES NEURAIS ARTIFICIAIS.....	32
PROPOSTA DE ALAGADO CONSTRUÍDO EM UMA ETE NO MUNICÍPIO DE CÁCERES - MATO GROSSO	38
ENTENDENDO O PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS – SUBSÍDIOS PARA UM MANUAL PRÁTICO DE INCENTIVO À.....	47
PRESERVAÇÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL - SP.....	47
ESTIMATIVA DE INDICADORES DE BALNEABILIDADE PARA AS PRAIAS DE INGLESES E SANTINHO NO NORTE DA ILHA DE SANTA CATARINA	53
REDES DE MONITORAMENTO: MÉTODOS DE ALOCAÇÃO DE TRECHOS DE AMOSTRAGEM PARA MONITORAMENTO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS	59
AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE SUPORTE DA BACIA DO RIO TEGA COM USO DE MODELAGEM.....	66
CONTROLE DE PERDAS HÍDRICAS EM SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: UM ESTUDO BIBLIOMÉTRICO	75
PREVISÃO DE PRECIPITAÇÃO MENSAL NO MUNICÍPIO DE BARRA MANSA/RJ USANDO TÉCNICAS DE <i>DEEP LEARNING TIME SERIES</i>	84
ÍNDICE DE VULNERABILIDADE HIDROLÓGICA POTENCIAL E EMERGENTE, APLICADO AS BACIAS DOS RIOS PAPAGAIO E SÃO JOÃO BATISTA, NA REGIÃO HIDROGRÁFICA JURUENA-TAPAJÓS, NO ESTADO DE MATO GROSSO, BRASIL. ..	92
APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP-GAUSSIANO PARA ESCOLHA DE DRONE PARA O MAPEAMENTO GEORREFERENCIADO DA COBERTURA VEGETAL EM PEQUENA ESCALA	101
ATIVIDADES DA SALA DE SITUAÇÃO ANA/EPAGRI NA ESTIAGEM DE 2019 E 2022 EM SANTA CATARINA	109
Modeling River Flows in the Brazilian Pantanal Basin Using Long Short-Term Memory (LSTM) Networks	115
A IMPORTÂNCIA DA IMPLANTAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO AMAZONAS	122
USO DO POWER BI PARA DISSEMINAÇÃO DOS DADOS DO CADASTRO NACIONAL DE USUÁRIOS DE RECURSOS HÍDRICOS (CNAHR)	127
GESTÃO DOS COMITÊS DE BACIA HIDROGRÁFICA CHAPECÓ E IRANI.....	134

PRÉ-DIMENSIONAMENTO E ANÁLISE DE VIABILIDADE TÉCNICA, ECONÔMICA E AMBIENTAL DE EMISSÁRIOS SUBFLUVIAIS de MACAPÁ E SANTANA/AP	141
Avaliação preliminar da capacidade DE adsorção de fósforo em lodo de estação de tratamento de água com vistas ao tratamento de efluentes	151
ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÁRMACO CONTAMINANTE POR BIOCHAR ATIVADO DE REJEITOS DE BAGAÇO DE UVA	158
HYDRODYNAMIC STUDY OF SMALL-SCALE UASB REACTOR BY COMPUTATIONAL FLUID DYNAMICS (CFD): SIMULATION AND VALIDATION... ..	167
REMOÇÃO DE CONTAMINANTES DE INTERESSE EMERGENTE POR SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS: REVISÃO DA LITERATURA	175
ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA E IC50 DE PESTICIDAS EM REATORES COM LODO GRANULAR ANAERÓBIO	185
MAFMINE ESG: ferramenta de sustentabilidade para gestão de água em projetos de mineração	193
Utilização de resíduos de casca de laranja e glicerol bruto em digestão anaeróbia: Um estudo bibliométrico	199
AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIORREMEIADOR DOS FUNGOS <i>CANDIDA spp.</i> E <i>TRICHOPYTON spp.</i> NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO PROVENIENTE DE ATERRO SANITÁRIO	206
AVALIAÇÃO DA COMPETÊNCIA DO CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO PARÁ NOS CRITÉRIOS E NORMAS RELATIVOS À OUTORGA DE DIREITO DE USO DAS ÁGUAS	215
PROPOSTA DE REUTILIZAÇÃO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS EM UMA INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA	222
USO DE REATOR DE LEITO FIXO EM MEIO SUPORTE BIOBOB [®] , OPERANDO EM ESCALA PILOTO NA REMOÇÃO DE DQO E NITROGÊNIO TOTAL DE ESGOTO SANITÁRIO	228
O USO DE FOSSAS IRREGULARES NA CIDADE DE JURANDA (PR) COMO REALIDADE EM PEQUENAS CIDADES DO PARANÁ	234
AVALIAÇÃO EM RELAÇÃO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS E CONFIABILIDADE DA ETE-MELCHIOR	242
AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE FÁRMACOS EM LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS, ANTES E APÓS PROCESSO DE BIORREMEDIAÇÃO	252
Contratos de Performance de Esgoto: a engenharia como ferramenta de transformação social	262
AVALIAR A EFICIÊNCIA DA DUPLA FILTRAÇÃO CONVENCIONAL COM O SISTEMA NÃO CONVENCIONAL EM RELAÇÃO A REMOÇÃO DE TURBIDEZ NA ÁGUA TRATADA	270
MODELAGEM DO TRANSPORTE DE POLUENTE EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE EFLUENTES DISPOSTOS EM BACIAS DE INFILTRAÇÃO DE CIDREIRA - RS.....	281

ESTUDO DO DESEMPENHO DO CLORETO FÉRRICO E DO SULFATO DE ALUMÍNIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA BRUTA COM ELEVADA TURBIDEZ.....	290
AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE REMOÇÃO DE CORANTE TÊXTIL UTILIZANDO COMPOSTO RESIDUAL DA PRODUÇÃO DO COGUMELO <i>PLEUROTUS OSTREATUS</i>	295
SISTEMA DE BAIXO CUSTO PARA DETECÇÃO DE VAZAMENTO EM REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA	301
DESENVOLVIMENTO E ANÁLISE DE UM MÉTODO ALTERNATIVO PARA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS DA ÁGUA EMPREGANDO MATERIAIS SORVENTES.....	307
DESAGUAMENTO DE ESCUMA E LODO DE ESGOTO EM LEITOS DE SECAGEM COM ADIÇÃO DE CAL E USO DE BOLSAS DRENANTES	317
ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE TÉCNICAS DE CONTENÇÃO/RETENÇÃO DE POLUENTES EM URNAS DE CEMITÉRIOS	324
AS MÚLTIPLAS FUNÇÕES DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO: DA CONFORMIDADE À SUSTENTABILIDADE.....	333
ANÁLISE DO ACESSO RESTRITO À ÁGUA POTÁVEL NA REGIÃO DE UIRAMUTÃ, RORAIMA.....	340
“VULNERABILIDADE DE DILUIÇÃO HÍDRICA” (VDH) UM NOVO CRITÉRIO PARA PAUTAR A TOMADA DE DECISÃO POR SISTEMAS INDIVIDUAIS (NO LOTE) VISANDO QUALIDADE HÍDRICA E ESTIMULAR SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS EFETIVAS.....	349
Aplicabilidade de Biorreatores Anaeróbios de Membrana Dinâmica (BRAnMD) para o tratamento de efluentes contendo contaminantes de preocupação emergente (CPE)	359
BIOPOLÍMERO QUITOSANA NA ADSORÇÃO DE GLIFOSATO: USO NO MONITORAMENTO OU REMEDIAÇÃO AMBIENTAL.....	367
PROPOSTA DE RESOLUÇÃO CONEMA PARA USO DO LODO ORIUNDO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO PELA AGRICULTURA, PELA INDÚSTRIA CERÂMICA, PELA INDÚSTRIA CIMENTEIRA E PARA USOS FLORESTAIS	375
A importância do sistema ciclovitário frente a eletrificação da frota viária à mobilidade urbana sustentável	383
IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE RISCO DE ALAGAMENTO NO MUNICÍPIO DE LAGOA DOURADA (MG)	391
ANÁLISE DE VAZÕES MÍNIMAS DO RIO BRAÇO DO NORTE, SANTA CATARINA	401
COMITÊS DE BACIA EM RONDÔNIA: um registro histórico de mobilização social e implementação	409
GESTÃO DE POÇOS TUBULARES: SEGURANÇA HÍDRICA NO ABASTECIMENTO PÚBLICO.....	417
GOVERNANÇA DE RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DO MATO GROSSO: deliberações sobre outorga nos comitês de bacia.....	424

PEGADA HÍDRICA E PERFIL DE CONSUMO DE SERVIDORES PÚBLICOS DO MUNICÍPIO DE CAJAZEIRAS-PB	434
SUBAPROVEITAMENTO DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS FAVORÁVEIS DO AQUÍFERO BOA VISTA-RR NO PANA III: DESAFIOS SOCIOAMBIENTAIS E HIDROGEOLÓGICOS.....	441



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Estudos sobre Reservatórios e Lagos

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE LAGOS NA CIDADE DE BOA VISTA – RR: JARDIM FLORESTA

¹ Lucas Alfaia Benlolo Subrinho, ² Prof. Dr^a. Graciete Guerra da Costa, ³ Prof. Dr. Carlos Eduardo Lucas Vieira, ⁴ Prof. Me. Nikson Dias de Oliveira.

¹ Universidade Federal de Roraima, e-mail: alfaialucas80@gmail.com; ² Universidade Federal de Roraima, e-mail: gracietegcosta@gmail.com; ³ Universidade Federal de Roraima, e-mail: carlos.vieira@hotmail.com; ⁴ Universidade Federal de Roraima, e-mail: niksondias@gmail.com

Palavras-chave: Fotogrametria; Lagos; Urbanismo.

Resumo

A cidade de Boa Vista passou por um significativo processo de urbanização ao longo dos anos, sendo estabelecida por diversos projetos e planos urbanísticos. O principal responsável pelo desenvolvimento do projeto urbanístico primário da cidade foi o engenheiro civil Darcy Aleixo Derenusson. Seu projeto para Boa Vista, implementado na década de 1940, tinha como objetivo central o planejamento e ordenamento do crescimento da cidade. O projeto tinha sua delimitação espacial bem definida pelas avenidas Major Williams e Terêncio Lima, à época, uma delimitação levada em consideração como sobressalente em relação a quantidade populacional e não apresentava a invasão de regiões de lagos. Entretanto a cidade possui características singulares, tais como, terreno plano, índice pluviométrico intenso e grande dificuldade de infiltração da água no solo devido à presença de lateritas e vegetação gramínea. Diante do exposto, destaca-se que cidade sofre anualmente com problemas graves de inundações e alagamentos, causando danos à infraestrutura urbana e às habitações. O bairro Jardim Floresta, localizado na região oeste da cidade de Boa Vista, enfrenta desafios recorrentes de alagamentos devido à sua proximidade com corpos d'água. Fundado originalmente na década de 1980, o bairro foi construído em áreas próximas e por vezes sobre lagos e igarapés, o que o tornou vulnerável a inundações durante períodos de chuvas intensas. Neste aspecto, um dos desafios enfrentados por Boa Vista é a ocupação irregular de áreas de lagos que foram invadidas e consolidadas como áreas de pleno gozo habitacional. Essas ocupações irregulares apresentam problemas complexos, que vão desde a falta de infraestrutura urbana adequada até questões ambientais, afetando a qualidade de vida dos moradores e a gestão urbana como um todo. Para compreender detalhadamente a formação da cidade e do bairro Jardim Floresta, foram obtidas imagens fotogramétricas datadas de 1967 e 1971. Essas imagens serviram como base para a identificação do terreno primário da área estabelecida. Através da análise dessas imagens foi possível visualizar as mudanças ocorridas no terreno ao longo do tempo, fornecendo informações valiosas sobre o processo de ocupação e desenvolvimento urbano da região. Para realizar o georreferenciamento e as devidas correções nas imagens de aerofotogrametria mencionadas anteriormente, foi utilizado o programa QGIS (Sistema de Informações Geográficas de Código Aberto). O georreferenciamento é um processo fundamental para relacionar as coordenadas das imagens com um sistema de referência espacial específico. O programa permitiu realizar ajustes precisos nas imagens, levando em consideração parâmetros como coordenadas geográficas, altitudes e distorções causadas pela projeção da imagem. Dessa forma, foi possível obter uma representação geográfica mais precisa e confiável do terreno e das áreas de interesse. Os resultados obtidos foram extremamente positivos no âmbito da identificação das áreas de conflitos. Foram identificados todas as áreas de lagos e regiões alagáveis, permitindo-nos observar e compreender melhor a dinâmica das águas no bairro. Foram identificadas regiões que apresentaram problemas claros em decorrência da ocupação dispendiosa. A pesquisa também buscou questionar o quanto as ações antrópicas na região influenciam e afetam a infraestrutura urbana e, conseqüentemente a vida dos moradores da região. Problemas como a dinâmica das águas e doenças em decorrência da presença constante da umidade excessiva foram abordados como conseqüências destas ocupações sobre as áreas de lagos. A pesquisa demonstrou-se importante pois pode apresentar para o poder público um banco de dados confiável com informações importantes para a tomada de decisões a respeito das medidas a serem executadas através do plano urbanístico da cidade. Essas medidas podem incluir a regularização fundiária, a desapropriação, a criação de áreas de preservação ambiental, a implementação de infraestrutura adequada e a conscientização da população sobre a importância da preservação dos recursos hídricos. Em conclusão, a obtenção de imagens fotogramétricas e a identificação das áreas de lagos por meio da fotogrametria analítica foram ferramentas essenciais para compreender a formação e o desenvolvimento urbano de Boa Vista, especialmente no bairro Jardim Floresta. Essas informações são fundamentais para auxiliar o poder público na gestão da cidade, permitindo a implementação de políticas mais efetivas para enfrentar os desafios relacionados à ocupação irregular de áreas de lagos e promover um desenvolvimento urbano mais sustentável.

Introdução

A abordagem desse tema se justifica devido ao problema dos alagamentos em Boa Vista, Roraima, ser um assunto amplamente discutido na esfera pública. A questão do desenvolvimento socioespacial da cidade e os problemas resultantes de sua ocupação são causas de diversos debates envolvendo a população e o poder público. Esses problemas são influenciados por aspectos sociais, econômicos, institucionais e políticos, frequentemente afetados por diferentes vertentes político-ideológicas.

Atualmente, é evidente que a morfologia urbana é resultado de uma ocupação totalmente desordenada, gerando desequilíbrios e graves problemas para a população (Veras, 2009).

A ocupação planejada da cidade foi resultado do esforço político do então governador do território, Capitão Êne Garcez dos Reis, que seguiu os planos de traçado urbanístico elaborados por Darcy Aleixo Derenusson. Esse projeto tinha como objetivo um crescimento urbano considerável para a época e tinha como marco de delimitação espacial as avenidas Major Williams e Terêncio Lima, que formavam um cinturão em semicírculo deixando a cidade delimitada pelo Rio Branco na parte sul. No entanto, a partir da década de 1970, houve uma expansão descontrolada da malha urbana, ultrapassando os limites do espaço planejado e ocupando grandes áreas, muitas delas de forma irregular, ignorando as características originais do terreno.

O bairro Jardim Floresta, situado em Boa Vista, Roraima, apresenta características urbanas semelhantes a maioria dos bairros da zona oeste da cidade, com um histórico de ocupação irregular, desafios relacionados à ocupação de áreas alagáveis, processo de consolidação e disponibilidade de infraestrutura urbana, entre outras questões. Abordaremos cada um desses pontos em detalhes.

O bairro foi fundado na década de 1980. Inicialmente, a região era predominantemente rural, com extensas áreas de vegetação característica do cerrado. Com o aumento da população e a expansão urbana de Boa Vista, houve uma ocupação gradual da área, impulsionada pela busca de terrenos disponíveis e pela crescente demanda por moradias.

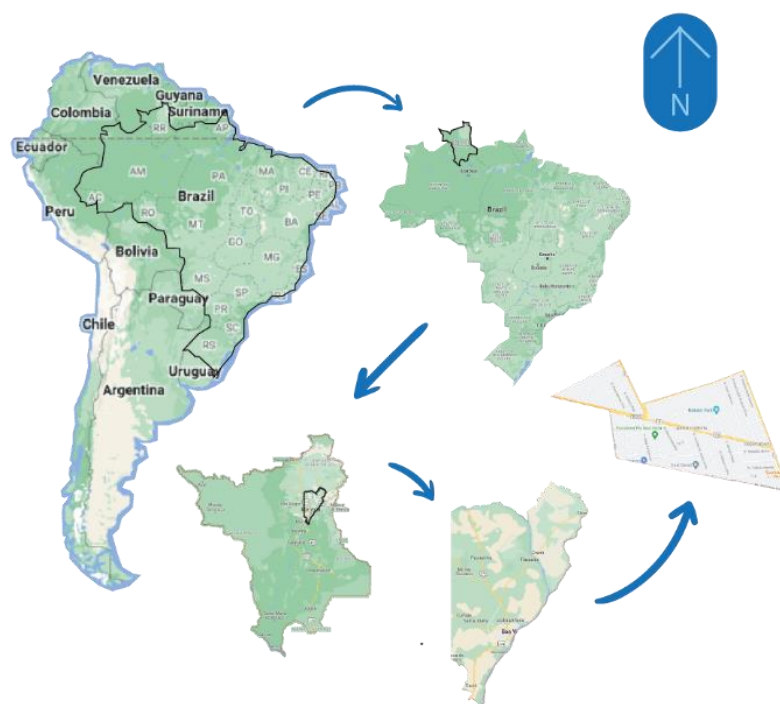


Imagem 1 - Mapa de Localização

Fonte: primeiro Autor (2023)

A problemática da ocupação de áreas alagáveis enfrentada pelo bairro Jardim Floresta é comum a quase todos os bairros de Boa Vista. Por estar situado em áreas próximas a lagos e igarapés, o bairro é suscetível a enchentes e alagamentos durante períodos de chuvas intensas. A falta de um planejamento urbano adequado, aliada à ocupação irregular nessas áreas, agrava os problemas, resultando em prejuízos para os moradores e para a infraestrutura local.

Devido à falta de dados reais e embasados, os órgãos responsáveis emitiram licenças de habitação para ocupações que, na verdade, não deveriam ter ocupado a área em questão. Além disso, é importante ressaltar a necessidade de investimentos em políticas de preservação ambiental, considerando a riqueza natural da região. A proteção das áreas verdes remanescentes e a conscientização sobre a importância da conservação ambiental são fundamentais para garantir um futuro sustentável não apenas para o bairro, mas também para toda a cidade.

Portanto, é de extrema importância realizar esse estudo para identificar com precisão as áreas ocupadas irregularmente e vulneráveis a alagamentos, fornecendo ao poder público uma visão real dos problemas enfrentados, a fim de auxiliá-lo na tomada de decisões e na formulação de futuras políticas públicas.



Imagem 2 - Carta Imagem
Fonte: primeiro Autor (2023)

Materiais e Métodos

No presente estudo, adotaram-se os seguintes procedimentos metodológicos para a geração do produto final: O primeiro procedimento consistiu na determinação da área de estudo, que se encontra na cidade de Boa Vista, capital do estado de Roraima, região Norte do Brasil. Com o intuito de delimitar a amostragem, selecionou-se o bairro Jardim Floresta devido às problemáticas identificadas nessa localidade e sua proximidade com a Universidade Federal de Roraima - UFRR. Para uma compreensão mais abrangente das questões locais, tornou-se essencial conhecer a matriz do problema, o que exigiu a identificação da origem da formação do bairro. Para esse fim, obtiveram-se imagens fotogramétricas datadas de 1967 e um mapa cartográfico de 1971 provenientes do arquivo pessoal do Sr. Luiz Mário Severo Ávila, revelando que a expansão urbana de Boa Vista na época não ultrapassava a área central, possibilitando a identificação do terreno original que abrange grande parte do atual território ocupado pela cidade.

Posteriormente, as imagens foram escaneadas em alta definição para permitir sua correta digitalização. Em seguida, utilizou-se o software QGIS 3.30 para a realização da fotogrametria por meio do georreferenciamento das imagens, obtendo-se resultados coerentes com o Sistema de Referência de Coordenadas EPSG: 4674 - SIRGAS 2000.

Esse processo tem por objetivo posicionar as imagens obtidas por meio de sobrevoos em um sistema de coordenadas geográficas conhecido, permitindo a criação de mapas precisos e sua sobreposição a outras camadas de dados geográficos. Inicialmente, as imagens foram preparadas para o georreferenciamento, o que envolveu a correção de distorções e a otimização do contraste e nitidez, visando obter a melhor qualidade para a análise. No QGIS, o procedimento foi iniciado definindo o sistema de coordenadas de referência desejado. Neste caso, foi utilizado o Datum WGS-84, que se refere ao Google Earth. Em seguida, foram selecionados pontos de controle nas imagens, correspondentes a objetos ou feições no terreno com coordenadas conhecidas, como marcos de referência ou pontos georreferenciados de fontes confiáveis.

Ao selecionar um ponto de controle na imagem, suas coordenadas geográficas correspondentes foram inseridas no QGIS. O software utilizou esses pontos de controle para calcular os parâmetros de transformação necessários para ajustar as imagens ao sistema de coordenadas desejado. Após o georreferenciamento, as imagens foram corretamente posicionadas no espaço geográfico, permitindo sua sobreposição a outras camadas de dados, como mapas vetoriais ou dados de elevação, o que possibilitou análises espaciais e a criação de mapas precisos. Vale destacar que o QGIS oferece ferramentas avançadas, como a transformação polinomial de grau superior, para correção de distorções complexas presentes nas imagens.

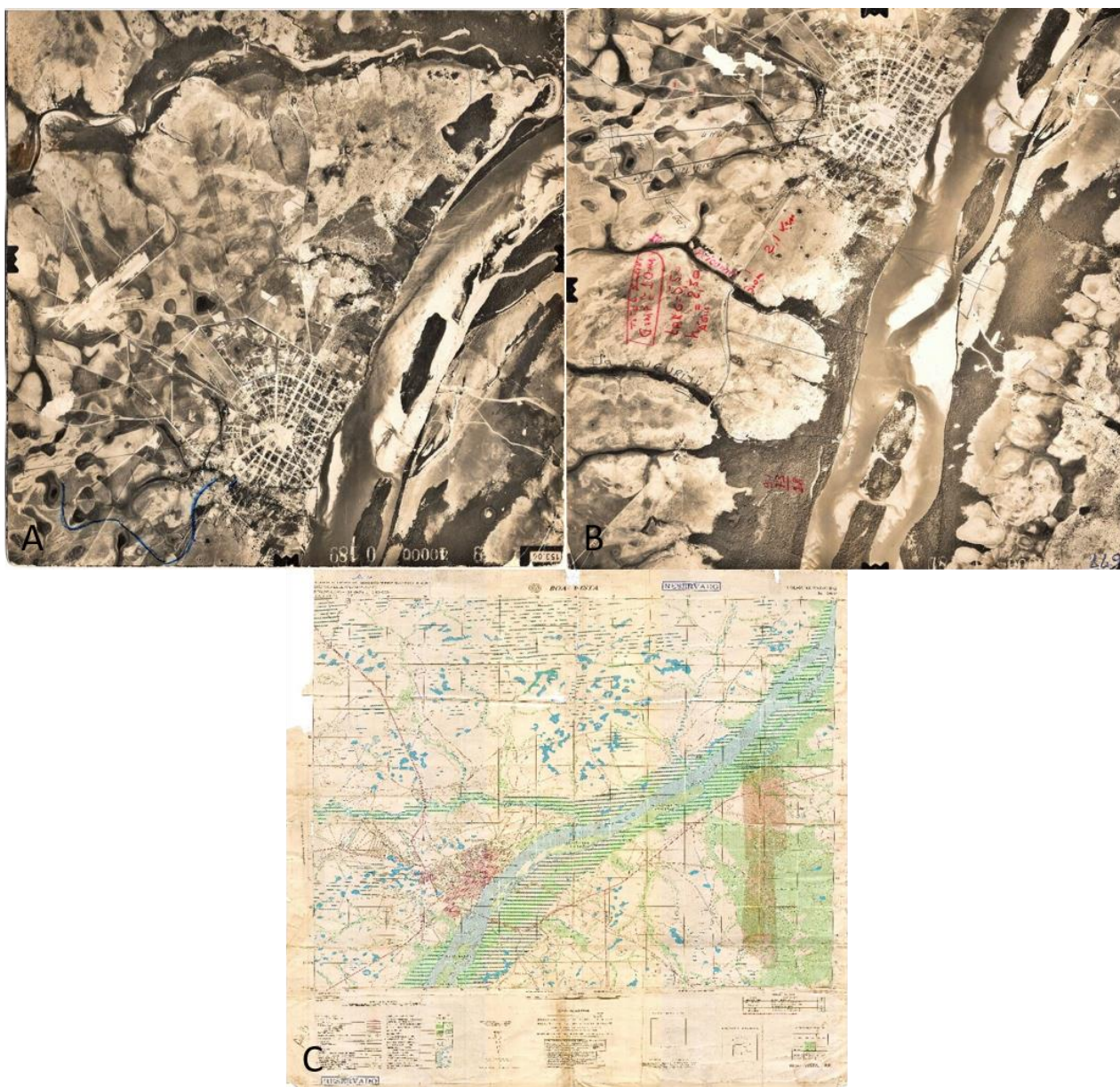


Imagem 3 – A – Boa Vista Zona Leste 1967; B – Boa Vista Zona Oeste 1967; C – Mapa cartográfico de Boa Vista 1971
Fonte: Luís Mario Severo Porto. Edição: primeiro autor (2023)

As imagens 3A e 3B são imagens fotogramétricas obtidas através de sobrevoos na região, infelizmente não se pôde datar o dia e o mês. Já a imagem 3C é um recorte de um mapa cartográfico também obtido com a mesma fonte. Após a conclusão do processo de georreferenciamento das imagens digitalizadas, procedeu-se à fotogrametria analítica das áreas de lagos presentes na região em estudo. De forma gradual, utilizando as delimitações urbanas estabelecidas pela Prefeitura Municipal de Boa Vista - PMBV como referência, foi gerado o ShapeFile correspondente ao bairro Jardim Floresta. A partir dos resultados obtidos, foi possível identificar e criar um novo ShapeFile contendo as áreas ocupadas por corpos hídricos.

O processo de criação de um Shapefile no QGIS envolveu várias etapas. Primeiro, foi necessário abrir o QGIS e criar um novo projeto. Em seguida, foi preciso adicionar uma camada vetorial em branco, especificando seu sistema de coordenadas de referência. Posteriormente, definiu-se os atributos da camada, que incluíram informações descritivas dos objetos geográficos desejados, que puderam ser polígonos, linhas ou pontos, utilizando as ferramentas de edição do QGIS. Foi importante garantir a precisão geométrica e a consistência topológica dos objetos desenhados. Após a conclusão do desenho, o Shapefile foi salvo no formato apropriado. Foi necessário fornecer um nome de arquivo e um local de armazenamento adequado. Uma vez salvo, o Shapefile pôde ser usado para análise geoespacial e representação cartográfica.

Com base nas delimitações urbanas definidas pela PMBV, as áreas de lagos foram devidamente identificadas e mapeadas, resultando na geração do ShapeFile específico para o bairro Jardim Floresta.

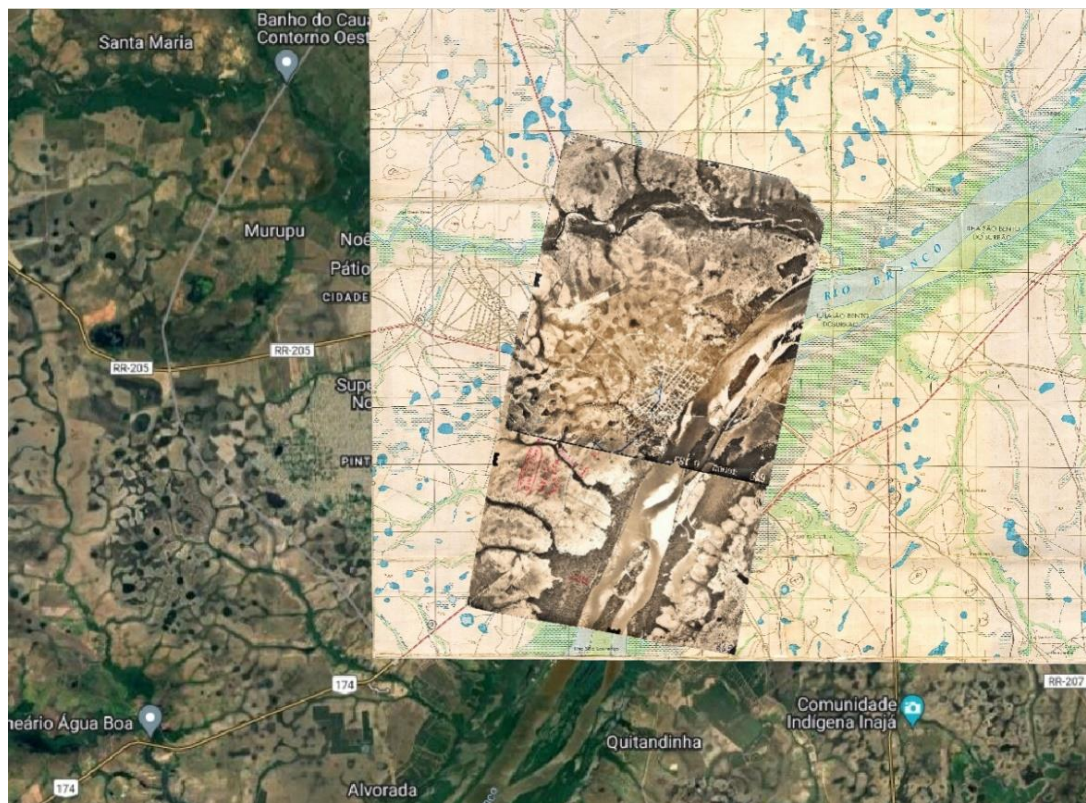


Imagem 4 – Imagens georreferenciadas
Fonte: primeiro autor (2023).

Resultados e Discussões

A abordagem permitiu uma análise precisa da ocupação das áreas alagáveis, possibilitando o monitoramento e o planejamento adequado do uso e ocupação do solo nesse contexto urbano. O uso do software QGIS proporcionou ferramentas avançadas de geoprocessamento, permitindo a análise e a manipulação dos dados espaciais de forma eficiente. Essa etapa do estudo foi crucial para compreender a extensão e a distribuição das áreas de lagos no bairro, contribuindo para a identificação de problemas relacionados à ocupação irregular dessas áreas. Desta maneira, observamos que a imagem 4 é a sobreposição das camadas de imagens georreferenciadas, proporcionando uma vista adequada do terreno primário que se deseja analisar.

Assim, o emprego do georreferenciamento fotogramétrico por meio do software QGIS revelou-se uma ferramenta eficaz na obtenção de informações geográficas precisas sobre as áreas de lagos ocupadas no bairro Jardim Floresta. A partir dos resultados obtidos, torna-se possível embasar a tomada de decisões e o planejamento urbano, visando à gestão adequada dessas áreas e à promoção do desenvolvimento sustentável da região.

A imagem 5 A foi usada como base para a definição do ShapeFile do bairro Jardim Floresta, haja vista a data da imagem, 2023, utilizando as informações da PMBV foi possível traçar os perfis e delimitar o espaço. Após essa modelagem, foi inserido a camada de sobreposição com as imagens 3A, 3B e 3C respectivamente, possibilitando-nos observar tanto as áreas do terreno primário quanto a área definida do bairro. A imagem 5 C demonstra a criação do ShapeFile dos lagos e áreas alagáveis do bairro e a imagem seguinte, imagem 5 D, mostra o panorama atual, o que possibilita fazer a análise quantitativa das áreas ocupadas indevidamente.

A ocupação irregular de áreas alagáveis em bairros urbanos apresenta uma série de problemas que afetam tanto a saúde dos moradores como a infraestrutura urbana. Neste caso, foi investigada a ocupação de áreas de lagos em um bairro específico, o qual possui uma área total de 1.735.167,1946m². Verificou-se que houve uma ocupação irregular de 339.146,7036m², correspondendo a 19,5454% do bairro.

Vale destacar que, apesar da identificação de todas as áreas de lagos e áreas alagáveis que a imagem permite, apenas foram consideradas as áreas de lagos e áreas alagáveis que estão inseridas na delimitação do bairro Jardim Floresta, impossibilitando assim, a consideração de áreas e números maiores que o bairro circunscreve.

Além das questões relacionadas à ocupação indevida das áreas alagáveis, é fundamental considerar os fatores que compõem o ambiente habitado. A habitação em áreas alagadas está associada a problemas de saúde decorrentes da umidade presente nessas regiões. A exposição constante à água e à umidade pode levar ao desenvolvimento de doenças, especialmente aquelas relacionadas à pele e ao sistema respiratório. Dentre as enfermidades mais comuns estão a dermatite de contato, micose, pé de atleta, miliária e infecções bacterianas da pele. A umidade também favorece o crescimento de fungos, ácaros e mofo, os quais podem desencadear reações alérgicas e problemas respiratórios, como rinite alérgica, sinusite, asma e bronquite.

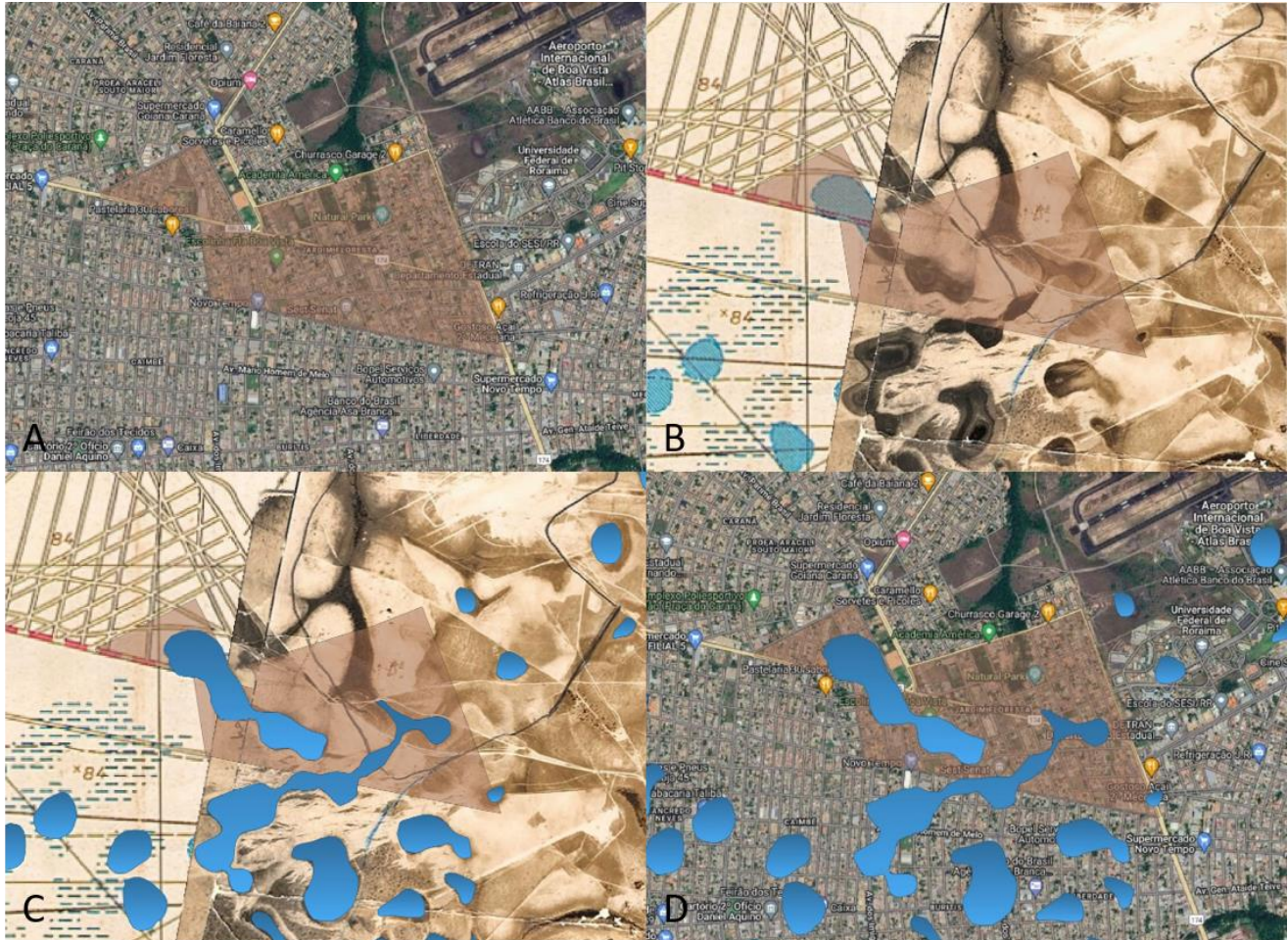


Imagem 5 – A - ShapeFile Jardim Floresta 2023; B – ShapeFile Jardim Floresta 1967/1971; C – ShapeFile Lagos 1967/1971; D – ShapeFile Lagos 2023.
Fonte: primeiro autor (2023)



Rua Antônio da Costa Uchõa, localizada na área central do bairro Jardim Floresta demonstrando o acúmulo de água nas margens das faixas de rolamento. Destaca-se também a presença de vegetação características de áreas de lagos.

Imagem 6 – Rua Antônio da Costa Uchõa, Jardim Floresta. Data: 27/06/2023
Fonte: primeiro autor (2023)



Rua Isaac Cabral, localizado na parte oeste do bairro Jardim Floresta. Registro realizado em dia de chuva intensa na cidade.

Imagem 7 – Rua Isaac Cabral, Jardim Floresta.

Fonte: primeiro autor (2023)

É possível observar que os setores apontados que apresentam problemas de alagamentos não estão inseridos nas áreas definidas como lagos e áreas alagáveis. O que nos leva a uma conclusão de que toda a interferência nas áreas de lagos acaba por levar as características naturais de determinadas regiões como problemática para outras áreas. Por não termos acesso as plantas de projetos de drenagem da região, fica impossibilitada a oportunidade de colocarmos a hipótese de sobrecarga nesse sistema, fazendo com que regiões externas às áreas identificadas acabem sofrendo interferência direta das intensas chuvas.

A ocupação de áreas alagadas também está associada a problemas urbanos e desafios sociais. A infraestrutura nessas regiões geralmente é precária, com falta de saneamento básico, acesso limitado à água potável, esgoto inadequado e drenagem ineficiente. Essa falta de infraestrutura contribui para a propagação de doenças e dificulta o acesso a serviços essenciais. Além disso, a habitação em áreas alagadas expõe as pessoas ao risco constante de inundações, resultando em danos materiais, perda de bens pessoais e interrupção dos serviços públicos. A vulnerabilidade socioeconômica também é uma questão importante, pois as pessoas que vivem nessas áreas enfrentam altos níveis de pobreza e desigualdade socioeconômica, com limitações no acesso a serviços básicos, o que perpetua o ciclo de pobreza. Adicionalmente, a habitação em áreas alagadas pode ter impactos negativos na saúde mental e no bem-estar das pessoas, devido à incerteza constante relacionada às inundações, perdas materiais e condições inadequadas de moradia, levando ao estresse, ansiedade e depressão.

Diante dessas considerações, é imprescindível a adoção de políticas públicas que visem à regularização fundiária e ao ordenamento do uso e ocupação do solo em áreas alagáveis. Medidas de prevenção de enchentes, como a preservação de áreas de várzea e a implementação de sistemas adequados de drenagem, são essenciais para mitigar os problemas decorrentes da ocupação irregular. Além disso, é necessário promover a conscientização da população sobre os riscos envolvidos na ocupação de áreas alagáveis, bem como investir na melhoria da infraestrutura urbana e no acesso a serviços básicos nessas regiões. A abordagem integrada, envolvendo os diversos atores sociais e os conhecimentos técnicos, é fundamental para enfrentar os desafios relacionados à ocupação de áreas alagáveis e buscar soluções sustentáveis e resilientes para as comunidades afetadas.

Considerações Finais

Este estudo teve como objetivo identificar e analisar a ocupação de áreas de lagos e áreas alagáveis. Considerando todas as problemáticas geradas, observa-se os aspectos das patologias nas construções, alagamentos anuais, doenças ocasionadas pelo excesso de umidade nas moradias e demais problemas de infraestrutura urbana gerados pela ocupação indevida dessas áreas. Com base nas informações coletadas e nas análises realizadas, algumas considerações finais podem ser destacadas.

No que se refere aos alagamentos anuais, constatou-se que a ocupação indevida de áreas alagáveis contribui diretamente para o aumento dos riscos de inundações. A impermeabilização do solo e a obstrução de cursos d'água prejudicam o escoamento adequado das águas pluviais, agravando os problemas de drenagem urbana. Isso resulta em alagamentos recorrentes durante períodos chuvosos, afetando tanto as áreas ocupadas como as vizinhanças. Além dos danos materiais causados pelos alagamentos, há também o risco à saúde da população, uma vez que a água estagnada propicia a proliferação de vetores de doenças, como mosquitos transmissores de dengue e outras enfermidades.

Outro aspecto relevante diz respeito às doenças ocasionadas pelo excesso de umidade nas moradias. A permanência em ambientes úmidos e mofados favorece o desenvolvimento de fungos e ácaros, causando problemas respiratórios e alérgicos aos moradores. As condições insalubres resultantes da ocupação de áreas alagáveis, aliadas à falta de infraestrutura adequada, contribuem para a precarização das condições de vida das famílias que habitam essas áreas.

Além dos problemas nas construções e nas condições de saúde, a ocupação indevida de áreas alagáveis acarreta uma série de desafios para a infraestrutura urbana. A falta de planejamento e o adensamento desordenado nessas áreas dificultam a adequada implementação de sistemas de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgoto, energia elétrica, pavimentação e acesso a serviços básicos. Isso compromete a qualidade de vida dos moradores e sobrecarrega os serviços públicos, que enfrentam dificuldades para atender às demandas da população.

Diante dos resultados apresentados, é evidente a necessidade de políticas públicas que visem à regularização fundiária e ao ordenamento do uso e ocupação do solo nas áreas alagáveis. Medidas de prevenção de enchentes, como a preservação de áreas de várzea e a implantação de sistemas adequados de drenagem, também são imprescindíveis. Além disso, é fundamental investir em programas de educação ambiental e conscientização da população sobre os riscos e impactos negativos da ocupação indevida dessas áreas.

É importante ressaltar que a gestão sustentável das áreas alagáveis requer a participação e o envolvimento de diferentes atores, como poder público, comunidade local e especialistas. Somente com uma abordagem integrada, baseada em dados técnicos e em políticas efetivas, será possível minimizar os problemas decorrentes da ocupação indevida das áreas alagáveis e promover uma cidade mais resiliente, saudável e sustentável para todos os seus habitantes.

Desta maneira é necessário questionar o quão oneroso é para o Estado e prejudicial para a população da cidade a regularização das habitações nas áreas identificadas que deve ser tratada com olhares mais atentos uma vez que é demasiadamente extensa a quantidade de problemas gerados nessas regiões.

Agradecimentos

Agradeço ao Grande Arquiteto Do Universo, que é Deus. Ao meu amado pai, que me deixou um grande ensinamento na vida, o da persistência na busca daquilo que se almejo. Decerto que na condição do plano espiritual ele me auxilia nos problemas a serem transpostos. A minha mãe, que cuidou e continua cuidando da minha educação, hoje, me permitindo tempo para os estudos, nunca deixando que minha filha fique sem seus cuidados fraternos.

Ao amor da minha vida, minha filha Luz Amorim Alfaia Benlolo Subrinho, que me permite a ausência, apesar de certa resistência. Tudo o que faço é por você, minha princesa. À minha companheira, mãe da minha filha e grande apoiadora, Ariane Amorim, obrigado pelo apoio e paciência nas lutas diárias.

À minha pequena e amada família que ainda me resta, minhas queridas irmãs que cuidam de mim quando necessário, Caroline Subrinho, Talita Subrinho, e seus filhos, meus queridos sobrinhos. Obrigado, papai ficaria orgulhoso de nossa evolução e união da nossa família. Aos meus amigos, pela compreensão e calma em função de minha ausência.

Ao meu orientador Prof. Dr. Carlos Sander pelos ensinamentos transmitidos e questionamentos levantados em função de minha pesquisa. Ao Prof. Dr. Carlos Eduardo Lucas Vieira por todo o conhecimento transmitido, entusiasmo dedicado à ideia e desenvolvimento da minha pesquisa.

Agradeço à minha eterna incentivadora do mundo acadêmico, Prof^a Dr^a Graciete Guerra da Costa, que muito contribui para o meu processo de busca do conhecimento, me incentivando, apontando os caminhos e me ajudando a trilhar um melhor traçado para a construção de uma cidade melhor para toda a sociedade. Agradeço ainda pelas oportunidades dadas no mundo docente.

Ao meu professor, amigo e grande parceiro de ideias, Prof. Me. Nikson Dias de Oliveira, que nunca me deixa faltar um longo e complexo debate sobre nossas ações profissionais em relação à dinâmica da polis. Sempre preocupado e atuante para o melhor desenvolvimento da nossa cidade.

Ao meu caro colega e amigo Prof. Me. Daniel Luiz Oliveira por todo o auxílio e conselhos.

Agradeço ainda, ao Sr. Luís Mario Severo Ávila pela disponibilização das imagens sem as quais seriam impossíveis a realização desta pesquisa.

Em tempo agradeço aos docentes do Programa de Mestrado Profissional – Prof^aÁgua pela transmissão de conhecimento e dedicação para com os alunos.

Referências Bibliográficas

PIZANI, Fernanda Mara Coelho et al. Técnicas de sensoriamento remoto para análise temporal do espelho d'água da Lagoa Grande na cidade de Sete Lagoas – MG. Revista GEOgrafias, v. 17, n. 1, jan./jun. 2021.

SOUZA, F. P., & Azevedo, J. P. S. (2020). Panorama das lagoas urbanas no Rio de Janeiro: aspectos relevantes na gestão das Lagoas Rodrigo de Freitas, Araruama e Complexo Lagunar de Jacarepaguá. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 47(1), 197-204. DOI: 10.1590/S1413-41522020147571.

VERAS, Antonio Tolrino de Rezende. A produção do espaço urbano de Boa Vista – Roraima. 2009. 235 f. Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Geografia Humana). Universidade de São Paulo Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas.

DIAGNÓSTICO DOS BUEIROS DOS LAGOS IGAPÓ NO RIBEIRÃO CAMBÉ, LONDRINA-PR

¹ Renan Meira Teles, ² Andrea Sartori Jabur, ³ Kátia Valeria Marques Cardoso Prates

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: renanteles.1996@alunos.utfpr.edu.br; ²Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: jabur@utfpr.edu.br; ³Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave: lagos; bueiros

Resumo

O crescimento populacional nos grandes centros urbanos demanda planejamento, construções urbanísticas e de infraestrutura que tragam para esta população conforto e segurança. Neste sentido, o crescimento do município de Londrina, localizado no norte do estado do Paraná, demandou à construção dos lagos Igapó, que apesar de serem denominados como lagos são reservatórios que foram construídos com o represamento do Ribeirão Cambé, que é um rio que nasce no município de Cambé e atravessa o município de Londrina de oeste a leste. A construção dos lagos Igapó tiveram primeiramente o objetivo de represar água pluvial afim de evitar enchentes em uma área de inundação natural. Apesar de se tratar de uma área afastada da malha urbana em sua gênese, esta foi alcançada pelo avanço do crescimento urbano do município de Londrina, fazendo com que uma área que estava rodeada de diversas irregularidades ambientais, passasse por um processo de revitalização intenso transformando-se no maior cartão postal da cidade. Ao todo existem quatro lagos Igapó, que percorrem uma distância de aproximadamente 5 km. Os lagos Igapó para exercerem suas funções paisagísticas, ambientais e construtivas demandam do pleno funcionamento de diversas estruturas que o compõe, como as barragens, pontes, caixas de passagem de águas pluviais, dissipadores de energia, os vertedores das barragens e os bueiros. Estes bueiros permitem a passagem do corpo hídrico de um lago para outro, de um lago para o ribeirão Cambé, e de águas pluviais ao lago Igapó, o que evidencia a importância desta estrutura hidráulica. Para este estudo foram mapeados e fotografados todos os bueiros presentes nos lagos Igapó, em seguida estas estruturas hidráulicas foram classificadas quanto a sua tipologia e seu funcionamento de acordo com o Manual de Drenagem de Rodovias elaborado pelo Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT), bem como a norma 023/2006 (DNIT, 2006). Nesse mapeamento foram encontrados diversos tipos de bueiros sendo eles de greide ou grotá, tubulares ou celulares, com diferentes quantidades de aberturas, funcionando como canais ou como vertedores, sendo este distribuídos ao longo dos lagos Igapó I, II e III. Após o mapeamento, os bueiros foram analisados quanto a sua construção, se estavam de acordo com as regulamentações do DNIT, bem como seu funcionamento, ou seja, se estas construções estavam ou não exercendo as funções para qual elas foram edificadas. Feito este mapeamento e encontrando as possíveis irregularidades, foram analisadas quais seriam a origem destas anomalias, e como estas poderiam ser corrigidas e/ou evitadas. As sugestões para corrigir estas irregularidades vão desde simples manutenções periódicas até a substituição por completo da estrutura construída no local por outra mais eficiente.

Introdução

Após a chegada dos primeiros colonos em 1929 trazidos pela companhia de Terras Norte do Paraná, em dezembro de 1934 foi oficialmente criado o município de Londrina, localizado no norte do estado do Paraná. A cidade de Londrina foi criada para a expansão da produção cafeeira, que na época era o carro chefe da economia nacional. Em poucos anos o município cresceu de maneira muito acelerada, tendo um aumento de 20 mil para 75 mil habitantes na década de 1950 (CÂMARA MUNICIPAL DE LONDRINA, 2023). Com o crescimento populacional a administração pública da cidade enxergou a necessidade da criação de espaços de lazer e de um embelezamento paisagístico para o município, e uma das obras realizadas para alcançar estas metas foi o represamento do ribeirão Cambé, que deu origem a quatro reservatórios denominados lagos do Igapó (BORTOLO e FRESCA, 2010).

A atual realidade dos centros urbanos apresenta diversas questões como a produção do espaço urbano, que dão origem alguns locais públicos como parques e praças. Nesse contexto, os espaços públicos enfrentam diversos desafios como a degradação, a falta de manutenção, a ausência de políticas específicas e consequentemente o abandono por parte da sociedade.

A construção destes espaços públicos demanda a construção de diversas estruturas de suporte para que também precisão de cuidados periódicos para que mantenham seu pleno funcionamento e consequentemente auxiliem os lagos a cumprirem sua função paisagística, turística e social. Esta paisagem é composta por bueiros, caixas de passagem para águas pluviais, tubulações, dissipadores de energia, vertedores, barragens e pontes.

Os bueiros são regulamentados pelo Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT), por meio do Manual de Drenagem de Rodovias do publicado em 2006, e também pela norma 023/2006 também do DNIT. Neste contexto, o objetivo deste artigo foi realizar um diagnóstico dos bueiros, situados nos lagos do Igapó, na cidade de Londrina, localizado no Norte do Paraná.

Materiais e Métodos

Definições de Bueiros hidráulicos

O Manual de Drenagem de Rodovias define bueiros como: “São obras destinadas a permitir a passagem livre das águas que ocorrem as estradas. Compõem-se de bocas e corpo. Corpo é a parte situada sob os cortes e aterros. As bocas constituem os dispositivos de admissão e lançamento, a montante e a jusante, e são compostas de soleira, muro de testa e alas” e Azevedo (2017) diferencia os bueiros de Greide e Grota de acordo com o Quadro 1.

Tipo de Bueiro	Definição
Greide	Aqueles que geralmente encaminham as águas pluviais, tanto provindas de precipitação quanto as superficiais recolhidas por dispositivos de drenagem
Grota	Aqueles que encaminham as águas de córregos e canais nos quais estão situados no fundo de talwegues

Quadro 1: Diferenciação dos bueiros hidráulicos.

Fonte: Adaptado de Azevedo, 2017.

Além da diferenciação quanto seu tipo os bueiros também são classificados quanto a sua geometria. A Figura 1 exemplifica as geometrias de bueiros hidráulicos encontrados nos lagos Igapó.

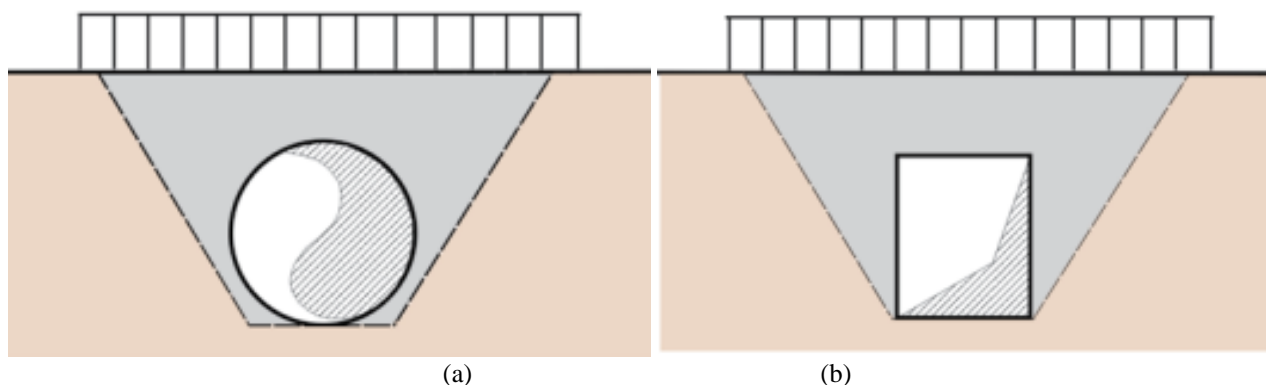


Figura 1: Geometria dos bueiros hidráulicos (a) tubular e (b) celular.

Fonte: Adaptado de Departamento de Água e Energia Elétrica (2005)

O Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) também classifica os bueiros de três maneiras distintas quanto ao seu funcionamento, como apresentado pelo Quadro 2.

Funcionamento	Definição
Como Canal	“Canal ou conduto livre é uma seção aberta ou fechada, sujeita à pressão atmosférica em pelo menos um ponto da sua seção de escoamento”.
Como Vertedor	“Denominam-se vertedores as aberturas projetadas na parte superior das paredes de um reservatório qualquer através das quais possa se escoar o líquido represado”.
Como Orifício	“Considerar que o bueiro trabalhará como um orifício significa que a vazão afluente é superior a capacidade do bueiro elevando o nível a montante”.

Quadro 2: Classificação dos bueiros quanto ao seu funcionamento.

Fonte: Adaptado de DNIT, 2023.

As análises dos bueiros foram realizadas por meio de trabalho de campo local, onde foram obtidas imagens e localização dos pontos de estudo para identificar possíveis problemas, como obstrução, assoreamento, manifestações patológicas e possíveis inconformidades construtivas comparando com a norma 023/2006 e o Manual de Drenagem de Rodovias do DNIT.

Caracterização da área de estudo

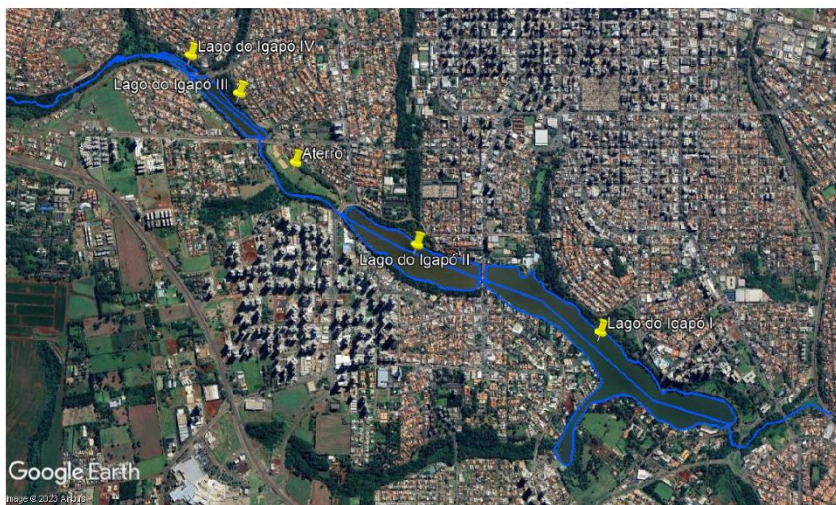
A bacia hidrográfica do ribeirão Cambé tem sua nascente no município de Cambé, próximo à divisa com Londrina, ao lado do cruzamento entre as rodovias BR-369 e PR-445, tendo uma extensão de 77,20 km² e um percurso de 25 km, desaguando no ribeirão Três Bocas. Grande parte de sua área está localizada no território urbano de Londrina onde localizam-se os Lagos do Igapó I, II, III e IV (BENINCA, 2021).

O lago Igapó foi idealizado para comemorar o jubileu de prata do município de Londrina, tendo sua inauguração em 10 de dezembro de 1959, seu nome tem origem na língua Tupi e significa “transvasamento de rios” (INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO DE LONDRINA, 2018).

No entanto, a construção da barragem inicialmente não visava embelezar a cidade ou trazer um espaço público de lazer para a sociedade londrinense, e sim evitar enchentes no local. Esta área passou anos tendo suas margens cercadas de lixo, curtumes, passagens de caminhões pesados e contaminação por agricultura, pelo fato de se tratar na época de uma região afastada da região mais urbanizada do município, ou seja, se tratava de uma região com pouca ou nenhuma infraestrutura (BORTOLO, 2010).

Somente em meados de 1970 que o lago começou a receber melhorias urbanísticas visando melhorar a qualidade de vida e a saúde da população, pois se tratava de um lugar com focos de contaminação e poluição. O projeto de urbanização foi idealizado por Roberto Burle Marx e tinha como objetivo uma “revolução urbana”, tornando o lago um cartão postal da cidade (BORTOLO, 2010).

Fisicamente traçando um caminho da nascente até a foz do ribeirão Cambé o primeiro lago é o Igapó IV, seguido pelos lagos Igapó III, II e I, isso ocorre pelo fato da denominação dos lagos terem sido feitas pela ordem de suas construções e não pela maneira que estão localizados no curso do ribeirão Cambé, como mostrado na Figura 2.



Localização dos Lagos Igapó

Sistema de Coordenadas geográficas
Datum: SIRGAS 2000/UTM Zone22S
Organizado por: Renan Meira Teles
Data: 06/07/2023

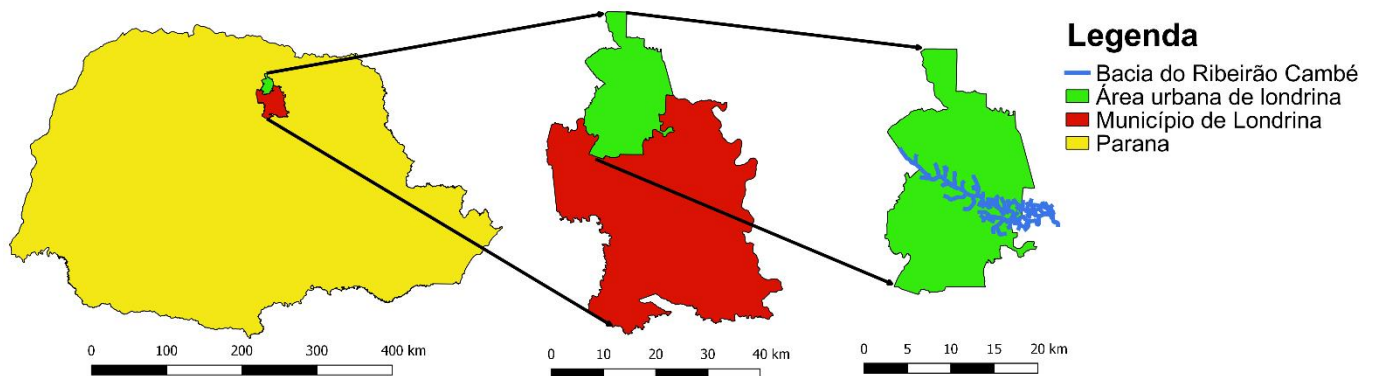
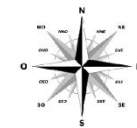


Figura 2: Mapa de localização dos Lagos do Igapó, pertencente a bacia hidrográfica do ribeirão Cambé - Londrina - PR.

Fonte: Modificação Google Earth Pro, 2023.

Resultados e Discussões

A Figura 3 apresenta o perfil longitudinal dos lagos Igapó. É possível visualizar como os lagos estão distribuídos ao longo do curso do ribeirão Cambé, bem como a distribuição dos bueiros hidráulicos.



Figura 3: Perfil longitudinal dos lagos do Igapó.

Fonte: Autores, 2023.

O quadro 3 apresenta a distribuição de todos os bueiros que compõem os lagos do Igapó, bem como suas classificações.

Lago Igapó	Total de bueiros	Bueiros de Greide	Bueiros de Grota
I	1	-	1
II	5	2	3
III	1	-	1
IV	0	-	-

Quadro 3: Bueiros hidráulicos dos lagos Igapó.

Fonte: Autor, 2023.

Seguindo a sequência da numeração dos lagos, conforme apresentados em mapas da prefeitura, a primeira estrutura avaliada no local foi um bueiro de grota tubular com seis tubulações localizados entre a barragem de concreto que delimita o fim do lago Igapó I e a sequência do curso natural do ribeirão Cambé, como ilustra a Figura 4.

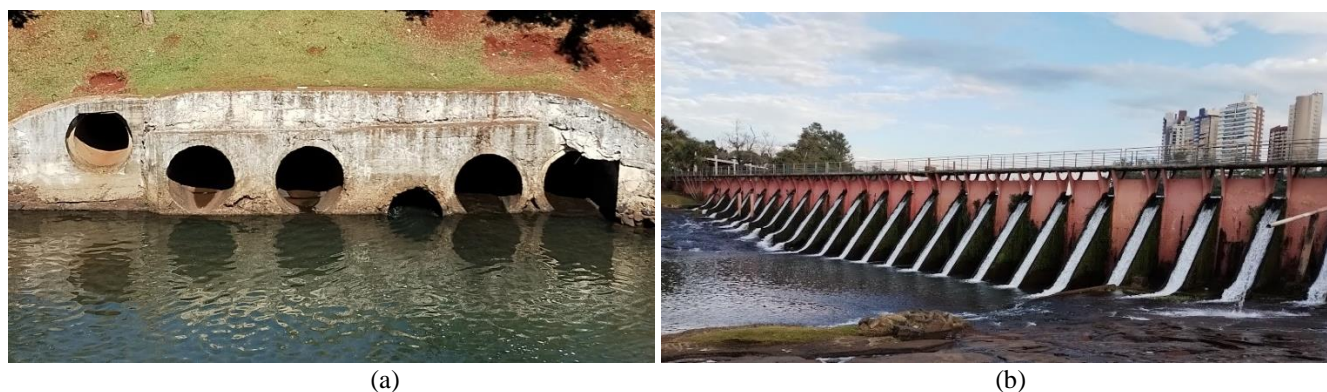


Figura 4: (a) Bueiro Tubular de grota e (b) barragem do lago Igapó I.

Fonte: Autores, 2023.

Por haver um desalinhamento entre as tubulações e principalmente por haver uma tubulação muito acima do nível máximo d'água e outras duas aberturas no limite do nível máximo, é possível afirmar que este bueiro foi executado de maneira individual, conforme as inundações locais, ocorria o aumento de mais uma tubulação. visto que o manual de drenagem de rodovias do DNIT define que “caso a elevação do nível d'água a montante não traga nenhum risco ao corpo estradal, ou a terceiros, o bueiro pode ser dimensionado como orifício, respeitando-se, evidentemente, a cota do nível d'água máximo a montante” (DNIT, 2006). Com isso é possível notar que a abertura superior só é utilizada quando há a vazão máxima, e os dois orifícios ao lado deste também não funcionam o tempo todo, quando a utilização constante destes poderia ajudar a evitar ou pelo menos diminuir os efeitos de uma inundação. Quando ocorre precipitação de alta intensidade, o nível d'água ultrapassa o bueiro e alcança a via pública.

Neste caso, uma sugestão seria substituir o bueiro por um pontilhão, abrindo um vão maior abaixo da via que possibilitasse um maior escoamento evitando o carregamento de resíduo contidos na via para o corpo hídrico e transtornos de mobilidade na região.

De acordo com Alves Junior e Pereira Neto (2020), nos anos de 2011, 2012 e 2016 aconteceram algumas inundações na região, que fizeram com os bueiros não suportassem a carga d'água e o nível desta extravasa-se por cima da via pública, como mostra a figura 5.



(a) (b)
Figura 5: Nível d'água extravasando nos bueiros após enchente.
Fonte: Alves Junior e Pereira Neto, 2020

No segundo lago foram encontrados três bueiros, sendo dois de greide, um com 600 e o outro com 300mm de diâmetro, como apresentado pela Figura 6a, e um bueiro de grota com 800mm de diâmetro apresentado na Figura 6b. Visualmente nenhuma destas estruturas apresenta irregularidades ou danos que possam comprometer seu funcionamento.



(a) (b)
Figura 6: Bueiros do lago Igapó II (a) greide e (b) grota.
Fonte: Autores, 2023.

Entre o Lago Igapó II e o trecho do ribeirão Cambé que fica ao lado do aterro havia um bueiro celular com 4 células de 3,65m de largura e 1,65 de altura cada um, que está com uma de suas células com o funcionamento comprometido pela obstrução por pedras de rochas e entulhos de concreto, gerando um processo de assoreamento do lado e por um banco de areia do lado do rio, como pode ser observado na Figura 7.



(a) (b)
Figura 7: Bueiro celular obstruído entre o lago Igapó II e o ribeirão Cambé, ao lado do aterro.
Fonte: Autores, 2023.

Ao lado direito deste bueiro celular há um bueiro de greide tubular triplo, com duas tubulações de 1,5m de diâmetro e a outra apenas 1m (Figura 8). Com este bueiro de greide encontram-se exatamente ao lado da célula obstruída do bueiro de grotas, o funcionamento deste bueiro de greide pode ter influência, ou ser o fator responsável por esta obstrução da célula do bueiro de grotas. Porém Tomáz (2013) afirma que a geometria influencia no funcionamento de bueiros múltiplos e que o assoreamento a montante é um problema comum em bueiros com duas ou mais células, e que bueiros com estas características necessitam de uma manutenção periódica de limpeza pelo menos a cada dois anos. Sendo assim os dois possíveis fatores responsáveis pela obstrução da célula do bueiro de grotas evidenciam a falta de monitoramento e manutenção neste local por parte dos órgãos públicos competentes.



Figura 8: Bueiro de greide tubular triplo lago Igapó II.
Fonte: Autores, 2023.

Próximo a outra margem da barragem (ombreira esquerda) há um outro bueiro de grotas celular simples de 1m de largura e 1,5m de altura e um outro bueiro de grotas tubular com 0,6m de diâmetro, apresentados na Figura 9.



(a) (b)
Figura 9: Bueiros de grotá entre o Lago Igapó II e o córrego ao lado do aterro.
 Fonte: Autores, 2023.

Quanto a esta estrutura hidráulica não foi constatada nenhuma inconformidade construtiva ou qualquer falta de manutenção, porém o bueiro apresentado na figura 9(b) apresenta no traçado horizontal, uma inclinação próxima de 30° , que dificulta a manutenção e o escoamento do corpo hídrico.

Entre o aterro e o Lago Igapó III há uma barragem, e ao lado da barragem há um bueiro celular duplo de grotá, com dissipador de energia em sua saída que não pode ser medido devido à dificuldade de acesso no local. Este bueiro foi construído em meados de 2016 e tem a função de evitar a inundação do terceiro lago, retirando o excesso do volume de escoamento, de modo que não inviabilize a via pública na parte superior (Figura 10).



(a) (b)
Figura 10: Bueiro de grotá celular duplo no lago Igapó III.
 Fonte: Autores, 2023.

Assim como a estrutura anterior neste caso não foi observado nenhuma inconformidade construtiva ou qualquer falta de manutenção, sendo que seu funcionamento não estava ocorrendo pelo baixo nível d'água no lago.

Considerações Finais

A Formação dos lagos na cidade de Londrina ocorreu para duas funções, o controle de inundações locais e uma área de lazer para a cidade. Os lagos apresentam uma importante área de turismo para a cidade, por isso necessitam de manutenção, uma vez que as barragens construídas, para a formação dos lagos, tem na sua maioria, a função de conexão entre bairros e a área central, através das vias públicas.

Apesar de alguns bueiros não apresentarem danos, é possível afirmar que não há a devida manutenção nas estruturas dos lagos pois alguns bueiros estão obstruídos e com seu funcionamento comprometido. Além da falta de monitoramento das estruturas e falta de manutenção também é questionável o planejamento de obras do município, visto que o bueiro tubular localizado após a barragem do lago I funcionaria muito melhor se fosse substituído por um pontilhão. Todos os bueiros instalados no local, são de concreto, o que ocorre em quase toda a cidade de Londrina.

Sendo assim é notório que o poder público municipal não dá a devida atenção para as estruturas hidráulicas que compõe os lagos do Igapó, deixando de evitar problemas como a inundação de vias públicas que já ocorreram em outras ocasiões e poderiam ser evitados com o monitoramento e manutenção periódicos destas construções, bem como um planejamento de obras mais adequado, com uma análise de períodos de cheias mais detalhada para os bueiros suportem a carga máxima à qual serão submetidos ou então sejam substituídos por outras construções capazes de exercer este papel. Para a continuação deste trabalho, será realizado o cálculos das vazões máximas dos pontos de estudos, para avaliar a capacidade de esgotamento das águas pluviais nas estruturas hidráulicas.

Referências Bibliográficas

ALVES JUNIOR, Agostinho Prado; PEREIRA NETO, Osvaldo Coelho. O MAPEAMENTO DA ÁREA DE RISCO À JUSANTE DO LAGO IGAPÓ EM LONDRINA – PR - BRASIL: no caso de rompimento hipotético da barragem. **Territorium**, Londrina, v. 2, n. 27, p. 29-40, 10 set. 2020. Disponível em: https://impactum-journals.uc.pt/territorium/article/view/1647-7723_27-2_3. Acesso em: 03 jul. 2023.

AZEVEDO, Gabriella Araújo. **Proposta de readequação do sistema de drenagem no quilômetro 29,1 da Rodovia MG-167**. 2017. 105 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro Universitário do Sul de Minas, Varginha, 2017. Disponível em: <http://repositorio.unis.edu.br/bitstream/prefix/126/1/TCC-2%20-%20Gabriella%20Araujo%20Azevedo.pdf>. Acesso em: 12 maio 2023.

BORTOLO, Carlos Alexandre de. O LAGO IGAPÓ E O ESPAÇO URBANO LONDRINENSE: uma reflexão acerca dos diferentes agentes produtores. **Fundação Araucária**, Londrina, v. 1, n. 15, p. 1-15, dez. 2010.

BORTOLO, Carlos. O LAGO IGAPÓ EM LONDRINA-PR: uma leitura das diferentes formas de produção do espaço da cidade. **Percursos**, Maringá, v. 2, n. 2, p. 47-72, set. 2010. Disponível em: <https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/Percursos/article/view/49469>. Acesso em: 04 jul. 2023.

CÂMARA MUNICIPAL DE LONDRINA. História. Disponível em: https://www.cml.pr.gov.br/cml/site/historia_londrina.xhtml. Acesso 7 de junho de 2023

DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA. **Guia prático para projetos de pequenas obras hidráulicas**. São Paulo: DAEE, 2005.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA E TRANSPORTES. **Manual de drenagem de Rodovias**. 2ed. Rio de Janeiro, 2006. 333 p.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO DE LONDRINA. Naturais. Disponível em: <https://codel.londrina.pr.gov.br/index.php/pontos-turisticos/naturais.html>. Acesso em: 04 de julho de 2023.

MINISTÉRIO DOS TRANSPORTES. NORMA DNIT 023/2006 - ES: Drenagem – Bueiros tubulares de concreto - Especificação de serviço. Revisão da norma DNIT 023/2004-ES ed. Rio de Janeiro: Dnit, 2006. 8 p. Disponível em: http://ipr.dnit.gov.br/normas-emanuais/normas/especificacao-de-servicos-es/dnit023_2006_es.pdf. Acesso em: 18 de junho 2023.

OLIVEIRA, Carolina Viale de. **ANÁLISE DE PROJETO DE DRENAGEM DE TRANSPOSIÇÃO DE TALVEGUES: estudo de caso de bueiro hidráulico do ribeirão barra nova, Apucarana** : pr. 2021. 86 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Apucarana, 2021.

TOMAZ, Plínio. Bueiros ou Travessias. [S.l.: s.n.], 2013. Disponível em: <https://pt.scribd.com/document/327375307/Capitulo-07-Bueiros-Ou-Travessias>. Acesso em: 21 ago. 2017.

ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Ferramentas Aplicadas aos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos



SIMULAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO NO RIO ALEGRIA, MEDIANEIRA PR UTILIZANDO REDES NEURAIS ARTIFICIAIS

¹Antonio Carlos Gimenes Junior, ²Lotário Fank ³Marivone Zanella Fank, ⁴Fernando Schütz, ⁵André Sandmann, ⁶Fabiana Costa Araújo Schütz

¹Discente do PPGTCA Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD, juorgimenez@gmail.com; ²Professor DAPRO Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD, fank@utfpr.edu.br; ³Professora DAAMB Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD, marivonefank@utfpr.edu.br; ⁴Professro DACOM Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD, fSchütz@utfpr.edu.br; ⁵Professor PPGTCA Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD, sandmann@utfpr.edu.br; ⁶Professora Orientadora PPGTCA Universidade Tecnológica Federal do Paraná -UTFPR-MD fabianaSchütz@utfpr.edu.br;

Palavras-chave: Qualidade da Água; DBO; Redes Neurais.

Resumo

Segundo Maia (2002) a escassez hídrica se dá, principalmente, pela deterioração da qualidade da água, que inviabiliza a utilização de importantes mananciais e ocasiona uma demanda superior à oferta. O conceito de qualidade de água refere-se, de acordo com Silva (2011), a sua adaptabilidade para determinado uso, isto é, se suas características físicas, químicas e biológicas são adequados à necessidade do usuário. Dentre os parâmetros que permitem avaliar o grau de poluição, um dos mais eficientes, é concentração de oxigênio dissolvido (OD), uma vez que reflete o equilíbrio entre a produção e o consumo de oxigênio em ecossistemas aquáticos. O nível de OD é o critério de saúde que é frequentemente usado para controle de qualidade em diferentes sistemas aquáticos, como reservatórios e zonas úmidas (OLYAIE; ABYANEH; MEHR, 2017). Devido à característica dinâmica da concentração de OD, especialmente em rios e zonas úmidas, é altamente recomendável gerar modelos de OD periodicamente para os ecossistemas aquáticos, para que medidas de controle de qualidade pode ser otimizado ao longo de um horizonte de tempo. Para este fim, implementação de diferentes técnicas de inteligência artificial (IA) foram sugeridos na literatura relevante e dentre essas técnicas, as redes neurais (RNAs) foram bem-sucedidas aplicadas para a estimativa de temperatura, cloreto, fluoreto, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza total, salinidade, sólidos totais dissolvidos, razão de adsorção de sódio, nitrogênio amoniacal, bicarbonato, produto químico e demanda biológica de oxigênio (DQO e DBO), oxigênio dissolvido (DO), porcentagem de OD (MITROVIC et al., 2019). Os modelos de RNA são ferramentas poderosas de previsão para a relação entre os parâmetros de precipitação e de escoamento. Os resultados apoiarão a tomada de decisões na área de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. Além disso, ajudam os planejadores e gestores urbanos a tomar as medidas necessárias para enfrentar as más produções. Assim, eles ajudam a evitar perdas em propriedades públicas e privadas e riscos à saúde e ao meio ambiente que provavelmente ocorrerão devido a inundações (AICHOURI et al., 2015). Devido à sua arquitetura de processamento massivamente paralela, a RNA é capaz de lidar eficientemente com cálculos complexos, pois apresenta alta velocidade no processamento de grandes volumes dados. (SALARI, 2018). O presente trabalho descreve o desenvolvimento de um modelo desenvolvido em Redes Neurais Convolucionais – CNN (Convolutional Neural Networks) com o objetivo de simular o potencial autodepurador do Rio Alegria, localizado no município de Medianeira no Estado do Paraná. Os dados utilizados foram os mesmos coletados por Schütz em 2014, para que se fizesse possível comparar o desempenho da rede CNN com o desempenho da rede Feed Forward Network (FFN), desenvolvida, com o mesmo conjunto de dados, em 2014. Os modelos foram desenvolvidos com base em dados da qualidade da água do rio e do efluente que é incorporado ao curso de água ao longo do intervalo estudado. Foi modelado com 16 entradas, (sendo os parâmetros de qualidade da água: DBO, DQO, pH, CE, T, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio amoniacal e a vazão). E os parâmetros de qualidade do efluente: DBO, DQO, Nitrogênio amoniacal, e vazão). Para treinamento e validação do modelo foram usados dados de 132 grupos: sendo 22 coletas com variabilidade temporal mensal, em 06 pontos diferentes ao longo do rio. O modelo foi nomeado, CNN5. Os testes e as validações, foram realizados variando-se a arquitetura da rede. A rede foi desenvolvida com a validação cruzada para a estimativa do oxigênio dissolvido. Considerando os resultados referentes as simulações realizadas com o modelo CNN5, onde compara-se os valores de OD simulados, (a partir da combinação dos pesos que a rede atribui para cada entrada), com os resultados coletados em campo e pode-se concluir que uma rede CNN pode ser empregada para prever o oxigênio dissolvido nas águas de um trecho do rio, com uma acurácia geral de 0,90, enquanto a FFN5 conseguiu atingir um acerto de 77% para o mesmo grupo de dados Em relação ao tempo médio de processamento, pode-se observar uma redução de 12 horas para dois minutos.

Introdução

O lançamento de carga orgânica solúvel biodegradável por indústrias em rios, exige avaliação previa das consequências sobre a qualidade do ambiente aquático, com preferencial acompanhamento experimental subsequente. Neste sentido, estudos preliminares para entendimento dos fenômenos de dispersão e autodepuração de contaminantes permitem inferências sobre a distribuição de concentrações e possíveis consequências sobre a vida aquática. Para a solução analítica e obtenção de respostas, a adoção de hipóteses simplificadoras se faz necessária. Em função da relevância como receptor final de efluentes tratados, o rio Alegria, precisa estar sob constante vigilância, no que diz respeito ao monitoramento de

parâmetros relevantes para enquadramento qualitativo como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Oxigênio Dissolvido (OD). Dessa forma, dados experimentais tornam-se passíveis de apropriação para refinamento dos modelos de simulação. Especialmente o oxigênio dissolvido (OD), uma vez que o principal indicador da qualidade do ambiente aquático, a concentração de oxigênio dissolvido (OD), no receptor, é reduzida por conta da oxidação biológica de compostos orgânicos biodegradáveis. (Zurita, 2021). A concentração de oxigênio dissolvido (OD) reflete o equilíbrio entre a produção de oxigênio (por exemplo, fotossíntese) e o consumo de oxigênio (por exemplo, respiração aeróbica, nitrificação e produtos químicos oxidação) em ecossistemas aquáticos. dependem de muitos fatores como temperatura, salinidade, depleção de oxigênio, oxigênio fontes e outros. (Olyaei; Abyaneh; Mehr, 2017). Para as empresas que utilizam o corpo hídrico para lançar seus efluentes, conhecer as concentrações médias de montante e de jusante, acompanhadas das vazões e condições de lançamento, permitem o estabelecimento do balanço de massa das condições de diluição, e tomadas de decisão, pois convergem com os referenciais teóricos sobre o tema e permitem identificar a influência da elevação da demanda química de oxigênio DQO (nos níveis existentes) sobre a concentração de oxigênio dissolvido (OD) e condições de depuração. Os modelos matemáticos utilizados para simular a qualidade da água e o processo de autodepuração de corpos d'água são importantes ferramentas de auxílio à gestão dos recursos hídricos. Menezes, et. Al. (2015), avaliaram o impacto da poluição orgânica na qualidade da água e a capacidade de assimilação da matéria orgânica no Ribeirão Vermelho na região sul de Minas Gerais. A simulação do processo de autodepuração foi realizada com o uso do modelo de Streeter-Phelps. Concluíram que o uso do modelo de purificação Streeter-Phelps foi consistente com o experimental, amostras retiradas do córrego contribuindo para uma melhor compreensão da dinâmica da poluição no rio. Neste viés, modelos de dispersão para avaliação do comportamento da dispersão de poluentes e do consumo de oxigênio na depuração da carga orgânica fornecem indicativos dos efeitos de lançamento. Entretanto, dados os significativos desvios de idealidade próprios do ambiente natural, demandam posterior acompanhamento experimental. Em relação à previsão dos parâmetros de qualidade da água (WQPs), redes neurais (RNAs) foram bem-sucedidas aplicadas para a estimativa de temperatura, cloreto, fluoreto, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza total, salinidade, sólidos totais dissolvidos, razão de adsorção de sódio, nitrogênio amoniacal, bicarbonato, produto químico e demanda biológica de oxigênio (DQO e DBO), oxigênio dissolvido (OD), porcentagem de OD (Mitrović et al., 2019). Os modelos de RNA são ferramentas poderosas de previsão para a relação entre os parâmetros, de precipitação e de escoamento, por exemplo. Os resultados apoiam a tomada de decisões na área de planejamento e gerenciamento de recursos hídricos. Além disso, ajudam os planejadores e gestores urbanos a tomar as medidas necessárias para enfrentar as más produções minimizando perdas em propriedades públicas e privadas e riscos à saúde e ao meio ambiente que provavelmente ocorrerão devido a inundações. (Aichouri et al., 2015). Devido à sua arquitetura de processamento massivamente paralela, a RNA é capaz de lidar eficientemente com cálculos complexos, tornando-a hoje a técnica mais adequada para alta velocidade processamento de grandes volumes de dados. Além disso, existem muitas características vantajosas da abordagem da RNA para resolver problemas. Com o surgimento de demandas cada vez mais complexas, um novo ramo da área, chamado aprendizado profundo, foi desenvolvido e com isso novos tipos de redes neurais e algoritmos de treinamento surgiram. Um exemplo é a Rede neural convolucional ou Convolutional Neural Network (CNN), que é uma classe de rede neural que ganhou bastante destaque graças aos seus resultados positivos em aplicações de processamento e análise de imagens digitais. Bhandare (2017) propôs automatizar o processo de seleção de arquitetura de uma CNN otimizando os seus hiper-parâmetros por meio de computação bio-inspirada. Os algoritmos foram testados para otimizar a arquitetura de uma CNN para classificar a base de dados MNIST (Changed National Organization of Benchmarks and Innovation database). Os resultados se destacaram em especial em relação ao tempo de processamento, os algoritmos que foram significativamente reduzidos para otimizar a arquitetura da CNN. Em 2022, Rautela et al estimaram o transporte de sedimentos nos rios usando modelos baseados em dados, como Redes Neurais Artificiais (ANNs), utilizando Levenberg-Marquardt (LM) para simular o fluxo de vazão e a concentração de sedimentos suspensos (SSC). O resultado mostrou que a rede utilizando algoritmos híbridos de aprendizagem demonstram eficiência ao simular o transporte dos sedimentos. Inúmeros trabalhos desenvolvidos utilizando diferentes algoritmos de otimização demonstraram que a aplicação de uma rede neural não requer conhecimento a priori do processo subjacente, podendo não reconhecer todas as complexas relações existentes entre os vários aspectos do processo sob investigação, mesmo assim, permitindo uma abordagem de otimização padrão. (Salari; et all, 2018). Existem inúmeros algoritmos de otimização, cada qual com aplicações específicas, e com o avanço da área de aprendizado de máquina e a demanda por soluções de problemas cada vez mais complexos, um novo ramo da área, chamado aprendizado profundo, apareceu e com isso novos tipos de redes neurais e algoritmos de treinamento surgiram. Dentre elas a rede neural convolucional (CNN) As aplicações de algoritmos de aprendizagem profunda ou mesmo os algoritmos de otimização evolucionários, mais simples, está aumentando rapidamente e, nos últimos anos, eles foram usados com sucesso para a previsão de economia, recursos hídricos, qualidade da água e séries temporais hidrológicas (Sarkar; Pandey, 2015). Nesse contexto, o presente estudo objetivou desenvolver um modelo em Redes Neurais Convolucionais – CNN (Convolutional Neural Networks). para simular o potencial autodepurador do Rio Alegria, localizado no município de Medianeira no Estado do Paraná. Os dados utilizados foram os mesmos coletados por Schütz em 2014, para que se fizesse possível comparar o desempenho da rede CNN, nomeada CNN5, com o desempenho da rede Feed Forward Network (FFN5). Ambas foram configuradas para simular o Oxigênio Dissolvido em rios, utilizando os mesmos bancos de dados para treinamento e validação.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Rio Alegria, que tem suas nascentes localizadas na área rural, e corta toda a área urbana do município de Medianeira no estado do Paraná, com uma extensão aproximada de 30,6 km. (Schütz, 2014). Foram amostrados 6 pontos, todos nas proximidades de uma importante indústria frigorífica da região. O ponto 01 localiza-se à montante das lagoas de tratamento da indústria, o ponto 02 localiza-se exatamente na calha de despejo do efluente do frigorífico, os pontos 03, 04, 05 e 06, localizam-se à jusante do ponto de despejo dos efluentes da referida indústria, conforme pode-se observar na figura 1.



Figura 1: Localização dos 06 pontos de coletas.

Fonte: Schütz(2014), adaptado de Google Earth.

Em cada um dos 6 pontos amostrados, foram coletados 03 litros de água, sendo 02 deles destinados para a determinação da demanda bioquímica de oxigênio para 5 dias (DBO5) e a demanda química de oxigênio (DQO). As amostras foram enviadas para o Laboratório de Análises Físico-Químicas do Instituto Ambiental do Paraná (IAP), localizado na cidade de Toledo, PR. Nas mesmas datas, foram coletadas amostras do efluente lançado, no ponto de lançamento antes da mistura, para análises de DBO 5 e DQO, realizadas pelo laboratório da indústria responsável pelo lançamento. Foram realizadas 22 coletas com intervalo de 15 dias entre elas. Com esses dados, foram compostos dois bancos de dados, um destinado ao treinamento da rede com resultados das análises de qualidade da água e do efluente, outro destinado a validação das respostas da rede. Na sequência, foi realizada uma análise dos dados para avaliar a melhor disposição numa inserção da inteligência artificial que foram selecionados dos bancos de dados de treinamento e de validação da rede. Para desenvolvimento do algoritmo de aprendizagem profunda, foram utilizadas as ferramentas Anaconda®, Spyder®, Tensorflow® e Keras®. A plataforma Anaconda foi usada como um gerenciador de pacotes para ciência de dados e IA. Com ela foi possível criar ambientes com versões específicas de cada pacote utilizado em seu algoritmo, garantindo a compatibilidade entre eles. O Spyder® foi usado como ambiente de desenvolvimento, com a utilização de recursos avançados de edição, análise e depuração de dados, acelerando a implementação. O Tensorflow® foi usado como biblioteca, pois possui uma quantidade abrangente e flexível de ferramentas, e recursos da comunidade. E por fim o Keras®, como API (Application Programming Interface) de aprendizado profundo (deep learning) escrita em Python, rodando sobre a plataforma de aprendizado de máquina TensorFlow®. Foi usado com o objetivo de permitir experimentação rápida. A rede denominada CNN5, foi construída com 10 entradas, exatamente como o modelo Feed Forward Network (FFN5) desenvolvido em Matlab® (Schütz, 2014). As entradas com dados referentes a qualidade da água foram, DBO, DQO, T, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio amoniacal e vazão. E as entradas com dados referentes a qualidade do efluente foram: DBO, DQO, e vazão. A rede teve apenas uma saída o OD. A configuração da rede, também seguiu o modelo utilizado por Schütz2014, com duas camadas ocultas 10:10:10:1, e 1000 interações. Os valores de métricas dos testes, para avaliar o quanto a rede pode reproduzir o comportamento do rio foram: o erro médio absoluto (MAE), que é uma medida de erros entre observações pareadas que expressam o mesmo fenômeno, o erro quadrático médio (MSE) ou desvio quadrático médio (MSD) que mede, a diferença quadrática média entre os valores estimados e o valor real, o erro quadrático médio (RMSE) que mede a magnitude média do erro, e ainda, o erro percentual absoluto médio (MAPE) que é usado como uma função de perda para problemas de regressão e na avaliação de modelos.

Resultados e Discussões

A rede CNN5, foi construída com 10 entradas, exatamente como a arquitetura proposta no modelo FFN5 desenvolvido por Schütz, (2014). As entradas com dados de qualidade da água foram: DBO, DQO, T, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio amoniacal e vazão. E as entradas com dados referentes a qualidade do efluente foram: DBO, DQO e vazão, e uma saída (OD). Como é possível observar na figura 2, onde é apresentada uma parte do código da CNN5, ela foi organizada com 10 entradas, duas camadas ocultas de 10 neurônios cada uma, e uma saída.

```
def build_model():
    model = keras.Sequential([
        layers.Dense(10, input_shape=[len(train_dataset.keys())]),
        layers.Dense(10),
        layers.Dense(10),
        layers.Dense(10),
        layers.Dense(1)
    ])

    optimizer = tf.keras.optimizers.RMSprop(0.001)

    model.compile(loss='mse',
                  optimizer=optimizer,
                  metrics=['mae', 'mse'])

    return model
```

Figura 2: Parte do código da Rede Modelo CNN5 .

Fonte: autoria própria.

O modelo FFN5 (Schütz 2014) teve um tempo médio de processamento de 12 horas. A configuração que apresentou melhor desempenho foi com duas camadas ocultas 10:10:10:1, e 1000 interações, apresentando um erro médio de 11,8 % Na figura 4 (A) e 4 (B) pode-se observar a comparação entre os dados conhecidos e os dados simulados pela rede desenvolvida por Schütz(2014). Ao treinar redes neurais, uma importante decisão deve ser tomada, o número de épocas de treinamento. No modelo FFN5, o algoritmo de otimização utilizado foi de Levenberg-Marquardt com regularização Bayesiana constitui um método para ajuste dos pesos das conexões de modo a evitar o overfitting.

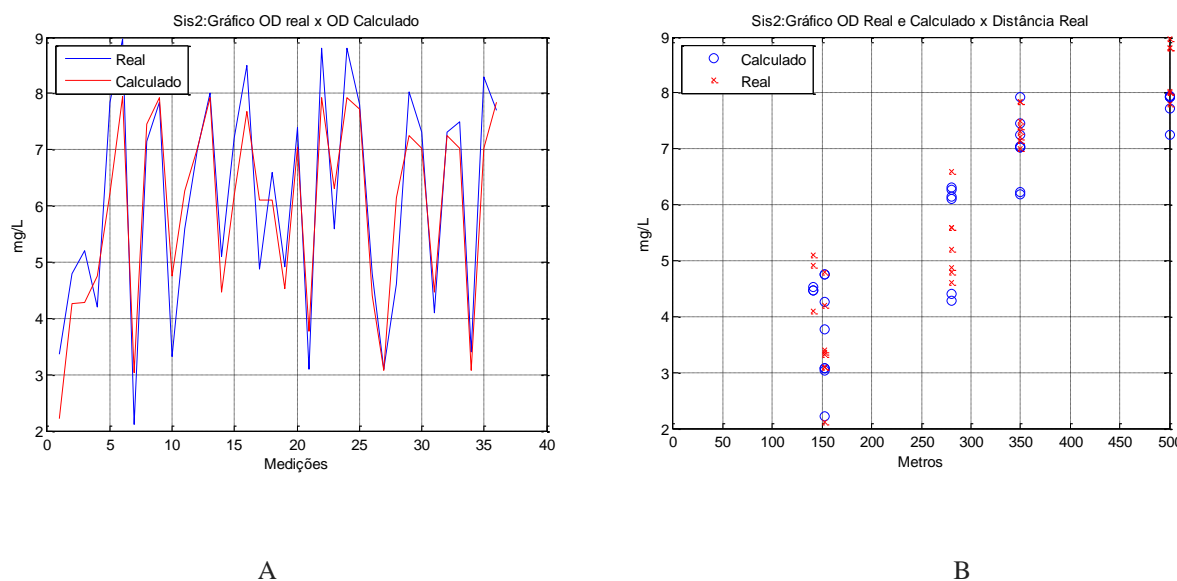


Figura 4 (A) e (B) - Comparação entre os dados conhecidos e os dados simulados pela rede FFN5 em função das medições (F) Comparação do OD estimado, OD real em função da distância entre os pontos no rio. Fonte: Schütz(2014).

Os valores de métricas determinados para a CNN5 foram: para o erro absoluto médio (MAE) retornado foi 0.1985926857, o que indica que a rede conseguiu aproximar os valores de OD estimados, a partir dos dados de entrada, com um erro médio de 0,15 para mais ou para menos em relação aos valores de OD do banco de dados de validação, com os valores reais levantados em laboratório. O erro percentual absoluto médio (MAPE) foi de 2.7231984048%, quando comparado com o erro gerado pelo modelo desenvolvido por Schütz em 2014, que foi de 11,8%, pode-se observar uma redução significativa no erro gerado entre o valor estimado pela rede e o valor real do OD. O erro quadrático médio (MSE) foi 0.0624495506, a métrica MSE apresenta um problema de interpretação por elevar a variável ao quadrado a unidade fica distorcida, por isso calculou-se uma RMSE. A raiz do erro quadrático médio, em que é aplicada a raiz quadrática para lidar com o problema da diferença entre unidades, assim a unidade fica na mesma escala que o dado original, resultando em uma melhor interpretação do resultado da métrica, apresentou um valor de RMSE = 0.2498990808. O que indica que o modelo pode estar errando aproximadamente 0,25 ppm de OD, para mais ou para menos, quando compara os resultados calculados com os resultados obtidos em análises laboratoriais. Na figura 3 é possível observar o MAE e o MSE em um período de 1000 *epochs*.

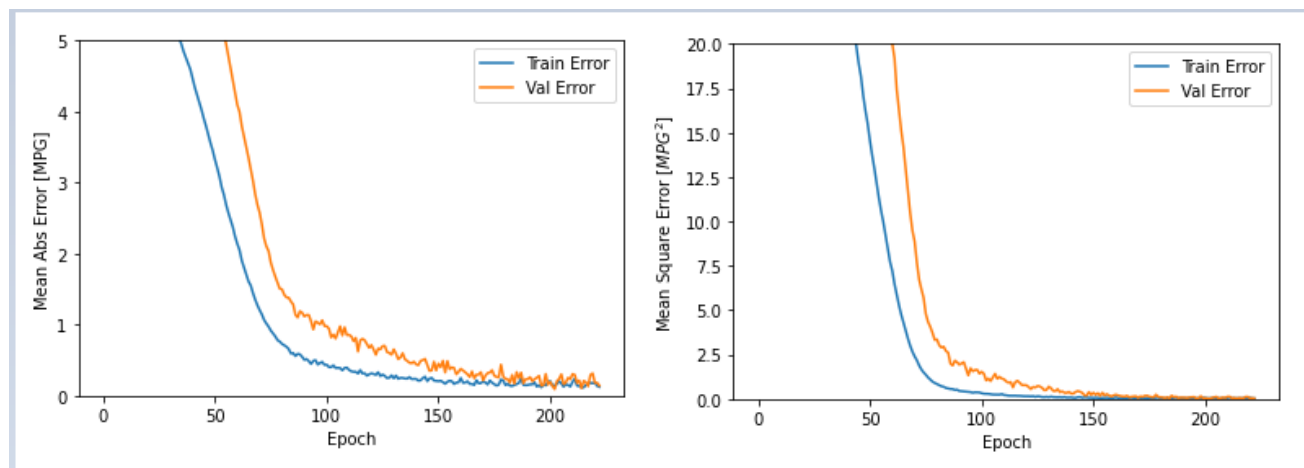


Figura 3 Erro médio CNN5 (MAE) e (MSE).

Fonte: autoria própria.

Nas figuras 3, pode-se observar a comparação entre os dados conhecidos e os dados simulados pela rede CNN5. Com 250 *epochs* o modelo encerra o treinamento, porque neste modelo adotou-se o Early Stopping (Parada Antecipada ou Parada Precoce), ou seja, no final de cada época, a rede calcula a precisão da classificação nos dados de validação. Quando a precisão parar de melhorar, o treinamento é interrompido, mesmo que a configuração inicial preve-se 1000 *epochs* impedindo automaticamente o overfitting. (Faceliet al., 2011). O erro médio ficou em 0,1985926857 a acurácia geral ficou em 0,90303 com desvio padrão de 0,02375, o tempo médio foi de menos de 2 minutos de processamento. Quando comparadas, a rede desenvolvida com um algoritmo de aprendizagem profunda CNN5 superou muito a rede desenvolvida com algoritmo feedforward (FFN5) considerando que a configuração da rede, e o banco de dados utilizados em ambos os modelos, foram os mesmos. Ainda pode-se observar a comparação entre os dados conhecidos e os dados simulados pela rede. No treinamento/calibração, da FFN5 (Schütz, 2014), alguns picos do gráfico podem ocorrer porque o modelo não contém possíveis informações sobre as características do rio, como transporte de sólidos suspensos, variações de velocidade no perfil e ao longo da margem do rio, por exemplo, que influenciam no fluxo do rio, e alteram a decisão de determinação de pesos, em redes densas como as FFN. Quando se compara os dois modelos, a rede neural convolucional, por apresentar uma estrutura diferente em que a informação passa por vários filtros, matrizes numéricas, nas camadas convolucionais, com a função de acentuar padrões regulares locais, ao mesmo tempo em que vão reduzindo a dimensão dos dados originais, apresentou resultados mais consistentes, tanto no que se refere aos acertos em relação aos dados reais, quanto no que se refere ao tempo de processamento. Isso se dá, porque na parte mais profunda das convoluções, espera-se que os dados num espaço dimensional reduzido contenham informação suficiente sobre esses padrões locais para atribuir um valor semântico ao dado original. Esses dados passam então por uma estrutura de FFN clássica para a tarefa de classificação. (Freitas Bouzon, 2021). A redes com algoritmos do tipo Feed Forward Network (FFN) são o tipo mais básico, onde a informação de entrada flui em sequência linear até a saída. O resultado dessas operações pode passar por uma função de ativação antes de passar para a camada adiante; no caso específico de funções de ativação com base radial. As conexões entre os neurônios representam a passagem de informação de um neurônio para o próximo. Um neurônio que recebe mais de uma conexão de entrada soma estes valores antes de aplicar a equação linear pela qual é responsável. (Serizawa, 2020).

Considerações Finais

Diante dos resultados das simulações com as Redes CNN5 e FFN5, pode-se concluir que ambas podem ser empregadas para prever o oxigênio disponível nas águas de um rio, porém, o modelo só se aplica ao intervalo do rio onde foram realizadas as coletas. Seria possível treinar um modelo para avaliar o potencial de oxigênio dissolvido de mais corpos hídricos, desde que fosse treinado e validado com um banco de dados maior e com informações da qualidade de vários rios diferentes. Ainda, apesar da aplicação mais comum das CNNs é na classificação de imagens, pode-se observar um desempenho muito satisfatório na aplicação do algoritmo para resolver problemas onde os dados de entrada têm um impacto atemporal nos dados de saída, como é o caso do presente estudo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Campus Medianeira; À CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, À UFCG – Universidade Federal de Campina Grande. À Frimesa Cooperativa Central, especialmente à Gisele Caldereiro, pelos resultados das análises do efluente, realizados através do convênio FRIMESA/FUNTEF e ainda pela facilitação do nosso acesso aos pontos de coleta; À ITAIPU Binacional, especialmente a Simone Frederigi Benassi, pelos resultados das análises da água, realizados através da cooperação técnica ITAIPU/FUNTEF, firmada sob o protocolo 004899/2013-09.

Referências Bibliográficas

- BHANDARE, Ashray Sadashiv. Bio-inspired Algorithms for Evolving the Architecture of Convolutional Neural. Dez. 2017. Diss. (Mestrado) – University of Toledo.
- Faceli, K., Lorena, A., Gama, J., Carvalho, A. (2011)“Inteligência Artificial: uma Abordagem de Aprendizado de Máquina”, Editora LTC.
- Freitas Bouzon, M. Estudo de algoritmos de otimização inspirados na natureza aplicados ao treinamento de redes neurais artificiais. Dissertação - Centro Universitário FEI. São Bernardo do Campo, 2021.
- Menezes, J. P. C.; Bittencourt, R. P.; Sá Farias ,M.; Bello, I. P.; Oliveira, L. F. C.; Fia, R. Deoxygenation rate, reaeration and potential for self-purification of a small tropical urban stream, Rev. Ambient. Água vol. 10 n. 4 Taubaté – Oct. / Dec. 2015.
- Mitrović, T.; Antanasijević, D.; Lazović, S.; Perić-Grujić, A.; Ristić, M. Virtual water quality monitoring at inactive monitoring sites using Monte Carlo optimized artificial neural networks: A case study of Danube River (Serbia). Science of The Total Environment Volume 654, 1 March 2019, Pages 1000-1009
- Olyaie, E.; Abyaneh, H. Z.; Mehr, A. D. A comparative analysis among computational intelligence techniques for dissolved oxygen prediction in Delaware River Geoscience Frontiers Volume 8, Issue 3, May 2017, Pages 517-527
- Rautela, K, S.; Kumar, D.; Gandhi, B. G. R.; Kumar, A; Dubey, A. K. Application of ANNs for the modeling of streamflow, sediment transport, and erosion rate of a high-altitude river system in Western Himalaya, Uttarakhand Kuldeep Singh Revista Brasileira de Recursos Hídricos Brazilian Journal of Water Resources Versão On-line ISSN 2318-0331 RBRH, Porto Alegre, v. 27, e22, 2022. doi.org/10.1590/2318-0331.272220220045
- Salari, M; Shahid, E. S; Afzali, S. Hosein; E. M.; C, G. O.; Derakhshan, Z.; Sheibani, S. N. Quality assessment and artificial neural networks modeling for characterization of chemical and physical parameters of potable water. Food and chemical toxicology, [S.L.], V. 118, P. 212-219, Ago. 2018. Elsevier BV. Http://Dx.Doi.Org/10.1016/J.Fct.2018.04.036.
- Sarkar, A.; Pandey, P.; River Water Quality Modelling Using Artificial Neural Network Technique Aquatic Procedia Volume 4, 2015, Pages 1070-1077
- Serizawa, T.; Fujita, H. Optimization of Convolutional Neural Network Using the Linearly Decreasing Weight Particle Swarm Optimization. arXiv preprint arXiv:2001.05670, 2020.
- Schütz, F.C. A.; Desenvolvimento de modelos em redes neurais artificiais para a simulação da concentração do oxigênio dissolvido e da autodepuração do Rio Alegria – PR Tese Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Campina Grande ,2014.
- Tercini, J. R. B. Modelagem da qualidade da água integrando rio e reservatório. 2014. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.
- Zurita, A; Aguayo, M; Arriagada, P.; Figueroa, R; Díaz, M. E.; Stehr, A. Modeling Biological Oxygen Demand Load Capacity in a Data-Scarce Basin with Important Anthropogenic Interventions Water 2021, 13, 2379. https://doi.org/10.3390/w13172379.

PROPOSTA DE ALAGADO CONSTRUÍDO EM UMA ETE NO MUNICÍPIO DE CÁCERES - MATO GROSSO

¹ Carlos Gabriel Lacerda Carvalho, ² Eduardo Miguel Silva e Silva, ³ Pedro Alves da Silva Filho, ⁴ Francisco Lledo dos Santos

¹ Universidade do Estado de Mato Grosso - Prof^água, e-mail: carlos.gabriel@unemat.br; ² Universidade do Estado de Mato Grosso, e-mail: eduardo.miguel@unemat.br; ³ Universidade Federal de Roraima - Prof^água pedro.filho@ufrr.br; ⁴ Universidade do Estado de Mato Grosso - Prof^água franciscolledo@unemat.br.

Palavras-chave: Saneamento básico; Efluentes; Pantanal.

Resumo

Mesmo sendo um país com abundância em recursos hídricos, o Brasil, têm índices insuficientes quando no que se refere a saneamento básico, principalmente na coleta e tratamento de efluentes. Esta dificuldade fica mais evidente à medida que se afasta dos grandes centros sentindo regiões interioranas. O marco do saneamento básico no Brasil, acontece recentemente, Lei nº 14.026/2020. Essa lei foi sancionada em julho de 2020 com o objetivo de promover a universalização e a melhoria dos serviços de saneamento básico no país. Mesmo o novo marco do saneamento básico buscando impulsionar investimentos, melhorar a eficiência na prestação dos serviços e ampliar o acesso da população a água potável e ao tratamento de esgoto, isso ainda parece ser distante da população em sua grande maioria, mesmo representando uma tentativa de superar os desafios históricos do setor no Brasil e avançar na direção da universalização do saneamento básico no país. Nesta ótica, a necessidade de se propor uma alternativa de tratamento de esgoto que atenda a população, fica evidente, desde que a mesma seja adequada e eficiente aos parâmetros aceitáveis de tratamento de água residual. Deste modo os Alagados Construídos se apresentam como alternativa viável, pois utilizam-se de recursos naturais e, em vários níveis de tratamento como observado em outros trabalhos, apresentam a diminuição dos índices de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos em Suspensão, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito, Fósforo Total. Para testar a viabilidade da aplicação desse sistema de tratamento numa pequena Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Município de Cáceres – MT, foi necessário inicialmente coletar o efluente no local, garantindo que suas características fossem preservadas. A macrófita escolhida foi, para este experimento, a *Heliconia sp*, que foi escolhida devido sua adaptabilidade com a região e seu valor ornamental. Em seguida, implementou-se o sistema em escala reduzida para avaliar os resultados obtidos, quais foram: DQO (redução de 70%), DBO (redução de 15%), Sólidos Suspensos (remoção de 90%), Fósforo Total (remoção de 88%), Nitrato (80%), Nitrito (65%), Amônia (85%). Devido a esses resultados preliminares nos testes de bancada serem considerados satisfatórios, procedeu-se o dimensionamento dos Alagados Construídos para a Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). O objetivo final é que os Alagados Construídos sejam uma alternativa viável para o tratamento de esgoto, visando atender às necessidades da comunidade. É importante ressaltar que a implementação de qualquer sistema de tratamento de esgoto requer estudos técnicos específicos, levando em consideração as características locais, as normas ambientais e as diretrizes de saúde pública. Como resultado, produziu-se um projeto de instalação de um alagado construído nessa ETE em estudo.

Introdução

As regiões mais afetadas pela falta de tratamento de esgoto são as periferias dos centros urbanos e as zonas rurais. Nessas áreas, a infraestrutura é precária, faltam redes de coleta e tratamento adequadas, e muitas vezes não há acesso aos serviços básicos de saneamento. Isso resulta em uma série de problemas, como a contaminação de corpos d'água, a propagação de doenças relacionadas à água e a degradação ambiental.

A falta de tratamento de esgoto impacta diretamente a saúde da população, aumentando o risco de doenças transmitidas pela água, como diarreia, hepatite, cólera e outras infecções gastrointestinais. Além disso, a poluição causada pela ausência de tratamento adequado afeta negativamente os ecossistemas aquáticos, prejudicando a biodiversidade e comprometendo a disponibilidade de recursos hídricos para as gerações futuras.

Segundo o IBGE, no ano de 2019, aproximadamente 68,3% das habitações brasileiras tinham acesso ao esgotamento sanitário, sendo ele através de rede de esgoto ou fossa séptica. Cerca de 50% das unidades habitacionais do Brasil não continham sistemas de coleta e transporte de esgoto, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Em geral, o tratamento nessas unidades é limitado ao uso de fossas sépticas, as quais removem cerca de 40% da carga orgânica aplicada e produzem efluente com características inadequadas para disposição no solo. Ainda, muitas vezes não são construídas de acordo com a norma exigida.

Um dos principais problemas decorrentes do despejo inapropriado de resíduos é o surgimento de doenças. Quando os resíduos não são devidamente tratados ou descartados, podem se tornar fontes de contaminação, atraindo vetores de doenças e facilitando a propagação de patógenos. Além disso, os resíduos mal gerenciados podem contaminar as águas drenadas, comprometendo a qualidade dos corpos d'água e afetando a disponibilidade de recursos hídricos seguros para consumo humano e atividades relacionadas.

Outro aspecto negativo do despejo inadequado de resíduos é a emissão de odores desagradáveis e gases poluentes. Determinados tipos de resíduos podem produzir gases tóxicos ou de efeito estufa, contribuindo para a poluição atmosférica e a mudança climática. Além disso, a presença de resíduos mal acondicionados e descartados de forma inadequada pode causar impactos visuais e ambientais, alterando negativamente o ambiente em que são despejados e afetando a qualidade de vida das comunidades locais.

Para lidar com esses desafios, é essencial implementar políticas e práticas de gerenciamento de resíduos adequadas, incluindo a promoção da coleta seletiva, a implementação de sistemas de tratamento e destinação final adequados, além da conscientização e educação da população sobre a importância da correta gestão dos resíduos. Essas ações são fundamentais para minimizar os impactos sanitários e ambientais causados pelo aumento da geração de resíduos e garantir um ambiente saudável e sustentável para as gerações presentes e futuras.

A preocupação com a devolução dos efluentes devidamente tratados para os rios está cada vez mais presente no nosso cotidiano. Regiões antropizadas tendem a alterar as características do meio ambiente, e tratar adequadamente os efluentes que serão despejados nos leitos dos rios, faz com que o impacto das ações humanas seja diminuído.



Figura 1: Linha temporal do Marco de Saneamento Fonte: <https://coresab.com.br/2022/05/26/painel-de-monitoramento-da-implementacao-do-novo-marco-legal/> Acessado em 28/12/2022.

No país, a expansão da agropecuária está diretamente relacionada com esta conversão de uso da terra, muitas vezes às custas de desmatamento e queimadas para “limpeza” do terreno. Estas queimadas apresentam um potencial 5.7 gigatoneladas de dióxido de carbono (CO₂) emitidas em 2030, conforme estimativa de Silva Junior e colaboradores (2020). Alternativas de tratamento de efluentes, que possam dirimir ou atenuar os impactos provenientes da ação antrópica, vem sendo testados e avaliados ao longo das últimas décadas. Desta maneira, destacam-se os alagados construídos (ou artificiais), que por sua vez combinam várias estratégias para simular ecossistemas naturais, utilizando os princípios básicos de modificação da qualidade da água. (SALATTI, 2003).

Segundo Salatti (2003), os alagados construídos apresentam melhores alternativas de tratamento de água, quando comparado aos alagados naturais, devido ao controle deste, desde o fluxo hidráulico, até a aferição da sua eficiência na remoção dos poluentes.

Além de poder ser implantado em diferentes etapas no tratamento de águas residuais, outro fator que contribui para a implantação dos alagados construídos no Brasil, é o baixo custo e simplicidade de execução e operação, uma vez que as condições climáticas aqui existentes são favoráveis. (BRASIL, 2008).

Os alagados construídos ou wetland construídos se trata de um sistema de tratamento de águas servidas, que utiliza o princípio do solo úmido cultivado, onde o solo e a zona de raízes desempenham em conjunto a depuração do efluente, através de processos físicos, químicos e biológicos. (SILVA, 2007).

Dada essas perspectivas, o estudo de alagados construídos (*constructed wetlands*) num ambiente localizado no grande Pantanal brasileiro, carece de cuidados técnicos-científicos mais rebuscados. É importante considerar alguns aspectos antes de implementar os alagados construídos no Pantanal.

Suas características ambientais por exemplo: O Pantanal é uma região única, com ecossistemas delicados e uma rica biodiversidade. Antes de qualquer intervenção, é necessário realizar estudos detalhados para entender as características hidrológicas, as espécies de plantas e animais presentes e os possíveis impactos ambientais.

A Proteção da biodiversidade: O Pantanal é conhecido por sua biodiversidade e é considerado um Patrimônio Natural Mundial pela UNESCO. Qualquer projeto de tratamento de esgoto deve levar em consideração a proteção dos ecossistemas e minimizar qualquer impacto negativo nas espécies e habitats presentes.

As necessidades locais e infraestrutura: É importante avaliar as necessidades específicas da região, incluindo a demanda por tratamento de esgoto, as características do esgoto produzido e a infraestrutura disponível. Os alagados construídos podem ser dimensionados de acordo com a população atendida e a carga de poluentes a ser tratada.

A Participação e apoio das comunidades locais: O envolvimento das comunidades locais é essencial para o sucesso de qualquer projeto de saneamento básico. É necessário obter o apoio das autoridades locais, conscientizar a população sobre a importância do tratamento de esgoto e garantir sua participação ativa na operação e manutenção dos sistemas.

Monitoramento e avaliação: Após a implantação dos alagados construídos, é fundamental estabelecer programas de monitoramento e avaliação contínuos para verificar a eficiência do sistema de tratamento e seu impacto ambiental.

Sendo assim, pretendeu-se avaliar a priori tal instalação em bancadas para depois partir para um projeto piloto, resultado esse dessa pesquisa em tela.

Materiais e Métodos

Para se alcançar os objetivos propostos neste estudo, foi necessário dimensionar e projetar um modelo de sistema de alagado construído para a ETE-Cohab Nova, no município de Cáceres – MT, e após isso, produzir um Relatório Técnico com o projeto do mesmo à autarquia que administra a ETE evidenciando os resultados obtidos.

A região onde foi implantado é compreendida pelo município de Cáceres, localizada a oeste do estado de Mato Grosso, que segundo o IBGE (2019) tem área de 24.538.478 km², como população estimada em 95.339 pessoas.

Está entre os 78 municípios que estão inseridos na Região Hidrográfica do Rio Paraguai (RH-Paraguai), uma das 12 Regiões Hidrográficas brasileiras que representa a porção da bacia hidrográfica do rio Paraguai, de abrangência internacional, com uma área aproximada de 362.380 km² (ANA, 2018), como ilustrado na Figura 2.

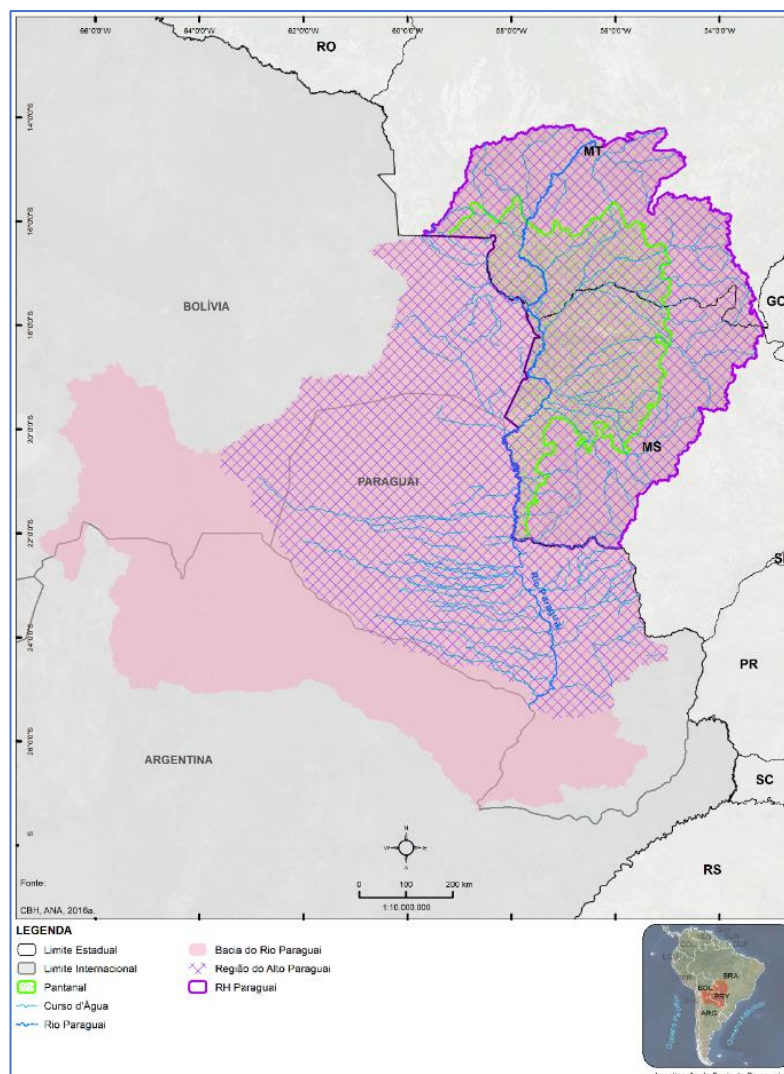


Figura 2: Macrolocalização da RH-Paraguai.

Tem como principais rios formadores, além do próprio rio Paraguai, os rios: Jauru, Sepotuba, Cuiabá, São Lourenço, Correntes, Taquari, Negro, Miranda, Aquidauana e Apa. (ANA, 2018). Ainda, a agência aponta que, rica em biodiversidade, a bacia do rio Paraguai tem ao longo dos seus 2.621 km uma enorme gama de fauna e flora. É nesta bacia que está inserida o Pantanal Mato-grossense (ANA,2018).

Para o dimensionamento foi usado como base o boletim “Dimensionamento de Wetlands Construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes”, elaborados por Marcos Von Sperling e Pablo H. Sezerino.

Além da pesquisa bibliográfica, foi realizada um experimento em escala reduzida (bancada) utilizando os mesmos materiais propostos neste projeto e efluente coletado no local de instalação do alagado construído. Tais ações foram adotadas de modo que fosse preservada ao máximo a similaridade com a proposição de projeto apresentada.

Ainda, sempre em alerta, fazendo com que estas medidas visam preservar e valorizar o ecossistema local, contribuindo para a conservação da biodiversidade e o uso sustentável dos recursos hídricos. A conservação da bacia do rio Paraguai e do Pantanal Mato-grossense é de extrema importância devido à sua rica biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos que ela proporciona. Essa região abriga uma grande variedade de espécies de animais e plantas, incluindo várias espécies ameaçadas de extinção. Além disso, o Pantanal é reconhecido como uma das maiores áreas úmidas do mundo e desempenha um papel fundamental na regulação do ciclo hidrológico, armazenamento de água e mitigação de enchentes.



Figura 3: Coleta de efluente para o experimento.



Figura 4: Confeção dos filtros em escala reduzida.

Dimensionamento do Alagado

Segundo o método de Von Sperling e Sezerino (2018) para a delimitação da área do Alagado Construído foi utilizada a equação de Monod modificada para cinética de primeira ordem, a qual resulta na expressão apresentada abaixo.

$$A = \frac{Q \cdot (\ln C_0 - \ln C)}{K \cdot p \cdot \eta} \quad (1)$$

Sendo: A é a área superficial do SAC, em m²; Q é a vazão afluente, em m³.d⁻¹ Co é concentração afluente, em g.m⁻³; C é a concentração efluente, em g.m⁻³; K é o coeficiente de degradação, em d⁻¹; p é a profundidade média do SAC, em m; e η = porosidade do filtro do SAC, adimensional.

Para este experimento foi usado um coeficiente de degradação utilizado foi de 0,36 d⁻¹ e porosidade de areia grossa igual a 0,35. a profundidade útil de material filtrante é de 0,60 m. O efluente coletado na ETE de Cáceres apresentou uma concentração de DQO de 266,83 g/m³ e a eficiência esperada de tratamento foi de 70% de forma a alcançar uma concentração de DQO de 80,049 g/m³. A alimentação do SAC será realizada por gravidade de forma contínua.

Assim tem-se:

$$A = \frac{0,60 \cdot (\ln 266,83 - \ln 80,049)}{0,36 \cdot 0,60 \cdot 0,35} \quad (1)$$

$$A = 9,55 \text{ m}^2$$

Ainda, segundo Sezerino (2018), a relação entre comprimento e largura de um alagado construído de fluxo subsuperficial é usualmente de 2:1 a 4:1. Neste experimento em questão, como a área calculada foi de 9,55 m², as dimensões utilizadas foram de 4,80 m de comprimento por 2,00 m de largura.

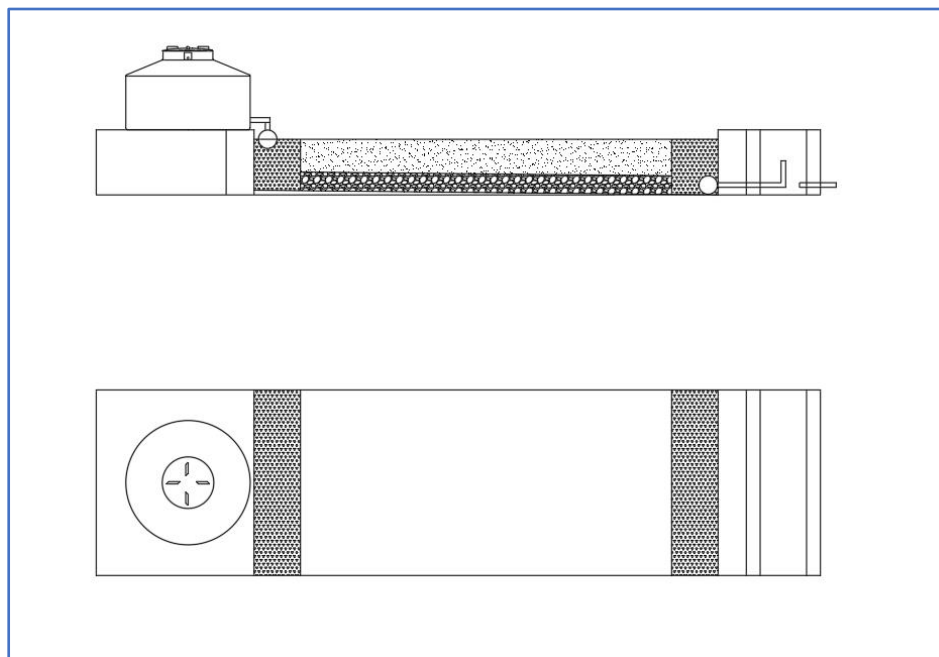


Figura 6: Representação do sistema de alagado construído.

As granulometrias dos materiais filtrantes por sua vez, variarão de acordo com sua função. Na entrada e saída de esgoto, o material utilizado proposto foi o de brita 04, pois nesta região estarão os tubos que alimentarão o sistema.

Ao longo do alagado construído deve ser executada uma camada com aproximadamente 25 cm de altura com brita 02 e sobre ela uma camada de areia grossa com aproximadamente 40 cm de altura.

Macrófita escolhida para o sistema é a *Heliconia psittacorum*. No Brasil, esta espécie ocorre em 71% do território nacional, sendo encontrada nos biomas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pantanal. Naturalmente desenvolve-se em áreas em galerias ou matas ciliares, floresta de igapó, floresta de várzea, floresta estacional perenifólia, floresta estacional semidecidual, floresta ombrófila e restinga (KRAUSE, 2019).

Essa ampla distribuição geográfica e a capacidade de adaptação da *Heliconia psittacorum* a diferentes condições ambientais (CASTRO et al, 2011) tornam essa macrófita uma escolha adequada para o sistema em questão. Sua presença pode trazer benefícios, tanto estéticos quanto funcionais. As *Heliconias* são conhecidas por suas flores coloridas e exuberantes, o que pode contribuir para a melhoria do aspecto visual do sistema. Além disso, essas plantas desempenham um papel importante na filtragem e purificação da água, auxiliando na remoção de nutrientes e poluentes (ZANELLA, 2008).

Ao utilizar a *Heliconia psittacorum* no projeto, é importante considerar suas necessidades ecológicas específicas, como a disponibilidade de água adequada, luz solar e nutrientes. É fundamental garantir condições adequadas para o desenvolvimento saudável dessa espécie, a fim de maximizar os benefícios que ela pode proporcionar ao sistema de wetlands construídos.

Portanto, a escolha da *Heliconia psittacorum* como macrófita para o sistema demonstra a valorização da diversidade de espécies nativas do Brasil e a busca por plantas adaptadas aos diferentes biomas presentes no país. Essa escolha contribui para a integração ecológica do sistema, promovendo a conservação da flora nativa e potencializando os serviços ecossistêmicos oferecidos pelas macrófitas.



Figura 7: *Heliconia psittacorum*. Fonte: <https://canal.cecierj.edu.br/recurso/599>



Figura 8: Maquete do sistema de alagado construído

Os ensaios laboratoriais foram realizados no Laboratório de Ictiologia do Pantanal Norte na Universidade do Estado do Mato Grosso no campus de Cáceres, com periodicidade definida pela disposição de materiais e colaboradores, sendo elas: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), fósforo total, nitrato, nitrito, sólidos suspensos e amônia no efluente a monte e a jusante do WC a fim de se analisar a capacidade contributiva do mesmo para o meio ambiente em tese. Foram coletadas 6 amostras de cada bombona com o intervalo de 4 horas entre cada coleta, de modo que totalizou 20 horas de experimento.

Para as análises foi utilizado um Fotômetro Multiparâmetro para análise de águas residuais modelo Hanna HI83399.

Resultados e Discussões

Testes de Bancada

Uma ampla quantidade de estudos realizados mostram que os sistemas de alagados construídos vem se apresentando como uma alternativa sustentável e tecnológica, agregando o baixo custo de implantação, facilidade na operação e manutenção, com outros fatores, como por exemplo contribuição estética para o ambiente.

Os resultados obtidos indicam que o sistema de wetlands construídos apresentou eficiência na remoção de diferentes parâmetros de qualidade da água. A Demanda Química de Oxigênio (DQO) mostrou uma redução de 70%, o que indica uma significativa remoção de compostos orgânicos presentes no efluente coletado. No entanto, a partir das 12 horas de coleta, houve uma tendência à saturação da remoção, sugerindo que o sistema atingiu seu limite de capacidade.

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) também apresentou uma redução, embora em menor escala, com uma taxa de remoção em torno de 15%. Assim como a DQO, a remoção da DBO também mostrou uma tendência à saturação após as 12 horas de coleta.

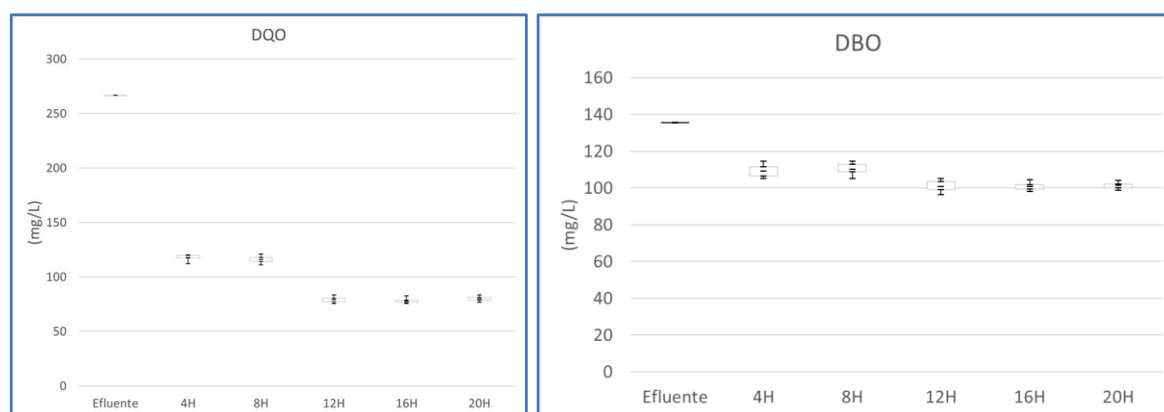


Figura 8: Evolução de DQO e DBO.

Na análise de remoção de sólidos suspensos, foi observada uma remoção inicial expressiva de aproximadamente 90%. Isso era esperado, uma vez que a remoção de sólidos suspensos é feita principalmente por meio das barreiras físicas do filtro, sem a necessidade de processos químicos e biológicos. A remoção de fósforo total mostrou uma maior remoção após 8 horas de experimento, atingindo uma taxa de remoção de 88% após 20 horas. Isso indica que os processos químicos e biológicos nas bombonas tiveram um papel significativo na redução do fósforo, especialmente com um tempo mais prolongado de retenção no experimento.

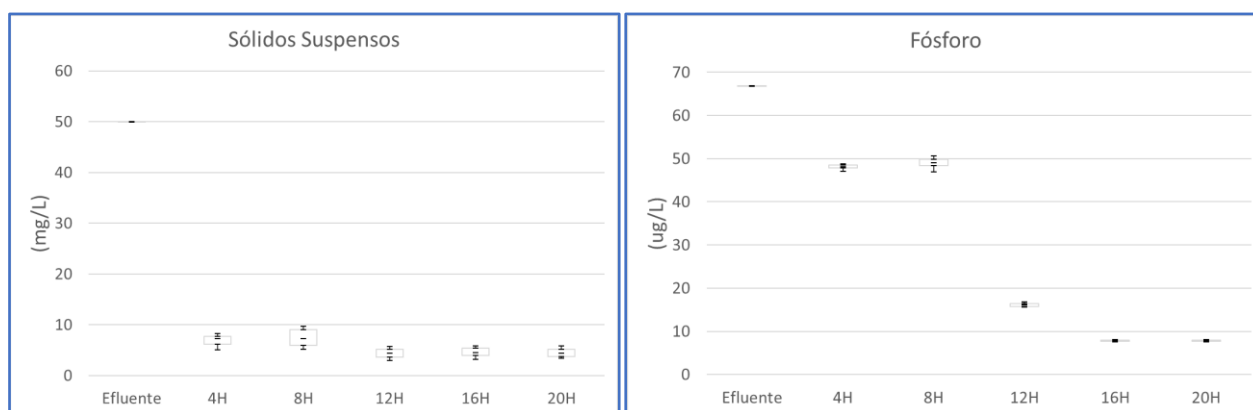


Figura 9: Evolução de Sólidos Suspensos e Fósforo.

A remoção de nitrito apresentou uma taxa de remoção de aproximadamente 65%, assim como o nitrato (80%), indicando que a remoção ocorre principalmente por processos biológicos. A possível saturação do sistema será observada com um tempo de coleta e análise mais longo. A remoção de amônia apresentou uma taxa de remoção de aproximadamente 85%, com uma remoção expressiva já nas primeiras 4 horas de experimento. Após 8 horas, outra remoção expressiva foi observada, e nos períodos entre 16 e 20 horas, uma possível estabilização foi percebida.

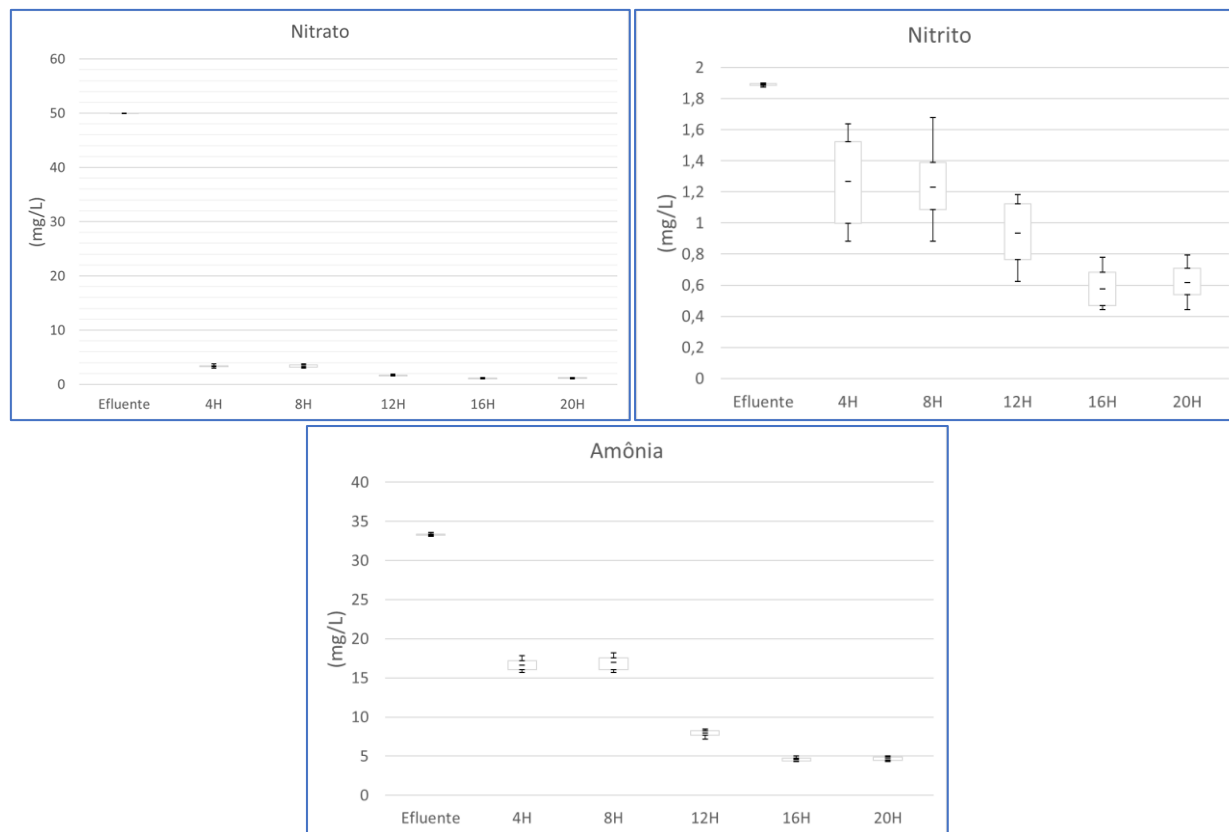


Figura 10: Evolução de Nitrato, Nitrito e Amônia.

Esses resultados indicam que o sistema de wetlands construídos mostrou eficiência na remoção de diferentes parâmetros de qualidade da água, destacando-se na redução da DQO, sólidos suspensos, fósforo, nitrito e amônia. No entanto, a possível saturação do sistema em alguns parâmetros sugere a necessidade de análises mais longas e um monitoramento contínuo para determinar o desempenho e a capacidade máxima do sistema.

Considerações Finais

Com base nos resultados obtidos, é possível concluir que o sistema de wetlands construídos mostrou eficiência na remoção de diversos parâmetros de qualidade da água. A redução significativa na Demanda Química de Oxigênio (DQO), sólidos suspensos, fósforo, nitrito e amônia demonstra o potencial desse sistema para tratar e purificar efetivamente o efluente coletado.

No entanto, é importante ressaltar que, em alguns parâmetros, foi observada uma tendência à saturação do sistema após determinado período. Isso indica que o sistema atingiu seu limite de capacidade de remoção, o que pode ter impacto na eficiência geral do tratamento. Portanto, é necessário um monitoramento contínuo e uma análise mais prolongada para avaliar adequadamente a capacidade e o desempenho máximo do sistema.

Esses resultados destacam a importância dos processos químicos e biológicos envolvidos no tratamento realizado pelo sistema de wetlands construídos. A remoção expressiva observada nas primeiras horas de experimento para alguns parâmetros indica uma resposta rápida desses processos.

No contexto da conservação e proteção do meio ambiente, o uso de wetlands construídos com macrófitas nativas, como a *Heliconia psittacorum*, pode ser uma estratégia valiosa. Além de contribuir para a melhoria da qualidade da água, esses sistemas permitem a preservação da biodiversidade local ao utilizar espécies adaptadas aos diferentes biomas brasileiros.

Em suma, os resultados observados no experimento demonstram o potencial dos wetlands construídos como uma opção viável para o tratamento de efluentes, ressaltando a importância da seleção adequada das macrófitas e do monitoramento contínuo para garantir a eficiência e a sustentabilidade desse sistema.

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 N° 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (IBGE), 2019. Censo Brasileiro de 2019. Rio de Janeiro: IBGE.

Agência Nacional De Águas (ANA), 2018. Plano de recursos hídricos da região hidrográfica do Paraguai - PRH Paraguai. Brasília.

Salatti, E., 2003. Utilização de sistema de Wetland construídas para o tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, v. 65, n. 1/2, p. 113-116.

Brasil, M. S.; Matos, A. T., 2008. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial, *Eng. Sanit. Ambient.* v. 13, n. 3, 2008.

Von Sperling, M.; Sezerino, P.H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>.

Krause, S., 2019. Caracterização morfológica e molecular de *Heliconia densiflora* e *Heliconia psittacorum* (Heliconiaceae). Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Mato Grosso, Tangará da Serra.

Castro, C.E.F.; Gonçalves, C.; Moreira, S.R.; Faria, O.A., 2011. Helicônias brasileiras: características, ocorrência e usos. *Ornamental Horticulture*, v. 17, n. 1, p. 5-24.

Silva, S. C., 2007. “Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 205 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF.

Zanella, L., 2008. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 189p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ENTENDENDO O PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS – SUBSÍDIOS PARA UM MANUAL PRÁTICO DE INCENTIVO À PRESERVAÇÃO E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL - SP

¹Monike Bueno da Silva, ²Leonardo Loyolla Coelho

¹Universidade Federal de São Carlos, e-mail: monike_bs@hotmail.com; ²Universidade Federal de São Carlos,
e-mail: lloyolla@alumni.usp.br;

Palavras-chave: Conservação ambiental; recursos hídricos, PSA

Resumo

O trabalho realizado foi embasado no Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), que consiste em uma ferramenta aplicada como um dos instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos, por meio do incentivo para preservação e conservação dos recursos naturais. Nesse sentido, O PSA visa “reconhecer as iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, por meio de retribuição monetária, prestação de serviços ou ainda outra forma de recompensa” (BRASIL, 2021). O objetivo do desenvolvimento deste trabalho é auxiliar e incentivar a adesão dos proprietários rurais para a proteção ambiental, por meio de uma alternativa que maximize os processos de conservação e restauração de áreas degradadas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Nesse local, identificado como Área Prioritárias para Restauração e Conservação, enquadrado na classe alta e média de prioridade para restauração e conservação, foram identificados problemas diversos. Assim sendo, fica evidente a necessidade da aplicação efetiva de ações embasadas nas políticas públicas ambientais conciliadas com o uso de ferramentas de incentivo para minimizar as áreas degradadas. Deste modo elaborou-se no trabalho desenvolvido um caminho, que em forma de manual de procedimentos, busca demonstrar para os interessados o direcionamento para a solicitação do PSA de maneira facilitada ao entendimento do público, desmistificando suas desconfiças em relação a esse mecanismo. Espera-se também que este estudo não seja limitado somente à área de recursos hídricos, mas possa ser aplicado em outras modalidades de serviços ecossistêmicos, ocasionando assim, maioria da proteção do meio ambiente ecologicamente equilibrado à sociedade atual e para as gerações futuras.

Introdução

A busca pela aplicação de instrumentos legais de incentivo às boas práticas de conservação dos ecossistemas como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) pode ser considerada recente no país, pois este mecanismo só foi instituído pela Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais - Lei Federal nº 14.119 - em 13 de janeiro de 2021. Apesar da viabilização recente do PSA, ressalta-se que no panorama nacional brasileiro já havia instrumentos de políticas públicas de proteção e preservação ambiental desde a década de 1930, como por exemplo os Código de Águas e Florestal, ambos instituídos em 1934, que, no entanto, possuíam lógica punitiva que difere daquela aplicada no mecanismo aqui abordado.

O PSA é uma ferramenta de incentivo para preservação e conservação dos recursos naturais provenientes do meio ambiente, nos quais estão incluídos os recursos hídricos. O PSA pode ser entendido como uma ferramenta capaz de resolver conflitos entre ambientalistas e produtores rurais, pois em sua diretriz o produtor rural, ao conservar, beneficia o meio ambiente e a sociedade, e é recompensado financeiramente de modo justo pelos serviços empregados nas unidades de conservação nas quais se aplique.

Nesse sentido, um de seus objetivos, descritos no Art. 4º em seu item VII, é “reconhecer as iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, por meio de retribuição monetária ou não, prestação de serviços ou outra forma de recompensa”(BRASIL, 2021).

Estudos realizados por Oliveira & Nogueira (2021) apontaram que esse amparo legal tem sido o principal caminho para solucionar as problemáticas relacionadas ao custeio de serviços ambientais no país. Os mesmos autores apontam como dificuldades na implantação do PSA os desafios nos âmbitos técnico, financeiro, institucional e legal na gestão de recursos hídricos e na restauração florestal. Os autores citam também o desconhecimento dos proprietários rurais sobre o assunto e a desconfiança da efetividade do projeto em relação aos pagamentos, que ocasionam medo de “perder” terras agrícolas consideradas por alguns produtores como sendo passíveis de atividades mais rentáveis. Estas problemáticas também foram apontadas no Guia para a Formulação de Políticas Públicas Estaduais e Municipais de Pagamento por Serviços Ambientais (MMA, 2017).

Diante das menções anteriores, o objetivo do desenvolvimento deste trabalho foi a criação de subsídios para um manual de procedimentos para solicitação de PSA, embasado e amparado por ferramentas legais e artigos científicos, que promovam com facilidade e clareza o percurso e efetivação de sua solicitação. Busca-se trazer uma maneira descomplicada para o entendimento do público, desmistificando suas desconfiças em relação aos Pagamentos por Serviços Ambientais e com isso incentivar maior adesão dos proprietários de propriedades rurais em promoverem a proteção ambiental como uma alternativa para maximizar os processos de conservação e restauração de áreas degradadas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

Material e Métodos

O manual aqui proposto almeja produzir subsídios, que consistem em um instrumento capaz de explicar o como se faz, ou seja, ensinar a fazer o percurso, objetivando reunir informações e oferecê-las ordenadamente, para que este seja uma ferramenta que facilite o processo normatizado e sistematizado pelos amparos legais.

Dentre os vários tipos de manuais (de instruções, administrativos, de boas-vindas, organizacionais, de políticas e diretrizes, técnico, de procedimento, cargos e funções, qualidade, de especialistas, de procedimentos e o de técnicos), optou-se pela criação de um de procedimentos, tendo em vista a facilidade de entendimento que este tipo de trabalho fundamenta, criando assim padronização e facilidade de entendimento das etapas, como forma de regras, que devem ser contempladas (ou seguidas) no processo de solicitação do PSA. Resumidamente, busca-se aqui disponibilizar princípios para um guia de instruções, que auxilie no entendimento burocrático em torno do direito de proprietários rurais de forma que possam ser remunerados pelos serviços ecossistêmicos que fornecem.

O recorte deste estudo foi delimitado nas margens do rio Paraíba do Sul, onde incide uma ocupação humana marcante, participante de todos os ciclos do desenvolvimento econômico nacional, desde o ciclo do café até os dias atuais. As ações antrópicas na área são de uso diversificado, ocorrendo no setor industrial, na construção civil e na agricultura irrigada, ressaltando ainda os atuais problemas ocasionados pelo esgoto vertido por vários municípios ao longo dos 1.120 km de extensão do rio (COPPETEC, 2006).

Também decorrente das ações humanas, ocorreu a modificação geomorfológica de seu leito, em função das demandas por navegabilidade e a mineração de extração de areia de sua planície aluvial e de seu leito.

Com relação à viabilização da navegação em alguns trechos do rio, foram realizadas retificações entre as cidades de Jacareí e Cachoeira Paulista, no Estado de São Paulo. Estudos realizados por Silva et al. (2004), apontam que tais ações favoreceram a sua degradação ambiental, com a diminuição de peixes e descaracterização da mata ciliar, a qual tem ocasionado desbarrancamentos e assoreamentos. A mineração de areia vem ocorrendo aproximadamente há 50 anos (São Paulo, 2008). Mesmo com as medidas de zoneamento foi possível observar ainda hoje diversos empreendimentos em locais não permitidos. Assim sendo, se pode mencionar que a dinâmica da engenharia de navegação e a extração de areia têm contribuído substancialmente para a modificação do leito do Rio Paraíba do Sul.

No mês de junho de 1996, o Governo Federal celebrou convênios com os Estados do Rio de Janeiro e São Paulo, para a elaboração de programas de investimentos de recuperação ambiental, da bacia do Rio Paraíba do Sul, no âmbito do Programa Qualidade da Água (PQA). Os estudos resultantes desses convênios foram iniciados em janeiro de 1997 e concluídos no mês de março de 1999. Os investimentos previstos nesses projetos foram planejados para serem implementados no período de 20 anos, sendo estimado em R\$ 3,0 bilhões (AGEVAP, 2006).

A área de drenagem da bacia do Rio Paraíba do Sul possui aproximadamente 55.500 km², englobando os estados de São Paulo (13.900 km²), Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²).

O foco do estudo foi no município de São José dos Campos, pois o objetivo do trabalho elaborado abordou as áreas de prioridade média e alta de restauração e conservação, demonstradas na Figura 1, as quais requerem maior atenção em função do nível de degradação que sofreram no decorrer dos anos.

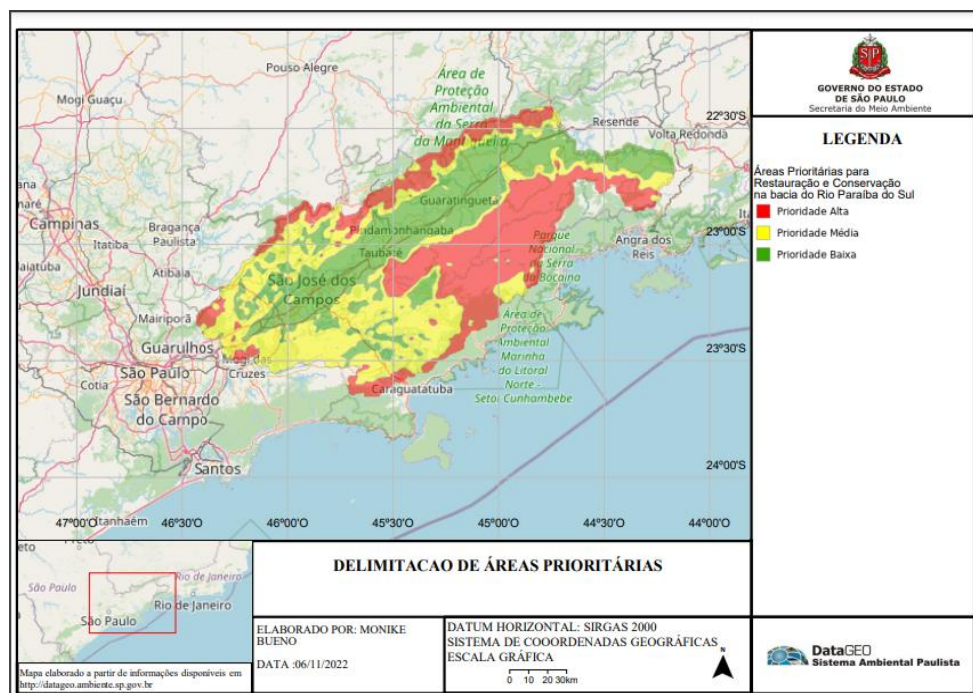


Figura 1. Demonstração das áreas prioritárias da Bacia do Rio Paraíba do Sul para restauração e conservação do bioma nativo.

Essa escolha também se deu em função da existência do Programa São José Mais Água, que ocorre de modo conciliado ao Programa Produtor de Água criado pela Agência Nacional de Águas (ANA) e dispõe do PSA como forma de valorizar o trabalho dos produtores rurais envolvidos e garantir assim a manutenção das práticas conservacionistas em propriedades rurais e áreas de reflorestamento.

Resultados e Discussão

Estudos realizados por Veiga & Gavaldão (2011) apresentaram várias experiências de Pagamentos por Serviços Ambientais de âmbito internacional, e ressaltam que as principais iniciativas se originaram em prefeituras, muitas a partir de empresas municipais de abastecimento de água, empresas privadas e organizações não governamentais.

Com base nas experiências internacionais, destacam-se casos na França, Estados Unidos e Costa Rica.

Assim sendo, descreve-se adiante, brevemente, alguns casos de sucesso destacados nos estudos realizados sobre os programas difundidos nos três países mencionados anteriormente.

O nordeste da França, é conhecido por intensa agricultura e pecuária, no entanto, faz parte da sub-bacia do Reno-Meuse. Considerando estas características uma das maiores empresas de água mineral do mundo a Perrier-Vittel, criou um programa para os produtores rurais da região, objetivando melhores práticas de manejo na atividade rural para que desta maneira houvesse a redução dos níveis de contaminação por nitrato e pesticidas, bem como o restauro dos processos naturais de purificação de água da sub-bacia Reno-Meuse. A empresa assinou contratos de 18 a 30 anos com os produtores rurais de 40 propriedades rurais, investindo aproximadamente cento e cinquenta e cinco mil dólares (US\$ 155.000,00) por propriedade, e ainda forneceu equipamentos e assistência técnica aos proprietários.

Nos Estados Unidos, a cidade de New York passou por processo de reversão da tendência de degradação e manutenção da qualidade de água dos seus mananciais, sendo um caso emblemático do desenvolvimento de serviços ambientais aplicado ao abastecimento de água em grandes cidades do mundo. O programa desenvolvido pelos norte-americanos foi nomeado de WholeFarm, no qual 93% dos proprietários rurais participaram para tratar as águas de abastecimento originárias das bacias hidrográficas de Catskill e Delaware. Inicialmente os produtores rurais acreditavam que iriam gastar dinheiro, mas com o programa passaram a gerar renda em suas propriedades por meio do gerenciamento de seus recursos naturais, permitindo assim que permanecessem em suas propriedades ao invés de venderem suas terras para o processo de urbanização. Este sucesso foi possível por meio do investimento de 1,5 bilhão de dólares na bacia de Catskill, realizado pela prefeitura durante o período de 20 anos. Desta maneira houve a economia de 10 bilhões de dólares no tratamento convencional de águas (TEIXEIRA, 2011 *apud* Oliveira & Nogueira, 2021).

O último exemplo de caso de sucesso de aplicação de PSA no mundo é do país Costa Rica, o qual se destaca por implementar o primeiro sistema de Pagamentos por Serviços Ambientais em nível Federal no mundo, objetivando compensar os produtores rurais pelos Serviços Ambientais por eles oferecidos e permitindo que os mesmos tivessem incentivo direto para realizar a venda desses serviços. O Programa de PSA da Costa Rica é mencionado como um caso de sucesso devido ao grau de adesão dos produtores rurais, com propriedades de pequeno e médio porte, fazendo com que cerca de 200 mil hectares fossem inseridos no programa, tendo em vista que o subsídio oferecido nos pagamentos ultrapassava a renda do uso atual, os quais chegaram a 400 dólares por hectare durante 5 anos.

Com relação ao território brasileiro, há seis programas ativos, dos quais três se originaram do Programa Produtor de Água: Produtores de Águas, Conservador de Águas e Produtor de Água do Rio Camboriú. Além desses, há ainda iniciativas privadas como o Projeto OASIS, criado pela ONG Fundação Grupo O Boticário de Proteção à Natureza (OLIVEIRA & NOGUEIRA, 2021).

O Programa Produtor de Água oferece apoio técnico e financeiro, para incentivar os produtores rurais a investirem nos cuidados com as águas por meio de práticas conservacionistas, que objetivam a melhora da qualidade e quantidade de água na região (ANA, 2008).

Além dos projetos e programas mencionados anteriormente, há ainda muitos outros de iniciativas municipais e privadas que, no entanto, enfrentam desafios de cunho técnico e financeiro, institucional e legal para que se consolidem no Brasil.

Estudos realizados por Silva (2011) sobre viabilidade econômica do pagamento por serviços ambientais, no estado do Amapá, utilizando análise de risco, demonstraram que o PSA deve superar os rendimentos advindos das práticas produtivas (cultivo e extração de açaí para produção de frutos em área de várzea; o plantio de mandioca para produção de farinha em área de terra firme e a cria extensiva de búfalos de corte em área de campos inundáveis) e o custo de oportunidade do uso da terra tradicional, provendo renda principalmente às pequenas propriedades familiares. Permite-se, assim, a manutenção de áreas de floresta, evitando sua exploração econômica de forma não sustentável. Para o cálculo da compensação foram consideradas as áreas de floresta nativa utilizadas pela agricultura familiar no Estado do Amapá que não estão destinadas a RL ou APP. As referidas áreas totalizam 34.431,93 hectares e correspondem a 26,33% do total de terras utilizadas pela agricultura familiar no Estado. Vale ressaltar que o trabalho considerou para compensação o preço da tonelada de carbono considerando neste âmbito negociações em mercado de créditos de carbono ou Certificados de Emissão Reduzida (CER). O valor médio comercializado da CER ficou em US\$ 6¹², ou seja, aproximadamente 2 bilhões de dólares em um período de 12 anos, isto é, 167 milhões de dólares por ano, ou ainda, cerca de 4 mil dólares por hectare em 1 ano.

Apesar da existência dessas iniciativas em âmbito nacional, apenas em 13 de janeiro de 2021 foi aprovada a Lei nº 14.119, referente a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Encontramos nela a definição de conceitos,

objetivos, diretrizes, ações e critérios de implantação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), além de criar o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA) e propõe também os contratos de pagamento por serviços ambientais.

Na tentativa de facilitar o entendimento do funcionamento do PSA, elaborou-se a ilustração disponibilizada na Figura 2, referente à demonstração visual do funcionamento e objetivos do PSA tendo como alvo os serviços ecossistêmicos.

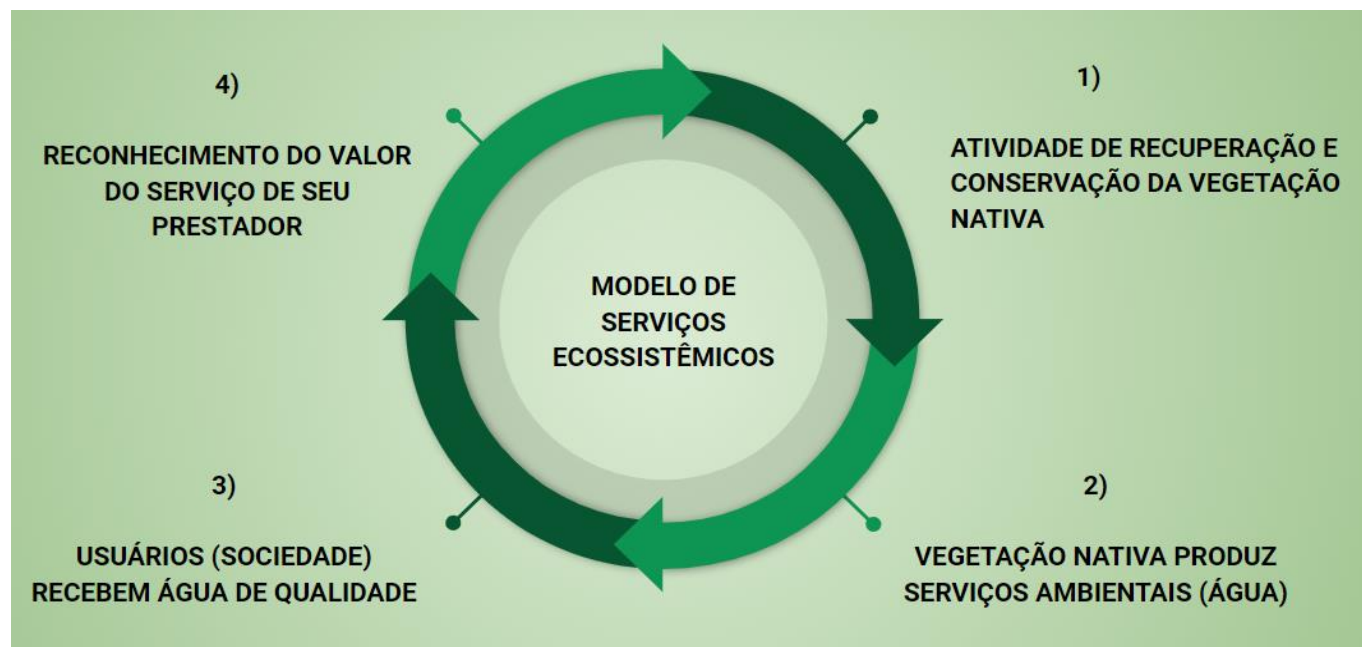


Figura 2. Ciclo de funcionamento do PSA.

A imagem demonstra um sistema cíclico, o qual se inicia pela aplicação da atividade de recuperação da vegetação nativa. Posteriormente ressalta-se a produção de serviço ecossistêmico, tendo no caso apresentado a água como foco. No terceiro momento faz-se a menção sobre a melhoria da qualidade de água disponibilizada para os usuários na sociedade. Por fim, tem-se o reconhecimento por meio de valoração do serviço ambiental pelo prestador e participante do Programa Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais.

Tendo em vista o ponto de partida sobre alguns passos de solicitação do PSA, houve a ideia de elaborar subsídios para a elaboração de um manual de procedimentos que proporcionasse linguagem clara, facilitada e com a sistematização das etapas a serem percorridas para chegar ao pagamento dos serviços ambientais de fato.

Diante dos pontos expostos anteriormente, e por meio do Sistema Ambiental Paulista (DATAGEO), mesmo passados os 20 anos após a celebração do programa de investimentos, ainda é possível identificar problemas nas Áreas Prioritárias para Restauração e Conservação na bacia do Rio Paraíba do Sul, objeto deste estudo.

Com base nas considerações anteriores, se observa que ainda há áreas na bacia do rio Paraíba do Sul que possuem alta e média prioridade para restauração e conservação da vegetação nativa. Assim sendo, fica evidente a necessidade de agir utilizando as políticas públicas ambientais conciliadas a ferramentas de incentivo monetário para minimizar as áreas degradadas.

Deste modo, entende-se que o PSA é uma alternativa capaz de maximizar os processos de conservação e restauração de áreas degradadas na bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul Paulista, pois ainda há incidência de áreas prioritárias para restauro e conservação do bioma nativo.

Neste trecho do trabalho é abordada a parte prática do manual elaborado, onde são indicados os procedimentos e etapas necessárias que devem ser seguidas para que uma propriedade rural pertencente a microrregião de São José dos Campos faça parte do PNPSA com foco na proteção dos recursos hídricos.

As etapas descritas neste capítulo são para nortear o caminho a ser percorrido até efetivação do Pagamento por Serviço Ambiental. No entanto, não se limitam somente à bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, podendo ainda ser uma referência aos demais casos de áreas degradadas de outras bacias hidrográficas, nas quais haja proprietários rurais interessados em promover serviços ecossistêmicos a serem disponibilizados para os diversos agentes sociais da região.

Adiante seguem apresentadas na Figura 3 as etapas básicas para que haja solicitação de Pagamento por Serviços Ambientais.

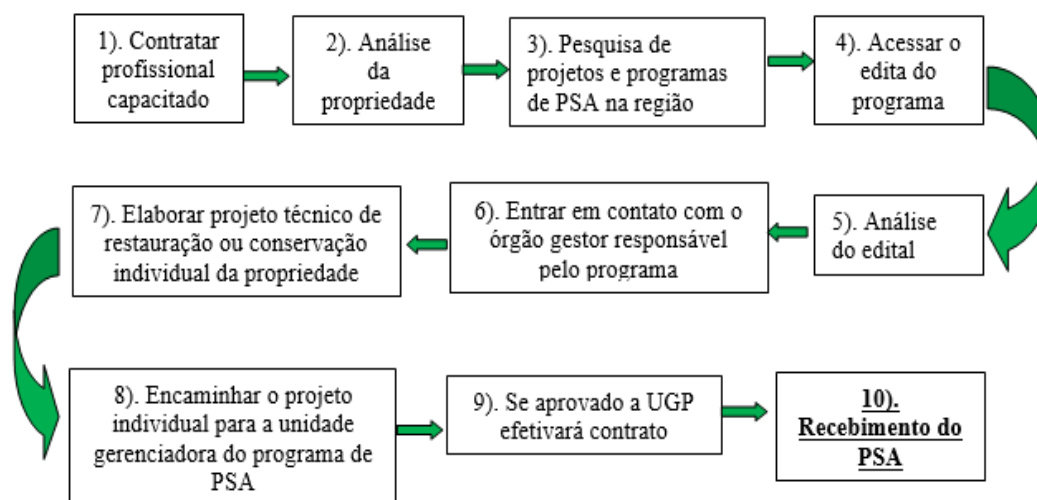


Figura 3. Fluxograma das etapas para o recebimento de PSA.

Após observar o fluxograma apresentado na Figura 3, as etapas para efetivação do PSA, são descritas brevemente adiante:

Etapa 1: Os proprietários de áreas sob restauro, preservação, conservação ou recuperação, interessados em receber o PSA deverão contratar profissional do meio ambiente, devidamente habilitado, para realizar análises, assessorias e consultorias sobre a situação da propriedade, e mediante sua avaliação indicar a possibilidade de participar ou não de programas que implementam e efetivam o PSA. Torna-se necessário esclarecer ainda que, nas etapas seguintes, descritas de 2 até 9, todo o percurso deverá ter assistência do profissional contratado pelo proprietário.

Etapa 2: O profissional do meio ambiente irá analisar qual a situação da unidade a ser conservada ou restaurada ou ainda sob preservação;

Etapa 3: Identificação de quais projetos estão implantados na bacia hidrográfica da propriedade. No caso do Vale do Paraíba, há o Programa Produtores de Água criado pela Agência Nacional de Águas-ANA. Seu subprograma para a região de São José dos Campos é o Programa Mais Água.

Etapa 4: Acessar o edital de chamamento;

Etapa 5: Analisar e seguir os critérios do edital;

Etapa 6: Entrar em contato por e-mail para solicitar informações e sanar dúvidas sobre o edital;

Etapa 7: Elaborar linha de base e projeto técnico de restauração ou conservação individual da propriedade;

Etapa 8: Encaminhar a proposta para a Unidade Gerenciadora de Projetos (UGP) para análise da mesma.

Etapa 9: No caso de a proposta ser selecionada, a UGP entrará em contato para efetivação do contrato de PSA.

Etapa 10: Recebimento do PSA dentro dos prazos estabelecidos mediante contrato.

É importante ressaltar que o Pagamento por Serviços Ambientais deve ser realizado voluntariamente por iniciativas da sociedade civil (povos indígenas, comunidades tradicionais, agricultores familiares e empreendedores familiares rurais) individuais ou coletivas, pois o órgão gestor dará preferência na execução do PFPSA à realização de parcerias com cooperativas, associações civis e outras formas associativas.

Considerações Finais

Os estudos realizados durante a elaboração do trabalho apontam que a estrutura do PSA converge para as atuais políticas de desenvolvimento sustentável e que a compensação financeira (estímulo) para os produtores rurais adotarem, voluntariamente, ações conservacionistas também é realidade mundial. No entanto, esse resultado é consequência de programas e políticas públicas ambientais que possuem mais de 30 anos de desenvolvimento.

Das problemáticas analisadas, observa-se que a falta de disponibilização de informações facilitadas em conjunto com as burocracias envolvidas tornam difícil o entendimento e aceitação de que o PSA é possível e viável em comparação aos custos de oportunidade convencionais nas diversas atividades que compõe o agronegócio.

O material elaborado busca demonstrar com uma abordagem simples o que é o PSA e sua importância na recuperação e preservação de áreas prioritárias na bacia hidrográfica do Paraíba do Sul Paulista, proporcionando estímulo à adesão aos programas de PSA em função da viabilidade econômica ocasionada pela maximização dos serviços ecossistêmicos oferecidos por proprietários de áreas rurais.

Assim sendo, buscou-se por meio deste trabalho oferecer subsídios para que possam ser elaborados manuais de procedimentos orientando o percurso e consecutivamente a efetivação de pagamentos por serviços ambientais na preservação de recursos hídricos de diversas bacias hidrográficas.

Com base no material elaborado, busca-se demonstrar que é totalmente possível orientar, prestar assessoria e consultoria, durante todo percurso de efetivação do PSA, bem como elaborar o projeto de recuperação de área degradada ao produtor rural interessado nesta compensação financeira.

Espera-se que este estudo não seja limitado somente aos de recursos hídricos, mas possa ser aplicado em outras modalidades de serviços ecossistêmicos, ocasionando assim, majora da proteção do meio ambiente ecologicamente equilibrado à sociedade atual e gerações futuras.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Universidade Federal de São Carlos pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

AGEVAP -Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul - Resumo Diagnóstico dos Recursos Hídricos Relatório Final Relatório Contratual R7 Elaboração: Fundação COPPETEC Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente PSR-010-R0 Novembro – 2006. Disponível em: <https://www.ceivap.org.br/downloads/PSR-010-R0.pdf>. Acesso em 20 set 2022.

ANA- Agência Nacional de Águas. Programa produtor de água. 2008. Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/Folder%20-%20Programa%20Produtor%20de%20%C3%81gua.pdf>. Acesso em 15 nov 2022.

BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2021/lei-14119-13-janeiro-2021-790989-norma-pl.html>. Acesso em: 10 ago 2022.

COPPETEC. Plano dos recursos hídricos da bacia do rio Paraíba do Sul – Resumo. Resende-RJ: Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP), 2006. 140 p. Disponível em: <http://ipabhi.org/serhidro/anais/anais2009/doc/pdfs/p69.pdf>. Acesso em 11 nov 2022.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Guia para a Formulação de Políticas Públicas Estaduais e Municipais de Pagamentos por Serviços Ambientais. 2017. Disponível em: <https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/guia-politicas-publicas-PSA.pdf>. Acesso em 04 nov 2022.

OLIVEIRA, M. M. de; NOGUEIRA, C. de M. Pagamentos por Serviços Ambientais: Uma Abordagem Conceitual, Regulatória e os Limites de sua Expansão no Brasil. Extensão Rural, Santa Maria, v. 28. N. 3. E13, p. 1-28, jul/set 2021. DOI 10.5902/2318179654579. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/extensaorural/article/view/54579/47187>. Acesso em: 30 out 2022.

SILVA, H. P.; ROCHA, N. M.; IKEDA.; CASTRILLON, S. K. O impacto da proposta de implementação da Hidrovia Paraguai-Paraná, na visão de diversos setores da sociedade em Cáceres, MT. Corumbá - MT. Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), 2004.

SILVA, W. C. Viabilidade econômica do Pagamento por Serviços Ambientais no Estado do Amapá utilizando análise de risco. Macapá-AP. Universidade Federal do Amapá (UNIFAP), 2011. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www2.unifap.br/ppgdapp/files/2013/04/Wander-Disserta%C3%A7%C3%A3o-Vers%C3%A3o-Definitiva.pdf>. Acesso em 03 nov 2022.

SMA-Secretaria do Meio Ambiente São Paulo (Estado). Avaliação da recuperação ambiental da mineração de areia para aperfeiçoar os instrumentos de gestão: várzea do Paraíba do Sul - trecho Jacareí-Pindamonhangaba. São Paulo: SMA, 2008. 84 p. Disponível em: <https://biblioteca.univap.br/dados/000003/00000318.pdf>. Acesso em 12 nov 2022.

VEIGA, F.; GAVALDÃO, M. Iniciativas de PSA de conservação de recursos hídricos na Mata Atlântica. In: Veiga, F.; Gavalvão, M. Pagamentos Por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília. MMA, 2011. Disponível em: https://ciliosdoribeira.org.br/sites/ciliosdoribeira.org.br/files/arquivos/pagamentos_por_servicos_ambientais_na_mata_atlantica_2edicao_revisada.pdf. Acesso em: 10 nov 2022.

ESTIMATIVA DE INDICADORES DE BALNEABILIDADE PARA AS PRAIAS DE INGLESES E SANTINHO NO NORTE DA ILHA DE SANTA CATARINA

¹Bento Almeida Gonzaga, ²Dinalva Aires de Sales, ³Jean Marcel de Almeida Espinoza

¹Universidade Federal do Rio Grande (FURG), e-mail: profbentoag@gmail.com; ²Universidade Federal do Rio Grande (FURG), e-mail: dinalvaires@gmail.com; ³Instituto Federal de Santa Catarina (IFSC) - Câmpus Caçador, e-mail: espinoza.almeida@gmail.com

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, Total de sólidos suspensos (TSS), Balneabilidade.

Resumo

A gestão dos recursos hídricos, no que tange a conservação da qualidade da água e os históricos de balneabilidade das praias, é um tema que desafia os pesquisadores e gestores à décadas, uma vez que para gerenciar o uso e a qualidade dos ambientes praias é necessário, além de correlacionar a situação atual dos sistemas de saneamento municipais com as atividades econômicas e sociais desenvolvidas nesses balneários. Também, é essencial, mensurar e monitorar a balneabilidade desses ambientes para que atividades, tais como o turismo, possam transcorrer e trazer desenvolvimento sustentável às regiões costeiras. O desafio inicial, quando observamos a questão da balneabilidade dos ambientes costeiros, é o de monitorar e analisar as variáveis ligadas à qualidade da água de forma dinâmica, espacializada e a baixo custo. Para isso, a definição e o entendimento de quais são indicadores que podem ser utilizados para estimar a balneabilidade desses ambientes é fundamental. Nesse sentido, a resolução do CONAMA N° 357, estabelece alguns indicadores que podem ser utilizados para essa avaliação e, dentre eles, temos: turbidez, substâncias sedimentáveis, clorofila, e os coliformes termotolerantes. Neste artigo, exploramos como indicadores de balneabilidade o total de sólidos em suspensão (TSS), que qualifica a presença de sedimentos sólidos em suspensão na água e se associa a turbidez desse corpo hídrico, e a concentração de clorofila (Chl), como um indicador da proliferação de algas e da presença de matéria orgânica no corpo d'água em questão. Para estimar esses indicadores, se utilizam técnicas de sensoriamento remoto e dados coletados pelos sensores satelitais MSI-Sentinel-2 A e B. Para processar e analisar espacialmente esses indicadores, estimados para as praias de Ingleses e Santinho, localizadas no norte da ilha de Santa Catarina, Florianópolis, SC, foram procedas cenas para as estações climáticas de verão, outono, inverno e primavera para os anos de 2018 à 2020. Todos os processamentos foram feitos com o auxílio do software QGIS e seus complementos. Como resultados, encontramos picos de TSS associados aos meses de menor precipitação (estação de outono) e picos de Chl associados aos meses de maior precipitação e ocupação populacional local (primavera e verão). O trabalho expõe o potencial do uso desses dados como forma de monitoramento sistemático e espaço-temporal dos indicadores de balneabilidade em praias e sistemas costeiros, permitindo estimar as variações de balneabilidade e turbidez desses ambientes a baixo custo. A aplicação desta metodologia, é uma alternativa aos gestores públicos para monitorar e controlar as concentrações desses indicadores de forma mais eficiente e, se combinada, com o processo atual de acompanhamento dessas variáveis, pode-se desenvolver um sistema calibrador para cada balneário a depender das especificidades de cada praia.

Introdução

A gestão dos recursos hídricos é de suma importância para os gestores públicos, principalmente nas áreas litorâneas, as quais vêm sendo cada vez mais suscetíveis a ações antrópicas, tais como supressão vegetal, acúmulo de resíduos sólidos e efluentes residenciais, sendo que a maioria delas não recebe tratamento adequado para o descarte (BAUCKE; ZAMBÃO; SERBENT, 2016).

Além desses quesitos relacionados com ações antrópicas, as alterações paisagísticas, como destaca Oliveira (2016), mostram que a apreciação e valoração da paisagem é fruto da interação entre valores, atributos culturais, naturais e antrópicos. Nesse sentido, os autores reforçam que os turistas de praia estão interessados na área de banho, ou seja, buscam por praias com elevada beleza cênica e alta balneabilidade.

Florianópolis é um importante polo turístico e, muito desse interesse, vem de suas praias, dentre elas, podemos citar a praia de Ingleses e Santinho, muito procurada por turistas regionais e internacionais. É comum encontrarmos turistas gaúchos, paulistas e paranaenses, bem como, argentinos, uruguaios e paraguaios.

Junto com esse inflacionamento populacional observado durante a temporada, nos bairros de Ingleses e Santinho, notamos uma realidade deficiente no que tange os sistemas hidrossanitários (esgoto e drenagem). No entanto, segundo a Constituição brasileira, é um direito de todos o meio ambiente ecologicamente equilibrado, incumbindo ao poder público preservá-lo (BRASIL, 1988). Uma maneira de preservar e garantir a todos o direito de acesso a um ambiente ecologicamente equilibrado é monitorar sistematicamente indicadores que agreguem informações a respeito da balneabilidade nas praias citadas.

O monitoramento atual feito pelo Instituto de Meio Ambiente (IMA) é realizado a partir de coletas pontuais nas praias. Na praia dos Ingleses são sete pontos de monitoramento (Coleta): (1) Frente à rua recanto do sol; (2) frente ao posto salva vidas; (3) frente à rua da igreja; (4) frente à rua do siri; (5) frente à rua dante de pata; (6) Frente a Rua Morro das

Feiticeiras - no canto esquerdo e (7) Frente tubulação - a esquerda do ponto . Enquanto na praia do Santinho possui apenas 1 ponto de monitoramento localizado a 200 metros à esquerda do costão sul.

Esse monitoramento não reflete a balneabilidade total das praias, uma vez que as amostragens são pontuais, ou seja, o indicador é daquele ponto de coleta e não, necessariamente, reflete os indicadores subjacentes. Nesse contexto, a aplicação de técnica de sensoriamento remoto aos dados Sentinel, demonstra-se uma boa opção para o monitoramento contínuo e espacializado das praias em questão, pois com a análise das imagens é possível descrever as condições de balneabilidade das praias como um todo, tendo uma visão espacial e distribuída dos indicadores investigados.

Material e Métodos

Para a determinação dos dois indicadores de qualidade da água adotados, (1) TSS e (2) Concentração de Clorofila, foram processados um conjunto de 12 imagens, adquiridas pelo sensor MultiSpectral Instrument (MSI) a bordo dos satélites Sentinel-2A e Sentinel-2B, disponibilizadas pela Agência Espacial Europeia (ESA), conforme descritas na tabela 1. O sensor MSI da missão Sentinel-2 (S2) adquire 13 bandas espectrais, cobrindo as faixas do visível, infravermelho próximo e infravermelho médio do espectro eletromagnético, com resolução espacial de 10, 20 e 60 metros, respectivamente (ESA, 2015).

Tabela 1. Datas das cenas utilizadas para a análise proposta.

Meses (Estações)	2018	2019	2020
Janeiro (Verão)	Img 1	Img 5	Img 9
Abril (Outono)	Img 2	Img 6	Img 10
Agosto (Inverno)	Img 3	Img 7	Img 11
Outubro (Primavera)	Img 4	Img 8	Img 12

Para essas imagens listadas na Tabela 1, seguiu-se um fluxo de trabalho que consiste em 4 etapas principais: (a) Aquisição das imagens; (b) pré-processamento; (c) processamento; e, (d) análise dos dados. A etapa de aquisição foi feita junto ao repositório da ESA pelo sítio eletrônico (<https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>).

A etapa de pré-processamento consistiu na calibração radiométrica das bandas e na conversão da reflectância *TOA* para reflectância de superfície (*BOA*), utilizando os parâmetros dos metadados das cenas. Todo o pré-processamento foi feito através do *Semi-Automatic Classification Plugin* (SCP), ferramenta disponível como complemento do software QGIS, que é de código aberto e customizável conforme a instalação de complementos desejáveis. Na etapa de processamento, utilizou-se de outra ferramenta do QGIS, a Calculadora Raster, para realizar uma álgebra de bandas a fim de mensurar os dois indicadores propostos a partir das equações 1 (adaptada de Peixoto et al., 2018) e 2 (Adaptada de Pereira et al., 2019), exibidas em seqüência:

$$TSS_{S2} = \frac{\ln \frac{B5}{1,6865}}{0,1058} \quad (Eq. 1)$$

$$Chl_{S2} = 0,8 \cdot e^{\left(\frac{0,35 \cdot B3}{B4}\right)} \quad (Eq. 2)$$

Onde,

- TSS - Total de Sólidos em suspensão
- CHL - Concentração de Clorofila
- B5 - Arquivo em reflectância de superfície que corresponde a banda espectral do vermelho próximo, com resolução espacial de 20 metros.
- B3 e B4 - São arquivos em reflectância de superfície que correspondem as bandas do verde e vermelho, respectivamente, sendo que ambas possuem resolução espacial de 10 metros;

Ainda na etapa de processamento, após aplicarmos as equações para cada indicador, foi necessário criar uma máscara para filtrar e distinguir a massa d'água e as áreas emersas, para ficarmos com os valores de TSS e CHL, apenas para o corpo d'água de interesse. As imagens de Janeiro e Agosto de 2018 e Agosto e Outubro de 2019 precisaram de ajustes extras para minimizar o impacto das nuvens presentes nessas cenas sobre a análise realizada.

Para isso, criou-se, primeiro, uma máscara de nuvens através do índice de Neve ou Branco por Diferença Normalizada (NDSI), zerando o pixel na qual havia presença de nuvem. Após zerar o valor do pixel com a máscara de nuvens, foi necessário excluir esses pixels, interpolando o valor de seus pixels vizinhos mais próximos para estimar o valor coberto pela nuvem e, assim, definir um valor médio para a concentração dos indicadores nesse respectivo pixel.

Após o recorte dessas imagens para a área de estudo, as imagens foram categorizadas para o mesmo intervalo de valores, classificando-as em 5 classes: Baixa, Moderada Baixa, Moderada, Moderada Alta e Alta. A análise desses indicadores é feita na seção seguinte, de resultados e discussões.

Resultados e Discussão

A partir do processamento e ajuste das imagens descritos na seção anterior, foi possível descrever graficamente as estimativas dos indicadores de qualidade da água propostos para esta análise, sendo eles: (a) concentração total de sólidos em suspensão - TSS; e, (b) concentração de clorofila - Chl, como um indicador do total de efluentes e matéria orgânica dissolvida. Ao se discutir sobre balneabilidade dos ambientes praias, o primeiro indicador (TSS) está diretamente relacionado à percepção cênica/paisagística do turista, ou seja, irá prenunciar a qualidade de transparência da água e sua turbidez. Já o segundo indicador (Chl), está relacionado, direta ou indiretamente com condições de saúde, uma vez que a presença de efluentes e matéria orgânica, muitas vezes proveniente de esgotamento sanitário doméstico não-tratado, pode carrear contaminantes biológicos e ocasionar surtos de infecções por vírus e bactérias ou outras doenças transmitidas pelo contato com a água contaminada.

A presença de sedimentos em suspensão na água faz com essa massa d'água retorne boa parte do fluxo de radiação incidente para atmosfera. De forma oposta, a água com baixa concentração de sedimentos suspensos, absorve a maior parte do fluxo de radiação incidente, podendo-se utilizar este fato como ferramenta de contraste em imagens (JENSEN, 2011, p. 416). Essa diferença entre a absorção e reflexão do fluxo de radiação, representa, na imagem resultado menor ou maior valor no pixel, o que diferencia espacialmente, esse indicador.

A clorofila, especialmente a clorofila-a, é um composto químico de pigmentação presente nos vegetais e em organismos autótrofos, sendo frequentemente, utilizada como indicadora da concentração fitoplanctônica em ambientes aquáticos (NASCIMENTO et al., 2019). Portanto a concentração de clorofila, representa um indicador importante para mensurarmos a qualidade da água já que a determinação da concentração de clorofila é indicadora do estado fisiológico do fitoplâncton e na avaliação do grau de eutrofização de um ambiente aquático, podendo ser utilizada para avaliar a proliferação de algas, comum em águas com alta concentração de matéria orgânica, como aquelas com alta concentração de efluentes domésticos.

Como exemplo de imagens processadas temos as figuras 1 e 2, exibindo as estimativas de Total de Sólidos em Suspensão e índice de clorofila (Chl) para a estação de outono durante o período analisado, respectivamente. Em todas as imagens, nota-se um pico de concentração de clorofila para o extremo oeste da praia dos ingleses, justificado por conta de ser o ponto onde se localiza a desembocadura do rio Capivari e seus tributários e esses serem grandes carreadores de efluentes domésticos, muitas vezes, clandestinamente despejados nesses corpos hídricos. Já os picos de TSS se encontram no canto leste da praia dos Ingleses, justificado por ser uma área com grande atividade pesqueira, presença de dunas e forte incidência de ventos, o que carrega esses sedimentos. Além disso, o local é o ponto de menor circulação hídrica e menos sujeito às correntes oceânicas e a renovação de água pelas correntes e clima de ondas.

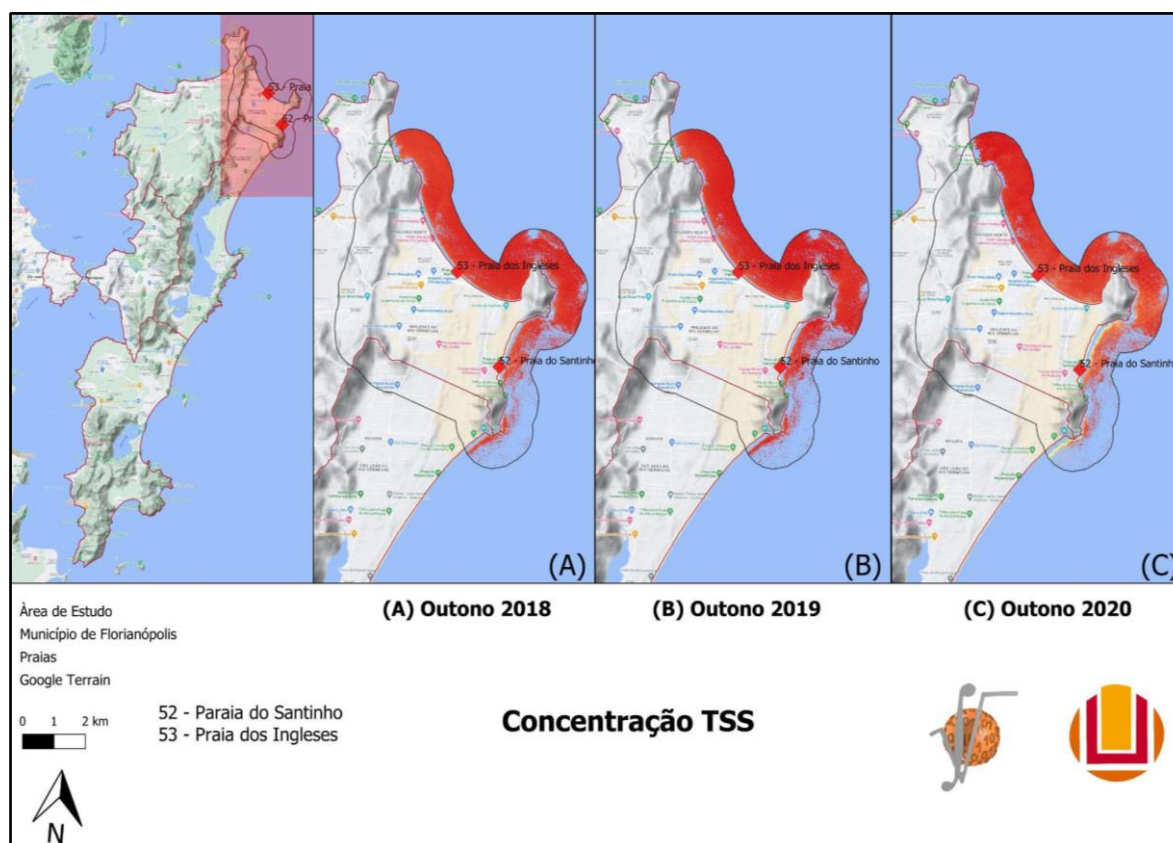


Figura 1: Exemplo do indicador TSS estimado.

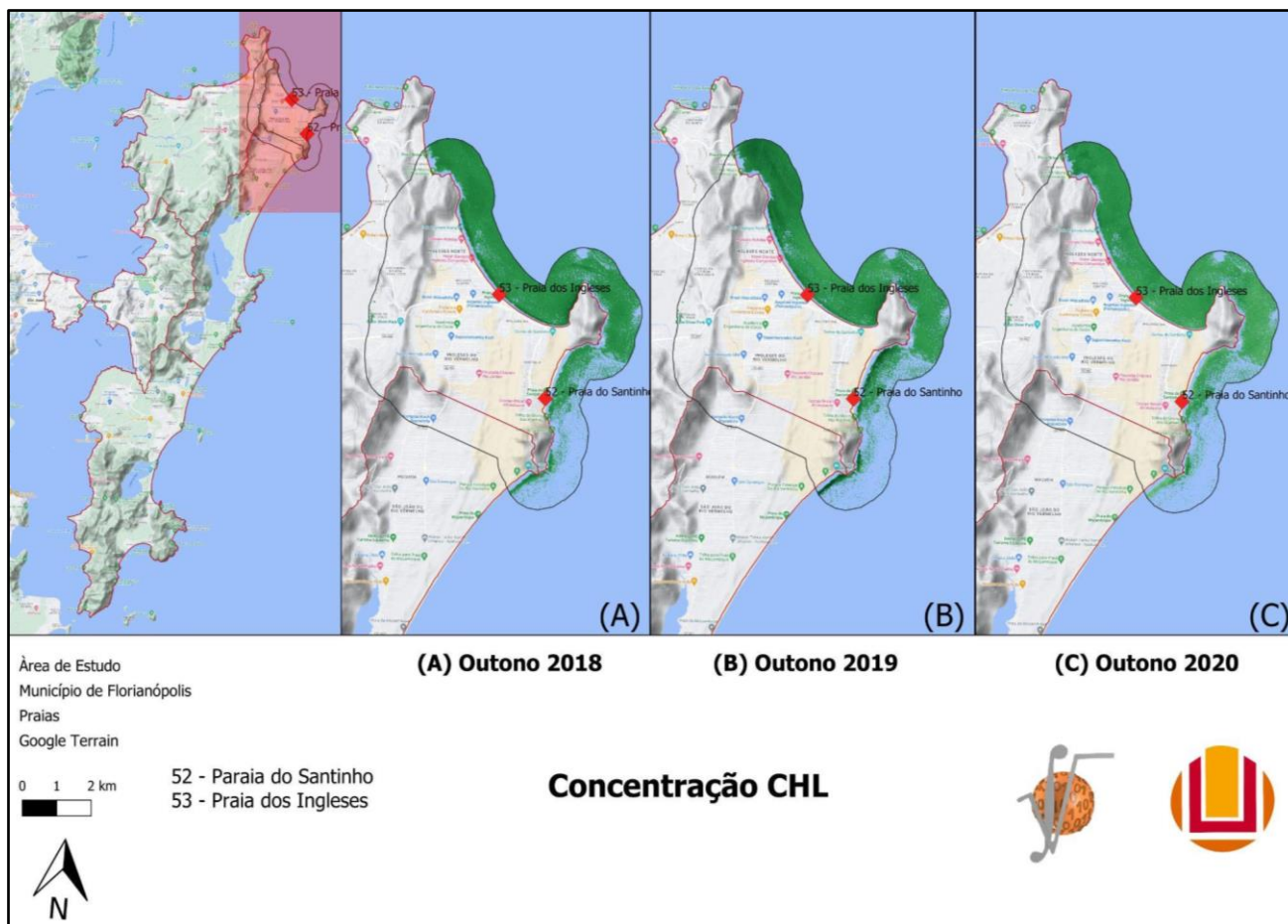


Figura 2: Exemplo do indicador Chl estimado.

A escolha desses indicadores, também está em consonância com a resolução CONAMA N° 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005, cujo alguns dos parâmetros para avaliar a qualidade da água salina, estão: turbidez, substâncias sedimentáveis, clorofila, coliformes termotolerantes, dentre outros. Assim, notamos na representação disposta na figura 3 a concentração de sólidos suspensos (TSS) e, na figura 4 a concentração de clorofila para o período analisado. Os valores de TSS acabam apontando os picos de concentração de sólidos em suspensão para aqueles meses onde se registrou menores índices pluviométricos (Fig 5), o que pode ter ocasionado menor renovação das águas costeiras e conseqüente concentração de sólidos em suspensão.

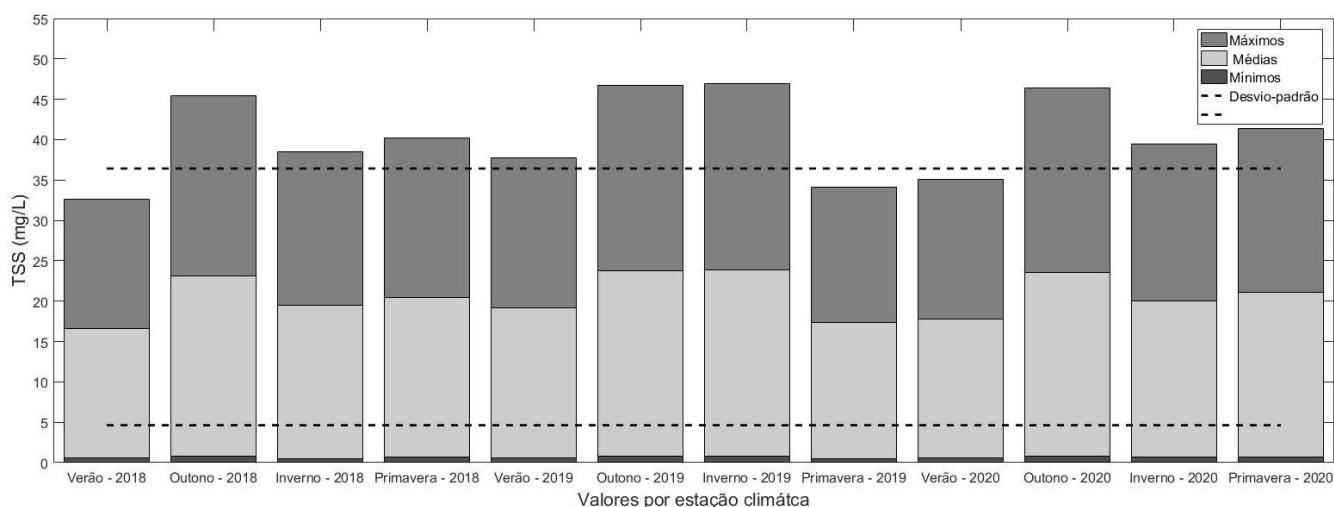


Figura 3: Distribuição da Concentração de TSS para o período analisado.

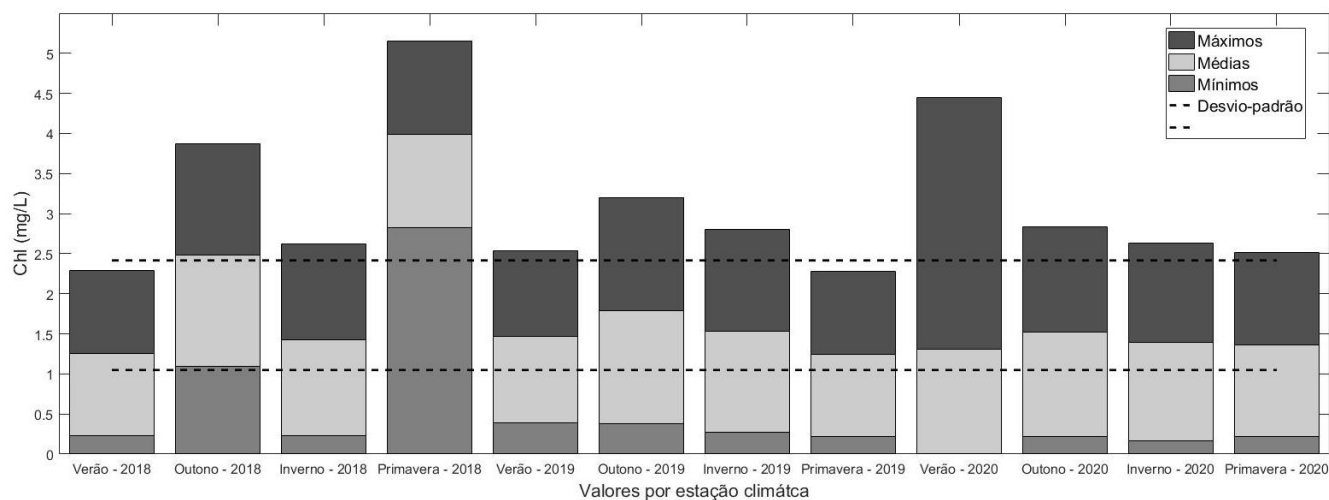


Figura 4: Distribuição da concentração de Clorofila para o período analisado.

Os picos de TSS se registraram principalmente nos meses de outono e inverno, associando-se aos menores índices pluviométricos que são registrados localmente para esses meses. Já os valores do indicador Chl apresentaram picos nos meses de primavera e verão, especialmente no verão de 2020. Isso se associa a maior precipitação para o período, associada a um maior carreamento de efluentes e matéria orgânica e a maior produção de efluentes nessas praias, fruto da população volante que ocupa o litoral durante esses meses.

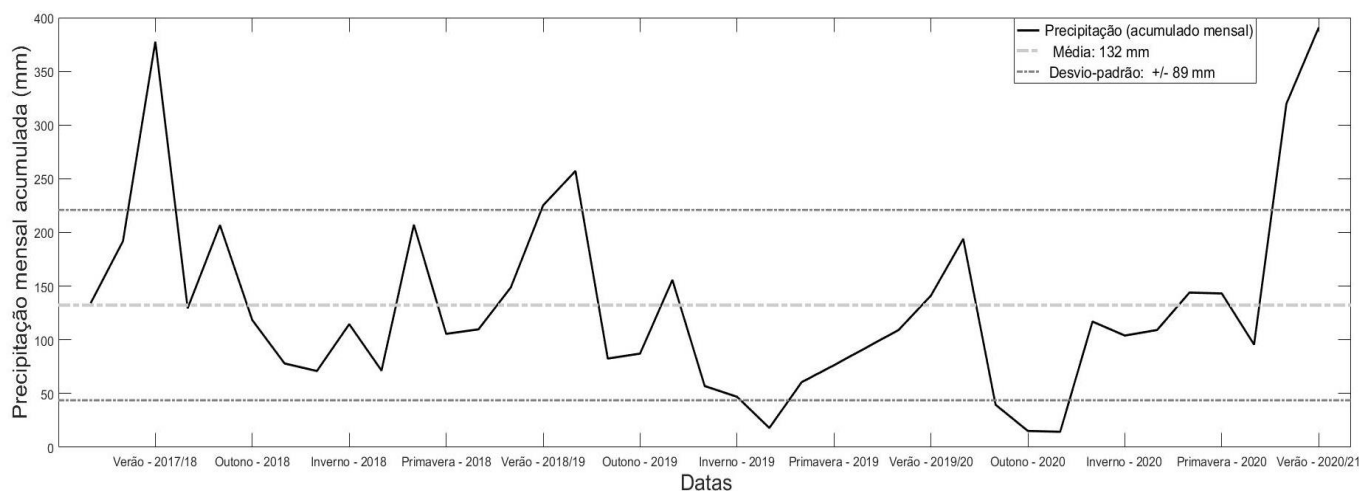


Figura 5: Precipitação mensal acumulada para o período.

Com os ajustes feitos, notamos que para a estação do verão, proximidade das estimativas de TSS para os anos observados, com um leve sobressalto desse indicador nos valores calculados para o ano de 2019. Quando analisamos a estimativa de clorofila para o verão, notamos grande disparidade entre os anos: 2018 obteve as menores médias, enquanto em 2020 observa-se um pico nas concentrações estimadas.

A distribuição das concentrações de TSS para a estação do outono, notadamente, são mais expressivas que as outras estações. Isso se dá aos altos índices de radiação solar incidente, associados a baixa precipitação, o que reduz a renovação hídrica e ocasiona condições propícias para que os esporos dos microrganismos fotossintéticos possam se proliferar mais facilmente, gerando fenômenos de expansão populacional desses.

Especialmente para Florianópolis, estudos que permitam um monitoramento espaço-temporal sistemático de indicadores de qualidade da água se mostram de grande valia, uma vez que a balneabilidade local é um fator crítico para a economia e desenvolvimento local. O uso de ferramentas de sensoriamento remoto e análise de dados contribuem para esse fim, criando uma alternativa de baixo custo para essa finalidade.

Conclusões

A aplicação dos indicadores de balneabilidade apresentados neste trabalho, demonstrou-se, uma importante ferramenta que pode servir de subsídio aos órgãos de regulação e fiscalização para um monitoramento contínuo e regular das condições

ambientais das praias citadas. A utilização dessas técnicas de sensoriamento remoto aplicadas, são alternativas de baixo custo e de grande cobertura espacial, facilitando a logística e ações de prevenção para a saúde desses ambientes.

Para os dados utilizados e adquiridos de forma gratuita, foi necessário adaptar algumas etapas do processamento para corrigir a cobertura de nuvens presentes em algumas imagens. Para estimativas mais precisas, recomenda-se a aquisição de imagens sem coberturas de nuvens que são comercializadas por representantes e empresas especializadas. Para trabalhos futuros a calibração e verificação desses indicadores correlacionados com medições *in loco*, ajudará os gestores públicos a otimizar as análises de balneabilidade das praias citadas.

As análises mostraram que na praia de Ingleses as concentrações de clorofila são influenciadas pela desembocadura do rio Capivari, apresentando os valores mais significativos de concentração próximos dessa desembocadura. Bem como, as concentrações de TSS são mais significativas próximas do canto leste, onde a dinâmica sedimentar, principalmente, por conta do campo dunar localizado naquela extremidade. Percebe-se, também, alguns pontos de picos de concentração próximos aos pontos 78 (ponto da tubulação) e frente à Rua do Siri, que são monitorados pelo IMA e são locais conhecidos pela saída de tubulações em direção ao mar. Na praia do Santinho encontramos concentrações mais dispersas e condicionadas pelas feições geomorfológicas da praia. No entanto, a praia possui apenas um ponto de coleta, não refletindo, necessariamente, as condições reais de balneabilidade local. As dispersões desses valores estão mais afastadas da praia (em direção a alto mar), o que reforça a influência local das condicionantes geomorfológicas.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES)

Referências Bibliográficas

Baucke, A. S.; Zambão, P. H. Serbent, M. P. Monitoramento de variáveis microbiológicas para avaliação da balneabilidade de uma praia do Norte Catarinense. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, Santa Maria, v. 20, n. 1, p. 62-72, 2016.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Brasília, DF: Senado Federal, 1988.

Jensen, J. R. Sensoriamento Remoto do Ambiente: Uma perspectiva em Recursos Terrestres. 2.ed. São José dos Campos: **Parênteses**, 2011. 598 p.

Nascimento, Anderson Marques Araújo do et al. Limnologia aplicada à análise de água em duas nascentes do Povoado Baixa da Areia, Alagoas. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.I.], v. 12, n. 2, p. 574-591, 5 fev. 2019.

Peixoto, D.W.B.; Guasselli, L.A.; Pereira Filho, W. Estimativa de concentração de sedimentos em suspensão a partir de imagens Landsat 8 em PCHS no Rio Ivaí-RS. **Geociências-UNESP**, v. 37, n° 1, p. 147-154. doi.org/10.5016/geociencias.v37i1.11491. 2018.

Pereira-Sandoval, M.; Urrego, P.; Ruiz-Verdú, A.; Tenjo, C.; Delegido, J.; Soria-Perpinyà, X.; Vicente, E.; Soria, J.; Moreno, J. Calibration and validation of algorithms for the estimation of chlorophyll-a concentration and Secchi depth in inland waters with Sentinel-2. **Limnetica**, 38, 471-487. 2019.

REDES DE MONITORAMENTO: MÉTODOS DE ALOCAÇÃO DE TRECHOS DE AMOSTRAGEM PARA MONITORAMENTO AMBIENTAL DE BACIAS HIDROGRÁFICAS

¹ Leonardo Guedes Barbosa, ² Carin von Mühlen

¹ Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: leonardo.guedes@fat.uerj.br; ² Universidade do Estado do Rio de Janeiro, e-mail: carin@fat.uerj.br.

Palavras-chave: qualidade da água; sistema de informações; recursos hídricos;

Resumo

A criação de redes de monitoramento é essencial para garantir a qualidade das águas e a gestão adequada dos recursos hídricos. No entanto, a alocação dos pontos de monitoramento nem sempre é realizada de forma imparcial e técnica, o que pode levar a uma amostragem inadequada e à tomada de decisões equivocadas. É importante destacar a importância dos métodos de macrolocação de pontos, que permitem a identificação de trechos representativos da realidade da bacia hidrográfica, utilizando dados da rede hidrográfica. Esses métodos devem ser avaliados e aprimorados, visando garantir uma alocação mais técnica e adequada aos usos da bacia hidrográfica, que permita a tomada de decisão de forma mais assertiva e preparada para eventos extremos de excessos ou escassez. Portanto, a utilização de uma metodologia mais segura, eficaz, prática e democrática para a gestão das águas se faz necessária, de forma a garantir o cumprimento das determinações do Plano Nacional de Recursos Hídricos e garantir a quantidade e qualidade dos recursos hídricos para esta e futuras gerações. Este trabalho visa apresentar metodologias de macrolocação de pontos para monitoramento, assim tornar mais técnica a sistemática do monitoramento, e fortalecer o sistema de informações sobre recursos hídricos levando a mesa métodos e ferramentas como mecanismos de apoio na criação de redes de monitoramento que auxiliem, de forma mais assertiva, a tomada de decisão frente aos demais instrumentos de gestão previstos em lei.

Introdução

O monitoramento das águas é fator primordial para a adequada gestão dos recursos hídricos, permitindo a caracterização e a análise de tendências em bacias hidrográficas, sendo essencial para várias atividades de gestão (JIANG *et al.*, 2020).

A monitorização da qualidade da água é uma necessidade vital para garantir a saúde humana e a sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. O estabelecimento de uma rede de monitoramento hídrico quali-quantitativo é fundamental para garantir o equilíbrio necessário para o desenvolvimento econômico e demográfico, garantindo a segurança hídrica nos mais diversos usos da água. Segundo o panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2012) essas redes têm como objetivo principal desenvolver ações que permitam o aprimoramento e a ampliação do monitoramento da qualidade das águas permitindo ainda acesso livre as informações geradas a toda a sociedade.

Compreender as várias técnicas utilizadas para determinar os pontos de monitoramento é essencial para obter informações precisas e representativas sobre o estado dos recursos hídricos. O emprego de metodologias específicas para alocar pontos de amostragem, auxilia na determinação dos trechos mais adequados a instalação dos pontos de monitoramento e assim subsidia a implantação de redes de monitoramento de forma mais representativa e imparcial. Isso porque atualmente a criação de redes de monitoramento seguem muitas vezes, a alocação de trechos e pontos com base no conhecimento do operador da rede, e desempenham objetivos variados, enfraquecendo assim a leitura tendencial e representativa da bacia. (NGUYEN *et al.*, 2019).

De acordo com David L. Sedlak (2014), existem diferentes modelos de monitoramento da qualidade da água que podem ser destacados e aprimorados. São eles:

1. Modelo baseado em pontos fixos: Esta é a abordagem mais comumente utilizada, que consiste na instalação de estações de monitoramento em locais fixos, representativos de diferentes corpos d'água, como rios, lagos e fontes de água subterrânea. Para escolher esses pontos de amostragem, são considerados fatores como localização geográfica, presença de fontes de poluição conhecidas e relevância do corpo d'água para o abastecimento público. No entanto, é importante contar com o conhecimento de profissionais e estudiosos da área para selecionar os pontos mais adequados.

2. Modelo focado em *hotspots* de poluição: Uma abordagem alternativa consiste na identificação e monitoramento de áreas específicas com altos níveis de contaminação, conhecidas como *hotspots* de poluição. Isso é particularmente relevante em regiões com atividades industriais, áreas urbanas densamente povoadas ou onde atividades agrícolas intensivas podem ser fontes significativas de nutrientes ou produtos químicos prejudiciais. Para selecionar esses pontos de monitoramento, é necessário realizar mapeamentos e correlações com o uso do solo da área, a fim de identificar as regiões mais propensas à poluição.

3. Modelo de monitoramento de bacias hidrográficas: Uma abordagem mais holística envolve o monitoramento em bacias hidrográficas, onde são coletadas amostras em múltiplos pontos dentro e ao redor da bacia, a fim de avaliar a

qualidade da água em diferentes estágios do ciclo hidrológico. Isso proporciona uma perspectiva mais abrangente sobre como as atividades humanas afetam a qualidade da água em toda a bacia. Para selecionar os pontos de monitoramento, técnicas topológicas, estatísticas multivariadas e geoestatísticas podem ser utilizadas, a fim de garantir uma amostragem representativa e confiável.

Para aprimorar o monitoramento da qualidade da água, é fundamental considerar diferentes modelos de abordagem, desde pontos fixos até monitoramento de *hotspots* de poluição e de bacias hidrográficas.

Sendo assim, o presente estudo justifica-se com base no anseio de ampliação do conhecimento referente aos recursos hídricos e propõe uma discussão dos métodos de alocação de pontos de amostragem, dessa forma visa avaliar métodos topológicos de macrolocação de trechos de amostragem para monitoramento ambiental em bacias hidrográficas.

Os modelos topológicos a serem analisados nesse estudo são empregados para auxiliar na determinação dos pontos de impacto, estes são utilizados para avaliar as alterações em condições naturais. Existem também os pontos de referência e os pontos estratégicos - estes tais serão abordados no decorrer deste estudo - que são determinados pelo método de julgamento, ou seja, baseados no conhecimento do planejador sobre a área (PARÁ, 2022).

Materiais e Métodos

Neste capítulo são apresentados fundamentos e detalhes quanto aos métodos topográficos de alocação de pontos de monitoramento, bem como, apresentados abordagens de métodos distintos para a seleção de pontos de amostragem, considerando fatores específicos de cada região.

Redes de Monitoramento e a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade da Água – RNQA

Para a criação e implantação de redes de monitoramento efetivas deve-se ter uma definição precisa do objetivo do monitoramento. Deve-se escolher os tipos de pontos respeitando sempre as definições, bem como deve-se determinar a localização dos trechos com base em métodos confiáveis (ANA, 2013).

Na determinação da rede de monitoramento de cursos hídricos superficiais os objetivos da rede influenciam diretamente na localização dos pontos de amostragem. Sanders *et al.* (2003) definiu três níveis de critérios de projeto para a localização dos pontos de amostragem:

- a) Macrolocação- seleção dos trechos do rio que serão amostrados;
- b) Microlocação - seleção da localização do ponto dentro do trecho apontado no nível I;
- c) Localização representativa – trata-se dos pontos que são estratégicos para os objetivos da rede de monitoramento.

Somando estas considerações se prevê que a rede de monitoramento vá atender plenamente a finalidade do monitoramento e a localização dos pontos em seus diversos tipos, estes representarão a bacia hidrográfica como um todo através do conhecimento de determinados trechos da mesma.

A localização dos trechos em bacias hidrográficas, deve representar a melhor relação entre o objetivo do monitoramento e o custo-benefício da realização do mesmo, buscando sempre a conformidade entre trechos de amostragem e a representatividade da bacia.

A Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais – RNQA foi criada através da Resolução ANA nº 903/2013 para fortalecer o Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas e para auxiliar no alcance de seus objetivos. O artigo 1º desta mesma resolução destaca as finalidades desta rede nacional (ANA, 2013):

- I - analisar a tendência de evolução da qualidade das águas superficiais;*
- II - avaliar se a qualidade atual das águas atende os usos estabelecidos pelo enquadramento dos corpos d'água superficiais;*
- III - identificar áreas críticas com relação à poluição hídrica;*
- IV - aferir a efetividade da gestão sobre as ações de recuperação da qualidade das águas superficiais; e*
- V - apoiar as ações de planejamento, outorga, licenciamento e fiscalização.*

A RNQA funciona sob coordenação da ANA e opera em parceria com as Unidades da Federação e com finalidade de formar uma rede integrada. Além disso, ela traz critérios pré-definidos e padronizados, de forma a eliminar as lacunas geográficas e temporais do monitoramento de qualidade das águas superficiais no país por meio da harmonização e padronização de densidade e frequência mínimas de monitoramento qualitativo, bem como sugere a aplicação de metodologia topológica para macrolocação dos pontos de monitoramento de bacias hidrográficas.

Pontos de Amostragem e Localização de Pontos

Segundo a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2009) para atender aos objetivos específicos de um monitoramento é necessário alocar três tipos de pontos: pontos de referência, pontos de impacto e pontos estratégicos sendo que cada um deles apresenta objetivos distintos.

- I. Pontos de Referência - Tem como objetivo ser referencial quanto ao estado “natural” do corpo d’água e estabelecer parâmetros característicos em para avaliação do efeito das atividades na bacia;
- II. Pontos de Impacto - Tem como objetivos: monitorar desconformidades em relação ao enquadramento; monitorar

as alterações nas condições “naturais” e possíveis causas; monitorar o impacto das ações de gestão e despoluição; apontar novas ações necessárias ao controle da poluição; Os pontos de impacto representam a maioria dos pontos da rede. E podem ser determinados com métodos de alocação de pontos (topográficos, estatística multivariada e geoestatísticos).

- III. Pontos Estratégicos - Tem como objetivos: monitorar as cargas poluentes em pontos de entrega nos rios em que ocorre mudança de dominialidade; monitorar a cargas poluentes em pontos nos rios localizados nos exutórios dos principais afluentes de rios federais; monitorar as cargas nos rios em locais próximos a grandes projetos de captação (transposição, irrigação, etc.).

A seleção de pontos de amostragem é uma das etapas mais importantes no projeto de criação de redes de monitoramento. Pontos bem localizados elevam a representatividade do monitoramento do corpo hídrico. É importante ressaltar que os fatores que podem afetar a localização de uma estação de monitoramento da qualidade da água são diferentes para os recursos hídricos subterrâneos e superficiais (KARAMOUZ *et al.*, 2003).

Magnitude de Bacias Hidrográficas – Método Shreve

O primeiro passo para a alocar trechos de amostragem em uma bacia hidrográfica é levar em conta sua magnitude. Shreve (1966) propôs um método para a determinação da magnitude baseado seguinte pressuposto: “Quando quaisquer dois elementos internos ou externos se juntam, possuindo magnitudes M_1 e M_2 , o elemento interno resultante terá ordem de magnitude ($M_1 + M_2$)” (PARÁ, 2022). O procedimento de adição das magnitudes deve ser realizado até que se chegue ao exutório da bacia hidrográfica.

A figura 01 exemplifica o procedimento de ordenamento conforme metodologia proposta por Shreve (1966):

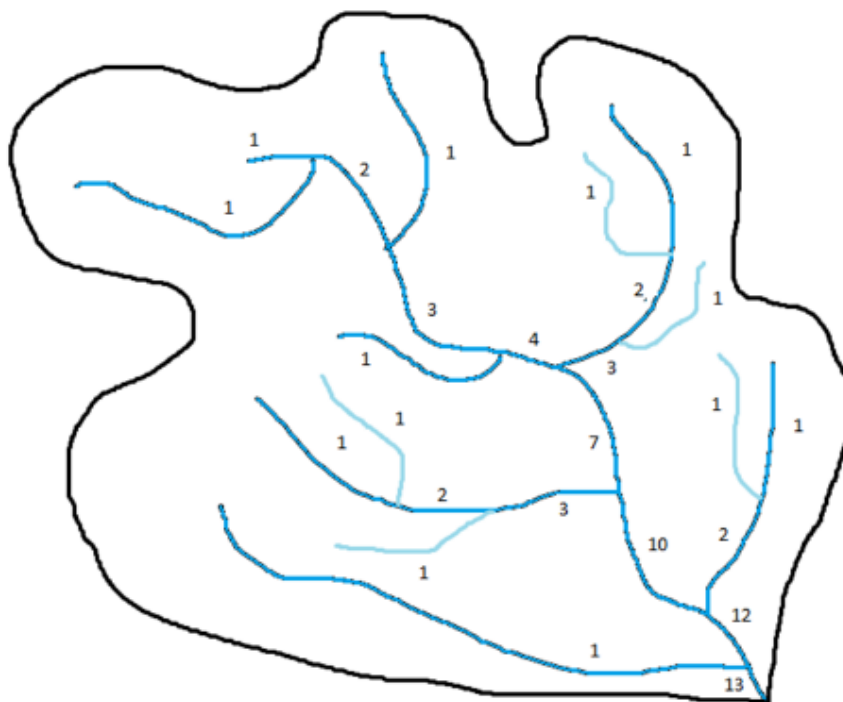


Figura 1. Exemplo magnitude de bacia hidrográfica (autor,2023)

Métodos de Alocação de Pontos – Método Sharp

O método Sharp é um modelo de determinação de trechos de amostragem conhecido como método Sharp para a alocação de pontos que utiliza como base os tributários da bacia e o centro de massa (SHARP, 2004). Ou seja, se parte de uma avaliação dos tributários e da determinação da magnitude da bacia para definir o centro de massa. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2009) defini o centro de massa como sendo:

"O elemento que divide a rede de drenagem aproximadamente ao meio, no que diz respeito ao número de contribuintes, é chamado de centro de massa, de gravidade, baricentro, ou centroide da rede de drenagem."

O método Sharp propõe uma sistemática que determina a localização dos pontos de amostragem em uma bacia baseado no número de tributários, tal informação é determinada através do ordenamento Shreve.

A magnitude do centro de massa da rede drenagem, MC , pode ser calculada segundo a Equação (SHARP, 2004):

$$MC = \left(\frac{M_0 + 1}{2} \right) \quad (1)$$

Onde:

Mc: Centro de Massa

MO: Magnitude do Exutório

Para cada uma destas partes, de jusante e de montante em relação do primeiro centro de massa, pode ser aplicada o mesmo procedimento encontrando o segundo centro de massa e assim sucessivamente até que se chegue aos contribuintes externos de ordem um, cobrindo-se assim toda a rede de drenagem.

Segundo Vieira *et al.* (2014):

Para a determinação dos segundos centros de massa do devem-se aplicar a seguinte expressão:

$$M_{C_{2m}} = \left[\frac{M_C}{2} \right] \quad (\text{trecho de montante}) \quad (2)$$

$$M_{C_{2j}} = M_C + M_{C_{2m}} \quad (\text{trecho de jusante}) \quad (3)$$

Para a determinação dos demais centros de massa aplicamos a mesma expressão, que pode ser generalizada da seguinte forma:

$$M_{CNm} = \left[\frac{M_{N(m-1)}}{2} \right] \quad (\text{trecho de montante}) \quad (4)$$

$$M_{CNj} = M_{CN(m-1)} + M_{CNm} \quad (\text{trecho de jusante}) \quad (5)$$

O trecho do rio designado pela primeira divisão, primeiro centro de massa, da rede de drenagem recebe a classificação de primeiro nível hierárquico. A divisão da rede de drenagem em quartos define o segundo nível hierárquico, e assim por diante.

É importante notar que o elemento M_i , cuja magnitude será especificada em cada hierarquia, pode não existir, daí a necessidade da escolha do elemento de magnitude mais próxima.

Para encontrar o tributário em que se encontra a fonte de poluição, Sharp propôs que as amostras fossem tomadas segundo o nível hierárquico, iniciando-se pela amostragem no primeiro nível hierárquico, até que a fonte de poluente seja encontrada.

Métodos de Alocação de Pontos – Método Sharp adaptado por Sanders

O método Sharp adaptado por Sanders *et al.* (2003) propõe uma modificação no procedimento de Sharp, utiliza as mesmas premissas anteriormente determinadas, porém considera fontes pontuais de poluição como contribuintes.

Este método utiliza o procedimento do método Sharp (1971) para a localização de estações, contudo considerando cada descarga individual de poluente identificada na rede de drenagem como sendo um elemento externo de ordem um, e aplica o ordenamento Shreve (1966) conforme a Figura 4. Com esta modificação e utilizando-se as equações do método Sharp (1971), os centros de massa da rede de drenagem são deslocados em direção aos trechos cuja bacia contribuinte tem o maior número de descargas pontuais.

Esta metodologia é bastante utilizada para fins de determinação de pontos de amostragem, contudo apresenta a limitação tratar todas as descargas pontuais da mesma forma, independente da carga poluente lançada.

O método Sanders (2003) aplica a mesma fórmula determinada no método original (Equação 1 a 5), aplicando a nova magnitude encontrada levando em conta os pontos de lançamento.

Métodos de Alocação de Pontos – Método PNQA

O método PNQA, proposto por Vieira *et al.* (2014) utiliza o mesmo princípio matemático do método de Sharp (1971) e Sanders (2003) considerando a magnitude da bacia, bem como a vazão do exutório da bacia. Ele utiliza a $Q_{7,10}$ (vazão mínima de 7 dias de duração e 10 anos de tempo de recorrência) ou Q_{95} (vazões são maiores ou iguais a ela durante 95% do tempo) e a divide-a pela magnitude da bacia onde encontramos ao final a vazão de cada curso de ordem um (ANA, 2009).

Neste método é possível também a marcação dos pontos de descarga pontual e adicionar a vazão necessária para diluição, com isso é possível encontrar uma nova vazão do exutório, utilizar o cálculo determinado por Sharp (1971) e encontrar os trechos de amostragem.

Esta proposta de metodologia é baseada nas fórmulas apresentadas por Sharp (1971) e necessita do conhecimento da hidrologia da rede de drenagem, especialmente da curva de permanência de vazões, assim como das atividades antrópicas desenvolvidas na bacia ou região hidrográfica.

Preliminarmente deve-se identificar a magnitude do exutório, conforme a determinação do ordenamento Shreve (1966), ou seja, o número de elementos externos, e determinada a disponibilidade hídrica – D, através da $Q_{7,10}$ ou Q_{95} no exutório da bacia.

Encontrada a magnitude do exutório e os dados de disponibilidade hídrica determina-se uma contribuição de vazão associada a cada elemento de ordem 1, podemos encontrá-la através da fórmula:

$$O(M_1) = \left(\frac{D}{M_0} \right) \quad (6)$$

Onde:

O(M1): Magnitude elemento de ordem 1;

D: Disponibilidade hídrica no exutório;

M0: Magnitude do Exutório

Nesta metodologia considera-se os pontos de lançamento na bacia, tais como, sedes municipais e outros pelos quais se consegue determinar a vazão necessária para diluição da matéria orgânica (DBO5) não tratada, levando em conta o limite da classe na qual o trecho de rio está enquadrado.

Similar a metodologia de Sharp e Sanders, quando quaisquer dois elementos internos ou externos se juntam, possuindo uma magnitude O(M1) e O(M2), o elemento interno resultante terá suas magnitudes somadas.

Após isso o método PNQA aplica a mesma fórmula determinada no método original, SHARP (Equação 1 a 5), aplicando a nova magnitude encontrada levando em conta os pontos de lançamento indicados.

Neste método os trechos são determinados com base na distribuição das vazões e considerando as vazões de diluição os trechos de amostragem são direcionados para a próximo aos pontos de lançamento.

Resultados e discussões

Os métodos topológicos foram os primeiros métodos de projeto semiquantitativos (Sharp, 1971) para monitorar locais e continuam a ser usados ativamente. O artigo mais recente usando a abordagem de Sanders é Varekar *et al.* (2016). Trabalhos anteriores mostraram que a abordagem de Sharp ou Sanders é adequada para realizar a análise hierárquica de centroides para bacias hidrográficas de grande escala com vários afluentes. A abordagem de Sanders foi proposta para alerta precoce e identificação de fontes para lidar com a poluição distinta da água.

Na prática, essa abordagem se apresenta útil para o monitoramento com foco em regulação e avaliação de tendências. Projetar uma nova rede de monitoramento em uma bacia hidrográfica, a abordagem topológica pode ser uma boa escolha devido à sua simplicidade e baixa demanda por dados históricos de qualidade da água (JIANG *et al.*, 2020).

Os métodos envolvendo estatísticas multivariadas dados de qualidade da água sem outros tipos de entrada de dados, esse método se apresenta como forma complementar aos topográficos e pode ser usado como parte de uma estratégia de redução dos pontos, de forma a avaliar e remover locais de monitoramento redundantes e indicadores desnecessários de qualidade da água com base em conjuntos de dados históricos monitorados (CALAZANS *et al.*, 2018; MAVUKKANDY *et al.*, 2014; VAREKAR *et al.*, 2016).

A Geoestatística se trata de métodos de abordagens orientadas por dados que exigem grandes conjuntos de dados em escala espacial, são métodos relativamente pouco utilizado para projetar localizações de estações. O requisito básico do método geoestatístico é a correlação espacial dos dados, o que raramente é observado em redes compostas por um pequeno número de estações.

O método é utilizado de algumas maneiras: para avaliar estações removidas da rede de forma incorreta (BEVERIDGE *et al.*, 2012) e para avaliar a variância como incerteza com a adição de estações de amostragem (CHEN *et al.*, 2016; SABZIPOUR *et al.*, 2017).

Análise dos métodos topográficos

A análise dos métodos topográficos de macrolocação compreendeu a avaliação de melhores cenários para aplicação de cada um dos métodos.

A partir do levantamento das variáveis apresentadas em cada método de macrolocação de trechos de amostragem é possível relacionar também as realidades regionais para melhor aplicação de cada técnica de alocação de pontos conforme Tabela 01.

Método	Realidade com maior aderência	Tipo de análise
SHARP	Áreas com pouca urbanização	Tendencial
SANDERS	Áreas com pontos bem determinados de urbanização com impactos similares	Verificação de impactos
VIEIRA PNQA	- Áreas com urbanização diversa e impactos diferentes	Verificação de impactos

Tabela 1. Relação dos métodos de macrolocação.

Podemos inferir então que bacias hidrográficas e regiões com pouca ou nenhuma intervenção humana ou para uma verificação mais tendencial da bacia, que o método Sharp seria o mais indicado. No caso de regiões com intervenções humanas com características semelhantes em população e vocação industrial, pode-se indicar o uso do método Sanders (2003), devido a tratar todas as intervenções da mesma forma. Já no caso regiões ou bacias com diversas singularidades o método PNQA é o mais indicado, pois trata as singularidades de forma individualizada com ponderação diferenciada entre elas. Corroborando apontamentos realizados em pesquisas anteriores (KARAMOUZ *et al.*, 2003; ANA, 2013; VIEIRA *et al.*, 2014).

Considerações Finais

O presente estudo elencou a existência de diversos métodos de alocação de trechos de amostragem e analisou os processos de alocação para monitoramento de recursos hídricos. Considerando os materiais e a metodologia proposta observa-se que os métodos agilizam e aprimoram de forma significativa o processo de determinação de trechos de amostragem. Vale destacar também que a popularização dos métodos de alocação de trechos de amostragem traz ao sistema de gestão de recursos hídricos o preconizado pelo Programa Nacional de Avaliação da Qualidade das Águas de forma a fortalecer uma caracterização da bacia hidrográfica mais representativa e mais próxima a realidade.

Analisando os métodos frequentemente aplicados e o foco apresentado aos métodos topográficos, observa-se que os topográficos são o passo inicial para uma rede de monitoramento robusta e imparcial, sendo o passo inicial para geração de dados mais confiáveis para a aplicação de demais métodos e um possível refino da rede de monitoramento com base em estatística multivariada e/ou geoestatística.

Além disso, vale ressaltar que frente aos eventos hidrológicos críticos monitorar as tendências é essencial para uma gestão de riscos e minimizar possíveis desastres decorrentes de tais eventos. Sendo estas metodologias ferramentas essenciais para monitoramentos de cunho tendencial de bacias hidrográficas, além disso, a ferramenta contribui para a retirada de incertezas no processo de escolha de pontos de monitoramentos e assim minimizar conflitos de interesses que envolvem a escolha de pontos de monitoramento, em especial no monitoramento qualitativo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Faculdade de Tecnologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil. Brasília, 2012. 264 p.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Programa Nacional de Avaliação da Qualidade da Água (PNQA). Brasília: ANA, 2009. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/PUBLICACOES/Workshop%20Aguas%20Urbanas/S2P3_Maurrem.pdf> Acesso em 07 de mar. de 2022.

ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Resolução nº 903, de 22 de julho de 2013. Cria a Rede Nacional de Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais - RNQA e estabelece suas diretrizes. Brasília, 2013. Disponível em: <<http://arquivos.ana.gov.br/resolucoes/2013/903-2013.pdf>> Acesso em 07 mar. 2022.

BEVERIDGE, D. et al. A geostatistical approach to optimize water quality monitoring networks in large lakes: Application to Lake Winnipeg. *Journal of Great Lakes Research*, v. 38, p. 174–182, jan. 2012.

CALAZANS, G. M. et al. Using multivariate techniques as a strategy to guide optimization projects for the surface water quality network monitoring in the Velhas river basin, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 190, n. 12, 15 nov. 2018.

CHEN, K. et al. Optimization of a Coastal Environmental Monitoring Network Based on the Kriging Method: A Case Study of Quanzhou Bay, China. *BioMed Research International*, v. 2016, p. 1–12, 2016.

JIANG, J. et al. A comprehensive review on the design and optimization of surface water quality monitoring networks. v. 132, p. 104792–104792, 1 out. 2020.

KARAMOUZ, M., SZIDAROVSKY, F., & ZAHRAIE, B. *Water Resources System Analysis: conflicts analysis*. Boca Raton, Florida-USA. 2003. 608p.

MAVUKKANDY, M. O.; KARMAKAR, S.; HARIKUMAR, P. S. Assessment and rationalization of water quality monitoring network: a multivariate statistical approach to the Kabbini River (India). *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 17, p. 10045–10066, 28 maio 2014.

NGUYEN, T. N. et al. Multi-label classification via incremental clustering on an evolving data stream. v. 95, p. 96–113, 1 nov. 2019.

OU, C. et al. Coupling geostatistical approaches with PCA and fuzzy optimal model (FOM) for the integrated assessment of sampling locations of water quality monitoring networks (WQMN). *Journal of Environmental Monitoring*, v. 14, n. 12, p. 3118, 2012.

PARÁ. SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE DIRETORIA DE RECURSOS HÍDRICOS - DIREÇÃO GERÊNCIA DE MONITORAMENTO, ENQUADRAMENTO E FISCALIZAÇÃO - GEMEF. Manual de alocação de pontos de amostragem para o Monitoramento da Qualidade da Água, baseada no método de Maurrem Ramon-ANA. Disponível em: <<http://seirh.semas.pa.gov.br/index.php/biblioteca/infotecnicas/64-manual-de-monitoramento-gemef-ana/file.html>> Acesso em 07 de mar. de 2022.

SABZIPOUR, B.; ASGHARI, O.; SARANG, A. Evaluation and optimal redesigning of river water-quality monitoring networks (RWQMN) using geostatistics approach (case study: Karun, Iran). *Sustainable Water Resources Management*, v. 5, n. 2, p. 439–455, 2 set. 2017.

SANDERS, T.G.; WARD, R.C.; LOFTIS, J.C.; STEELE, T.D., ADRIAN, D.D.; YEVJEVICH, V. Design of Networks for Monitoring Water Quality. Water Resources Publications. 328 pag. 5 ed. 2003.

SEDLAK, D. Front Matter. In: *Water 4.0*. [s.l.] Yale University Press, 2014. p. i–iv.

SHARP, W. E. A topologically optimum water-sampling plan for rivers and streams. *Water Resources Research*. V.7, n.6, p. 1641-1646. 1971. Sagacidade, E. e McClure, J. (2004) *Estatísticas de Microarrays: Design, Análise e Inferência*. 5ª Edição, John Wiley & Sons Ltd., Chichester.

SHREVE, R.L.. Statistical law of stream numbers. 1966. *Journal of Geology* 74, pg 17–37.

VAREKAR, V.; SUBHANKAR KARMAKAR; JHA, R. Seasonal rationalization of river water quality sampling locations: a comparative study of the modified Sanders and multivariate statistical approaches. v. 23, n. 3, p. 2308–2328, 26 set. 2015.

VIEIRA, M. R.; GENERINO, A. M.; SILVEIRA, R. B. O. Método de alocação de pontos para monitoramento da qualidade de águas superficiais utilizado na RNQA. *Anais do Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste*. Natal, 2014. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/3597687-Xii-simposio-de-recursos-hidricos-do-nordeste-metodo-de-alocacao-de-pontos-para-monitoramento-da-qualidade-de-aguas-superficiais-utilizado-na-rnqa.html>> Acesso em 07 de mar. de 2022.

AVALIAÇÃO INTEGRADA DA QUALIDADE DA ÁGUA E CAPACIDADE SUPORTE DA BACIA DO RIO TEGA COM USO DE MODELAGEM

¹Nathalya Dala Zen Pires, ²Taison Anderson Bortolin, ³Marco Antonio Jacomazzi

¹Universidade de Caxias do Sul, e-mail: Nathalya.zen@gmail.com; ²Universidade de Caxias do Sul, e-mail: tabortol@ucs.br; ³Profª Água Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: marcoantonio@rasa.eng.br

Palavras-chave: Modelagem de qualidade; outorga, capacidade suporte

Resumo

A degradação da qualidade da água dos rios é um grande problema enfrentado por muitos municípios, principalmente no que diz respeito ao lançamento de efluentes. Atualmente, a análise dos lançamentos nas bacias do estado do Rio Grande do Sul, se dá por meio dos padrões das licenças de operação dos empreendimentos, de acordo com os limites da Resolução CONSEMA 355/2017. No estado não há a implementação da outorga de lançamento de efluentes, um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei 9.433 de 1997. A área de estudo consiste na bacia do rio Tega, uma das bacias com maior problema de lançamento industrial e urbano da bacia Taquari-Antas, já que conta com um grande polo industrial que é Caxias do Sul. O objetivo deste estudo foi simular a capacidade suporte da bacia hidrográfica do rio Tega através de modelagem de qualidade, analisando o efeito do lançamento sinérgico de efluentes quanto à capacidade de diluição e atendimento ao enquadramento da bacia a partir do software integrado com SIG, SIAQUA-IPH. Foram modelados lançamentos com dados de empreendimentos e Estações de Tratamento de Esgoto licenciadas pelo órgão estadual para os parâmetros DBO, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Os resultados mostraram que o lançamento sinérgico dos efluentes com os limites licenciados comprometem a qualidade do rio, fazendo com que não atenda ao enquadramento de Classe 2 da Resolução CONAMA 357/05. A ferramenta de modelagem mostrou uma forma de análise integrada que pode ser aliada dos gestores de recursos hídricos na tomada de decisão.

Introdução

Um dos maiores problemas enfrentados pela humanidade quanto à escassez de água está relacionado principalmente à sua disponibilidade e qualidade. Dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) em relação ao Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 6 “Água Limpa e Saneamento” mostraram que o grau de implementação de gestão integrada de recursos hídricos no Brasil, em 2018, ainda era de 63,1% (ANA, 2020). Estudos de qualidade da água dos rios evidenciam que 19 % dos corpos hídricos brasileiros apresentavam qualidade ruim ou péssima, 74,5 % apresentavam qualidade regular e apenas 6,5 % apresentavam boa qualidade. Quando se observa o estado do Rio Grande do Sul, a situação é semelhante, onde 8,3 % foi classificada como ruim, 75 % foi classificada como regular e apenas 16,7 % foi classificada como boa (SOS MATA ATLÂNTICA, 2019).

A bacia Taquari-Antas é uma das bacias que integram a região hidrográfica tributária do lago Guaíba, no Rio Grande do Sul. Em virtude do baixo investimento em saneamento dos municípios que a integram, apresenta uma infraestrutura do sistema de esgoto sanitário precária. Além disso, existem na bacia diferentes empreendimentos industriais, do setor alimentício, metalúrgico, couro e peles que contribuem com a carga de efluentes e alteração da qualidade do corpo hídrico receptor (GOMEZ *et al.*, 2017), principalmente nas sub-bacias Burati, Biazus, Marrecão e Tega. Atualmente, a sub-bacia do rio Tega apresenta grave problema de lançamento industrial e urbano na bacia Taquari-Antas, já que conta com um grande polo industrial que é Caxias do Sul. Nessa região, a maior parte dos efluentes domésticos e industriais são lançados diretamente nos corpos hídricos, que atualmente servem como canal para afastamento dos mesmos (CORNELLI *et al.*, 2016).

Atualmente, a análise dos lançamentos na bacia se dá por meio dos padrões das licenças de operação das empresas, de acordo com os limites da Resolução CONSEMA 355/2017. No estado não há a implementação da outorga de lançamento de efluentes, um dos instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.344 de 1997. Quando a outorga não é avaliada, os lançamentos de efluentes são analisados de forma individual pelo órgão ambiental, onde o controle é realizado com base apenas no padrão de emissão, desvinculados do processo de emissão de outorga. A implementação da outorga permite avaliar não apenas os padrões de emissão, o que restringe a análise em uma questão pontual, mas sim analisar todos os lançamentos de forma conjunta, considerando a bacia hidrográfica de maneira integrada. Sendo assim, surge a necessidade de avaliar esses impactos de forma integrada. Uma das maneiras de fazê-lo é através da modelagem de qualidade da água.

Segundo Silva *et al.* (2017) a modelagem da qualidade da água é uma ferramenta que permite a previsão dos impactos negativos ou positivos na qualidade ambiental, sendo uma forma eficiente de analisar cenários e servir de subsídio para a adoção de medidas de controles ambientais, auxiliando no gerenciamento dos recursos hídricos. Utilizando modelos de qualidade é possível simular diversos lançamentos e avaliar o comportamento do rio em diferentes cenários. Assim sendo, este trabalho faz uma avaliação da capacidade suporte da bacia hidrográfica do rio Tega através de modelagem hidrológica e de qualidade através da ferramenta computacional SIAQUA-IPH.

Metodologia

A metodologia deste trabalho foi realizada em 3 etapas: caracterização da bacia, caracterização dos efluentes na bacia industrializada e simulação com software de modelagem.

Para este estudo, foi escolhida a bacia do rio Tega por estar inserida em uma área urbanizada que abrange os municípios de Caxias do Sul, Flores da Cunha e Nova Pádua. O lançamento de efluentes em suas águas tem potencial para afetar sua qualidade irreversivelmente. A bacia do rio Tega está situada no Rio Grande do Sul e integra três municípios, Caxias do Sul, Flores da Cunha e Nova Pádua, como mostra a Figura 1. Foi escolhida para ser a área de estudo deste trabalho por ser um dos corpos hídricos que mais recebe efluentes na região e por estar situada na parte industrializada dos municípios de Caxias do Sul e Flores da Cunha. A bacia do rio Tega é uma bacia que está inserida na bacia Taquari-Antas, uma das nove bacias que integram a região hidrográfica gaúcha que drena para o Lago Guaíba, que por sua vez, integra a região hidrográfica nacional do Atlântico-Sul.

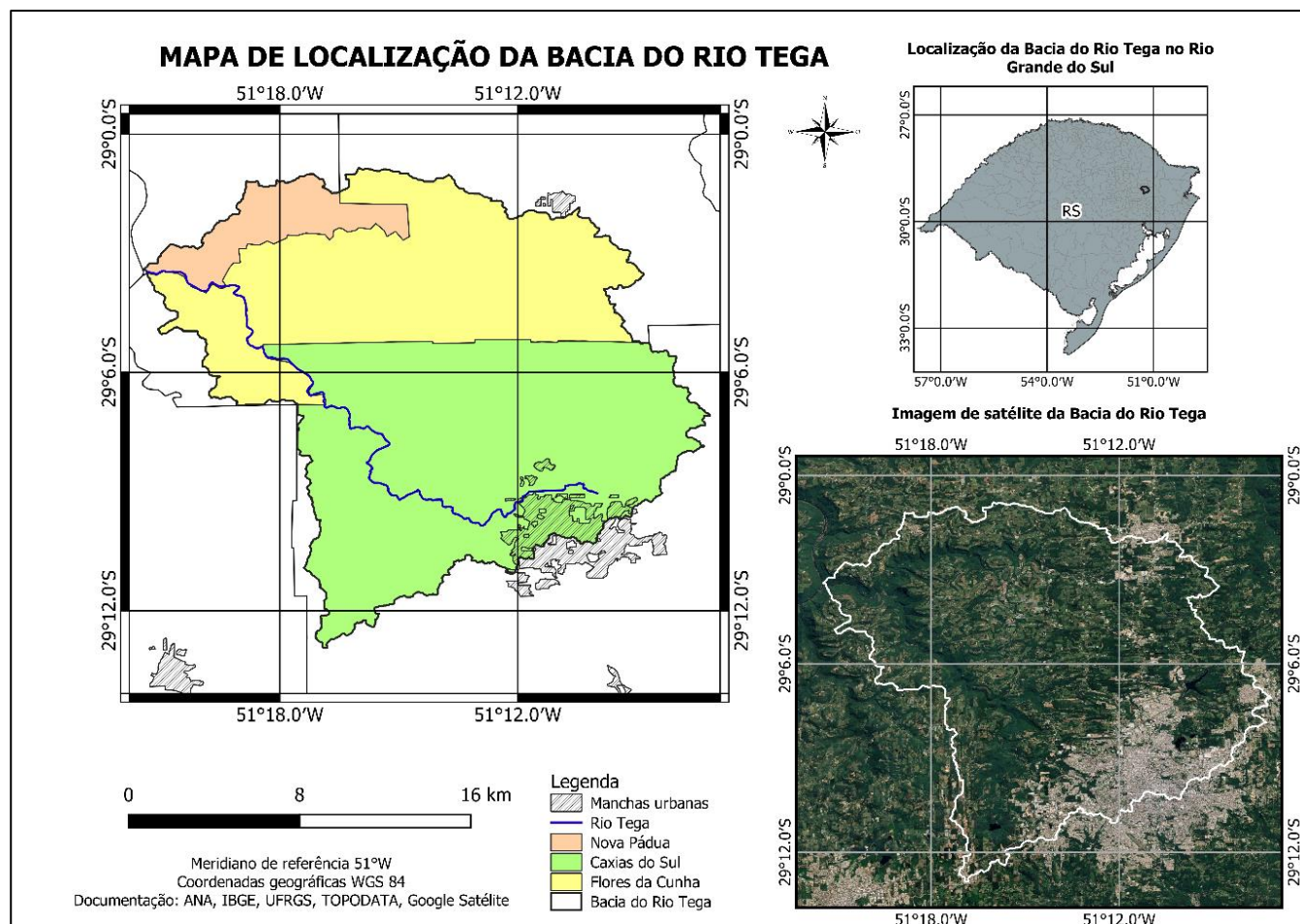


Figura 1: Mapa de localização da bacia do rio Tega

A área da bacia do rio Tega equivale a menos de 1% da bacia Taquari-Antas. De acordo com Cornelli *et al.* (2016), aproximadamente 40% da área da sub-bacia do rio Tega está inserida no perímetro urbano de Caxias do Sul. A bacia do rio Tega está inserida na unidade de gestão do Médio Taquari-Antas. A extensão do rio principal da bacia - Tega, inicia nas suas nascentes, na região urbana de Caxias do Sul até sua foz, entre os municípios de Nova Pádua e Flores da Cunha, onde se torna afluente do rio das Antas. Essa extensão abrange tanto áreas rurais, quanto urbanas. Seus principais tributários são os arroios Herval, Dal Bó, Samuara e Maestra e o rio Curuçu.

O rio Tega possui uma malha hidrográfica de cerca de 483 km, considerando-se os cursos d'água perenes e intermitentes. O rio Tega apresenta diversas nascentes espalhadas pelo território urbano de Caxias do Sul, é nessa região que ocorrem os principais lançamentos de efluentes industriais. Alguns trechos urbanizados desse rio que atravessam o perímetro urbano de Caxias do Sul foram canalizados. Em Flores da Cunha, há uma Pequena Central Hidrelétrica (PCH), denominada Dona Maria Piana, com potência de 0,99 MW.

Existem três sub-bacias incluídas na bacia do rio Tega que fazem parte do sistema de abastecimento de água do município de Caxias do Sul: Dal Bó, Maestra e Samuara. A primeira é constituída pelas barragens São Paulo, São Pedro e São Miguel e dela são captados até 100 L/s para o tratamento na Estação de Tratamento de Água (ETA) Borges de Medeiros. A água da barragem Maestra é tratada na ETA Celeste Gobbato, que tem capacidade de tratar até 300 L/s. A água

da barragem Samuara é tratada na ETA Samuara, que tem capacidade de tratar até 50 L/s de água. As águas dessas bacias, bem como das demais bacias que integram o abastecimento público de Caxias do Sul, são protegidas pela Lei Complementar nº 246/05 e 523/16 (SAMAE, 2021). O município de Caxias do Sul possui 5 Estações de Tratamento de Esgoto que lançam na bacia do rio Tega.

A delimitação da bacia do rio Tega foi realizada no software *ArcGis Pro*, com auxílio do conjunto de ferramentas suplementares *ArcHydro*. Para a delimitação da rede de drenagem, o limite de células que drenam adotado foi de 200, sendo que quanto menor o valor do limite adotado, mais densa é a rede de drenagem e maior o número de confluências. Cada confluência gera duas mini-bacias. Em seguida foi realizada a etapa de discretização da bacia em mini bacias.

A discretização da bacia hidrográfica é a divisão da bacia em unidades menores, denominadas mini-bacias, utilizando as ferramentas do *ArcHydro*, (FLEISCHMANN *et al.* 2013). A partir do mapa de trechos de rio foi criado o mapa de minibacias raster. Neste mapa são definidas as bacias hidrográficas de cada trecho de rio. Trata-se de um arquivo raster em que o valor das células pertencentes a uma mesma mini-bacia corresponde ao valor carregado pelo segmento de drenagem que drena a área da mini-bacia, definida no item anterior.

A definição da disponibilidade hídrica superficial foi realizada a partir dos dados da NOTA TÉCNICA nº 004/2021/DIPLA/DRHS (RIO GRANDE DO SUL, 2021) que determina as vazões específicas para as bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul; para as bacias da Unidade de Gestão do Médio Taquari Antas, a vazão específica para área de até 10 km² é de 0,0023 m³/s.km² e para áreas superiores a 10 km², a vazão específica é de 0,00173 m³/s.km².

A velocidade do escoamento por trecho do corpo hídrico analisado, foi estimada por meio da relação entre o comprimento e o tempo de concentração do trecho; o tempo de concentração foi calculado por meio do modelo de Kirpich. Após essa etapa, o arquivo Regionalizado foi editado inserindo-se a vazão Q95 e a velocidade correspondente para cada trecho.

$$tc = 57 * \frac{L^{3,385}}{\Delta h} \quad (1)$$

Onde: tc: tempo de concentração de Kirpich (min); L: comprimento do rio principal (km) Δh : variação da altitude ao longo do rio principal (m).

A análise dos dados climatológicos foi realizada a partir das Normais Climatológicas da Estação meteorológica convencional de Caxias do Sul (código 83942), no período de 1981 a 2010, disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. A estação é a mais próxima da área de estudo, assim proporcionou uma melhor caracterização climatológica da região.

Na etapa de caracterização dos efluentes, foi realizado o levantamento das indústrias que lançam seus efluentes na bacia do rio Tega, com uma análise das licenças emitidas pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), levantando dados de vazão e cargas poluidoras. Esses dados foram utilizados devido ao porte das empresas licenciadas pelo estado ser maior que o das empresas licenciadas pelos municípios, portanto essas empresas apresentam maior potencial poluidor olhando do ponto de vista individual de cada empreendimento. Foram usadas para a modelagem as concentrações limite licenciadas para os parâmetros de DBO, nitrogênio amoniacal, fósforo orgânico e inorgânico.

A última etapa consistiu na simulação com o software SIAQUA-IPH que roda em ambiente Mapwindow 4.8.6, ArcGIS Pro 2.8.0 e plugin ArcHydro 2.8.1. Nesta etapa, foram realizados os cálculos de transporte de poluentes trecho a trecho, utilizando soluções analíticas da equação de transporte. Considerando-se um lançamento instantâneo de uma massa M de um poluente em um ponto x=0 em um rio, a concentração em qualquer ponto x localizado a jusante, onde x é a distância em metros a partir do ponto de lançamento, e em um instante t, a partir do momento do lançamento, pode ser calculada pela Equação 2 (CHAPRA, 1997; CHANSON, 2004; DEVENS *et al.*, 2006; RIBEIRO *et al.*, 2011; FAN *et al.*, 2013):

$$c(x, t) = \frac{M}{A \cdot \sqrt{4\pi E_L t}} \cdot \exp \left[\left(-\frac{(x-ut)^2}{4E_L t} \right) - k \cdot t \right] \quad (2)$$

Onde: c(x,t): concentração, em mg.L⁻¹, em um ponto distante x metros do ponto de lançamento e em um instante de tempo t segundos a partir do instante de lançamento; EL : coeficiente de dispersão longitudinal (m².s⁻¹); u: velocidade média do escoamento no sentido longitudinal (m.s⁻¹); M: massa injetada no sistema (g); A: área da seção transversal onde ocorre a dispersão longitudinal (m²); k: coeficiente de decaimento ambiental de primeira ordem do constituinte (s⁻¹).

Foram ajustados os coeficientes cinéticos, de acordo com a Tabela 1. Foram inseridos os lançamentos das empresas levantados na caracterização dos efluentes. Os lançamentos foram inseridos manualmente por meio da ferramenta do SIAQUA “lançamento de poluente → inserir lançamento”. A partir daí, foi selecionado o trecho de rio onde o lançamento está situado, considerando para isso a área de cada mini bacia correspondente ao trecho, utilizando os mapas na janela principal do SIG. Como se pretendeu simular o pior cenário, todos os lançamentos foram inseridos como contínuos e na aba “esgoto” do SIAQUA. As informações do lançamento que foram inseridas são: a vazão do lançamento (m³/s), DBO (mg/L), Namon (mg/L), Porg (mg/L) e Pinorg (mg/L) (Tabela 2).

Coefficiente	Valor utilizado
Kd	0,12
Ks	0,10
Kso	0,10
Koa	0,20
Kan	0,20
Knn	0,75
Spinorg	0,10
Koi	0,20
Kspo	0,02
Kr coli	1,00

Tabela 1: Coeficientes cinéticos do modelo

Empresa	Vazão (m³/d)	DBO (mg/L)	P total (mg/L)	N amon. (mg/L)	Empresa	Vazão (m³/d)	DBO (mg/L)	P total (mg/L)	N amon. (mg/L)
E001	0,000463	150	4	20	E019	0,000031	180	4	20
E002	0,000058	180	4	20	E020	0,000035	180	0	0
E003	0,005787	80	3	20	E021	0,000116	180	0	0
E004	0,000116	180	4	20	E022	0,000001	180	4	0
E005	0,000058	180	4	20	E023	0,000003	120	4	0
E006	0,000081	180	4	0	E024	0,000025	0	4	20
E007	0,000174	180	4	20	E025	0,000631	150	4	20
E008	0,001054	150	4	20	E026	0,000139	180	4	0
E009	0,000486	150	4	20	E027	0,000150	130	4	20
E010	0,000208	180	4	20	E028	0,000208	200	4	20
E011	0,000116	180	4	20	E029	0,000017	180	4	20
E012	0,000007	180	4	20	E030	0,000014	0	4	20
E013	0,000116	180	4	20	ETE Tega	0,440000	40	0,2	11,5
E014	0,000694	180	0	0	ETE Dal Bó	0,030800	40	1	20
E015	0,000139	150	4	0	ETE Canyon	0,041600	60	0,2	11,5
E016	0,000139	180	4	20	ETE Samuara	0,060000	60	0,2	11,5
E017	0,000139	180	4	20	ETE Serrano	0,025000	60	0,2	11,5
E018	0,000029	150	1	10					

Tabela 2: Dados dos efluentes modelados

O talvegue crítico foi definido como aquele com maior número de lançamentos e que apresenta lançamentos de ETES. Para esse talvegue foi utilizada a ferramenta do SIAQUA que cria um arquivo com o perfil dos lançamentos, resultando em dados de distância e concentrações dos parâmetros modelados. Foram gerados os dados de concentrações limites para DBO, Nitrogênio amoniacal, fósforo orgânico e fósforo inorgânico por meio da ferramenta do SIAQUA. Esses dados foram trabalhados no *software* ArcGis Pro 2.8.0 para serem apresentados em mapas, possibilitando a visualização dos parâmetros em classes pré-definidas de acordo com limites da Resolução CONAMA 357/05 para então avaliar o atendimento ao enquadramento do rio para os parâmetros estudados.

Resultados e discussão

A discretização da bacia resultou em 35 segmentos, denominados trechos que geraram a mesma quantidade de mini bacias. Os dados necessários para a primeira etapa de inserção de dados da bacia hidrográfica no SIAQUA, denominada “dados de geometria” e para a segunda etapa de inserção de dados da bacia hidrográfica no SIAQUA correspondem aos dados hidráulicos de vazões mínimas Q95 por mini bacia e velocidade por trecho.

De acordo com os dados históricos do INMET, março é o mês com menor precipitação registrada (111,3 mm) e julho, o mês de maior precipitação (189,4 mm). Pode-se inferir que os meses de cheia (vazões máximas) serão principalmente os meses de julho a outubro e os meses de seca (vazões mínimas) serão os meses de março e abril. Quanto às temperaturas, às mínimas chegam a 8,7°C, no mês de julho. Já as máximas alcançam 26,6 °C em janeiro. Com esses dados é possível inferir que os meses mais críticos para lançamentos de efluentes na bacia serão os meses de março e abril. Nesses meses se faz necessária uma atenção especial do órgão ambiental quanto ao lançamento de efluentes e é o período crítico para a análise integrada dos efluentes na bacia.

A Resolução nº 121, de 12 de dezembro de 2012 aprova o enquadramento das águas superficiais da bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas, conforme deliberação do Comitê de Bacia Hidrográfica. Nela, são apresentadas as bacias por unidade de gestão (UG) e descritos os rios principais das sub-bacias. Nesta resolução são apresentadas propostas de enquadramento com um horizonte de 10 e 20 anos em relação à Q95% (vazão que é igualada ou superada em 95% do tempo), bem como a qualidade de água sem considerar fósforo Q95%, estipulando a classe a ser atingida conforme Resolução CONAMA 357/05.

Como proposta de enquadramento a médio prazo (10 anos) ficou definido o alcance da Classe 2 e como proposta de longo prazo (20 anos) foi definida a manutenção da Classe 2.

O talvegue apresentado na Figura 2 corresponde à extensão do rio Tega, rio principal da bacia. Nele encontram-se os lançamentos da ETE Tega e a parte mais antropizada e industrializada da bacia. O talvegue inicia no trecho 15, onde ocorre o lançamento do efluente da ETE Tega, que é a carga mais representativa em termos de vazão dentre todos os lançamentos deste estudo. Além disso, neste talvegue encontram-se os lançamentos da parte mais industrializada de Caxias do Sul, situados principalmente no trecho 25.

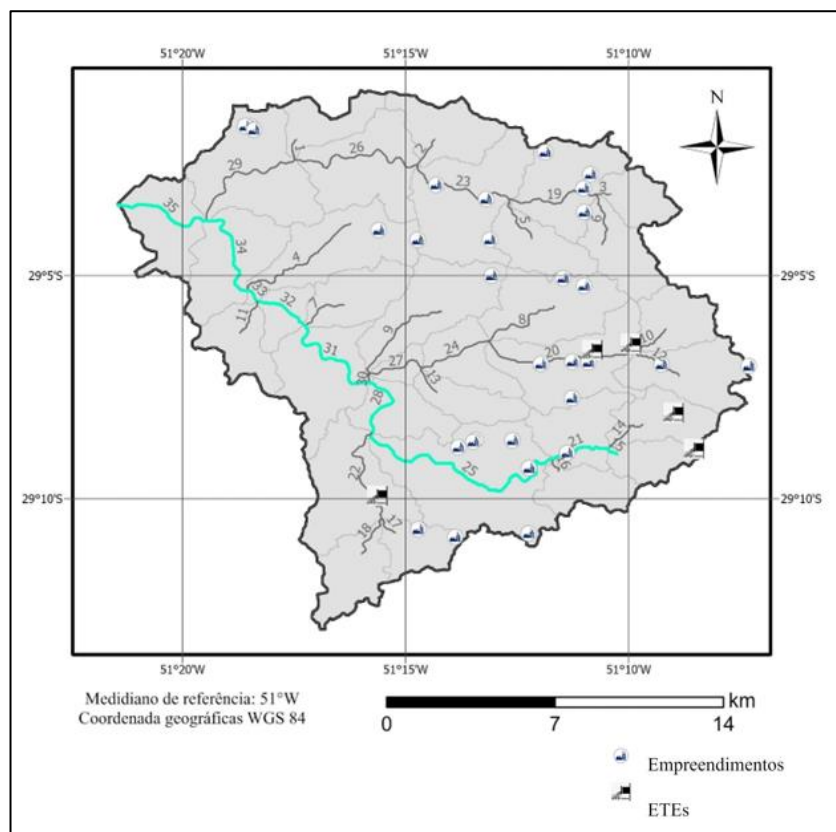


Figura 2: Talvegue crítico do rio Tega

A Figura 3 apresenta o perfil dos lançamentos do talvegue crítico. Para o parâmetro de DBO, há um pico de 41,2 mg/L resultando do lançamento da ETE Tega. Esse pico é consumido ao longo do talvegue chegando a 34,6 mg/L antes dos lançamentos do trecho 25. Logo à jusante do trecho 25, o talvegue recebe a contribuição do trecho 22, elevando a DBO para 38,2 mg/L. Ao longo do restante do talvegue parte da DBO é consumida chegando ao final do trecho 35, onde se encontra o exutório da bacia com DBO de 19,8 mg/L.

É possível verificar que o rio não é capaz de consumir a DBO até o final do talvegue para alcançar o valor do enquadramento na Classe 2, de 6 mg/L. Este talvegue é o que apresenta maior depleção da concentração de OD. O primeiro trecho, logo após o lançamento da ETE Tega apresenta uma depleção do OD ocasionada pelo lançamento da ETE que chega a 1,3 mg/L. Neste local as condições se aproximam da anaerobiose. Ao longo do talvegue, a concentração de OD aumenta, conforme a matéria orgânica é consumida. A partir do trecho 25, à cerca de 5 km do lançamento da ETE Tega, o OD tem concentração de 6,4 mg/L, já se enquadrando no padrão de Classe 2. Ao final do talvegue, próximo ao exutório do rio a concentração de OD é de 8,11 mg/L, demonstrando a recuperação do rio para este parâmetro.

Quanto aos nutrientes, para o parâmetro de nitrogênio amoniacal ocorre um pico de 12,90 mg/L logo após o lançamento da ETE Tega. Esse pico é consumido ao longo do talvegue sendo reduzido gradativamente. Ao final do talvegue, no trecho 35 junto ao exutório do rio se tem a menor concentração de nitrogênio amoniacal, de 3,94 mg/L, ainda fora do enquadramento do rio, de 3,7 mg/L. Percebe-se que o rio não é capaz de consumir o nitrogênio lançado ao longo desse talvegue. Para o parâmetro de fósforo total, neste talvegue ocorre uma das maiores concentrações da bacia. Logo à jusante do trecho 15 percebe-se um aumento expressivo do fósforo total após o lançamento da ETE Tega, chegando a 0,20 mg/L. Essa concentração aumenta ao receber os efluentes do trecho 14, onde se encontra a ETE Dal Bó e da área urbanizada no trecho 25, chegando a 0,51 mg/L. Ao longo de cerca de 11 km seguintes o fósforo total reduz para 0,17 mg/L. Percebe-se um novo aumento quando recebe a carga de outro braço do rio, no trecho 35, chegando ao exutório com concentração de fósforo total de 0,21 mg/L. Pode-se verificar que ao longo de todo o talvegue o rio permaneceu com concentrações acima de 0,1 mg/L, limite da classe 2 da CONAMA 357/05, evidenciando que o rio não foi capaz de assimilar as cargas lançada

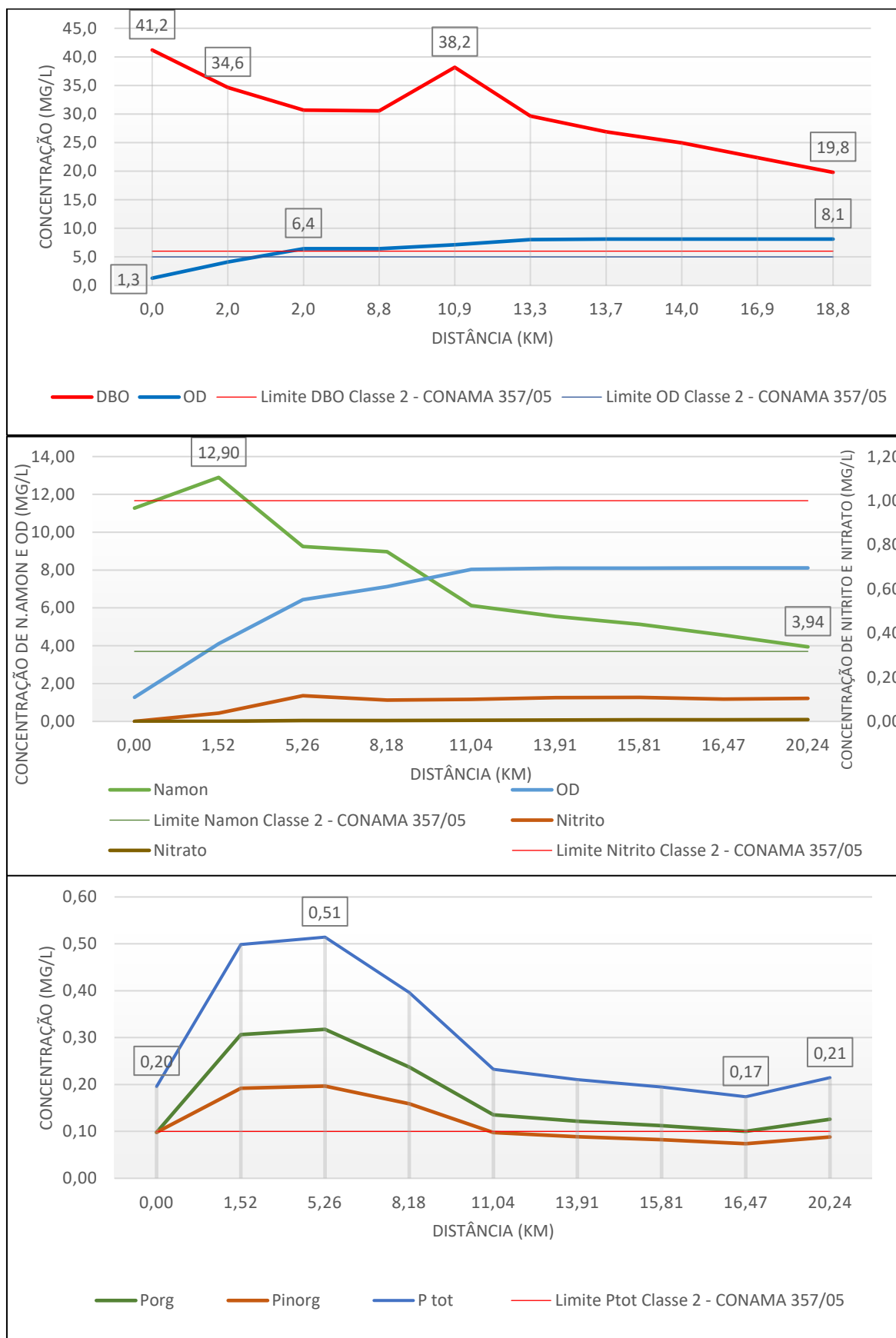


Figura 3: Perfil dos lançamentos no Talvegue

A Figura 4 apresenta o mapa de concentrações limite para o parâmetro de DBO para a rede de drenagem modelada no Cenário 1. O limite para o atendimento do enquadramento atual da bacia é destacado nas cores verde – para atendimento à Classe 1 e amarelo – para atendimento à Classe 2 da CONAMA 357/05. Os trechos destacados em vermelho correspondem aos valores de DBO acima do limite para a classe 3 e 4, fora do enquadramento da bacia do rio Tega. A Figura 5 apresenta o mapa de concentrações limite para o parâmetro de nitrogênio amoniacal para a rede de drenagem modelada. O limite para o atendimento do enquadramento atual da bacia é destacado na cor verde – para atendimento à Classe 1 e 2; vermelho – para atendimento à Classe 3 e 4 e bordô para valores superiores à Classe 4 da CONAMA 357/05. Os trechos destacados em vermelho e bordô correspondem aos valores de nitrogênio amoniacal acima do limite do enquadramento da bacia do rio Tega. A Figura 6 apresenta o mapa de concentrações limite para o parâmetro de fósforo total para a rede de drenagem modelada. O limite para o atendimento do enquadramento atual da bacia é destacado na cor verde – para atendimento à Classe 1 e 2; vermelho – para atendimento à Classe 3 e 4 e bordô para valores superiores à Classe 4 da CONAMA 357/05. Os trechos destacados em vermelho e bordô correspondem aos valores de fósforo total acima do limite do enquadramento da bacia do rio Tega.

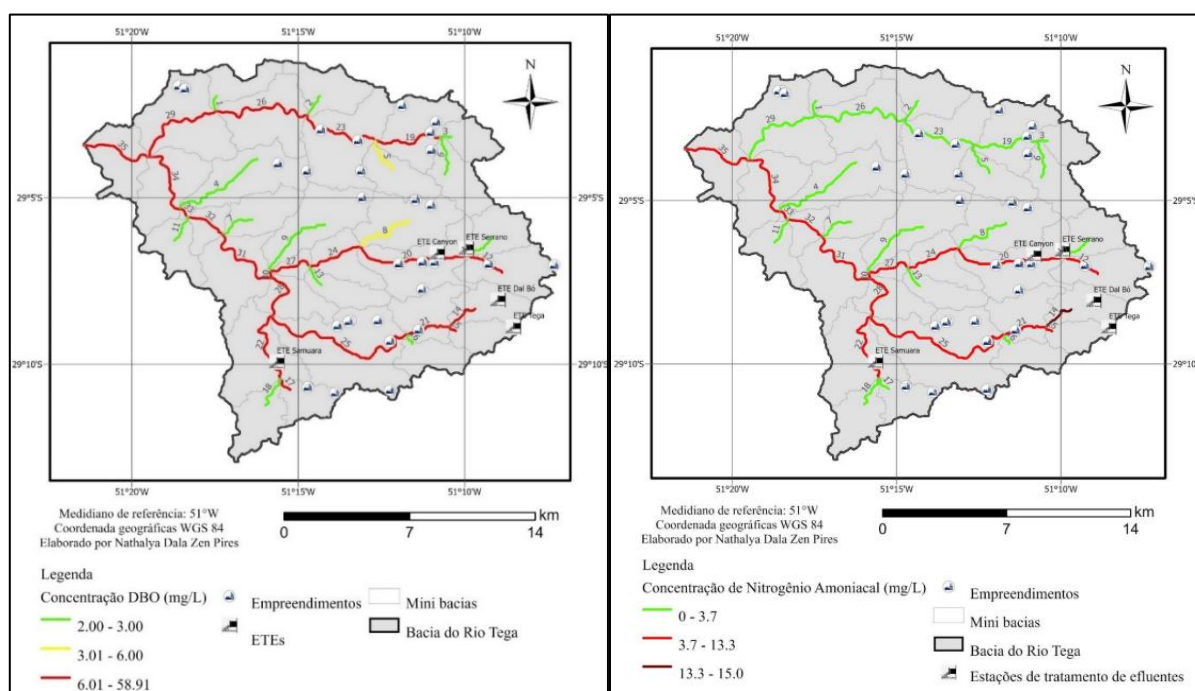


Figura 4: Mapa de concentrações limite de DBO (mg/L) **Figura 5: Mapa de concentrações limite de N amon. (mg/L)**

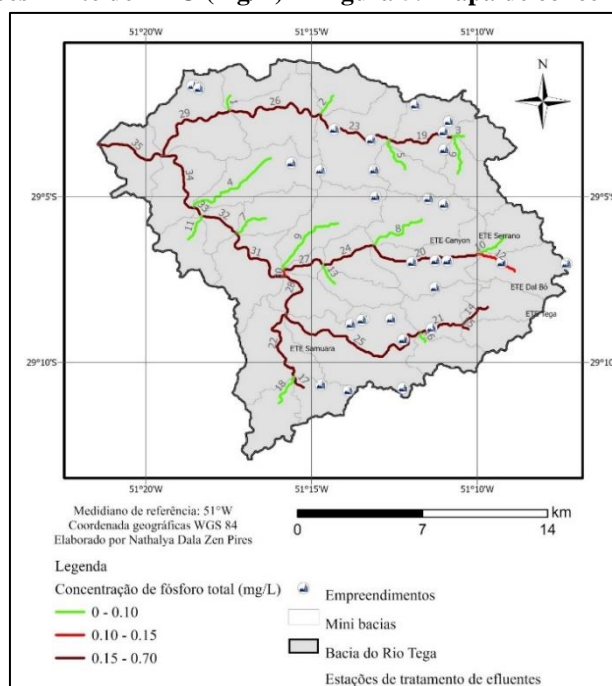


Figura 6: Mapa de concentrações limite de Fósforo total (mg/L)

Considerações finais

Este trabalho permitiu analisar a capacidade suporte dos recursos hídricos da bacia do rio Tega a partir da modelagem do lançamento sinérgico de efluentes em suas águas e seu enquadramento quanto à Resolução CONAMA n° 357/05. Foi possível comprovar que analisar apenas os limites licenciados não promove um estudo suficientemente rico. Os resultados mostraram que ao serem inseridos concomitantemente, as cargas poluidoras licenciadas impactam negativamente a qualidade da água na bacia. O resultado da simulação mostrou-se bastante interessante em um contexto de escassez de dados. Pôde-se observar uma correlação entre os lançamentos e a degradação da qualidade da água na bacia do rio Tega. Foi possível observar que aos lançamentos de empreendimentos e ETEs agravam significativamente a qualidade do rio, impossibilitando o uso ao qual as águas classificadas como Classe 2 da CONAMA 357/05 se propõem.

A ferramenta de modelagem utilizada neste trabalho mostra uma forma de análise integrada que pode ser aliada dos gestores de recursos hídricos na tomada de decisão. O SIAQUA-IPH é uma ferramenta simples e visual para avaliar a sinergia dos lançamentos na bacia. Além disso, o modelo SIAQUA-IPH considera todas as variáveis hidráulicas e processos de decaimento e dispersão dos parâmetros.

Para que se alcance o enquadramento do qual trata a Resolução n° 121/12 se faz necessário que o órgão ambiental tome ações de modo a avaliar os lançamentos de forma integrada. Com o recorte que este estudo se propôs, utilizando apenas as licenças estaduais, foi possível verificar que o rio não tem capacidade de autodepurar a carga que está sendo lançada. Já são passados 10 anos deste enquadramento e são necessárias ações para que no horizonte dos próximos 10 anos o rio alcance o enquadramento estabelecido.

Para que se obtenham os resultados do enquadramento, cabe ao órgão ambiental aplicar os instrumentos da PNRH. O principal instrumento a ser aplicado é a outorga para lançamento de efluentes. Poderia o estado criar uma legislação à nível estadual, à exemplo da Resolução da ANA n° 2079/17, onde rios com determinado comprometimento de sua qualidade teriam outorgas de lançamento de efluentes limitadas. Além disso, aplicar a cobrança pelo uso da água para descarte de efluentes e do conceito de poluidor-pagador.

Dentre as limitações deste trabalho cabe destacar as limitações da pesquisa, devido a deficiência de dados observados na bacia do rio Tega. Além disso, a falta de dados para o ajuste dos coeficientes e a calibração. Houveram também limitações no modelo SIAQUA-IPH, principalmente por ser um software muito manual, é necessária a inserção de cada um dos lançamentos individualmente. Esse fato limita a quantidade de lançamentos inseridos e aumenta o tempo para seu manuseio.

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 N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil. Enquadramento dos corpos d'água em classes. Brasília - DF. 2020. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dosrecursoshidricos/encarte_enquadramento_conjuntura2019.pdfAcesso em: 30 mar. 2021

BRASIL. Lei n° 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. 1° da Lei n° 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei n° 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm

BRASIL. Resolução CONAMA n° 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://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459> Acesso em: 31 mar. 2021

CONSEMA. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução n° 355 de 19 de julho de 2017. 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. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>

CORNELLI, Renata; SCHNEIDER, Vania Elisabete, BORTOLIN, Taison Anderson, et al. Análise da Influência do Uso e Ocupação do Solo na Qualidade da Água de Duas SubBacias Hidrográficas do Município de Caxias do Sul. SCIENTIA CUM INDUSTRIA (SCI. CUM IND.), V.4, N. 1, 1 — 2016. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/236125767.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2021

FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, Walter; RIGO, Daniel. Modelo analítico de qualidade da água acoplado com Sistema de Informação Geográfica para simulação de lançamentos com duração variada. Eng. Sanit. Ambient. vol.18 no.4 Rio

de Janeiro Oct./Dec. 2013. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522013000400359.

FLEISCHMANN, Ayan Santos; FAN, Fernando Mainardi; COLLISCHONN, Walter. Manual 2.2 de exemplos do modelo SIAQUA-IPH utilizando dados de entrada provenientes do ARCGIS e de regionalização de vazões – aplicação na bacia do rio dos sinos para lançamentos transientes de poluentes. 2013. Disponível em: <https://www.ufrgs.br/hge/modelos-e-outrosprodutos/siaqua-iph/>. Acesso em: 19 abr. 2021

GÓMEZ, S. T. R.; SILVA FILHO, L. C. P.; PASSUELLO, A.C. Estimativa das cargas de efluentes industriais na bacia hidrográfica Taquari-Antas. Boletim Geográfico do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, n. 29, p. 94-117, mar. 2017. Disponível em: <https://revistas.planejamento.rs.gov.br/index.php/boletimgeograficors/article/view/3936/3817>. Acesso em: 26 mai. 2021

RIO GRANDE DO SUL. NOTA TÉCNICA nº 004/2021/DIPLA/DRHS.

RIO GRANDE DO SUL. Resolução nº 121, de 12 de dezembro de 2012. Aprova o Enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas. Porto Alegre, RS, Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/22162317-resolucao-crh-121-2012-aprova-enquadramento-aguas-superficiais-bacia-taquari-antas-07-01-1.pdf>.

SILVA, Maytê Maria Abreu Pires de Melo; FARIA, Sérgio Donizete; MOURA, Priscilla Macedo. Modelagem da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Piracicaba (MG). 2017. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522017000100133&lng=en&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 30 mar. 2021

SOS MATA ATLÂNTICA. Observando os rios 2019 - O retrato da qualidade da água nas bacias da Mata Atlântica. 2019. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/wpcontent/uploads/2019/03/Observando-Os-Rios-2019.pdf>. Acesso em: 23 mar. 2021 SPERLING, Marcos Von. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

CONTROLE DE PERDAS HÍDRICAS EM SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA: UM ESTUDO BIBLIOMÉTRICO

¹Josiel Lucas Crispim dos Santos, ²Bruno de Medeiros Souza, ³Moacir Braz da Silva Neto, ⁴Gabriella Saraiva Coelho, ⁵Nicholas de Alencar Duarte Gonçalves, ⁶Alex Cauã Oliveira Araújo.

¹Instituto Federal da Paraíba Campus Cajazeiras, e-mail: josiel.lucas@academico.ifpb.edu.br;

²Instituto Federal da Paraíba Campus Cajazeiras, e-mail: bruno.medeiros@ifpb.edu.br;

³Instituto Federal da Paraíba Campos Cajazeiras, e-mail: moacir.neto@academico.ifpb.edu.br;

⁴Instituto Federal da Paraíba Campus Cajazeiras, e-mail: gabriella.saraiva@academico.ifpb.edu.br;

⁵Instituto Federal da Paraíba Campus Cajazeiras, e-mail: nicholas.alencar@academico.ifpb.edu.br;

⁶Instituto Federal da Paraíba Campos Cajazeiras, e-mail: : alex.caua@academico.ifpb.edu.br;

Palavras-chave: controle; perdas; água.

Resumo

O combate às perdas hídricas em sistemas de abastecimento de água é um dos assuntos mais discutidos entre os especialistas, meios políticos e gestores das companhias de saneamento ao longo da última década, ganhando expressa notoriedade nos últimos anos, mediante os debates referentes à aprovação do novo marco legal do saneamento. Tais discussões realçam quesitos relevantes, tais como: o alto índice de perdas registradas no Brasil, o setor público como principal responsável e as consequências financeiras recaídas sobre a população. Esses debates impulsionaram os estudos sobre a eficiência das companhias de saneamento e as melhores práticas de combate a essas perdas. Dessa forma, o presente trabalho apresenta como objetivo realizar uma revisão sistemática da literatura, no que concerne as perdas hídricas nos sistemas de abastecimento de água, bem como listar possíveis soluções para a problemática, como também identificar autores e instituições que mais desenvolvem pesquisas sobre a temática. Para tal, foi utilizada a base de dados Scopus, a aplicação das palavras-chave “supply system”, “losses control” e “water”, combinadas através do operador booleano AND e o emprego dos filtros: inserção de aspas (“”); período de publicação (2010 a 2022) e tipo de documento (artigo e conferência). Em seguida os resultados foram exportados para o software VOSviewer e para planilhas eletrônicas e, por fim, analisados quanto aos seguintes requisitos: anos das publicações, local do estudo, periódicos publicados, número de citações, filiações, financiadores, instituições das publicações, autores, co-citações, ocorrência de palavras-chave, problemática e soluções apresentadas. Após o cumprimento das etapas metodológicas, o resultado obtido apresenta 19 (dezenove) artigos relacionados a temática de perdas hídricas. Um dado relevante se deu pela verificação de que países com os maiores quantitativos de perdas, também são grandes investidores no nicho dos recursos hídricos. Mediante aos diversos problemas apresentados em sistemas de abastecimento de água, é verificado que as medidas mais adotadas são: controle de pressão na rede; redução do índice de vazamentos e gerenciamento de infraestrutura eficiente. Os mesmos ainda dissertam sobre a importância da execução de medidas sociais e políticas, como o engajamento da sociedade na causa e uma melhor organização por parte dos órgãos públicos. Dessarte, a pesquisa bibliográfica se posiciona com forte contribuição para o desenvolvimento e sistematização de estudos, sendo um eficiente meio para a organização da literatura acadêmica

Introdução

As perdas hídricas nos sistemas de abastecimento de água representam grandes prejuízos a sociedade de uma forma geral, seja no Brasil ou no mundo (KUSTERKO *et al.*, 2018; MEKONNEN, 2023). Mesmo em regiões assoladas pela escassez hídrica, há registros de localidades que apresentam altos índices de perdas, a exemplo do semiárido do Nordeste brasileiro.

O cômputo dessas perdas contempla os custos necessários ao recalque, folha de pagamento dos funcionários da companhia de saneamento, produtos químicos utilizados no tratamento da água, dentre outros diversos insumos inerentes ao saneamento (YILMAZ *et al.*, 2023). O somatório desses custos representa uma parcela bastante significativa para as companhias de saneamento, que consequentemente, as repassam para os clientes através do cálculo da tarifa mensal (YILMAZ *et al.*, 2023).

Segundo Mvongo *et al.* (2023), as perdas hídricas podem ser calculadas através da diferença entre os volumes produzido (captações) e micro medido (unidades consumidoras). As mesmas podem ser classificadas em reais e aparentes. A primeira quando originada de vazamentos (visíveis ou não) e as aparentes, estão relacionadas ao volume faturado, ou seja, são perdas de cunho comercial (fraudes de usuários, ingerência das companhias, etc.) (KUSTERKO *et al.*, 2018).

No Brasil, a temática das perdas hídricas nos sistemas de abastecimento de água, se tornou uma das principais pautas de discussão no âmbito de especialistas, sociedade, representantes das companhias de saneamento e meio político nos últimos anos, tendo em vista a atualização do marco legal do saneamento. A principal causa dessa discussão em torno da temática, se baseava justamente nos altos índices de perdas registrados nos sistemas de abastecimento de água, em sua maioria, operados por companhias administradas pelo setor público. Logo, os debates, na maioria das vezes, voltiam em torno da baixa eficiência desses sistemas e quais seriam as possíveis soluções (FERREIRA; GOMES; DANTAS, 2021)

De posse dos fatos acima mencionados, esse trabalho objetiva realizar uma revisão sistemática da literatura a respeito do tema de perdas hídricas nos sistemas de abastecimento de água, buscando assim, elencar as principais soluções adotadas diante da problemática em questão, assim como identificar os principais autores e instituições que pesquisam sobre o assunto.

Material e métodos

A pesquisa se deu de forma bibliométrica, sistemática e quantitativa, a fim de analisar de forma objetiva os dados obtidos. Dessa forma, o estudo apresenta indicadores que visam expor a produção científica e estabelecer os parâmetros que interagem nos elementos em comum (Macias-Chapula 1998; Maricato 2010) direcionadas ao controle de perdas hídricas em sistemas de abastecimento de água. Os resultados obtidos se deram a partir do método de Quevedo-Silva et al. (2016), adaptado, conforme a figura 1.

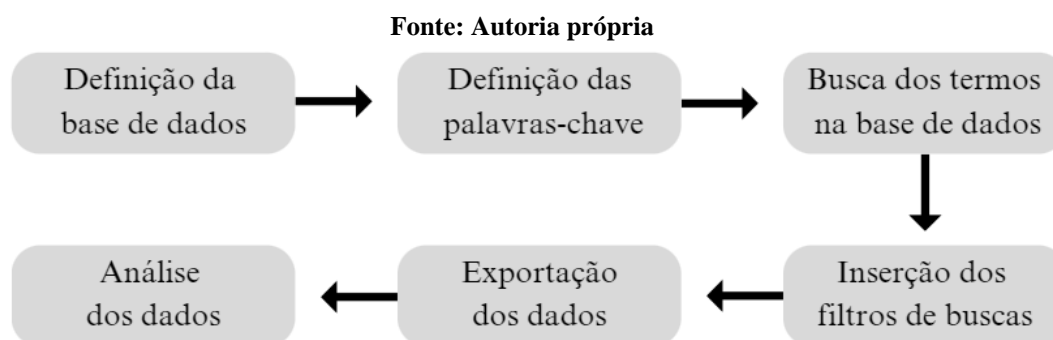


Figura 1: Adaptação do método de Quevedo-Silva et al. (2016)

O banco de dados utilizado foi o Scopus. Como a pesquisa não se restringiu a um estudo nacional, foi utilizado um banco de dados que abordasse o controle de perdas hídricas em sistemas de abastecimento no âmbito mundial. Foram definidas as seguintes palavras-chave “supply system”, “losses control” e “water”. Sendo utilizada a busca por tópico de três palavras-chave de modo combinado, por meio do operador booleano AND disposta no banco de dados. Para filtragem da busca, foram utilizados os seguintes parâmetros: Inserção das aspas (“”) nas palavras-chave; período de 2010 a 2022 e o tipo de documento se limitou a artigo e conferência. Os dados obtidos foram exportados para os softwares VOSviewer e planilha eletrônica. Por fim, para análise dos resultados, foram utilizados os seguintes parâmetros: anos das publicações, local do estudo, periódicos publicados, número de citações, filiações, financiadores, instituições das publicações, autores, co-citações, ocorrência de palavras-chave, problemática e soluções apresentadas, conforme descrito na seção a seguir.

Resultados e discussões

Após o cumprimento das etapas metodológicas, resultaram 19 (dezenove) artigos relacionados a temática de perdas hídricas. A figura 2 expõe a publicação desses 19 artigos ao longo da escala temporal definida na metodologia (2010-2022).

Fonte: Scopus (adaptado)

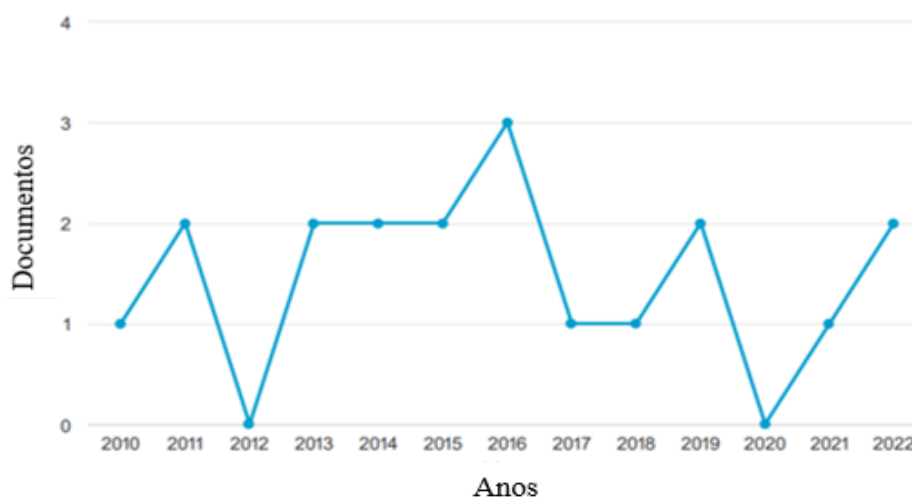


Figura 2: Quantidade de artigos publicados por ano

Pela análise da figura 2, observa-se que no ano de 2016 houve o maior número de publicações sobre a referida temática no período estudado. Esse destaque provavelmente se deu pela realização da Conferência do Clima da Organização das Nações Unidas (ONU) e a Agenda 2030 para o Desenvolvimento sustentável. Nos anos de 2012 e 2020 não houve publicação sobre o tema. Quanto ao ano de 2020, talvez o marco pandêmico do COVID 19 tenha sido um dos fatores que proporcionou a não publicação de estudos sobre perdas hídricas, devido a centralização de investimentos na área da saúde.

Fonte: Scopus

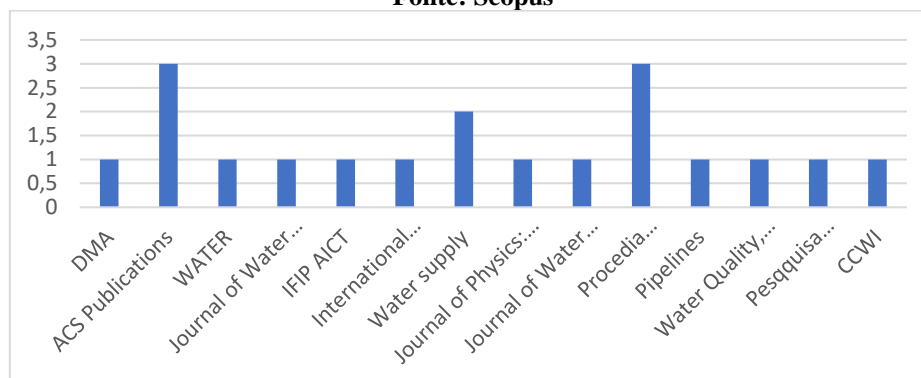


Figura 3: Artigos publicados em periódicos

Ao verificar a figura 3, observa-se que os periódicos “ACS Publications” e “Procedia Engineering” publicaram, ambos, 3 (três) estudos, seguidos do periódico “Water Supply” com 2 (dois). Os demais periódicos apresentaram apenas uma publicação sobre a temática. A alta classificação da Procedia Engineering e ACS Publications podem justificar a busca dos autores por esses periódicos na etapa da publicação.

Fonte: Autoria própria

ID	Título do artigo	Periódico	Ano	Nº de citações
1	Proposals for water conservation in urban areas in Brazil.	DMA	2022	1
2	Potential Water and Energy Savings for Reducing Urban Water Supply Loss in China.	ACS Publications	2022	0
3	Development of a multi-methodological approach to support the management of water supply systems.	WATER	2021	1
4	Framework to establish economic level of leakage for intermittent water supplies in arid environments.	Journal of Water Resources Planning and Management	2019	25
5	Smart Cities: Non Destructive Approach for Water Leakage Detection.	IFIP AICT	2019	0
6	VASPCALM module for frequency regulation as a pump control method in EPANET.	International Journal of Water	2018	0
7	Implementing tactical plans to improve water-energy loss management.	Water supply	2017	8
8	Importance of pressure reducing valves (PRVs) in water supply networks.	Journal of Physics: Conference Series	2016	3
9	Optimal management of water distribution networks with simulated annealing: The C-Town problem.	Journal of Water Resources Planning and Management	2016	7
10	A Methodology to Estimate Leakages in Water Distribution Networks Based on Inlet Flow Data Analysis.	Procedia Engineering	2016	13
11	Flexible Reconfiguration of Existing Urban Water Infrastructure Systems.	ACS Publications	2015	25
12	Basic Principles of a DSS Tool Developed to Prioritize NRW Reduction Measures in Water Pipe Networks.	Water Quality, Exposure and Health	2015	16
13	Prioritizing use cases for water smart technology development: Similarities and differences from Portugal and UK case studies.	Procedia Engineering	2014	0
14	Best management practices for water loss control in Seoul.	Procedia Engineering	2014	2

15	Water loss control using pressure management: Life-cycle energy and air emission effects.	ACS Publications	2013	26
16	Frequency pressure regulation in water supply systems.	Water supply	2013	6
17	Handling transmission mains in water loss control programs.	Pipelines	2011	1
18	Methods for improving the efficiency in the use of water resources and energy in water supply systems.	CCWI	2011	0
19	Prioritization of areas of loss control in water distribution networks	Pesquisa Operacional	2010	17

Quadro 1: Número de citações por título.

Dos 19 artigos analisados, de acordo com o quadro 1, 5 (cinco) não receberam nenhuma citação, representando, aproximadamente, 26,3% do total. Os artigos mais citados foram “Water loss control using pressure management: Life-cycle energy and air emission effects” com 26 citações; “Framework to establish economic level of leakage for intermittent water supplies in arid environments” e “Flexible Reconfiguration of Existing Urban Water Infrastructure Systems”, ambos com 25 citações. Dessa forma, os 3 títulos mais citados respondem por mais de 50% de todas as citações.

Ao relacionar os periódicos que mais realizam estudos na área (figura 3) com o maior número de citações, comprova-se que a ACS Publications se destaca nos dois critérios, contemplando assim pesquisas de grande relevância no controle de perdas hídricas em sistemas de abastecimento.

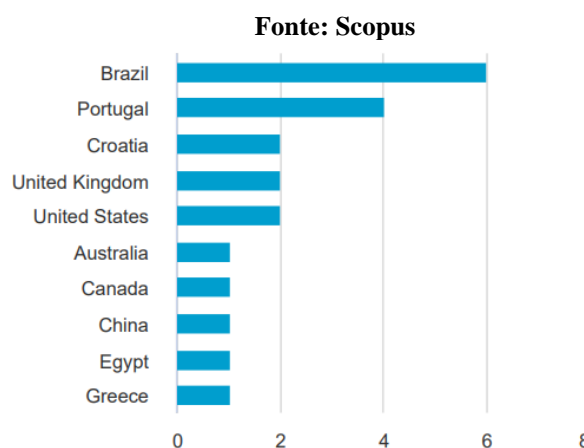


Figura 4: Publicações por países

De acordo com a Figura 4, o Brasil é o país que mais realiza estudos na área, tal fato provavelmente se dá pela ocorrência do alto índice de perdas hídricas em seus sistemas de abastecimento. O país apresenta um índice na distribuição de água de 40,1% (SNIS, 2021). Esse elevado índice, ao mesmo tempo que estimula pesquisas na área, representa prejuízos diversos a sociedade e as companhias de saneamento. De uma forma geral, esse índice vem se elevando no Brasil, principalmente a partir de 2016. Esse crescimento contínuo influencia diretamente na qualidade da água, na escassez hídrica e na economia de larga escala, além de proporcionar ao consumidor final, os ônus dos custos que se originam pelas falhas no sistema (SNIS, 2021). Tais fatos divergem da tão preconizada eficiência, requerida pela Lei nº 14.026/2020, ou seja, pelo novo marco legal do saneamento.

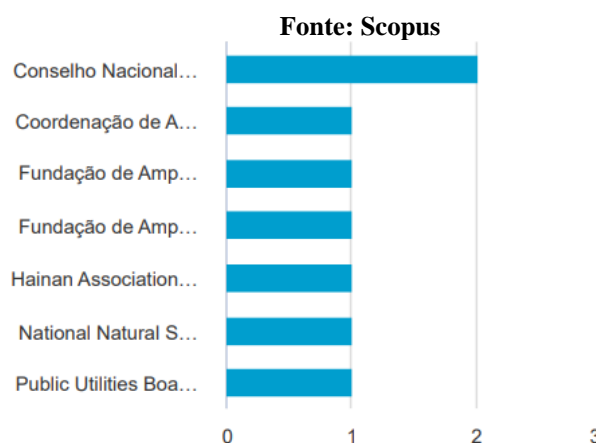


Figura 5: Publicações por financiador

Consoante a figura 5, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos é o maior financiador das pesquisas analisadas, o órgão brasileiro é responsável por estabelecer diretrizes complementares para implementação da Política Nacional de Recursos hídricos, ocupando o maior cargo hierárquico no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (CNRH 2021), sendo dessa forma, justificado o investimento.

Os dados obtidos foram exportados para o software VOSviewer para serem analisados quanto aos autores, palavras-chave e co-citações.

Fonte: VOSviewer

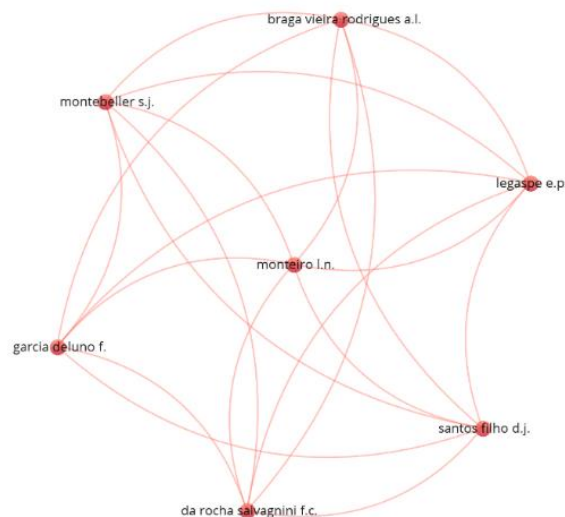


Figura 6: Autores dos artigos

Conforme a figura 6, verifica-se que há relações igualitárias quanto as publicações entre os autores citados, demonstrando uma interação entre pesquisadores e a área de estudo.

Fonte: VOSviewer

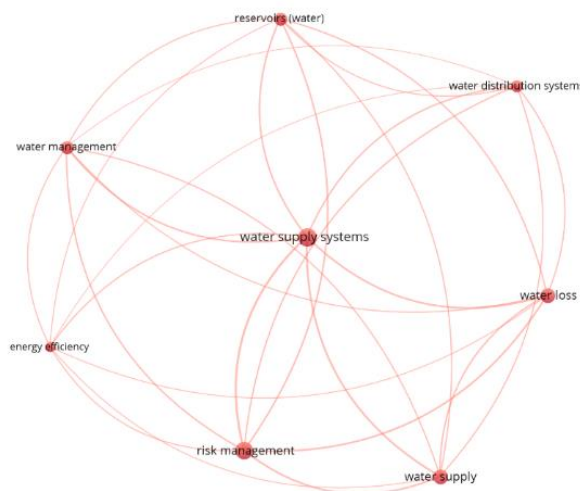


Figura 7 Palavras-chave

Quanto a co-ocorrência das palavras-chave, ou seja, as que mais se repetem nos 19 artigos em questão, se destacam as listadas na figura 7. A palavra-chave “water supply systems” é a que mais se apresenta nos estudos em questão, estando disposta no eixo central e sendo utilizada juntamente com as demais que se apresentam nas extremidades. Ao verificar as relações, observa-se que a palavra-chave “water losses” está relacionada com “energy efficiency” e “water management”. Isso torna evidente a sistematização de diversos fatores que contribuem em sistemas de abastecimento.

O quadro 2 exhibe todas as problemáticas e as soluções propostas no portfólio dos 19 artigos analisados. A mesma também expressa os autores e as instituições responsáveis. É importante realçar que os títulos dos artigos expostos no quadro 1 são referenciados no quadro com o mesmo ID para identificação.

Fonte: Autoria própria

ID	Autor	Instituição	Problemática	Solução
1	MOTA, F. S. B.	UFC	Perdas hídricas em sistemas de abastecimentos e não conservação das águas em áreas urbanas.	Propositura de ações a serem desenvolvidas para engajar a comunidade em programas de conservação da água. Propõe-se uma estrutura nacional para um programa de conservação da água em áreas urbanas no Brasil. Também é proposto como deve ser a participação de órgãos nacionais, federais e municipais, indicando-se suas atribuições.
2	ZHANG B.C. B <i>et al</i>	-	Desperdício de água e energia em abastecimento.	Foi sugerido que o controle diferenciado da perda de água local pode ser um complemento eficaz para o abastecimento de água local e alívio do estresse hídrico, bem como a conservação de energia.
3	ARAÚJO, W. C. <i>et al</i>	UFBA	Promover a tomada de decisões estratégicas em apoio a gestão de recursos hídricos.	Abordagem multimetodológica desenvolvida para simular cenários considerando as estratégias de manejo e as diversas variáveis que afetam os sistemas de abastecimento de água, incluindo o crescimento populacional, a fim de avaliar ações mais assertivas da gestão que poderiam ter sido adotadas para lidar com crise hídrica (2012–2017) e analisar cenários futuros.
4	HAIDER H. <i>et al</i>	Fayoum University	Índice de vazamento e gestão de pressão na rede.	Estabelecer o nível econômico de vazamento, analisar o fluxo noturno para estabelecer a relação entre pressão e perdas de águas, gerenciamento de pressão e controle de medidas na rede do lado do proprietário.
5	MONTEIRO L.N. <i>et al</i>	Centro Univ. da fac. de Eng. de Sorocaba	Vazamentos em sistemas de abastecimento de água.	Por meio de técnicas de processamento digital de sinais, como a Transformada Discreta de Fourier e a Transformada de Goertzel, os sinais espectrais são decompostos, revelando seus componentes de frequência como a intensidade, identificando os ruídos produzidos por vazamentos.
6	VOUK D. <i>et al</i>	Univ. de Zagreb	Consumo de energia e controle de pressão.	A regulação de frequência como método de controle de bomba, analisando seu controle e operação no software EPANET.
7	LOUREIRO D.	Laboratório Nacional de Engenharia Civil	Perdas de água e energia em sistemas de abastecimento.	Este artigo se concentra na aplicação da metodologia de gerenciamento de ativos de infraestrutura (IAM) desenvolvida e testada pela AWARE-P para melhorar o gerenciamento de perdas de água e energia em sistemas de abastecimento de água.
8	ROS S. <i>et al</i>	Unicamp	Alto índice de vazamentos.	Uso das Válvulas Redutoras de Pressão como ferramentas para redução de perdas hídricas
9	SOUSA, J. <i>et al</i>	Instituto Politécnico de Coimbra	Controle de perdas de água e a eficiência energética	Dois modelos de otimização: um modelo de projeto de menor custo para identificar as tubulações a serem substituídas e dimensioná-las, e um modelo de operação ótima para definir os controles das bombas e as configurações do PRV.
10	MAZZOLANIG. <i>et al</i>	Univ. Politécnica de Bari	Vazamentos em sistemas de abastecimento.	Analisar os registros de vazões WDN coletados em diversas redes reais de distribuição de água, com o objetivo de avaliar as fugas com base na flutuação sazonal dos consumos de água.
11	PERELMAN L.S. <i>et al</i>	MIT	Controle de pressão e perda de água.	A rede é reconfigurada em uma topologia em estrela, onde o nó central é um subconjunto conectado da rede de transmissão, que fornece conexão com as fontes de água, e os outros nós são os subsistemas que são conectados às fontes através do nó central.
12	Kanakoudis, Vasilis <i>et al</i>	Univ. da Tessália	A água não faturada (NRW) nas redes urbanas de distribuição de água.	DSS desenvolvida para classificar e avaliar os métodos de controle de NRW disponíveis que: propõe uma lista de medidas prioritárias de redução de NRW, avalia as variáveis e indicadores de desempenho da rede, compara o desempenho das redes de distribuição, gere o registo das medidas de redução de NRW e induz as medidas priorizadas para qualquer sistema.
13	RABELO M. <i>et al.</i>	Laboratório Nacional de Engenharia Civil	Uso dos recursos hídricos.	Descreve o processo de priorização de casos de uso, classificando sua utilidade para controlar as perdas de água e eficiência energética, fornecer novos serviços ao consumidor, melhorar os sistemas de cobrança e esquemas de preços, melhorar a detecção de vazamentos e a gestão de água, para desenvolver melhores serviços aos consumidores.

14	CHOY I.J. <i>et al.</i>	Instituto de pesquisa de águas	Capacidade de abastecimento de Seul devido a rápida urbanização.	Medidas: construção de novos reservatórios de água, medição de fluxo noturno mínimo (MNF) e detecção de vazamentos, instalação de válvulas redutoras de pressão e reorganização de tubulações inutilizadas.
15	StokesJennifer R. <i>et al.</i>	Univ. Califórnia	Economia hídrica a pelo controle de pressão nos sistemas.	Compara a economia de água com controle de pressão de saída fixa e fluxo modulado ao desempenho sem controle de pressão, considerando o consumo de eletricidade e produtos químicos embutidos na água perdida, fabricação de tubos e conexões para reparar quebras devido ao excesso de pressão.
16	HALKIJEVIC, I. <i>et al.</i>	Univ. de Zagreb	Controle de pressão nos sistemas.	O uso de inversores de frequência variável para controle de bombas centrífugas. A regulagem de pressão pode ser realizada com pressão constante ou com controle de pressão proporcional.
17	LAVEN, K. <i>et al.</i>	Pure Tecno.	Vazamentos em linha em adutoras de grande diâmetro.	Um modelo de custo/benefício para controle de vazamentos principais de transmissão é apresentado e aplicado a esses projetos.
18	SOUSA, E.V. <i>et al.</i>	Univ. Técnica de Lisboa	Uso hídrico e eficiência energética.	A metodologia está organizada em três níveis de planejamento (estratégico, tático e operacional) associados a ações de longo, médio e curto prazo.
19	COSTA D.M. <i>et al.</i>	UFPE	Infraestrutura antiga nos sistemas de abastecimento.	Modelo multicritério baseado no método PROMETHEE I para auxiliar o gestor no ranqueamento das áreas críticas de perdas, buscando alocar de forma mais eficiente o investimento de tempo e recursos nos sistemas de abastecimento de água, com foco em seus esforços nas áreas mais críticas.

Quadro 2: Problemáticas e soluções apresentadas nos estudos

Mediante as perdas hídricas em sistemas de abastecimento, verifica-se que os autores se interagem em propostas técnicas comuns, tais como: controle de pressão na rede; redução do índice de vazamentos e gerenciamento de infraestrutura eficiente. Os mesmos ainda dissertam sobre a importância da execução de medidas sociais e políticas, como o engajamento da sociedade na causa e uma melhor organização por parte dos órgãos públicos.

Comentários finais

O estudo bibliométrico, sistemático e quantitativo foi realizado a partir de 19 trabalhos sobre o controle de perdas hídricas em sistemas de abastecimento, publicados no período de 2010 a 2022, a partir de dados obtidos pelo banco de dados Scopus. O portfólio foi analisado mediante os anos das publicações, locais dos estudos, periódicos publicados, número de citações, financiadores, instituições das publicações, co-citações, ocorrência de palavras-chave, problemática e soluções apresentadas, sendo estes, resultados que contribuirão para futuras pesquisas na área.

A análise proporcionou identificar que os países que apresentavam um índice de perdas elevado, também eram identificados como os maiores pesquisadores na área de recursos hídricos. Os fatos históricos analisados nos anos de publicação são indicados como fatores que influenciam na tomada de decisões para investimentos, em pesquisas e em gerenciamento de recursos financeiros no desenvolvimento das redes de abastecimento, e por fim o controle de pressão nas redes se apresenta como uma medida constantemente utilizada para reduzir o índice de perdas em sistemas de abastecimento.

Dessa forma, estudos bibliométricos se apresentam como um caminho eficiente na sistematização de pesquisas, organizando a literatura acadêmica, com o objetivo de contribuir em novos estudos.

Referências

Brasil (2020). Lei N° 14.026, de 15 de julho de 2020. Brasília.

Cai, B., Wang, F., Zhang, W., Cheng, X., & Hu, X. (2022). Potential Water and Energy Savings for Reducing Urban Water Supply Loss in China. *ACS ES&T Water*, 2(4), 539-546.

Choi, Y. J., Ahn, J. C., Im, H. T., & Koo, A. (2014). Best management practices for water loss control in Seoul. *Procedia Engineering*, 89, 1585-1593.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos (2022). Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. CNRH. Governo Federal.

de Araujo, W. C., Oliveira-Esquerre, K. P., & Sahin, O. (2021). Development of a multi-methodological approach to support the management of water supply systems. *Water*, 13(12), 1655.

- Haider, H., Al-Salamah, I. S., Ghazaw, Y. M., Abdel-Maguid, R. H., Shafiquzzaman, M., & Ghumman, A. R. (2019). Framework to establish economic level of leakage for intermittent water supplies in arid environments. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 145(2), 05018018.
- Halkijevic, I., Vukovic, Z., & Vouk, D. (2013). Frequency pressure regulation in water supply systems. *Water Science and Technology: Water Supply*, 13(4), 896-905.
- Kanakoudis, V., Tsitsifli, S., Cerk, M., Banovec, P., Samaras, P., & Zouboulis, A. I. (2015). Basic principles of a DSS tool developed to prioritize NRW reduction measures in water pipe networks. *Water Quality, Exposure and Health*, 7, 39-51.
- Kusterko, S. et al. (2018). Gestão de perdas em sistemas de abastecimento de água: uma abordagem construtivista. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 23, p. 615-626.
- Laven, K., & Kler, J. (2011). Handling Transmission Mains in Water Loss Control Programs. In *Pipelines 2011: A Sound Conduit for Sharing Solutions* (pp. 704-713).
- Loureiro, D., Alegre, H., Silva, M. S., Ribeiro, R., Mamade, A., & Poças, A. (2017). Implementing tactical plans to improve water-energy loss management. *Water Science and Technology: Water Supply*, 17(2), 381-388.
- Mazzolani, G., Berardi, L., Laucelli, D., Martino, R., Simone, A., & Giustolisi, O. (2016). A methodology to estimate leakages in water distribution networks based on inlet flow data analysis. *Procedia engineering*, 162, 411-418.
- Mekonnen, Y. A. (2023). Evaluation of current and future water demand scenario and hydraulic performance of water distribution systems, a case study for Addis Kidam Town, Ethiopia. *Applied Water Science*, v. 13, n. 2, p. 40.
- Monteiro, L. N., da Rocha Salvagnini, F. C., Legaspe, E. P., Montebeller, S. J., Braga Vieira Rodrigues, A. L., Garcia Deluno, F., & Santos Filho, D. J. (2019). Smart Cities: Non Destructive Approach for Water Leakage Detection. In *Technological Innovation for Industry and Service Systems: 10th IFIP WG 5.5/SOCOLNET Advanced Doctoral Conference on Computing, Electrical and Industrial Systems, DoCEIS 2019, Costa de Caparica, Portugal, May 8–10, 2019, Proceedings 10* (pp. 273-280). Springer International Publishing.
- Morais, D. C., Cavalcante, C. A. V., & Almeida, A. T. (2010). Prioritization of areas of loss control in water distribution networks. *Pesquisa Operacional*, 30(1), 15-32.
- Mota, F. S. B. (2022). Proposals for water conservation in urban areas in Brazil. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 59.
- Mvongo, V. D. et al. (2023). Analysis and assessment of water losses in urban water distribution network: a case study of the Kribi water distribution network, Cameroon (Central Africa). *Sustainable Water Resources Management*, v. 9, n. 3, p. 64.
- Perelman, L. S., Allen, M., Preis, A., Iqbal, M., & Whittle, A. J. (2015). Flexible reconfiguration of existing urban water infrastructure systems. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13378-13384.
- Quevedo-Silva, F. et al; (2016). Estudo bibliométrico: orientações sobre sua aplicação. *Revista Brasileira de Marketink*, v. 15, n. 2, p. 246-262.
- Rebello, M., Smith, J. R., & Menezes, M. (2014). Prioritizing use cases for water smart technology development: Similarities and differences from Portugal and UK case studies. *Procedia Engineering*, 89, 998-1003.
- Signoreti, R. O. S., Camargo, R. Z., Canno, L. M., Pires, M. S. G., & Ribeiro, L. C. L. J. (2016, August). Importance of pressure reducing valves (PRVs) in water supply networks. In *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 738, No. 1, p. 012026). IOP Publishing.
- Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (2022). Diagnóstico Temático: Serviços de Água e Esgoto, Gestão Técnica de Água, ano de referência 2020. Brasília: SNIS, 2022. Ministério do Desenvolvimento Regional Secretaria Nacional de Saneamento.
- Sousa, J., Muranho, J., Sá Marques, A., & Gomes, R. (2016). Optimal management of water distribution networks with simulated annealing: The C-Town problem. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 142(5), C4015010.

Souza, E. V., Covas, D. I. C., & Soares, A. K. (2011). Methods for improving the efficiency in the use of water resources and energy in water supply systems. *Exeter, UK*.

Stokes, J. R., Horvath, A., & Sturm, R. (2013). Water loss control using pressure management: Life-cycle energy and air emission effects. *Environmental science & technology*, 47(19), 10771-10780.

Vouk, D., Nakic, D., & Halkijevic, I. (2018). VASPCALM module for frequency regulation as a pump control method in EPANET. *International Journal of Water*, 12(2), 158-169.

PREVISÃO DE PRECIPITAÇÃO MENSAL NO MUNICÍPIO DE BARRA MANSA/RJ USANDO TÉCNICAS DE *DEEP LEARNING TIME SERIES*

¹Vinicius de Azevedo Silva, ²Mateus Peixoto Oliveira, ³Francisco Lledo dos Santos

¹ Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UFRJ, e-mail: vinicius.silva@uerj.profagua.br; ² Universidade Federal Fluminense – UFF, e-mail: mateuspo@id.uff.br; ³ Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT – ProfªÁgua, e-mail: franciscolledo@uenmat.br

Palavras-chave: previsão de chuvas; monitoramento pluviométrico; técnicas de *Deep Learning*.

Resumo

A previsão exata de precipitações desempenha um papel fundamental em uma variedade de aplicações, abrangendo desde o monitoramento de recursos hídricos até o planejamento urbano. Neste artigo, é apresentado um modelo computacional fundamentado na aprendizagem profunda, o qual visa executar a previsão dos eventos de precipitação (representados em altura de chuvas – mm) em qualquer cidade brasileira. O objetivo primordial consiste em compreender os padrões ocultos das precipitações por meio da análise de séries históricas. A cidade de Barra Mansa, situada no estado do Rio de Janeiro, foi utilizada como estudo de caso. Com o intuito de alcançar tal objetivo, foram aplicadas quatro diferentes arquiteturas de aprendizagem profunda: FCN, Resnet, ResCNN e InceptionTime. Essas arquiteturas foram selecionadas devido à sua capacidade de capturar relações complexas e adquirir representações eficazes das séries temporais de precipitação. Foram importados os dados históricos de Barra Mansa e treinadas cada uma das arquiteturas para prever as chuvas futuras com base nesses dados. Após uma minuciosa análise comparativa, constatou-se que a arquitetura FCN obteve o melhor desempenho. Ela apresentou os menores coeficientes de erro, tais como RMSE (*Root Mean Square Error*) e MAE (*Mean Absolute Error*), demonstrando uma precisão satisfatória nas previsões realizadas. Adicionalmente, o coeficiente R-quadrado, uma métrica que avalia o ajuste global do modelo, foi mais elevado para a arquitetura FCN, ressaltando sua capacidade de explicar a variabilidade das precipitações em Barra Mansa. Nossos resultados enfatizam a efetividade da abordagem de aprendizagem profunda na previsão de precipitações em cidades brasileiras. O modelo baseado em FCN demonstrou-se promissor, fornecendo previsões mais precisas e desvelando os padrões ocultos das chuvas em Barra Mansa. Tais resultados têm implicações significativas para o desenvolvimento de sistemas de previsão de chuvas mais acurados e, ainda, auxiliam na tomada de decisões em diversas áreas que dependem de informações climáticas confiáveis.

Introdução

A previsão precisa e confiável das condições meteorológicas é essencial para diversos setores, desde agricultura e energia até gestão de recursos hídricos e prevenção de desastres naturais. Um dos aspectos fundamentais nesse processo é a previsão de precipitações, que desempenha um papel crucial na compreensão dos padrões climáticos e na tomada de decisões informadas (BABA et al., 2014). Com o avanço das tecnologias de inteligência artificial, a aplicação de algoritmos de Aprendizagem de Máquina (Machine Learning) e Aprendizagem Profunda (*Deep Learning*) tem se mostrado uma abordagem promissora para melhorar a precisão das previsões de precipitações.

As estações pluviométricas, responsáveis por medir e registrar a quantidade de chuvas em determinadas regiões, fornecem dados históricos valiosos para análises climáticas (INMET, 2011). 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). É neste cenário que a Aprendizagem Profunda se destaca, permitindo o desenvolvimento de modelos capazes de capturar padrões ocultos nos dados históricos e fornecer previsões mais precisas e confiáveis.

As arquiteturas escolhidas para integrar os experimentos de aprendizado profundo são normalmente utilizadas para detecção de objetos e processamento de imagens. No entanto, elas apresentaram resultados notáveis ao serem aplicadas ao processamento de séries temporais, pois são classificadas como redes neurais convolucionais (CNN). Essa categoria é amplamente empregada no campo da classificação de séries temporais, muito possivelmente devido à sua robustez e ao baixo tempo de treinamento computacional em comparação com outras arquiteturas mais complexas (ISMAIL et al., 2019).

A aprendizagem profunda, uma subárea da Aprendizagem de Máquina, envolve o uso de redes neurais artificiais profundas para aprender representações complexas dos dados. As redes neurais profundas, como redes neurais convolucionais (CNNs) e redes neurais recorrentes (RNNs), têm se mostrado particularmente eficazes na modelagem de sequências de dados temporais, como os registros históricos de estações pluviométricas. Essas redes são capazes de aprender padrões de longo prazo, capturando dependências temporais e espaciais nos dados, o que contribui para uma previsão mais precisa das precipitações (GU et al., 2019; SOUSA et al., 2017).

Em um estudo, foi conduzida uma avaliação da simulação do comportamento hidrológico na bacia hidrográfica do Alto Canoas, localizada em Santa Catarina, utilizando redes neurais artificiais do tipo *Multi Layer Perceptron* (MLP). Foram explorados doze conjuntos de tratamentos que consistiam em diferentes combinações de variáveis, como precipitação,

evapotranspiração e vazão, com o objetivo de determinar as variáveis mais adequadas para modelar a vazão. A MLP foi submetida a treinamento, utilizando uma parte dos dados de vazão observados. Além disso, as vazões foram simuladas em modo aberto e fechado durante o período de teste. O tratamento que apresentou melhor desempenho utilizou a precipitação diária registrada em quatro estações pluviométricas, considerando um tempo de resposta de -2 dias, juntamente com a vazão simulada do dia anterior. Embora o valor do erro médio quadrático tenha sido baixo, observou-se uma tendência de superestimação na vazão modelada pela MLP (DEBASTIANI; SILVA; NETO, 2016).

Outra pesquisa mostrou que os resultados alcançados com a aplicação do modelo *Recurrent Neural Network* (RNN) com a arquitetura LSTM (*Long Short Term Memory*) validam diversos estudos encontrados na literatura, os quais serviram como base para a pesquisa. Desse modo, os resultados demonstram que a rede neural foi capaz de capturar os padrões presentes na série temporal dos dados da estação meteorológica, apresentando um desempenho satisfatório em termos de previsão de verdadeiros positivos. Uma investigação focada na ampliação do intervalo de tempo da previsão pode ser benéfica para obter resultados ainda melhores com esse método (DONINELLI; GRZYBOWSKI; SILVA, 2020).

Neste artigo, são exploradas as aplicações da Aprendizagem Profunda para a utilização de um modelo computacional que atua na previsão de precipitações (mm de chuvas) com base em registros históricos de estações pluviométricas no Brasil. O aperfeiçoamento desta técnica tem potencial para aprimorar a capacidade de previsão de chuvas e contribuir para uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos.

Arquiteturas de Aprendizado Profundo para Séries Temporais

Diferentemente das redes neurais convolucionais (CNNs) usuais, que são projetadas para tarefas de categorização, as FCNs são capazes de gerar uma saída ponto a ponto que aloca etiquetas a cada ponto de uma figura de entrada. Isso implica que as FCNs são apropriadas para tarefas de divisão semântica, onde o objetivo é alocar etiquetas de classe a cada ponto da figura, destacando as áreas de interesse. A arquitetura FCN emprega camadas convolucionais para aprender representações hierárquicas de uma figura, seguidas por camadas de convolução transposta (também conhecidas como "desconvolução" ou "ampliação") para aumentar a resolução da saída e criar um mapa de divisão com a mesma resolução que a figura de entrada (ZHOU et al., 2016).

A arquitetura *Resnet*, também conhecida como Rede Residual, tem como objetivo solucionar o desafio do enfraquecimento dos gradientes em redes neurais profundas. Quando aplicada à previsão de chuvas, a *Resnet* tem a capacidade de aprender representações mais profundas e intrincadas das séries temporais de precipitação, o que possibilita uma modelagem mais precisa dos padrões climáticos. A utilização de conexões residuais na *Resnet* permite que informações relevantes fluam de maneira mais fluente ao longo da rede, ajudando a capturar dependências temporais e aprimorar o desempenho das previsões (HE et al., 2016).

A estrutura ResCNN, também conhecida como Rede Neural Convolucional Residual, une os princípios de redes residuais com convoluções tradicionais. Essa arquitetura possibilita a propagação de informações residuais por meio das camadas convolucionais, aprimorando o fluxo de dados e evitando questões de atenuação de gradientes. No contexto do prognóstico de chuvas, a ResCNN é capaz de aprender a representação das séries temporais de precipitação com maior eficácia e apreender características pertinentes relacionadas aos padrões pluviométricos, resultando em previsões mais acuradas (LONG; YAN; LIANG, 2019).

O modelo *InceptionTime* se fundamenta na ideia de blocos *Inception*, os quais viabilizam a extração de informações em múltiplas escalas temporais. Tal abordagem mostra-se especialmente vantajosa na predição de chuvas, visto que permite que a rede neural aprenda características presentes em diferentes períodos, abrangendo desde padrões de curta duração até tendências de longo prazo. A arquitetura *InceptionTime* é capaz de capturar conexões intrincadas nas séries temporais de precipitação, proporcionando uma representação abundante e eficiente para a previsão pluviométrica (SZEGEDY et al., 2015).

A previsão meteorológica desponta como um campo amplamente explorado para a aplicação da análise de sequências temporais. Diversas abordagens são empregadas na resolução de problemas desse tipo, abrangendo tanto métodos estatísticos tradicionais, como a família de modelos ARIMA (*autoregressive integrated moving average* ou média móvel integrada autorregressiva), quanto técnicas de aprendizado de máquina e aprendizado profundo. No contexto do modelo de séries temporais adotado pelo *ArcGIS Learn*, são utilizados *backbones* de redes neurais convolucionais de última geração especialmente adaptados a conjuntos de dados temporais. Entre eles, destacam-se *InceptionTime*, ResCNN, *Resnet* e FCN. O que confere singularidade à modelagem de sequências temporais é que, na metodologia clássica do ARIMA, diversos hiperparâmetros necessitam ser finamente ajustados antes da adequação do modelo, ao passo que, com a abordagem de aprendizado profundo atual, a maioria dos parâmetros é aprendida pelo modelo em si, a partir dos dados disponíveis.

Material e Métodos

O banco de dados denominado como biblioteca HydroBR foi criado para facilitar o acesso às informações hidrometeorológicas das estações de monitoramento distribuídas por todo o país, gerenciadas e de responsabilidade da Agência Nacional de Águas (ANA) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). A aquisição dos dados se dá de maneira que os *downloads* dos mesmos, inclusive os agrupados em séries históricas, são realizados automaticamente (CARVALHO, 2021).

O programa utilizado tem a função de importar dados de precipitação de séries históricas de qualquer cidade brasileira que contenha estações de monitoramento pluviométrico. É fundamental destacar que a entrada de dados pelo usuário consiste somente no nome da cidade pretendida, sendo necessário inserir os mesmos caracteres cadastrados junto ao sistema

HIDROWEB (ANA). Além disso, o modelo ainda identifica outras informações relativas a cada estação levantada, tais como o órgão responsável, as coordenadas geográficas e as datas de início e fim das medições de séries históricas.

Ao usuário selecionar o município e os postos pluviométricos serem levantados, o programa reúne as precipitações máximas médias mensais (soma das chuvas diárias) dos respectivos postos e as correlaciona para identificar e aprender os padrões existentes e executar a previsão das chuvas nos anos posteriores. O aprendizado profundo foi empregado nas séries históricas compreendidas entre 1940 e 2019 (variáveis explanatórias). Após, foram avaliadas as previsões dos eventos de precipitação ocorridos em três anos subsequentes, ou seja, os 36 meses contidos entre maio/2020 e maio/2023.

Para avaliar a eficiência de diferentes modelos computacionais na previsão dos eventos de precipitação, foram testados quatro arquiteturas de Deep Learning responsáveis pelo aprendizado profundo do comportamento das séries temporais, sendo elas: FCN, Resnet, ResCNN e InceptionTime.

Neste artigo, foi selecionado o município de Barra Mansa (Rio de Janeiro) para avaliação das séries históricas de precipitação de todas as estações de monitoramento pluviométrico disponíveis no sistema HIDROWEB.

Para análise de séries históricas no contexto do aprendizado profundo de redes neurais artificiais, como as associadas a registros históricos de chuvas, foram utilizados os parâmetros RMSE (*Root Mean Square Error*), MAE (*Mean Absolute Error*) e *R-Square* (R^2), os quais são definidos como métricas amplamente empregadas para avaliar a performance e a precisão dos modelos. Esses parâmetros são fundamentais para avaliar a performance e a eficácia dos modelos de aprendizado profundo na previsão de séries históricas. Eles permitem a comparação entre diferentes arquiteturas de redes neurais e auxiliam na identificação daquelas que melhor se adaptam aos dados analisados.

O RMSE (raiz do erro quadrático médio) representa uma medida do desvio-padrão dos resíduos entre os valores reais e as previsões do modelo. Ele corresponde à raiz quadrada da média dos quadrados dos erros, proporcionando uma estimativa do quão bem o modelo se ajusta aos dados. Quanto menor o valor do RMSE, maior será o ajuste do modelo em relação aos valores reais. Essa métrica é particularmente sensível a erros de grande magnitude, sendo adequada para identificar discrepâncias significativas entre os valores reais e as previsões.

O MAE (erro absoluto médio), por sua vez, é uma métrica que calcula a média do valor absoluto dos erros entre os valores reais e as previsões do modelo. Ela mensura a magnitude média dos erros, independentemente de sua direção. O MAE oferece uma estimativa da proximidade entre as previsões do modelo e os valores reais. Da mesma forma que o RMSE, quanto menor o valor do MAE, maior será a precisão do modelo.

O *R-Square* (R^2 ou R-quadrado), também conhecido como coeficiente de determinação, é uma medida estatística que indica a proporção da variabilidade dos valores reais explicada pelo modelo. Ele varia de 0 a 1, sendo 0 quando o modelo não explica nenhuma variabilidade e 1 quando o modelo explica toda a variabilidade dos dados. O *R-Square* é uma medida global de ajuste do modelo, e valores mais próximos de 1 indicam um ajuste superior.

Resultados e Discussão

A partir da inserção do nome da cidade na primeira etapa de processamento do programa (“BARRA MANSA”), o modelo é capaz de identificar automaticamente a quantidade de postos de monitoramento pluviométrico associados ao município digitado e suas respectivas informações básicas, como é possível visualizar na Figura 1. No município de Barra Mansa/RJ, existem 10 (dez) estações pluviométricas com dados de precipitação disponíveis, os quais variam entre o ano de 1940 e 2020, isto é, um intervalo de 80 anos de monitoramento em pontos distribuídos pela cidade.

	Name	Code	Type	SubBasin	City	State	Responsible	Latitude	Longitude	StartDate	EndDate	NYD	MD	N_YWOMD	YWMD
8185	RIBEIRÃO DE SÃO JOAQUIM	02244034	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	ANA	-22.3036	-44.1869	1942/02/01	2019/10/31	78	0.5	71	9.0
8193	UHE FUNIL JUSANTE 2	02244042	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	FURNAS	-22.5375	-44.1758	1940/04/19	2016/02/29	77	1.5	62	19.5
8194	RIALTO	02244043	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	ANA	-22.5814	-44.2681	1951/07/01	2019/09/30	69	19.7	50	27.5
8195	GLICÉRIO	02244044	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	ANA	-22.4742	-44.2289	1967/09/01	2019/10/31	53	2.5	41	22.6
8196	NOSSA SENHORA DO AMPARO	02244045	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	ANA	-22.3856	-44.1075	1968/01/01	2019/10/31	52	1.0	49	5.8
8200	QUATIS	02244049	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	ANA	-22.3881	-44.1683	2002/04/16	2019/09/30	18	0.5	13	27.8
8243	BARRA MANSA (SE)	02244106	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	LIGHT	-22.5414	-44.1781	1951/01/01	2004/02/17	54	0.9	36	33.3
8246	QUATIS	02244109	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	LIGHT	-22.4114	-44.2725	1951/08/01	2012/12/31	62	69.6	11	82.3
8254	NOSSA SENHORA DO AMPARO	02244118	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	LIGHT	-22.3806	-44.1142	1951/04/13	1964/03/07	14	2.0	10	28.6
8255	RIALTO	02244119	2	58	BARRA MANSA	RIO DE JANEIRO	LIGHT	-22.5825	-44.2667	1951/07/01	1958/06/30	8	0.1	5	37.5

Figura 5 – Resultado do levantamento de postos pluviométricos situados no município de Barra Mansa/RJ.

A coleta dos dados de precipitação máxima mensal permitiu que o programa elaborasse a série histórica geral dos valores máximos registrados para as chuvas do município de Barra Mansa/RJ. Os registros históricos máximos de chuvas, levantados a partir da lista de postos exibida na Figura 1, podem ser visualizados no gráfico contido na Figura 2.

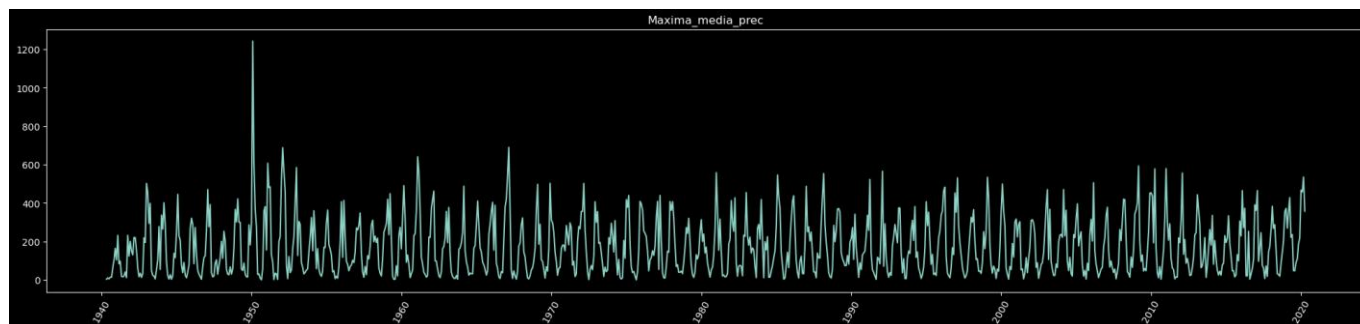


Figura 6 – Série temporal criada pelo modelo computacional, formada pelos valores máximos mensais de precipitação do município de Barra Mansa/RJ, entre os anos de 1940 e 2020.

É possível exibir os resultados do treinamento utilizando o comando `show_results()`, que consiste em uma maneira de avaliar a qualidade do modelo treinado e calcular as métricas correspondentes. No caso de modelos de séries temporais, o comando `show_results` normalmente apresentará dois gráficos adjacentes. Nos gráficos à esquerda, são plotados os valores reais do terreno, enquanto nos gráficos à direita são exibidas as previsões realizadas pelo modelo após a aplicação do conjunto de dados de validação. Ao comparar as previsões com os valores reais ou a verdade absoluta, é possível obter uma indicação do desempenho do modelo treinado. Por exemplo, o comando `model.show_results(rows=5)` fornece uma comparação entre cinco valores alvo e suas respectivas previsões, conforme demonstrado na Figura 3.

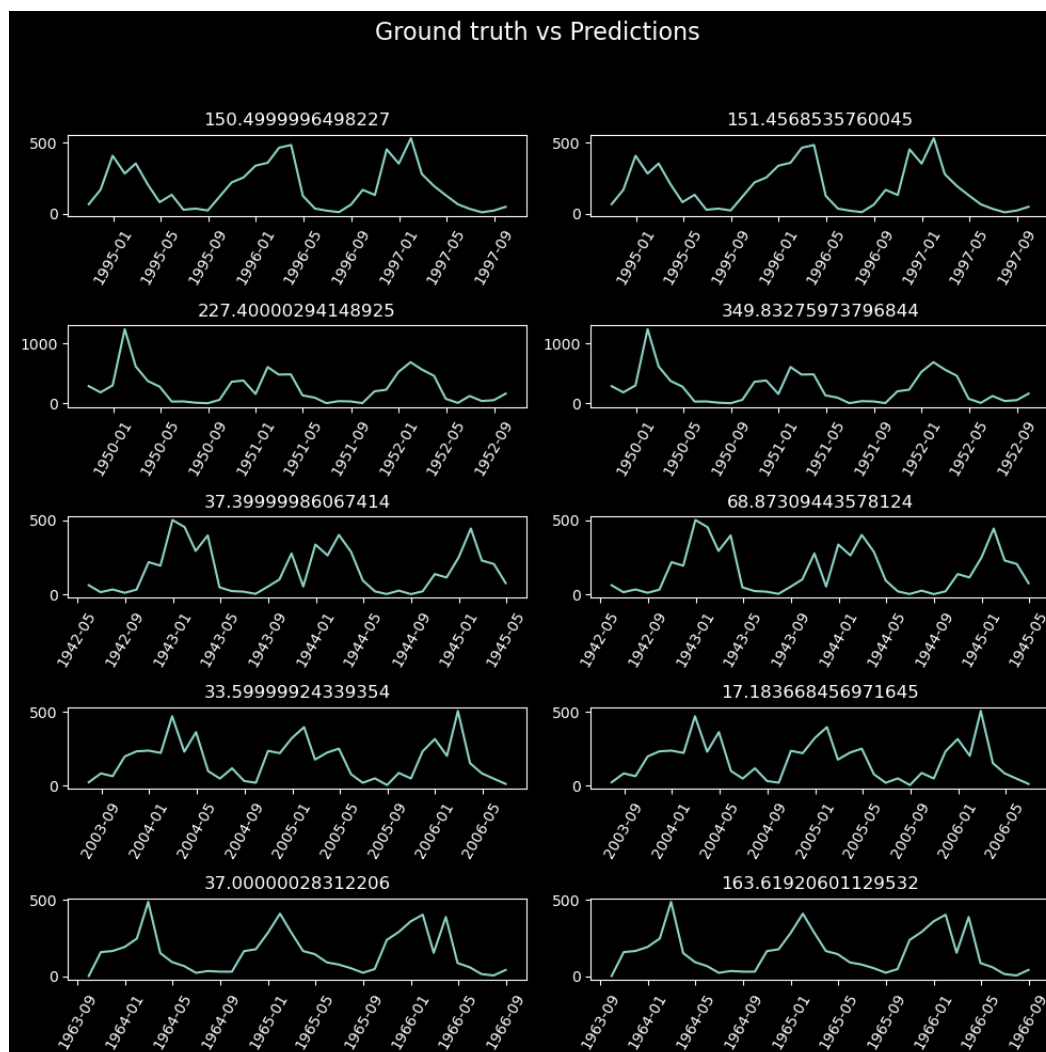


Figura 7 – Valores de destino x valores de previsão, para os modelos de Deep Learning.

Para avaliar a quantidade de perdas em relação aos treinamentos realizados pelo programa, em função das bateladas processadas, obteve-se o gráfico mostrado na Figura 4.

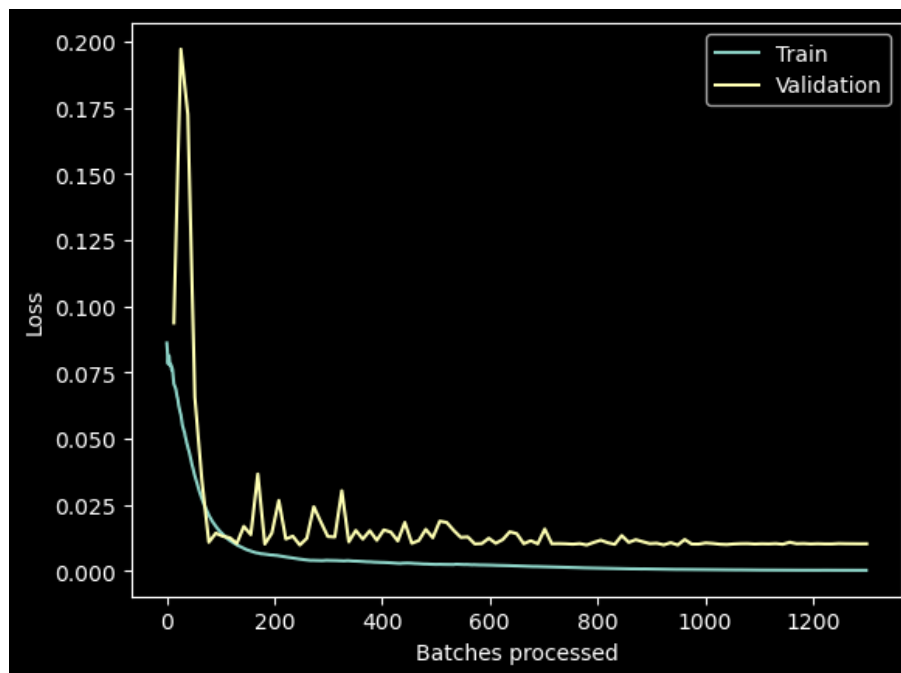


Figura 8 – Quantidade de bateladas processadas na relação entre o treinamento e a validação dos dados analisados.

A partir da execução do programa desenvolvido, foram testadas quatro arquiteturas de aprendizado profundo (*InceptionTime*, *Resnet*, FCN e ResCNN), todas adequadas para o processamento de séries históricas de dados. O objetivo foi identificar a correlação entre essas arquiteturas e elaborar gráficos comparativos. Os principais resultados obtidos estão apresentados nas figuras 5, 6, 7 e 8.

As métricas utilizadas para avaliar o desempenho das correlações nas arquiteturas testadas foram os seguintes: RMSE, MAE e R-Square (R-Quadrado). Os coeficientes RMSE e MAE são responsáveis por mensurar os erros decorrentes da comparação entre as variáveis reais e previstas. Em outras palavras, quanto menores forem esses valores, maior será a capacidade do modelo em explicar a realidade de forma eficiente. O coeficiente RMSE é particularmente útil em situações em que erros de grande magnitude são indesejáveis, diferentemente do MAE. As Figuras 5 a 9 mostram os resultados da aplicação das quatro arquiteturas de aprendizagem profunda na previsão dos eventos de precipitação de Barra Mansa/RJ, entre os anos de 2020 e 2023 (ULIANA et al., 2018).

No que diz respeito ao coeficiente R-quadrado (R-Square/R²), trata-se de uma métrica utilizada para avaliar a distribuição dos dados em gráficos, com valores variando entre 0 e 1. Em outras palavras, quanto mais próximo o R² estiver de 1, melhor será o ajuste do modelo/arquitetura testada aos dados coletados. Em casos em que a distribuição dos pontos difere significativamente de uma linha horizontal, o R² pode assumir um valor negativo, sem violar os princípios matemáticos (ULIANA et al., 2018).

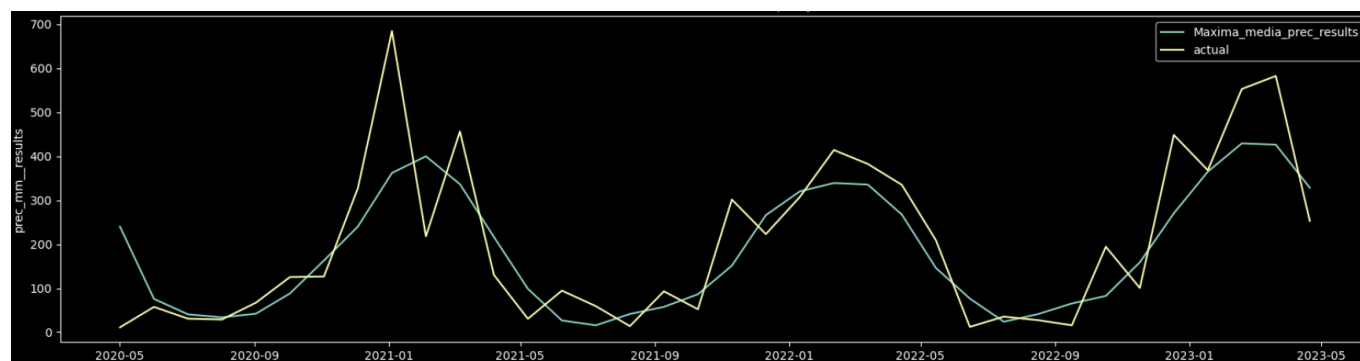


Figura 9 – Distribuição temporal das precipitações reais e previstas entre maio/2020 e maio/2023 (FCN).

- RMSE: 102,5278;
- MAE: 76,1319;
- R-Square: 0,69.

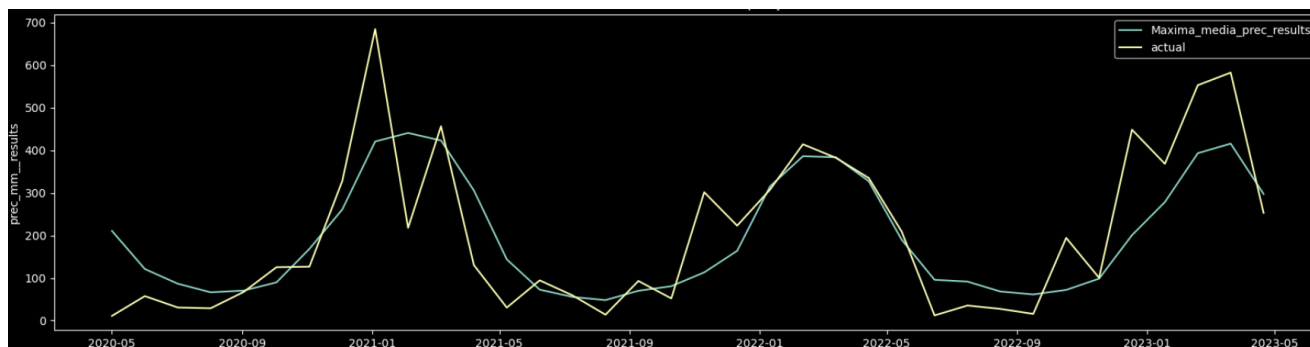


Figura 10 – Distribuição temporal das precipitações reais e previstas entre maio/2020 e maio/2023 (*InceptionTime*).

- RMSE: 107,6426;
- MAE: 77,6585;
- R-Square: 0,66.

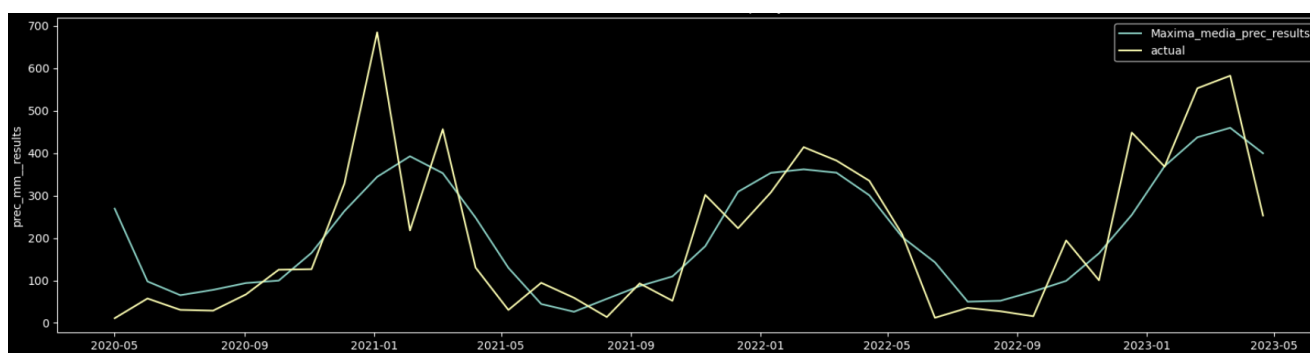


Figura 11 – Distribuição temporal das precipitações reais e previstas entre maio/2020 e maio/2023 (*ResCNN*).

- RMSE: 107,9742;
- MAE: 80,7041;
- R-Square: 0,65.

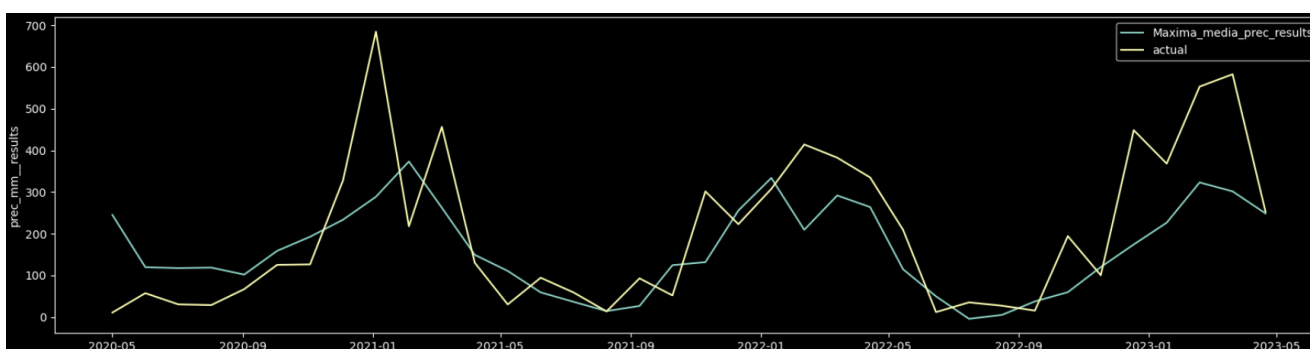


Figura 12 – Distribuição temporal das precipitações reais e previstas entre maio/2020 e maio/2023 (*Resnet*).

- RMSE: 136,5354;
- MAE: 101,1202;
- R-Square: 0,45.

No contexto analisado, as séries temporais de precipitações médias máximas mensais apresentam um comportamento teóricamente imprevisível, conforme evidenciado pelos gráficos elaborados. Os valores exibidos nesses gráficos revelam padrões altamente irregulares e aleatórios, diferindo significativamente de linhas retas. Como resultado, todos os coeficientes de determinação (R^2) são negativos. Devido a essa situação, quanto mais próximo de zero os coeficientes estiverem, mais bem-sucedida foi a arquitetura na previsão dos dados reais. Dessa forma, a arquitetura FCN também demonstrou o melhor desempenho de previsão, exibindo um R^2 de -0,05.

Através da análise comparativa entre os parâmetros que avaliam a performance da previsão dos eventos de precipitação em cada uma das arquiteturas de aprendizagem profunda aplicadas no modelo computacional, constatou-se que a arquitetura FCN apresentou os menores coeficientes de erro RMSE (102,5278) e MAE (76,1319), assim como o maior coeficiente R-Square (0,69), na análise dos dados de precipitação.

Considerações Finais

O modelo computacional utilizado e sua metodologia de processamento de dados estão em estágio inicial. No entanto, ao longo do tempo, pretende-se demonstrar que as técnicas de *Deep Learning* associadas à previsão de séries históricas e variáveis hidrometeorológicas têm o potencial para oferecer resultados ainda mais coerentes e satisfatórios na previsão de precipitações.

A RNA (Redes Neurais Artificiais) apresentou resultados promissores na previsão de chuvas no município de Barra Mansa/RJ. Destaca-se as diferentes arquiteturas de RNA empregadas e as análises estatísticas realizadas para avaliar o desempenho dessas redes. Foram utilizadas diversas arquiteturas de redes neurais artificiais associadas ao *Deep Learning*, para avaliar as previsões de dados de precipitação ao longo do tempo e determinar sua eficiência. As arquiteturas de *Deep Learning* incluíram *InceptionTime*, *Resnet*, *ResCNN* e *FCN*, nas quais o modelo *FCN* resultou nos melhores coeficientes que representam a performance de precisão na previsão das chuvas, com base nos dados reais e previstos pelo programa.

Essas análises foram aplicadas aos dados pluviométricos de Barra Mansa/RJ, abrangendo o período de 1940 e 2020. Porém, podem ser aplicados em qualquer cidade brasileira contemplada nos registros históricos do HIDROWEB (ANA). Foram considerados três coeficientes de avaliação do desempenho das correlações nas arquiteturas testadas: RMSE, MAE e *R-Square*.

Devido ao melhor desempenho em termos de previsão de dados, a aplicação da aprendizagem profunda na arquitetura *FCN* apresentou os menores coeficientes de erro, tanto MAE (76,1319) como RMSE (102,5278). Além disso, foi observado o maior valor de R-Quadrado (0,69) dentre as arquiteturas testadas, indicando um bom desempenho na previsão dos dados reais para os anos de 2020 a 2023.

Agradecimentos

Gostaríamos de expressar nossos sinceros agradecimentos às ilustres instituições acadêmicas que tornaram possível a realização deste artigo científico. É com profundo apreço que reconhecemos o valioso suporte e os serviços prestados pela Universidade Federal Fluminense (UFF), pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT) e pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Além disso, valorizamos o comprometimento dos professores, pesquisadores e estudantes que participaram ativamente do projeto, contribuindo com suas ideias inovadoras, expertise técnica e entusiasmo pela pesquisa científica. A troca de conhecimentos, debates construtivos e o ambiente intelectual enriquecedor oferecido por essas universidades foram de fundamental importância para a realização deste estudo. Por fim, estendemos nossos agradecimentos a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, seja por meio de sugestões valiosas, discussões produtivas ou incentivo moral. Esperamos que este artigo possa contribuir para o avanço da ciência e do conhecimento nesta área de estudo. Gratidão especial à UFF, UNEMAT e UERJ por seu compromisso com a promoção do conhecimento e por proporcionarem um ambiente acadêmico estimulante e enriquecedor.

Referências Bibliográficas

BABA, R. K.; VAZ, M. S. M. G.; COSTA, J. Correção de dados agrometeorológicos utilizando métodos estatísticos. UFGP, Ponta Grossa, PR. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.29, n.4, 515 - 526, 2014.

CARVALHO, W. Utilizando a biblioteca HydroBR – Parte 1: Trabalhando com dados da Agência Nacional de Águas. **Medium**, 2021. Disponível em: <<https://wallissoncarvalho.medium.com/utilizando-a-biblioteca-hydrobr-parte-1-fe6026fa1d04>>. Acesso em: 03 jul. 2023.

DEBASTIANI, A. B.; SILVA, R. D.; RAFAELI NETO, S. L. Eficácia da arquitetura MLP em modo closed-loop para simulação de um Sistema Hidrológico. **RBRH**, v. 21, n. 4, p. 821–831, out. 2016.

DONINELLI, J. W.; GRZYBOWSKI, J. M. V.; SILVA, R. V. 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, v. 1, n. 10, 2020, Erechim/RS. Disponível em: <<https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/JORNADA/article/view/14161>>. Acesso em: 05 jul. 2023.

FORECASTING monthly rainfall in California using Deep Learning Time Series techniques. **ArcGIS Developers: ArcGIS API for Python/Samples**. Disponível em: <<https://developers.arcgis.com/python/samples/forecasting-monthly-rainfall-in-california-using-deeplearning-timeseries-model-from-arcgis-learn/>>. Acesso em: 04 jul. 2023.

GU, Q. et al. Characterizing the spatial variations of the relationship between land use and surface water quality using self-organizing map approach. **Ecological Indicators**, v. 102, p. 633-643. mar. 2019.

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. Instituto Nacional de Meteorologia. Nota técnica n° 001/2011/SEGER/LAIME/CSC/INMET. **Rede de Estações Meteorológicas Automáticas do INMET**. 2011.

ISMAIL, F. H.; FORESTIER, G.; WEBER, J. et al. Deep learning for time series classification: a review. **Data Min Knowl Disc** 33, 917–963 (2019). Disponível em: <<https://doi-org.ez24.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s10618-019-00619-1>>. Acesso em: 03 jul. 2023.

LONG, W.; YAN, D.; LIANG, G. A new ensemble residual convolutional neural network for remaining useful life estimation[J]. **Mathematical Biosciences and Engineering**, 2019, 16(2): 862-880. doi: 10.3934/mbe.2019040.

SILVA, R. M. et al. Análise da variabilidade espaço-temporal e identificação do padrão da precipitação na bacia do Rio Tapacurá, Pernambuco. **Sociedade & Natureza**, v. 22, n. 2, p. 357–372, ago. 2010.

SOUSA, L. M. et al. Avaliação do Uso e Cobertura da Terra em Paragominas e UlianópolisPA, Utilizando Dados do Projeto TERRACLASS. **Revista Brasileira de Cartografia**. v. 3, n. 69. p. 421-431, mar. 2017. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44339>>. Acesso em: 02 jul. 2023.

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.

ULIANA, E. M.; SILVA, D. D.; MOREIRA, M. C.; PEREIRA, D. R.; PEREIRA, S. B.; ALMEIDA, F. T. Desenvolvimento de redes neurais artificiais para estimativa das vazões diárias na bacia do rio Piracicaba. **IRRIGA**, [S. l.], v. 23, n. 4, p. 756–772, 2018. DOI: 10.15809/irriga.2018v23n4p756-772. Disponível em: <<https://actarborea.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/2740>>. Acesso em: 05 jul. 2023.

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.

ÍNDICE DE VULNERABILIDADE HIDROLÓGICA POTENCIAL E EMERGENTE, APLICADO AS BACIAS DOS RIOS PAPAGAIO E SÃO JOÃO BATISTA, NA REGIÃO HIDROGRÁFICA JURUENA-TAPAJÓS, NO ESTADO DE MATO GROSSO, BRASIL.

¹ Evandro André Felix, ² Diêmison Ladislau de Alencar, ³ Francisco Sousa Lira, ⁴ Manuel Eduardo Ferreira, ⁵ Fabrizia Gioppo Nunes

¹ Universidade Federal do Goiás, e-mail: eafeliks@gmail.com; ² Universidade Federal do Goiás, e-mail: diemisonladislau1@gmail.com; ³ Universidade Federal do Goiás, e-mail: franciscolira@hotmail.com; ⁴ Prof. Dr. Universidade Federal de Goiás, e-mail: manuel@ufg.br; ⁵ Prof. Dr. Universidade Federal de Goiás, e-mail: fabrizia@ufg.br.

Palavras-chave: Bacia hidrográfica, Índice de vulnerabilidade hidrológica, SIG

Resumo

Adaptando os critérios de vulnerabilidade ambiental propostos por Ross (1994) e Crepani et al. (2001), este trabalho formula uma proposta de índice de vulnerabilidade hidrológica (IVH) que possibilita melhor compreensão dos níveis de vulnerabilidade potencial e emergente de uma região hidrográfica. O índice baseia na atribuição de pesos as variáveis, sendo resultado da média aritmética das variáveis ambientais, geologia, hidrogeologia, pedologia, declividade, clima e uso e cobertura da terra, tratados em ambiente SIG. Uma vez formulado, o índice foi aplicado às bacias hidrográficas dos rios Papagaio e São João Batista na região hidrográfica Juruena Tapajós, localizadas no Amazônia legal no estado de Mato Grosso. Os resultados mostraram que a bacia do rio Papagaio apresenta baixa vulnerabilidade potencial e emergente, enquanto a bacia do rio São João Batista dispõe de maior vulnerabilidade potencial e emergente, mesmo dispondo de maiores índices de precipitação e cobertura florestal. Os dados evidenciam a suscetibilidade a estresse hídrico de sistemas lito-hidro pedológicos de baixa porosidade e alta densidade dos agregados, estando o equilíbrio destes sistemas condicionado a manutenção da cobertura natural. Uso da terra em desconformidade com as características naturais do ambiente torna estas áreas mais vulneráveis a eventos e escassez hídrica. O estudo, portanto, torna evidente a necessidade de melhor compreender e gerenciar áreas de maior vulnerabilidade hidrológica em virtude da crescente demanda deste recurso pelas atividades agroindustriais e avanço das mudanças climáticas

Introdução

A avaliação das condições ambientais em paisagens naturais e antropizadas torna-se cada vez mais importante, com o conceito de vulnerabilidade sendo amplamente utilizado como um procedimento metodológico multidisciplinar eficiente para obtenção de diagnósticos preliminares de grandes áreas (KVAERNER, SWENSEN e ERIKSTAD, 2006).

Na região centro-norte do estado de Mato Grosso e sul do Pará, onde agricultura e pecuária estão avançando sobre áreas do sistema Juruena-Tapajós, está em curso um movimento dinâmico de ação e reação de forças estressoras da dinâmica ambiental natural.

A intensificação da ocupação nesses territórios, antes caracterizados pela pujança da cobertura florestal e altos volumes de chuvas, impõe novos desafios em relação à sustentabilidade dos recursos hídricos disponíveis. O aumento progressivo da demanda por esse recurso, para consumo humano e manutenção da produção agroindustrial (agricultura e pecuária), desencadeia mudanças na dinâmica ambiental natural, perturbando o ciclo/sistema hidrológico.

Mudanças na dinâmica das chuvas impactam a recarga dos sistemas aquíferos, culminando na alteração da dinâmica da água superficial, com impacto direto na disponibilidade de água em quantidade e qualidade ao nível das bacias hidrográficas (BRADLEY e SMITH, 2004, p. 3).

Abordar e gerenciar esses fenômenos é uma tarefa complexa que depende da escala e precisão dos dados cartográficos disponíveis. Em grandes escalas, esse tipo de análise, que é necessariamente integrada, é melhor operacionalizada com o uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG).

Desta forma, este trabalho propõe um índice de vulnerabilidade hídrica (IVH) adaptando os conceitos e procedimentos metodológicos para avaliar os níveis de vulnerabilidade ambiental apresentados por Ross (1994) e Crepani et al. (2001). Para testar a viabilidade do índice, ele foi aplicado às bacias hidrográficas dos rios Papagaio e São João Batista, localizadas na região hidrográfica Juruena Tapajós, no estado de Mato Grosso, considerando diferentes contextos geodinâmicos e climáticos.

Modelagem ambiental

Com o advento das tecnologias da informação, acompanhado pelo crescimento exponencial dos bancos de dados geoambientais e da capacidade de processamento desenvolvida nas últimas décadas, as condições necessárias foram estabelecidas para o desenvolvimento de modelos de diagnóstico e previsão.

Nesse contexto, os modelos surgem como uma síntese de hipóteses e explicações prévias de fenômenos validados. É um procedimento teórico que, na análise ambiental, combina uma série de técnicas destinadas a compilar uma representação simplificada e compreensível da realidade física (CHRISTOFOLETTI, 1999, p. 19).

Reconhecendo o potencial e a importância da aplicação de modelos no campo da ciência geográfica, Spörl e Ross (2004, p. 2) apresentam o Modelo de Fragilidade Potencial Natural. Segundo esses autores, esse modelo visa observar “quais sistemas ambientais, diante das intervenções humanas, são menos frágeis dependendo de suas características genéticas. Qualquer alteração nos diferentes componentes da natureza (como relevo, solo, vegetação, clima e recursos hídricos) prejudica a funcionalidade do sistema, quebrando seu estado de equilíbrio dinâmico.” Crepani et al. (2001) expandiram o modelo anterior, propondo o modelo “Escala de Vulnerabilidade de Unidades Territoriais Básicas”, aplicado individualmente a unidades ambientais como Geologia, Geomorfologia, Solo, Vegetação e Clima, compondo uma análise de cada unidade territorial básica.

Índices de vulnerabilidade Ambiental

O Índice de Vulnerabilidade Ambiental (IVA) é utilizado para avaliar a suscetibilidade dos ecossistemas às mudanças ambientais e às atividades humanas, considerando a exposição, sensibilidade e capacidade adaptativa do meio ambiente. Técnicas de análise espacial são empregadas para integrar os indicadores, resultando em medidas quantitativas de vulnerabilidade. Esse índice permite identificar as regiões mais vulneráveis, orientando medidas de planejamento e gestão socioambiental e ecológica (PERUCHI TREVISAN et al., 2020; ZHANG et al., 2021).

Conforme indicado por Bradley e Smith (2004) (Pg. 3), a vulnerabilidade compreende vários elementos, mas é simplesmente representada pela probabilidade de as condições futuras mudarem em uma direção adversa. Os modelos estabelecem o diagnóstico e a previsão de vulnerabilidades, resultantes dos diferentes níveis de sensibilidade dos ambientes terrestres.

Dessa forma, a análise do potencial de cada elemento presente no ambiente identifica os níveis de sensibilidade para compreender as vulnerabilidades que podem surgir dos vários tipos e processos de uso e ocupação da paisagem.

Costa (2014) destaca a necessidade de indicadores resumidos para medir perigos e vulnerabilidades quando análises e interpretações integradas são essenciais.

Na geografia, o conceito de vulnerabilidade tende a se concentrar nos aspectos socioambientais, destacando os diferentes níveis de risco aos quais o ambiente (natural ou resultante da ação humana) está exposto. Portanto, os índices de vulnerabilidade ambiental são ferramentas cruciais para a avaliação geográfica com base na análise integrada da paisagem (AQUINO et al., 2017, p. 15).

Figueiredo et al. (2010) associam a vulnerabilidade ambiental à suscetibilidade de um determinado sistema à degradação decorrente do uso da terra. Sendo resultado da combinação do grau de exposição do sistema às atividades agroindustriais, do nível de sensibilidade do sistema (tipo de solo, clima, vegetação) e da capacidade de resposta do ambiente, diretamente ligada às condições anteriores.

Jun et al. (2011) sugerem que vulnerabilidade é um termo amplo com diferentes interpretações, e várias abordagens podem ser empregadas para determinar como ela pode ser medida. No entanto, a vulnerabilidade resulta dos níveis de suscetibilidade ou resiliência de um determinado sistema natural, determinados pela natureza, magnitude e taxa de desenvolvimento de uma ameaça.

Sob uma abordagem aplicada à análise de recursos hídricos, Plummer et al. (2012, p. 4328) indicam que a vulnerabilidade está relacionada aos níveis de suscetibilidade de um sistema a danos causados por forças externas, sensibilidade do sistema e capacidade de resposta. Portanto, a vulnerabilidade hídrica envolve aspectos multifacetados, que vão desde condições biofísicas até fatores socioeconômicos.

A modelagem voltada à análise da vulnerabilidade dos recursos hídricos tem, na unidade territorial natural, bacia hidrográfica, seu principal objeto de estudo. As bacias hidrográficas oferecem uma oportunidade de análise integrada e abrangente, envolvendo os componentes socioambientais, uma vez que são um sistema naturalmente definido e socialmente ocupado e alterado, possibilitando a caracterização genealógica, processual e cronológica de ações e eventos impactantes. Como ressalta Carvalho (2012, p.188) “Os processos que ocorrem na bacia hidrográfica terão um impacto nos recursos hídricos superficiais e/ou subterrâneos. Condições climáticas, cobertura vegetal, embasamento geológico e ação antrópica são alguns dos fatores que podem contribuir para maior ou menor vulnerabilidade hídrica”.

Um fator compartilhado nas delimitações de “vulnerabilidade” está ligado a três aspectos genéticos, a saber: sensibilidade, fatores externos e resiliência ambiental. A importância dos modelos analíticos está na avaliação e mensuração de cada componente examinado e na observação e consideração dos pesos atribuídos de forma isolada ou sistemática. Esse fato é um elemento indispensável para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Para Plummer et al. (2012), a gestão integrada dos recursos hídricos deve considerar a salvaguarda e manutenção do ciclo hidrológico, juntamente com ações relacionadas à qualidade e quantidade da água, diversidade de usuários e responsabilidade administrativa em várias escalas.

Sistemas de Informações Geográficas e Índice de Vulnerabilidade Hídrica

Moraru e Hannigan (2018), postulam que a vulnerabilidade da água é uma propriedade inerente dos sistemas de água subterrânea, intimamente associada à suscetibilidade do sistema a impactos naturais e induzidos pelo homem. Portanto, a vulnerabilidade é avaliada predominantemente em termos da qualidade da água e do nível dos sistemas

aquíferos. Os resultados dos níveis de vulnerabilidade devem ser apresentados em unidades com base em classificações lógicas ou numéricas.

Dentro desse contexto, os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) surgiram como ferramentas vitais para avaliação e diagnóstico ambiental e territorial. A aplicação de ferramentas GIS abrange desde o desenvolvimento de modelos complexos até a representação espacial e quantificação de fenômenos geográficos.

Wilson et al. (2008) afirmam que a evolução dos modelos hidrológicos foi possível por meio do uso de SIG, uma vez que eles suportam modelos de dados espaciais que permitem a construção e representação do espaço em sua totalidade em diferentes escalas.

De acordo com Francés e Paralta (2001, p. 14), o SIG oferece oportunidades para a organização e armazenamento de dados relacionados ao ciclo hidrológico. Permite que análises multiparamétricas sejam conduzidas por meio do cruzamento de dados ambientais (geológicos, climáticos e ocupação do solo), podendo empregar modelos ou outros métodos para obter mapas de risco, obtidos mediante tratamento geoestatísticos.

Almeida, Roehrig e Wendland (2007) afirmam que o uso do SIG na modelagem de processos foi estabelecido na análise de recursos hídricos no Brasil, principalmente devido à sua capacidade de lidar com um grande volume de dados. O autor também destaca que uma das vantagens do SIG na construção de modelos é a possibilidade de integração com outros modelos. Essa integração do SIG é categorizada por meio de uma interface de transferência de dados entre o modelo e o GIS ou por meio da integração das equações do modelo no SIG.

Materiais e Métodos

A noção de vulnerabilidade hídrica é um conceito multifacetado que envolve uma ampla gama de aplicações e interpretações. Isso inclui níveis de escassez e conflitos decorrentes do uso, bem como níveis de contaminação, entre outras aplicações.

Diante disso, o presente artigo apresenta uma proposta de vulnerabilidade hidrológica, que se baseia na proposição de “fragilidade de ambientes naturais e antropizados” de ROSS (1994) e “Vulnerabilidade natural pela perda de solo” de CREPANI et al. (2001). O objetivo é compreender os níveis de vulnerabilidade potencial e emergente (Figura 01) das paisagens em bacias hidrográficas. Para definir a vulnerabilidade potencial, variáveis ambientais como geologia, sistema aquífero, pedologia, declividade e clima foram enumeradas. Uma vez que a vulnerabilidade natural potencial das bacias hidrográficas foi estabelecida, o uso/cobertura da terra foi adicionado para determinar a vulnerabilidade emergente.

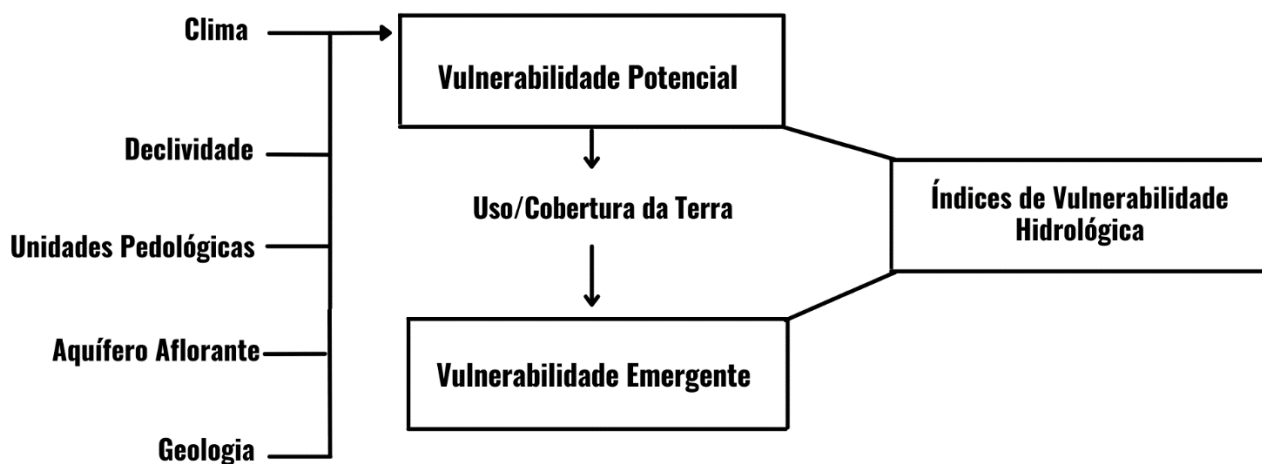


Figura 1 - Procedimento Metodológico de Obtenção dos Índices de Vulnerabilidade Hidrológica.

As variáveis analisadas foram obtidas via base de dados oficiais georreferenciadas. As unidades de sistemas de aquífero aflorantes foram obtidas a partir da Agência Nacional de Águas (ANA, 2013), na escala: 1:1.000.000. Geologia e declividade do Serviço Geológico do Brasil (CPRM, 2010), na escala 1:1.000.000. Clima e solo, nas escalas 1:500.000 e 1:250.000, respectivamente, obtidos de SEPLAN-MT (2001). Os mosaicos de uso e cobertura do solo, na escala 1:1.000.000, foram obtidos do projeto MapBiomias (2020). Após seleção das variáveis por bacia, procedeu-se a atribuição dos pesos, adaptando a metodologia de CREPANI et al. (2001), observando a capacidade das variáveis em absorver, manter, transmitir e disponibilizar água na paisagem.

Definição das variáveis e critérios para atribuição dos pesos.

A metodologia, conforme delineada por Ross (1994) e Crepani et al. (2001), considera vários fatores que determinam a estabilidade dos ambientes.

Observam fatores como precipitação, estabilidade dos agregados (solo e geologia), declividade e uso e cobertura da terra, para atribuir níveis de vulnerabilidade. Os autores adotam uma perspectiva de vulnerabilidade ambiental, com foco na

erodibilidade da paisagem. Postulam que quanto mais resistente for a ação do intemperismo, mais estável e menos suscetível à erosão será a paisagem.

Para estabelecer os índices de vulnerabilidade hidrológica, a metodologia aqui apresentada considera para alguns elementos o inverso proposto por Ross (1994) e Crepani et al. (2001), conforme descrito abaixo (Tabela 01). Foram atribuídos pesos (de 1 a 3) observando as condições naturais e uso da terra que tendem a apresentar menor disponibilidade de água no sistema (Tabela 02). Os níveis de vulnerabilidade hidrológica são, portanto, classificados conforme o Quadro 01.

Tabela 1 – Comparação dos Critérios das Variáveis

Comparação dos Critérios das Variáveis		
Variável	Metodologias	
	Ross (1994) e Crepani et al. (2001)	Proposta vulnerabilidade Hidrológica
	Critério/Peso	Critério/Peso
Geologia	As formações sedimentares são altamente vulneráveis, enquanto as metamórficas e ígneas são menos vulneráveis devido à resistência e baixa porosidade dos agregados.	Baixa Vulnerabilidade para formações sedimentares e alta para metamórficas e ígneas, por considerar alta porosidade, fator de absorção e retenção da água na paisagem.
Aquífero	Não considera	Considera aquíferos porosos/granulares (sedimentares), de baixa vulnerabilidade, Cárstico/fissural de Média vulnerabilidade e Fraturados/fissural de alta vulnerabilidade
Solo	Alta vulnerabilidade para Neossolos Quartzarênicos, Húmicos, Orgânicos e Plintossolos, Média Vulnerabilidade para Argissolos e Baixa para Latossolos.	Baixa vulnerabilidade para Neossolos Quartzarênicos, Húmicos, Orgânicos e Latossolos. Média para Plintossolos e Argissolos e alta para solos litólicos
Declividade	Maior declividade, maior vulnerabilidade	Maior declividade, maior vulnerabilidade.
Clima	Quanto maior a precipitação, maior a vulnerabilidade	Quanto maior a precipitação, menor a vulnerabilidade
Uso/cobertura	Coberturas florestais baixa vulnerabilidade; Pastagem média vulnerabilidade e agricultura alta vulnerabilidade.	Coberturas florestais baixa vulnerabilidade; Agricultura, média vulnerabilidade; Pastagem alta vulnerabilidade.

Fonte: Elaborada pelos autores com base em Ross (1994) e Crepani et al. (2001).

Quadro 1– Proposta de Classes de Vulnerabilidade

1,0 a 1,3 -Estável
1,4 a 1,7 - Moderadamente Estável
1,8 a 2,2 - Medianamente Estável/Vulnerável
2,3 a 2,6 - Moderadamente Vulnerável
2,7 a 3 -Vulnerável

Fonte: Crepani et al., (2001)

Tabela 2 – Pesos das variáveis ambientais por Bacia Hidrográfica

Componente ambiental, características e pesos por bacia hidrográfica				
Uso/Cobertura	Características	Peso	Bacias hidrográficas	
			Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
Área Urbanizada/ Pastagem	Áreas impermeabilizadas/ Compactadas	3	x	x
Rios e lagos/Campo Alagado	Áreas úmidas/infiltração	1	x	x
Formação Campestre	Retenção de água moderada	1,5	x	x
Formação Florestal/Savânica	Retenção de água elevada	1	x	x
Lavouras Temporárias	Ciclos curtos de mecanização	2	x	x
Soja	Moderada compactação/evapotranspiração	2	x	x
Cana	Cultura de ciclo longo alta demanda hídrica	2		x
Mosaico Agricultura e Pastagem	Compactação moderada/Plantio direto	1		x
Áreas não vegetadas	Estradas, vertentes sem vegetação etc.	2,5	x	x
Silvicultura	Retenção de água elevada	1		x

Solo	Características	Peso	Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
RQ - Neossolos Quartzarênicos	Elevadas taxas de infiltração e exfiltração	1,5	x	x
GJi - Gleissolos Tiomórficos	Elevada taxa de Umidade	1	x	x
LVe - Latossolo Vermelho E.	Solos profundos	1	x	x
PVa1 – Argissolos	Elevada absorção/Suscetível a compactação	2	x	
RL - Neossolos Litólicos	Baixa porosidade pouco evoluído	3	x	x
FF- Plintossolos Petricos	Moderada capacidade de retenção de água	2	x	x
O - Organossolos	Elevada taxa de Umidade	1		x
Geologia	Características	Peso	Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
Bacaeri-Mogno/Juruena/ Paranaíta	Paragnaisse/Monzogranito (Poroz. 0 a 15%)	3	x	
Beneficente 1 e 3/Dardanelos	Arenito (Poroz. 0 a >30%)	1.5	x	
Beneficente - Unidade 2	Arenito (Poroz. 0 a 15%)	2	x	
Colíder/ Guadalupe/Vitória	Diabásio/Tonalito (Poroz. 0 a 15%)	3	x	
Nova Monte Verde/Teles Pires	Tonalito/ Monzogranito (Poroz. 0 a 15%)	3	x	
São Pedro/São Romão/Porfiroclástico	Metamonzogranito (Poroz. 0 a 15%)	3	x	
Coberturas detrito-lateríticas ferrug.	Aglomerado, Laterita (Poroz. 0 a >30%)	1,5		x
Depósitos aluvionares	Areia Materiais superficiais (Poroz. >30%)	1		x
Utariiti/Salto das Nuvens	Arenito conglomerático (Poroz. 0 a >30%)	1,5		x
Clima	Características	Peso	Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
I A1/III A1a	1900 a 2100 mm/Ano	1,5	x	x
I A2	2200 a 2400 mm/Ano	1	x	
I B2	2000 a 2100 mm/Ano	1,5	x	
I B3a	2000 a 2300 mm/Ano	1	x	
I B3b	2000 a 2500 mm/Ano	1	x	
II A	1800 a 2000 mm/Ano	2		x
III A1b	1800 a 1900 mm/Ano	2		x
III B1	1900 a 2000 mm/Ano	2		x
Aquífero	Características	Peso	Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
Dardanelos/ Beneficente	Poroso	1	x	
Faturado Norte	Faturado	3	x	
Parecis	Poroso	1		x
Declividade	Características	Peso	Rio S.J. Batista	Rio Papagaio
0 - 10 graus	Baixos níveis de escoamento	1	x	x
10 - 25 graus	Moderados níveis de escoamento	1,5	x	x
25 - 35 graus	Escoamento moderadamente elevado	2,5	x	
35 - 45 graus	Elevados níveis de escoamento	3	x	

Fonte: Elaborada pelos autores com base nas classes de vulnerabilidade de Crepani *et al.*, (2001b).

Conforme Crepani *et al.* (2001b), o índice de vulnerabilidade é o resultado da média aritmética dos componentes ambientais analisados integradamente, de forma se obter primeiro a Vulnerabilidade Potencial (VP) (Equação 01). Em seguida, a VP é somada ao uso e cobertura da terra para se obter a vulnerabilidade emergente (VE) (Equação 02).

Os índices foram obtidos através do tratamento das bases de dados utilizando software ArcGIS PRO mediante manipulação de arquivos *Shapefile* onde procedeu à atribuição de pesos as variáveis ambientais. Posteriormente, os dados foram organizados, transformados em arquivos *raster* utilizando a ferramenta *Polygon to Raster* (Conversion), posteriormente processados na ferramenta *raster calculator* do executando a seguinte fórmula:

$$VP = (G + R + S + V + C) / 5 \quad (01)$$

Onde: VP = Vulnerabilidade potencial; G = Geologia; A = Aquífero; S = Solo; D = Declividade; C = Clima.

$$VE = (VP + U/C) / 2 \quad (02)$$

Onde: VE = Vulnerabilidade Emergente; VP = Vulnerabilidade potencial; U/C = Uso e Cobertura da Terra.

A execução das fórmulas resultou nos mapas de vulnerabilidade potencial e vulnerabilidade emergente, para as bacias hidrográficas dos rios Papagaio (cabeceira) e São João Batista (baixo curso) da região hidrográfica Juruena Tapajós.

Resultados e Discussão

Bacia do rio Papagaio

A bacia do rio Papagaio (Figura 02) está situada no sudoeste do estado de Mato Grosso e cobre 22.355,74 km² na região de cabeceiras da região hidrográfica de Juarena Tapajós. A modelagem de vulnerabilidade hídrica realizada na bacia revelou que a maioria da área tem baixa vulnerabilidade potencial (Figura 02a) (Tabela 3). Em 70,3% da área é observado índice estável e 29,1% moderadamente estável. Isso indica que os elementos ambientais na bacia favorecem a retenção, armazenamento e disponibilidade de água, diminuindo a probabilidade de escassez de água.

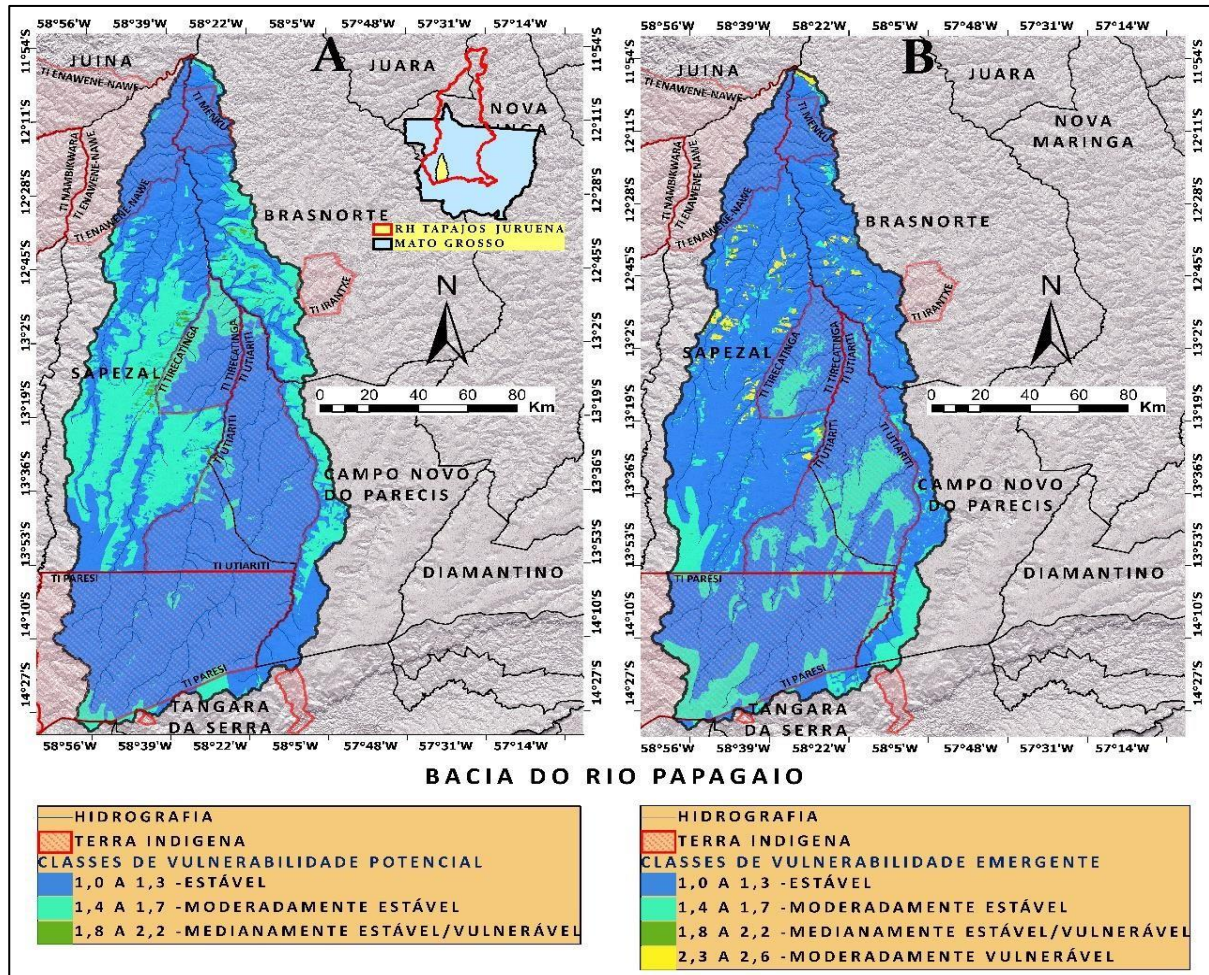


Figura 2 – Mapa de Vulnerabilidade Hidrológica Potencial (A) e Emergente (B) da bacia do rio Papagaio

Por meio da avaliação da vulnerabilidade emergente (VE) (Figura 02b) (Tabela 3), obtida após a interseção dos dados referentes ao uso e cobertura da terra, observou-se que a cobertura vegetal tem um impacto notável nos índices de vulnerabilidade. Essa observação reforça a dinâmica naturalmente favorável que promove a retenção e disponibilidade de água. Em termos da área total, o índice de vulnerabilidade emergente demonstrou um resultado estável de 80,31%. Esse resultado substancial em termos de estabilidade natural pode ser atribuído à cobertura vegetal natural. No entanto, o índice de vulnerabilidade emergente também revela que, apesar das condições naturais que favorecem a disponibilidade de água, os vários tipos de uso da terra tendem a influenciar esses índices. Especificamente, observou-se que 1,45% da área ascendeu a classe de moderadamente vulnerável, uma classificação que não observada na avaliação do índice de vulnerabilidade potencial.

Parcialmente, as condições favoráveis exibidas na bacia do rio Papagaio podem ser atribuídas à presença de terras indígenas (Menku, Tiracatinga, Utiariti, Paresi, Enawene-Nawe e Jeantxe). Essas terras estão presentes por toda a bacia, de alto a baixo curso. Somadas compreendem mais de cinquenta por cento da área total da bacia, fornecendo ampla proteção ambiental aos sistemas ambientais. As seções de médio e baixo curso da bacia, onde predominam as atividades agrícolas, especificamente as lavouras de soja, algodão e milho, correspondem às áreas em que se observa alterações ao plicar o índice de vulnerabilidade emergente. Essa área varia de moderadamente estável/vulnerável a moderadamente vulnerável e está sob a jurisdição dos municípios de Brasnorte, Campo Novo do Parecis e Sapezal.

Tabela 03 – Percentuais dos Níveis de Vulnerabilidade da Bacia do Papagaio

Classes De Vulnerabilidade	Índice de Vulnerabilidade			
	Potencial		Emergente	
	Área Km ²	%	Área Km ²	%
1,0 a 1,3 -Estável	15.715,65	70,3%	17.953,92	80,31%
1,4 a 1,7 -Moderadamente Estável	6.501,54	29,1%	3.966,04	17,74%
1,8 a 2,2 -Medianamente Estável/Vulnerável	138,54	0,6%	116,49	0,52%
2,3 a 2,6 -Moderadamente Vulnerável	-	-	319,29	1,43%
Total	22.355,74	100,00%	22.355,74	100,00%

Bacia do Rio São João Batista

Localizada no extremo norte do estado de Mato Grosso, ocupando a seção central da região hidrográfica de Juruena Tapajós, a bacia do rio São João Batista e abrange uma área total de 9.316,06 km². Dessa área, 63,35% exibiram índices potenciais de vulnerabilidade hídrica, variando de 1,8 a 2,2, que podem ser classificados como Medianamente Estáveis/Vulneráveis. Além disso, 16,09% da área foi categorizada como Moderadamente Vulnerável e 0,86% foi considerada vulnerável (Figura 3a) (Tabela 4).

Do total, apenas 19,7% da bacia exibiu índices de vulnerabilidade variando de 1,3 a 1,7, que se enquadram nas categorias Estável e Moderadamente Estável. Esses dados sugerem que as condições geológicas, hidrogeológicas e pedológicas da bacia apresentam limitações consideráveis quanto a manutenção da água na paisagem, apesar dos elevados índices de precipitação típicos da região amazônica. Assim, a bacia tende a apresentar maior vulnerabilidade hidrológica devido às suas características naturais.

Tabela 4 – Percentuais dos Níveis de Vulnerabilidade da Bacia do Rio São João Batista

Classes de Vulnerabilidade	Índice de Vulnerabilidade			
	Potencial		Emergente	
	Área Km ²	%	Área Km ²	%
1,0 a 1,3 - Estável	1.521,58	16,33%	1.995,55	21,42%
1,4 a 1,7 - Moderadamente Estável	314,11	3,37%	3.891,81	41,78%
1,8 a 2,2 - Medianamente Estável/Vulnerável	5.901,36	63,35%	668,58	7,18%
2,3 a 2,6 - Moderadamente Vulnerável	1.499,26	16,09%	2.295,02	24,64%
≥ 2,7 - Vulnerável	79,76	0,86%	465,10	4,99%
Total	9.316,06	100%	9.316,06	100,00%

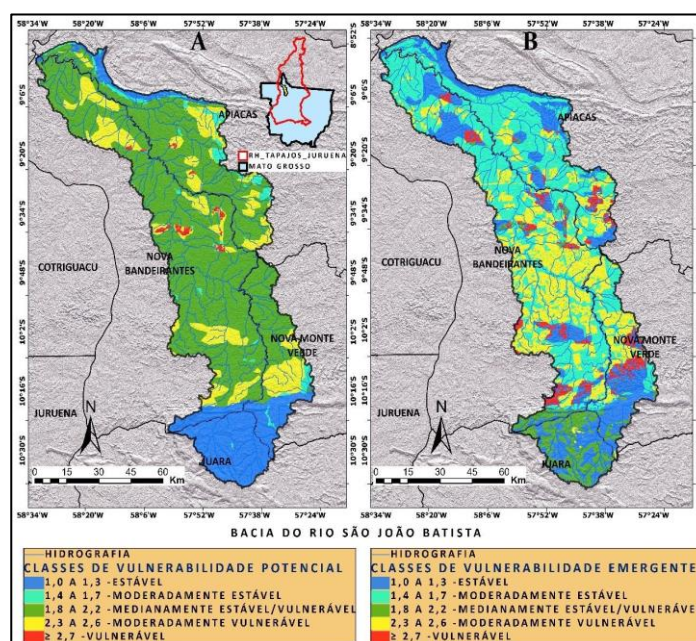


Figura 3 - Mapa de Vulnerabilidade Hidrológica Potencial e Emergente da Bacia do Rio São Joao Batista

Ao aplicar o Índice de Vulnerabilidade Emergente, é observado um aprimoramento perceptível nos níveis de vulnerabilidade (Figura 3b). A região em questão é composta por cerca de 60% de cobertura natural (florestas, campos, rios e lagos). A implementação do referido índice demonstrou que a bacia possui 63,2% da área classificada como tendo níveis de vulnerabilidade que variam de Estável a Moderadamente Estável, apresentando evolução significativa em relação ao índice Potencial. Indicando uma correlação direta entre a estabilidade hidrológica da região e sua cobertura natural.

Sobre as áreas em que se registra usos da terra, há um considerável aumento percentual das classes de vulnerabilidade. Sob áreas dedicadas à atividade pecuária, a proporção da área moderadamente vulnerável passou de 16,09% na classificação de Potencial para 24,64% na Emergente. As áreas vulneráveis passaram de 0,86% para 4,99% no total.

Quando comparados, os dados obtidos de IVH Potencial e Emergente das respectivas bacias hidrográficas é possível afirmar a análise do embasamento geológico e estrutura lito-hidrogeológica que compõem os sistemas de aquíferos, associadas ao tipo de solo e regime pluviométrico apresentam bons resultados quanto a identificação de vulnerabilidades hídras da paisagem. O IVH Potencial das bacias analisadas apresentou diferenças significativas. Na bacia do rio Papagaio, onde predomina sistemas lito-hidrogeológicos (100%) e pedológicos (99,8%) de alta porosidade e elevada capacidade de infiltração e retenção da água, o percentual de IVH Potencial se mostra significativamente superior aos da Bacia do rio São João Batista. Nesta, 83% do território está sob base geológica de rochas com porosidade primária variando de 0 a 15% (que compõem o aquífero Fraturado norte) recobertos por 81% de Argissolos. Mesmo com uma precipitação média de 320 mm/Ano a mais que na bacia do rio Papagaio, a bacia do rio São João Batista se mostra hidrológicamente mais vulnerável. Evidenciado a contribuição dos sistemas lito-hidro-pedológicos no resultado.

Ao adicionar os dados de uso e cobertura para obtenção do IVH Emergente constata-se que a cobertura natural apresenta respostas mais eficientes sobre sistemas lito-hidro-pedológicos de baixa porosidade, reduzindo os níveis de vulnerabilidade identificados na classificação Potencial, como observado na bacia do rio São João Batista.

Estes dados reforçam o papel crucial da manutenção da cobertura natural, principalmente sob sistemas mais vulneráveis, assegurando a sustentabilidade hídrica da paisagem, frente ao avanço das atividades humanas e mudanças climáticas, como já constatado em estudo prévio na área. Farinosi et al. (2019) buscando identificar impactos futuros das mudanças climáticas e do uso da terra no regime fluviométrico, concluiu que a região hidrográfica da bacia Juruena Tapajós entre 2026 e 2045 tende a apresentar redução significativa na vazão dos rios ao longo das estações. Preve-se também mudança no regime sazonal, com tendência de aumento da vazão nos períodos de chuva, redução drástica nos períodos de estiagem. Eventos estes, consequência da alteração do regime pluviométrico e desmatamento e avanço da agricultura e pecuária.

Considerações Finais

A proposta de vulnerabilidade hidrológica, como escopo inicial de adaptação, mostrou-se eficaz no diagnóstico da vulnerabilidade hídrica natural e do impacto da cobertura natural e ação humana por meio de diferentes tipos de uso da terra identificados pelo índice de vulnerabilidade emergente. Apesar de simplificado usando o procedimento GIS, o índice conseguiu diagnosticar grandes áreas, especificamente para medir o grau de suscetibilidade ao estresse hídrico.

A implementação dos índices de Vulnerabilidade Hidrológica Potencial e Emergente exibiu disparidades significativas nas condições ambientais naturais das áreas estudadas, relacionadas diretamente as variáveis lito-hidro pedológicas e ao uso e cobertura da terra.

Assim, pode-se concluir que as variáveis de geologia, hidrogeologia (aquífero), pedologia, declividade, clima e uso e cobertura são a base para o entendimento da vulnerabilidade hidrológica de uma determinada paisagem, como identificado nas diferenças entre as bacias analisadas.

As bacias do rio Papagaio, conforme observado, foram caracterizadas predominantemente pelas variáveis que promovem boas taxas de infiltração de água, desde a inclinação do relevo até os sistemas aquíferos (relevo plano, arenitos e neossolos quartzarênicos). Em contraste, a bacia do rio São João Batista exibiu características ambientais naturais opostas (Argissolos, geologia ígnea metamórfica). Apesar de ter maiores porcentagens de cobertura florestal (60%) e maiores taxas de chuva, os indicadores de vulnerabilidade da bacia do rio São João Batista indicam maior vulnerabilidade em relação à bacia do rio Papagaio.

Portanto, a aplicação de IVH potencial e emergente mostrou-se viável. Para pesquisas futuras, ajustes nos critérios de atribuição de pesos às variáveis, o uso de um banco de dados de menor escala e a incorporação de outras variáveis contribuirão para melhores resultados e aprimoramento da proposta. Sejam aplicados em grandes ou pequenas escalas, os índices apresentados são uma importante ferramenta de diagnóstico ambiental, com foco específico na gestão de recursos hídricos.

Referências Bibliográficas

Almeida, C. D. N.; Roehrig, J.; Wendland, E. C. Integração de Modelos de Simulação a Sistemas de Informações Geográficas Livres - O Caso do modelo AÇUMOD e do OPENGIS JUMP. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, 21-26 abril 2007. 2255-2262.

Agência Nacional de Águas (ANA). **Sistemas Aquíferos**. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/3ec60e4f-85ea-4ba7-a90c-734b57594f90>>. Acesso em: 25 jul. 2022.

Aquino, A. et al. **Vulnerabilidade ambiental**. Edidora Blücher 2017.113p.

- Bradley, M. P.; Smith, E. R. Using Science to Assess Environmental Vulnerabilities. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 94, n. 1, p. 1–7, 1 jun. 2004.
- Carvalho, M. E. S. Vulnerabilidade hídrica na bacia Sergipana do rio Vaza Barris. **Raega**, v. 25, 6 jul. 2012.
- Christofoletti, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais**. [s.l.] Editora Blucher, 1999.
- Crepani, E. et al. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. [s.l.] Inpe São José dos Campos, 2001.
- Costa, A. J. S. T. Água, risco e vulnerabilidade: os conceitos de Risco Hídrico e de Vulnerabilidade Hidrossocial. 2014 [s.d.].
- CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Mapa geodiversidade do estado do Mato Grosso**. 2010.
- Farinosi, F. et al. Future Climate and Land Use Change Impacts on River Flows in the Tapajós Basin in the Brazilian Amazon. **Earth's Future**, v. 7, n. 8, p. 993–1017, 2019.
- Figueiredo, M. C. B. et al. Análise da vulnerabilidade ambiental. **Embrapa Agroindústria Tropical**, 2010.
- Francés, A.; Paralta, E. Utilização de aplicações informáticas em cartografia ambiental e análise de sistemas hidrogeológicos: exemplos de aplicação. **Seminário sobre a Hidroinformática em Portugal, LNEC, 15-16 novembro 2001**, 2001.
- Jun, K. S. et al. Development of spatial water resources vulnerability index considering climate change impacts. **Science of The Total Environment**, v. 409, n. 24, p. 5228–5242, 15 nov. 2011.
- Kvaerner, J.; Swensen, G.; Erikstad, L. Assessing environmental vulnerability in EIA-The content and context of the vulnerability concept in an alternative approach to standard EIA procedure. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 26, n. 5, p. 511–527, 1 jul. 2006.
- Projeto MapBiomias – **Coleção 7** da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil, acessado em: 25 jul. 2022 Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>
- Moraru, C.; Hannigan, R. Overview of Groundwater Vulnerability Assessment Methods. Em: MORARU, C.; HANNIGAN, R. (Eds.). **Analysis of Hydrogeochemical Vulnerability**. Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 1–16.
- Peruchi Trevisan, D. et al. Environmental vulnerability index: An evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. **Ecological Indicators**, v. 112, p. 106163, 1 maio 2020.
- Plummer, R.; De Loë, R.; Armitage, D. A Systematic Review of Water Vulnerability Assessment Tools. **Water Resources Management**, v. 26, n. 15, p. 4327–4346, 1 dez. 2012.
- Ross, J. L. S. ANÁLISE EMPÍRICA DA FRAGILIDADE DOS AMBIENTES NATURAIS ANTROPIZADOS. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, p. 63–74, 1994
- SEPLAN- Secretaria de Estado de Planejamento de Mato Grosso. **Mapa das Unidades climáticas do estado de Mato Grosso**. Escala: 1.500.000. Cuiabá. 2001. Disponível em: <<http://geoportal.seplan.mt.gov.br/metadados/srv/por/catalog.search#/home>>. Acesso em: 25 jul. 2022.
- SEPLAN- Secretaria de Estado de Planejamento de Mato Grosso. **Mapa das Unidades Podológicas do estado de Mato Grosso**. Escala: 1.500.000. Cuiabá. 2001. Disponível em: <<http://geoportal.seplan.mt.gov.br/metadados/srv/por/catalog.search#/home>>. Acesso em: 25 jul. 2022.
- SPRÖL, C.; ROSS, J. L. S. Comparative analysis of environmental fragility by applying three models. **GEOUSP Espaço e Tempo (Online)**, v. 8, n. 1, p. 39–49, 17 jun. 2004.
- WILSON, J. P. et al. Water in the Landscape: A Review of Contemporary Flow Routing Algorithms. Em: ZHOU, Q.; LEES, B.; TANG, G. (Eds.). **Advances in Digital Terrain Analysis**. Lecture Notes in Geoinformation and Cartography. Berlin, Heidelberg: Springer, 2008. p. 213–236.
- ZHANG, Y. et al. Difference Analysis of Ecological Vulnerability and Zoning Changes of National Energy and Chemical Bases Using FAHP Method. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 18, n. 13, p. 6785, jan. 2021.

APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP-GAUSSIANO PARA ESCOLHA DE DRONE PARA O MAPEAMENTO GEORREFERENCIADO DA COBERTURA VEGETAL EM PEQUENA ESCALA

Rodolpho Mendes Vale¹, Daniel Augusto de Moura Pereira², Walter Bruno Pereira Brito³, Bruno Pereira Diniz⁴, Vandson Ney de Amorim Brito⁵, Hugo Morais de Alcântara⁶, Paulo Cezar Filho⁷, Jordan Matheus Barbosa Araújo⁸

¹Universidade Federal de Campina Grande, mestrando do ProfÁgua, e-mail: rodolpho.mendes@estudante.ufcg.edu.br;

²Universidade Federal de Campina Grande, docente do CDSA-UFCG, e-mail: danielmoura@ufcg.edu.br;

³Universidade Federal de Campina Grande, mestrando do ProfÁgua, e-mail: walter.bruno@estudante.ufcg.edu.br;

⁴Universidade Federal de Campina Grande, discente do CDSA-UFCG, e-mail: brunopereiradiniz046@gmail.com;

⁵Universidade Federal de Campina Grande, mestrando do ProfÁgua, e-mail: vandson.ney@estudante.ufcg.edu.br;

⁶Universidade Federal de Campina Grande, docente do ProfÁgua, e-mail: hugo.morais@professor.ufcg.edu.br;

⁷Universidade Federal de Campina Grande, mestrando do ProfÁgua, e-mail: paulo.cezar@estudante.ufcg.edu.br;

⁸Universidade Federal de Campina Grande, discente do CDSA-UFCG, e-mail: jordan_barbosa517@hotmail.com;

Palavras-chave: Cobertura vegetal, drones, tomada de decisão.

Resumo

O uso e ocupação do solo de forma desordenada, associado as condições climáticas regionais e locais, causam impactos ambientais negativos, reduzindo a quantidade e qualidade da água disponível para usos múltiplos além de favorecer a degradação do solo, que se configura como um dos maiores problemas ambientais, uma vez que seu processo de formação é lento, complexo e potencializado por ações antrópicas, sendo necessário sensibilizar gestores públicos e a população sobre a necessidade do planejamento do uso e ocupação do solo nos meios urbano e rural. Uma ferramenta promissora para auxiliar no monitoramento ambiental é o uso de drones, muito utilizado na agricultura de precisão, pois permitem a obtenção de imagens de alta resolução em curto espaço de tempo, sem interferência de nuvens e em locais de difícil acesso. Como existem diversos modelos disponíveis no mercado, muitos gestores têm dificuldades de escolher o melhor tipo para obter informações georreferenciadas que favorecem o cálculo da área, a rede de drenagem, cobertura vegetal e relevo. O objetivo deste trabalho é selecionar o melhor tipo de drone para quantificação da cobertura vegetal, área, rede de drenagem, relevo, mapeamento georreferenciado de áreas de parcelas do solo, para uso do modelo numérico do terreno (MNT), em levantamentos planialtimétricos e em modelos de simulação ambiental. Como trata-se de uma pesquisa quantitativa de caráter exploratório, foi escolhido método multicritério Analytic Hierarchy Process-Gaussian, conhecido como AHP-gaussiano, que possui diversas aplicabilidades, reduzindo a dependência entre critérios existente na matriz de avaliação, eliminando a necessidade de avaliações “pairwise” entre atributos, para obtenção de seus respectivos pesos, utilizando cálculos da média e desvio padrão para obter um ranking de alternativas. O AHP-Gaussiano pertence ao método de compensação, sendo os atributos independentes entre si, onde os atributos qualitativos são transformados em quantitativos. Foram analisadas 10 alternativas de drones e 7 critérios relevantes para início de modelagem. As alternativas e os critérios foram inseridos na matriz de decisão, onde o critério preço, classificou-se como monotônico de custo, ou seja, quanto menor o valor, melhor classificação, logo deve ser minimizado. Já os demais critérios, como resolução, tamanho, transmissão, tempo máximo de voo, peso e capacidade da bateria foram classificados como monotônico de benefício, onde, quanto maior for o valor atribuído terá melhor classificação, portanto devem ser maximizados. Após realizar a normalização da matriz da decisão, foram calculados a média, o desvio padrão, o fator Gaussiano e a sua normalização. A partir da multiplicação do fator Gaussiano normalizado com a matriz normalizada, foi gerada a ordenação das alternativas. A alternativa proposta pelo AHP-Gaussiano é o DJI Matrice 30, com 12,94%, seguido pelo DJI Matrice 300 RTK, com 11,12%, depois vem os seguintes drones, o DJI Matrice 30T com 10,60%, o Mavic Air 2S com 10,54%, o MAVIC 3M com 10,44%, o Mavic Air 2 com 9,29%, o Phantom 4 v.2 com 9,14%, o Phantom 4 Pro V2.0 com 8,83%, o Mavic 3 (Cine) com 8,63% e em último lugar, o Phantom 4 RTK com 8,47%. Após a avaliação da entrada, processamento e saída dos dados, considerando as alternativas e critérios, utilizando o método AHP-Gaussiano, foi possível identificar que a melhor escolha do tipo drone, entre os selecionados e inseridos no modelo, foi o DJI Matrice 30 e a pior alternativa o Phantom 4 RTK. Portanto, este trabalho mostrou o impacto da utilização de um modelo de suporte de tomada de decisão, para que o processo decisório possua subsídios e seja cada vez mais assertivo.

Introdução

O uso e ocupação do solo de forma desordenada, associado as condições climáticas regionais e locais, causam impactos ambientais negativos, como a supressão da cobertura vegetal, alteração da composição da fauna e flora, assoreamento de rios e reservatórios superficiais, reduzindo a quantidade e qualidade da água disponível para usos múltiplos. A degradação do solo se configura como um dos maiores problemas ambientais na atualidade, uma vez que seu processo de formação é lento, complexo e diretamente afetado pelas atividades antrópicas, além de ocasionar alterações na qualidade da água usada para

consumo humano, irrigação, dessedentação de animais e propagação de doenças de veiculação hídrica, sendo necessário sensibilizar gestores públicos, a sociedade civil organizada e a população, sobre a necessidade do planejamento do uso e ocupação do solo nos meios urbano e rural (STOFFEL e HUGGEL, 2012).

A necessidade da redução da vulnerabilidade às condições climáticas naturais, da população residente nos meios urbano e rural, requer ações de gerenciamento do uso e ocupação no meio urbano, bem como dos processos produtivos no meio rural, principalmente em regiões áridas e semiáridas. Sendo fundamental aumentar o monitoramento dos processos de expansão das cidades, fortalecer a assistência técnica no meio rural, ampliar a obtenção de informações da cobertura vegetal ainda existente, identificar locais onde há necessidade de recomposição da vegetação e promover a recuperação de áreas degradadas.

O aumento do nível de informações sobre a qualidade ambiental em grandes áreas tem sido realizado de forma satisfatória por meio do processamento de imagens de satélite, mas para pequenas áreas existem lacunas expressivas, principalmente em decorrência da ocorrência de nuvens que prejudicam a interpretação dos usuários, principalmente quando são obtidas sem custo para o usuário. Existe a necessidade de ampliação do monitoramento ambiental, de uso e ocupação de solo em pequenas áreas, com boa precisão e sem a interferência de nuvens sobre as imagens obtidas.

As informações de área, cobertura vegetal, relevo, tipos de solo, rede de drenagem em bacias hidrográficas nem sempre podem ser obtidas com precisão para pequenas áreas, que variam de 1 a 10 km². O uso e ocupação do solo no meio rural e, em especial, em pequenas áreas na região do semiárido brasileiro, não possuem acompanhamento técnico, onde os produtores estão vulneráveis às condições climáticas locais, o que favorece a continuidade da dependência do clima para a sua manutenção no campo. Prover os produtores rurais do semiárido brasileiro de informações sobre o uso e ocupação do solo, em nível de propriedade rural, identificando áreas de maior susceptibilidade a erosão, a capacidade de suporte da vegetação para manutenção da pecuária, em geral tentando manter a produção de caprinos, ovinos e suínos, mas também de bovinos, favorecerá o planejamento e obtenção da certificação ambiental rural.

A vegetação atua como corredor de biodiversidade, fundamental para manutenção da flora e fauna local, além de ser importante obstáculo para o escoamento superficial, favorecendo a infiltração e minimizando riscos de erosão. Desse modo, a obtenção de informações sobre as áreas utilizadas na produção agropecuária e a destinada para conservação ambiental, que respeitem a legislação ambiental brasileira, são fundamentais na busca pelo desenvolvimento sustentável (GUIMARÃES, 2015).

Uma ferramenta promissora para auxiliar no monitoramento ambiental é o uso de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT), conhecidos comumente como drones, que vem ampliando aplicações civis, com a sua associação ao sistema de posicionamento global ou de informação geográfica, para usos militares (NEWCOME, 2004). Apresentam boa acurácia em estudos ambientais, sendo muito utilizados na agricultura de precisão e no monitoramento de habitats, pois permitem a obtenção de imagens em curto espaço de tempo, sem interferência das nuvens, captura imagens em alta resolução e a coleta dados em locais de difícil acesso (SILVA et al., 2015). Estas características permitem o avanço do uso de drones nos estudos de mapeamento e de monitoramento ambiental.

Os Sistemas de Informações Geográficas têm um papel importante na obtenção de dados, pois reúne ferramentas gerenciais, quantidade de pessoas, processos e documentações diversas georreferenciadas, podendo auxiliar nos processos de tomada de decisão (GÓMEZ, et al., 2012). Essas informações podem ser usadas por múltiplos usuários, como por exemplo, pelos órgãos ambientais fiscalizadores, agências reguladoras de água e energia, para monitoramento de uso e ocupação do solo, por meio de mensurações contínuas ou sazonais, gerar mapas, realizar análises geomorfológicas e apresentação tridimensional do modelo numérico do terreno (MNT), auxiliando o processo de tomada de decisão. Os drones podem colaborar em diversos aspectos para o monitoramento ambiental, por sua capacidade de acesso a locais remotos, onde as imagens de satélite não possuem boa definição, devido a sua resolução espacial ou por interferência da cobertura de nuvens.

Entre os modelos disponíveis no mercado de Veículos Aéreos Não Tripulados (VANT), a tomada de decisão para a escolha do melhor tipo de drone para obtenção de imagens georreferenciadas, com baixa altitude, maior autonomia de voo, associado ao custo e a precisão das informações sobre a cobertura vegetal, área, relevo e rede de drenagem, que favoreçam a obtenção de modelo numérico do terreno (MNT), para uso em várias aplicações associadas aos levantamentos topográficos e em modelos de simulação ambiental. O veículo aéreo não tripulado (VANT) apresenta diversas aplicações como detecção precoce de focos de incêndio, mapeamento e monitoramento de alterações de uso e ocupação do solo, quantificação de áreas desmatadas, reflorestadas, em levantamento cartográficos e topográficos (ATAÏDE, 2016; DEUS, 2017).

Nesse contexto, diante de tantas opções de drones no mercado e da dificuldade dos gestores na escolha do equipamento adequado às suas atividades, para auxiliar no processo de tomada de decisão, foram desenvolvidos vários métodos de apoio ao processo decisório, que podem eleger critérios e alternativas de alto impacto, incrementados a um modelo matemático validade e consistente, condicionado a um critério específico. O processo decisório deve atender ao importante objetivo segundo o qual, qualquer que seja a opção escolhida, a melhor oportunidade deve ser aproveitada, sem prejudicar a posição estratégica do tomador de decisão (GOMES, 2010; MOREIRA, 2022).

A abordagem Multicriteria Decision Making (MDCM) desempenha um papel importante na seleção de alternativas não dominantes, entre várias alternativas viáveis avaliadas em relação a vários critérios na tomada de decisão da vida real, envolvendo questões de incerteza (SAHIN, 2016; DOS SANTOS JUNIOR, 2022). No entanto, alguns aspectos devem estar envolvidos na tomada de decisão, sendo necessário considerar variáveis mercadológicas, operacionais, tecnológicas, estratégicas e financeiras que favoreçam a percepção do modelo decisório, além da adoção de uma metodologia ou combinação de metodologias, que possibilite a identificação das variáveis e uma análise racional das

informações disponíveis, bem como avaliar a necessidade e viabilidade de compartilhar o processo de tomada de decisão para garantir o engajamento necessário na implantação da alternativa escolhida (DOS SANTOS JUNIOR, 2022; DE SOUZA, 2018; DE CARVALHO, 2015).

O objetivo do trabalho é selecionar o melhor drone para quantificação da cobertura vegetal, área, rede de drenagem, relevo, georreferenciamento, mapeamento de áreas de parcelas do solo e microbacias rurais, para uso do modelo numérico do terreno (MNT), em levantamentos planialtimétricos e em modelos de simulação ambiental. Atividades estas que, auxiliarão no processo da tomada de decisão do gestor em relação a melhor escolha, de acordo com sua necessidade.

Material e Métodos

Existem diversos tipos de abordagens, técnicas e métodos do MCDM, mas o conjunto finito ou infinito de ações, alternativas, soluções ou cursos de ações etc., são elementos essenciais para a utilização de um modelo multicritério de suporte a decisão, onde pelo menos devem existir dois critérios para apoiar o processo de classificação (PEREIRA, 2022; DRUMOND, 2020). O método multicritério Analytic Hierarchy Process-Gaussian (AHP-Gaussiano) tem sido indicado como promissor para realização da escolha de atributos a partir de entradas quantitativas das alternativas, a partir de dados interpolados na matriz de decisão, fornecendo assim, uma nova abordagem ao método AHP original (SANTOS, COSTA e GOMES, 2021; ARAUJO, 2022; ARAUJO, 2023).

Método AHP-Gaussiano

Santos, Costa e Gomes (2021) introduziram o método multicritério Analytic Hierarchy Process-Gaussian (AHP-Gaussiano) para fornecer uma nova abordagem ao método AHP original, que é baseado na análise de sensibilidade do fator gaussiano.

Dessa forma, pesos de atributos podem ser obtidos a partir de entradas quantitativas entre às alternativas selecionadas, a partir de dados interpolados na matriz de decisão (SANTOS, 2021; ARAUJO, 2022; ARAUJO, 2023).

Essa abordagem visa acabar com a dependência entre critérios existente na matriz de avaliação, eliminando a necessidade de avaliações “pairwise” entre atributos para obtenção de seus respectivos pesos, onde os cálculos incluem média e desvio padrão para chegar a um ranking de alternativas. O AHP-Gaussiano pertence ao método de compensação, os atributos são independentes entre si, sendo os atributos qualitativos transformados em atributos quantitativos (SANTOS, 2021; SILVA, 2023, MONTES, 2023).

Etapas do método AHP-Gaussiano (LIMA, 2021; VALE, 2022; DINIZ, 2023):

1. A primeira etapa do método é estabelecer a matriz de decisão, com as alternativas e critérios a serem julgados no processo decisório;
Após estabelecer a matriz de decisão, é realizada a normalização dos atributos, para valores que se queira maximizar, monotônico de lucro, utiliza-se a fórmula (1).

$$N = \frac{a_{ij}}{\sum a_{ij}} \quad (1)$$

Para valores que se queira minimizar, monotônico de custo, utiliza-se a fórmula (2).

$$N = \frac{\left(\frac{1}{a_{ij}}\right)}{\left(\frac{1}{\sum a_{ij}}\right)} \quad (2)$$

2. A segunda etapa é calcular a média das alternativas;
3. A terceira etapa é calcular o desvio padrão de cada alternativa para cada critério;
4. A quarta etapa é calcular o fator Gaussiano para cada critério;
5. A quinta etapa é multiplicar o fator Gaussiano pela matriz de decisão
6. A sexta etapa consiste na normalização dos resultados; e
7. Na sétima etapa é obtido a ordenação das alternativas.

Trata-se de uma pesquisa quantitativa de caráter exploratória e que seguiu o seguinte fluxograma metodológico para sua realização (Figura 1).

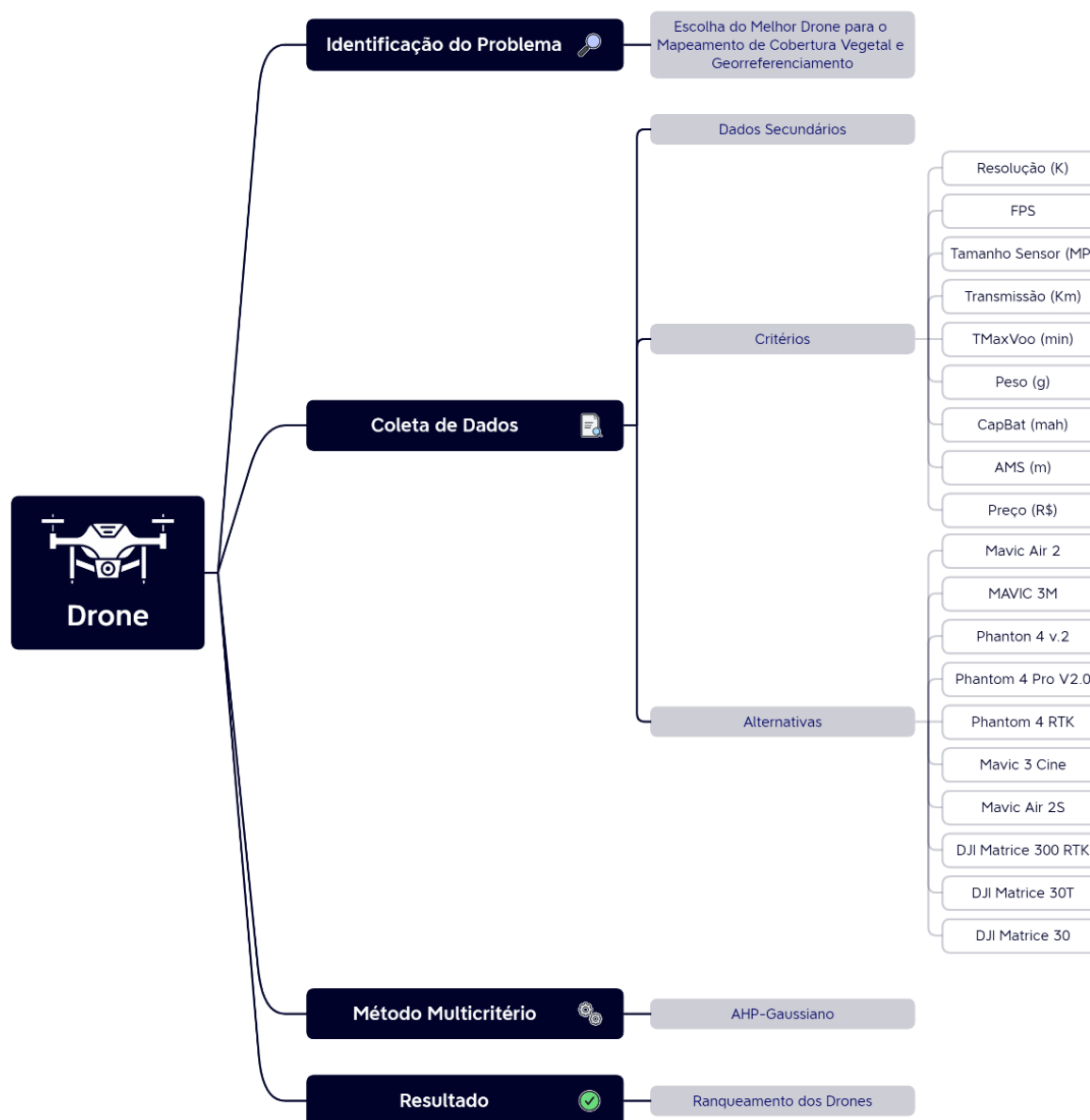


Figura 1: Fluxograma Metodológico

A partir da identificação do problema, para escolha do drone, elencaram-se nove critérios quantitativos, em seguida, foi indicada uma pré-seleção de alternativas viáveis, de acordo com os critérios, onde dez modelos de drones foram indicados para o modelo de decisão.

Seleção dos Drones

Para o desenvolvimento do trabalho foram selecionados dez tipos de drones, as alternativas e os critérios, pré-selecionados de acordo com a importância, detalhados a seguir:

- **Alternativas:** (A1) Mavic Air 2; (A2) MAVIC 3M; (A3) Phantom 4 v.2.; (A4) Phantom 4 Pro V2.0; (A5) Phantom 4 RTK; (A6) Mavic 3 (Cine); (A7) Mavic Air 2S; (A8) DJI Matrice 300 RTK; (A9) DJI Matrice 30T; e (A10) DJI Matrice 30.
- **Critérios:** (C1) Resolução (K); (C2) FPS*; (C3) Tamanho Sensor (MP); (C4) Transmissão (Km); (C5) TMaxVoo (min); (C6) Peso (g); (C7) CapBat (mah); (C8) AMS (m); e (C9) Preço (R\$).

**FPS: é a sigla em inglês para Frames per Second, que significa Quadros por Segundo. Também conhecido como fotogramas por segundo ou ainda frames por segundo é a unidade de medida da cadência de um dispositivo audiovisual qualquer, como uma câmera de vídeo, um webcam, um projetor cinematográfico ou de vídeo, etc.*

Por fim, foi utilizado o método de Análise de Decisão Multicritério definido para apoiar a decisão de seleção dos drones, o AHP-Gaussiano, através da planilha em Excel (BALDINI, 2021). A escolha do melhor drone deveu-se à encomenda da melhor alternativa apresentada no método utilizado.

Resultados e Discussão

Após a seleção dos tipos de drones, as alternativas e os critérios, pré-selecionados de acordo com a importância, onde a escolha do melhor drone deveu-se à encomenda da melhor alternativa apresentada com o método utilizado.

Aplicação do AHP-Gaussiano

A primeira etapa da aplicação do método, para a escolha dos drones, foi inserir as alternativas e os critérios na matriz de decisão, como pode-se observar na Tabela 1.

Tipo	MAX	MAX	MAX	MAX	MAX	MAX	MAX	MAX	MIN
	Resolução (K)	FPS	Tamanho Sensor (MP)	Transmissão (Km)	TMaxVoo (min)	Peso (g)	CapBat (mah)	AMS (m)	Preço (R\$)
Mavic Air 2	4	30	12	10	34	570	3500	5000	12672,46
MAVIC 3M	4	60	20	15	43	951	5000	6000	18999,05
Phanton 4 v.2.	4	30	20	10	30	1375	5870	6000	23499
Phantom 4 Pro V2.0	4	30	20	10	30	1375	6000	6000	27250
Phantom 4 RTK	4	30	20	7	30	1391	5870	6000	29990
Mavic 3 (Cine)	5	50	20	15	46	899	5000	6000	45990
Mavic Air 2S	5	30	20	12	31	595	3750	5000	11599
DJI Matrice 300 RTK	2	30	20	15	55	3600	5935	7000	56359,1
DJI Matrice 30T	4	30	12	15	41	3998	5880	7000	120199,5
DJI Matrice 30	4	30	48	15	41	3700	5880	5000	69990

Tabela 1: Matriz de Decisão

O critério Preço, classificou-se como critério monotônico de custo, ou seja, quanto menor o valor, melhor classificação, logo deve ser minimizado. Já os critérios, Resolução, FPS, Tamanho Sensor, Transmissão, TMaxVoo*, Peso, CapBat e AMS foram classificados como monotônico de benefício, onde, quanto maior for o valor atribuído, melhor classificação terá, portanto estes devem ser maximizados.

*TMaxVoo – Tempo máximo de voo.

A próxima etapa foi realizar a normalização da matriz de decisão, como pode-se observar na Tabela 2.

	Resolução (K)	FPS	Tamanho Sensor (MP)	Transmissão (Km)	TMaxVoo (min)	Peso (g)	CapBat (mah)	AMS (m)	Preço (R\$)
Mavic Air 2	0,1000	0,0857	0,0566	0,0806	0,0892	0,0309	0,0664	0,0847	0,2011
MAVIC 3M	0,1000	0,1714	0,0943	0,1210	0,1129	0,0515	0,0949	0,1017	0,1341
Phanton 4 v.2.	0,1000	0,0857	0,0943	0,0806	0,0787	0,0745	0,1114	0,1017	0,1084
Phantom 4 Pro V2.0	0,1000	0,0857	0,0943	0,0806	0,0787	0,0745	0,1139	0,1017	0,0935
Phantom 4 RTK	0,1000	0,0857	0,0943	0,0565	0,0787	0,0754	0,1114	0,1017	0,0850
Mavic 3 (Cine)	0,1250	0,1429	0,0943	0,1210	0,1207	0,0487	0,0949	0,1017	0,0554
Mavic Air 2S	0,1250	0,0857	0,0943	0,0968	0,0814	0,0322	0,0712	0,0847	0,2197
DJI Matrice 300 RTK	0,0500	0,0857	0,0943	0,1210	0,1444	0,1951	0,1127	0,1186	0,0452
DJI Matrice 30T	0,1000	0,0857	0,0566	0,1210	0,1076	0,2166	0,1116	0,1186	0,0212
DJI Matrice 30	0,1000	0,0857	0,2264	0,1210	0,1076	0,2005	0,1116	0,0847	0,0364

Tabela 2: Matriz de Decisão Normalizada

Após realizar a normalização, a próxima etapa foi calcular a média, o desvio padrão, o Fator Gaussiano e a normalização do Fator Gaussiano (Tabela 3).

Média	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000	0,1000
Desvio Padrão	0,0204	0,0309	0,0471	0,0241	0,0224	0,0738	0,0179	0,0125	0,0677
Fator Gaussiano	0,2041	0,3086	0,4711	0,2410	0,2236	0,7379	0,1793	0,1251	0,6773
Fator G. Norma.	0,0644	0,0974	0,1487	0,0761	0,0706	0,2329	0,0566	0,0395	0,2138

Tabela 3: Média, Desvio Padrão, Fator Gaussiano e Fator Gaussiano Normalizado

A partir da multiplicação do Fator Gaussiano Normalizado com a Matriz Normalizada, foi gerada a ordenação das alternativas (Tabela 4).

AHP-G	AHP-G (%)	RANK
0,0929	9,29%	6
0,1044	10,44%	5
0,0914	9,14%	7
0,0883	8,83%	8
0,0847	8,47%	10
0,0863	8,63%	9
0,1054	10,54%	4
0,1112	11,12%	2
0,1060	10,60%	3
0,1294	12,94%	1

Tabela 4: Ordenação AHP-Gaussiano

A alternativa proposta pelo AHP-Gaussiano é o DJI Matrice 30, com 12,94%, seguido pelo DJI Matrice 300 RTK, com 11,12%, depois vem os seguintes drones, o DJI Matrice 30T com 10,60%, o Mavic Air 2S com 10,54%, o MAVIC 3M com 10,44%, o Mavic Air 2 com 9,29%, o Phantom 4 v.2 com 9,14%, o Phantom 4 Pro V2.0 com 8,83%, em penúltimo lugar ficou o Mavic 3 (Cine) com 8,63% e em último lugar ficou o Phantom 4 RTK com 8,47%.

Considerações Finais

Entre as diversas oportunidades dos drones disponíveis no mercado, foi perceptível que, diante das dificuldades dos gestores para escolher o melhor tipo de drone que obtenha imagens georreferenciadas da cobertura vegetal, possibilitem a obtenção das informações da área, rede de drenagem, relevo, o mapeamento de áreas de parcelas do solo e microbacias rurais para trabalhar com o produto do modelo numérico do terreno, nos levantamentos planialtimétricos e em modelos de simulação ambiental, foi possível identificar, de acordo com os nove critérios e dez alternativas selecionados, que o método AHP-Gaussiano, permitiu a indicação da melhor escolha do produto.

Após a avaliação da entrada, processamento e saída dos dados, considerando as alternativas e critérios, utilizando o método AHP-Gaussiano, foi possível identificar que a melhor escolha do tipo drone, entre os selecionados e inseridos no modelo, foi o DJI Matrice 30 e a pior alternativa o Phantom 4 RTK.

Portanto, este trabalho mostrou o impacto da utilização de um modelo de suporte de tomada de decisão, para que o processo decisório possua subsídios e seja cada vez mais assertivo.

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 - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, ao Centro de Desenvolvimento Sustentável do Semiárido (CDSA) e ao campus de Sumé da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ARAÚJO, Guilherme Nascimento et al. 2022. APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP-GAUSSIANO PARA ORDENAÇÃO DE ATIVOS (FUNDOS IMOBILIÁRIOS) PARA A CARTEIRA DE INVESTIMENTOS. Revista SIMEP, v. 2, n. 2.

ARAÚJO, Jordan Matheus Barbosa et al. 2023. APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP-GAUSSIANO PARA DETERMINAÇÃO DO MELHOR VEÍCULO SEMINOVO A SER ADQUIRIDO ATRAVÉS DE EMPRESA DE CONSULTORIA AUTOMOTIVA PARA UM CLIENTE. In: Anais do Simpósio de Engenharia de Produção - SIMEP. Anais. Campina Grande (PB) Garden Hotel & Resort. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/11simep/623719-APLICACAO-DO-METODO-AHP-GAUSSIANO-PARA-DETERMINACAO-DO-MELHOR-VEICULO-SEMINOVO-A-SER-ADQUIRIDO-ATRAVES-DE-EMPRESA>>. Acesso em: 01/07/2023.

ATAÍDE, D. H. S. 2016. Aplicações de VANT no mapeamento do uso e cobertura do solo e na geração de modelos 3D da paisagem. 3-4-28 f. Trabalho de Graduação (Bacharel em Engenharia Florestal) - Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

BALDINI, Fabio; SANTOS, Marcos; COELHO, Leandro dos Santos; MARIANI, Viviana Cocco. 2021. AHP-GAUSSIANO em VBA (v.1).

D. A. d. M. Pereira et al. 2022. "Multicriteria and statistical approach to support the outranking analysis of the OECD countries," in IEEE Access, doi: 10.1109/ACCESS.2022.3187001.

- DE CARVALHO Pereira F, Verocai HD, Cordeiro VR, Gomes CFS, & Costa Hg. 2015. Bibliometric analysis of information systems related to innovation. *Procedia Computer Science*, 55:298-307.
- DE SOUZA Lp, Gomes Cfs & De Barros Ap. 2018. Implementation of new hybrid AHP-Topsis-2N method in sorting and prioritizing of anit CAPEX project portfolio. *International Journal of Information Technology & Decision Making*, 17(4):977-1005.
- DEUS, B. R. B. S. 2017. Mapeamento 3D com Drone para suporte ao BIM aplicado a Arquitetura. 27-28 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- DINIZ, Bruno Pereira et al. 2023. APLICAÇÃO DO CRITÉRIO PAYBACK SIMPLES E DOS MÉTODOS DEPRECIÇÃO LINEAR E AHP-GAUSSIANO PARA ADESÃO DE MAQUINÁRIOS PARA UMA CLÍNICA ODONTOLÓGICA. In: Anais do Simpósio de Engenharia de Produção - SIMEP. Anais...Campina Grande (PB) Garden Hotel & Resort. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/11simep/601825-APLICACAO-DO-CRITERIO-PAYBACK-SIMPLES-E-DOS-METODOS-DEPRECIACAO-LINEAR-E-AHP-GAUSSIANO-PARA-ADESAO-DE-MAQUINARIOS>>. Acesso em: 01/07/2023.
- DOS SANTOS JUNIOR, F. M., Tomaz, P. P. M., Diniz, B. P., de Siqueira Silva, M. J., de Moura Pereira, D. A., do Monte, D. M. M., ... & de Oliveira Costa, D. (2022). Big Bags Reverse Logistics using Business Intelligence and Multi-Criteria Analysis. *Procedia Computer Science*, 214, 172-178.
- DRUMOND, P.; Costa, I. P. A.; Gomes, C. F. S.; Santos, M.; Pereira, D. A. M. Aplicação Do Método Electre-Mor Na Manufatura Aditiva: Classificação De Impressora 3d Do Tipo Fused Deposition Modeling (Fdm). In: Xxxiii Endio. Xxxi Epio Red-M Ix, 2020, Cordoba. *Anales De Xxxiii Endio. Xxxi Epio Red-M Ix*, 2020.
- DUARTE, T. E. P.; ANGEOLETTO, F. H. S.; SANTO, M. C.; LEANDRO, D. Da S.; BOHRER, J. F. C.; VACCHIANO, M. C.; LEITE, L. B. 2017. O Papel da Cobertura Vegetal nos Ambientes Urbanos e Sua Influência na Qualidade de Vida nas Cidades. *Revista Desenvolvimento em Questão*. Ed. Unijuí, p. 175-203, n.40.
- GÓMEZ, C.; et al. 2012. Modeling forest structural parameters in the mediterranean pines of central Spain using QuickBird-2 imagery and classification and regression tree analysis (CART). *Remote Sens*. 4, 135–159.
- GUIMARÃES, B. B.; Guimarães, R. B.; Leal, A. C. 2015. Código Florestal brasileiro: análise do conceito de Área de Preservação Permanente e sua aplicação na bacia hidrográfica do Córrego São Pedro-Anhumas, São Paulo. *Boletim Campineiro de Geografia*, v. 5, n. 1, p. 157-173.
- L.F.A.M. Gomes, C.F.S, Gomes, L.F.A.M., Maranhão, F. J. C. Decision Analysis For The Exploration Of Gas Reserves:Merging TODIM and THOR Pesquisa Operacional, v.30, n.3, p.601-617 (2010).
- LIMA, Brayan de Almeida; SANTOS, Marcos dos; PEREIRA, Daniel Augusto de Moura; GOMES, Andrei Eduardo de Sousa. Proposta De Um Framework Para Seleção De Um Chassi De Ônibus Urbano: Uma Abordagem A Partir Do Quadro De Tomada De Decisões E Dos Métodos AHP E AHP-Gaussiano. *REVISTA SIMEP*, 2021.
- Lopes, M. et al. 2021.Sistema de suporte a decisões aplicado ao monitoramento de recursos hídricos: estudo de caso Bacias. *GeAS* v.10, n.1.
- MONTE, Danillo Marcus Farias Marinho do et al.. APLICAÇÃO DO MÉTODO AHP-GAUSSIANO – UMA ABORDAGEM PRÁTICA PARA ESCOLHA DE UM DESKTOP PARA PROCESSAMENTO DE IMAGENS CAPTURADAS POR VANT. In: Anais do Simpósio de Engenharia de Produção - SIMEP. Anais...Campina Grande (PB) Garden Hotel & Resort, 2023. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/11simep/601778-APLICACAO-DO-METODO-AHP-GAUSSIANO--UMA-ABORDAGEM-PRÁTICA-PARA-ESCOLHA-DE-UM-DESKTOP-PARA-PROCESSAMENTO-DE-IMAGEM>>. Acesso em: 01/07/2023.
- MOREIRA, Miguel Ângelo Lellis Et Al. Consistency Analysis Algorithm For The Multi-Criteria Methods Of SAPEVO Family. *Procedia Computer Science*, V. 214, P. 133-140, 2022.
- NEWCOME, L.R. 2004. Unmanned Aviation: A Brief History of Unmanned Aerial Vehicles; American Institute of Aeronautics and Astronautics, Inc.: Reston, VA, USA.

INSTITUTO DE PESQUISAS ESPACIAIS (Brasil). 2014. Processamento de Imagens – Coordenação-Geral de Observação de Terra. Adamantina, São Paulo. São José dos Campos: INPE.

Poleto, C.; Cardoso, R.; 2012. Gerenciamento de Recursos Hídricos. Anais do X ENES, pp.10-16.

SAHIN R. 2016. Fuzzy multicriteria decision-making method based on the improved accuracy function for interval-valued intuitionistic fuzzy sets. *Soft Comput*, 20:2557-2563.

SANTOS, Marcos dos; COSTA, Igor Pinheiro de Araujo; GOMES, Carlos Francisco Simões. Multicriteria decision-making in the selection of warships: a new approach to the AHP method. *International Journal of the Analytic Hierarchy Process*, 13(1). 2021.

SILVA, B. M.; SANTOS, W. J. R.; MARQUES, J. J. G. S. M. 2015. Levantamento detalhado dos solos da Fazenda Muquém/UFLA, Lavras-MG. Lavras: UFLA, (Boletim Técnico).

SILVA, Mateus José De Siqueira et al. 2023. ESCOLHA DE UM TRATOR DE PEQUENO PORTE PARA TRABALHOS DIÁRIOS EM UMA FAZENDA PECUÁRIA POR MEIO DO MÉTODO MULTICRITÉRIO DE APOIO A TOMADA DE DECISÃO AHP-GAUSSIANO. In: Anais do Simpósio de Engenharia de Produção - SIMEP. Anais...Campina Grande (PB) Garden Hotel & Resort. Disponível em: <<https://www.even3.com.br/anais/11simep/615091-ESCOLHA-DE-UM-TRATOR-DE-PEQUENO-PORTE-PARA-TRABALHOS-DIARIOS-EM-UMA-FAZENDA-PECUARIA-POR-MEIO-DO-METODO-MULTICRIT>>. Acesso em: 01/07/2023.

VALE, Rodolpho Mendes et al. 2022. SELECTION OF A PNEUMATIC STUNNER FOR AN AGRO-INDUSTRIAL BEEF PROCESS USING THE AHP AND AHP-GAUSSIAN METHODS. *Revista SIMEP*, v. 2, n. 2.

ATIVIDADES DA SALA DE SITUAÇÃO ANA/EPAGRI NA ESTIAGEM DE 2019 E 2022 EM SANTA CATARINA

¹Guilherme Xavier de Miranda Junior e ²Gerson Conceição

¹ Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), e-mail: gmiranda@epagri.sc.gov.br;

² Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), e-mail: gconceicao@epagri.sc.gov.br

Palavras-chave: monitoramento; sala de situação; estiagem

Resumo

Para auxiliar na operacionalização deste Acordo de Cooperação Técnica nº 025/2012, foi instalado na estrutura física da EPAGRI, mais especificamente no Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina – CIRAM, a Sala de Situação da ANA no Estado de Santa Catarina, objetivando apoiar a implantação do sistema de previsão de eventos hidrológicos críticos. Esse espaço funciona como um centro de gestão de situações críticas e subsidia a tomada de decisão por parte do órgão gestor de recursos hídricos estadual, identificando possíveis ocorrências de eventos críticos por meio do acompanhamento das condições hidrológicas dos principais sistemas hídricos do Estado. Diante destas adversidades extremas em Santa Catarina, este trabalho tem por objetivo apresentar as atividades desenvolvidas da Sala de Situação ANA/Epagri nos anos de 2019 e 2022 decorrente da estiagem que atingiu o Estado de Santa Catarina. Os impactos gerados pelo Sistema Rios On-line são expressivos visto que toda a população rural e urbana de Santa Catarina tem sido atingida por eventos hidrológicos extremos por várias décadas. Com a implantação deste sistema é número de acessos ao longo dos anos tem aumentado e desde 2015 até 2022 tendo mais de 1.720.622 acessos às informações geradas e disponíveis pelo Rios On-Line. O monitoramento hidrológico constante dos recursos hídricos catarinenses, proporcionam que os tomadores de decisões, nos mais diversos setores da economia, tenham a disposição informações úteis, objetivas e práticas para minimizar os prejuízos causados por eventos hidrológicos extremos como as estiagens e as enchentes.

Introdução

Fazendo um resgate legal, baseada no Inciso X do Art. 4º da na Lei Federal nº 9.984/2000, a ANA atuou junto ao estado de Santa Catarina para estabelecer um instrumento jurídico entre a Agência Nacional da Águas e Saneamento Básico (ANA) e a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), com vistas ao desenvolvimento de ações conjuntas referentes à integração e modernização das redes hidrometeorológicas situadas no Estado de Santa Catarina sob a responsabilidade dos Partícipes, por meio de coleta, processamento e disponibilização de dados e informações concernentes a recursos hídricos e intercâmbio de dados e informações técnico-científicas para capacitação, com o notável propósito de apoiar a implantação de sistema de previsão de eventos hidrológicos críticos.

Para auxiliar na operacionalização deste Acordo de Cooperação Técnica nº 025/2012, foi instalado na estrutura física da Epagri, mais especificamente no Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina – Ciram, a Sala de Situação da ANA no Estado de Santa Catarina, objetivando apoiar a implantação do sistema de previsão de eventos hidrológicos críticos. Este espaço físico foi inaugurado em novembro de 2013.

A execução deste Acordo de Cooperação Técnica nº 025/2012 não envolve a transferência de recursos financeiros, cabendo a cada Partícipe o custeio das despesas inerentes às atribuições específicas de sua competência. Cada Partícipe responsabilizar-se-á pelos seus técnicos designados para as ações e atividades previstas neste Acordo, bem como para quaisquer outros encargos a eles pertinentes. O acompanhamento das ações de execução deste Acordo de Cooperação Técnica nº 025/2012 será exercido por representantes especialmente designados pela ANA e EPAGRI, respectivamente.

Esta Sala de Situação de Santa Catarina realiza o acompanhamento de forma análoga à da ANA, diferenciando-se na escala espacial de análise. Esse espaço funciona como um centro de gestão de situações críticas e subsidia a tomada de decisão por parte do órgão gestor de recursos hídricos estadual, identificando possíveis ocorrências de eventos críticos por meio do acompanhamento das condições hidrológicas dos principais sistemas hídricos do Estado. Dessa maneira, permite a adoção de medidas preventivas e mitigadoras dos efeitos de secas e inundações. A atuação da Sala de Situação da SC se pauta nas regras e procedimentos para acompanhamento e aviso de situações de eventos hidrológicos críticos, o qual define também a forma de articulação nas esferas federal e estadual e a distribuição de competências entre as unidades organizacionais da ANA, diante da ocorrência de eventos hidrológicos críticos.

Miranda Junior & Oliveira (2019) apresentaram uma estimativa de valorar a importância do monitoramento hidrológico para o Estado de Santa Catarina. O valor destes dados pode ser equivalente ao custo de oportunidade das informações geradas, que estaria diretamente relacionado ao custo para gerar estes dados e a oportunidade de acessar esta informação para qualquer atividade difusa da sociedade. Portanto, quanto mais acessada esta informação disponível maior seria os benefícios intangíveis associados. Ou seja, quanto mais acessada a informação, maior é o valor agregado à mesma, em relação ao seu valor inicial, que corresponde ao custo de sua disponibilização.

Segundo Toresan et.al. (2021) os resultados mostram que em 2019 o valor da produção agropecuária (VPA) de Santa Catarina foi de R\$33,8 bilhões. A produção, no seu conjunto, foi 0,8% maior que a obtida na safra 2018. Os preços recebidos pelos produtores tiveram aumento médio de 7,7% em relação ao ano de 2018. Três produtos foram responsáveis por quase a

metade do VPA em 2019: suínos, frangos e leite. Em 2020, o crescimento do valor da produção agropecuária catarinense foi de 21,1%, sendo a variação positiva dos preços a principal contribuição para esse desempenho, em especial de suínos, bovinos, leite e grãos. A produtividade das lavouras temporárias em 2019 foi semelhante à de 2018 e teve uma queda de 2,8% em 2020. Nas lavouras permanentes, houve queda de produtividade de 1,0% em 2018 e expressiva redução de 12,9% em 2020, reflexo de fenômenos climáticos adversos que se abateram sobre o Estado neste ano. A área cultivada com lavouras teve um pequeno decréscimo de 0,9% em 2019 e um ligeiro aumento de 0,3% em 2020.

A falta de chuva e as tempestades severas foram os maiores extremos meteorológicos de 2019 e 2020 em Santa Catarina, ocorrendo até mesmo em paralelo. Dois eventos de tempestade severa neste estado tiveram alto poder de destruição pela força dos ventos e queda de granizo, resultando em grandes prejuízos econômicos, inclusive com perdas de vidas humanas. A primeira tempestade ocorreu em 30/06, quando uma linha de instabilidade organizou-se no Oeste, deslocando-se rapidamente para o litoral em cerca de 3 horas, com ventos de mais de 100km/h em grande parte das regiões do Estado.

De acordo com Rodrigues (2020), estudos realizados pelos próprios meteorologistas da Epagri/Ciram mostram como são distintos os sistemas atmosféricos e as fontes de umidade que causam chuva no Oeste ou no litoral de SC. A chuva em alguns períodos do inverno amenizou o quadro crítico do outono. Porém, a situação agravou-se na primavera, em especial no Oeste, onde a anomalia negativa de precipitação no trimestre agosto-setembro-outubro ficou em torno de -400mm, impactando a agricultura.

Miranda Junior, Rodrigues e Cruz (2020), realizaram uma análise dos dados de precipitação registrados nas regiões catarinenses, bem como da medição de nível dos rios, sendo estas informações monitoradas diariamente pelos profissionais da Epagri/Ciram. A análise é realizada não somente para o outono de 2020, mas desde o inverno de 2019, também marcado por estiagem no Estado de Santa Catarina. Estes mesmos autores relatam que a chuva abaixo da média climatológica em grande parte de SC, quando massas de ar seco (sistemas de alta pressão) predominaram por longos períodos. As frentes frias passaram pelo Estado provocando chuva mal distribuída, em geral com fraca intensidade. Em março de 2020, a maioria das regiões catarinenses registrou percentual de precipitação inferior a 40% da média climatológica. Diante destas adversidades extremas em Santa Catarina este trabalho tem por objetivo apresentar as atividades desenvolvidas da Sala de Situação ANA/Epagri nos anos de 2019 e 2022 decorrente da estiagem que atingiu o Estado de Santa Catarina.

Materiais e Métodos

A Sala de Situação funciona o ano inteiro, e para acompanhar a variação hídrica dos rios do Estado, desenvolveu-se um sistema que realiza o acompanhamento dos níveis dos rios e chuva em tempo real. Este sistema denominado Rios On-line monitora as condições hidrológicas de 61 estações telemétricas de propriedade da ANA ou Epagri. Deste total 46 estações hidrológicas telemétricas são mantidas e operadas pela Epagri, pelas equipes da Epagri/Ciram e Estação Experimental de Urussanga, sendo que 31 são de propriedade da ANA e 15 pertencem ao patrimônio da Epagri. As 16 estações hidrológicas restantes são mantidas e operadas pela Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais – CPRM – Serviço Geológico do Brasil.

Estas 61 estações hidrológicas coletam seus dados de nível e chuva a cada 15 minutos e transmitem a cada hora via satélite GOES ou telefonia móvel para a central de dados da Epagri/Ciram. Estes dados transmitidos passam por um sistema de qualificação, onde são analisados de hora em hora e verificado se ocorre alguma desconformidade ou discrepância, em relação a valores padronizados em cada estação. Após esta qualificação, existe um processo de classificação do dado de nível de rio em relação à condição hidrológica, no aspecto de criticidade. Os dados são classificados em três classes: dados normais, dados em estiagem e dados em enchentes. Para melhor representar as condições extremas, dividiu-se em três subclasses: atenção, alerta e emergência.

Os parâmetros de classificação das subclasses de atenção, alerta e emergência na situação extrema de enchente foram obtidos de três maneiras: a primeira junto às defesas civis municipais e estadual; a segunda, através de estudos hidrológicos existentes nos municípios; e a terceira através da análise do levantamento da seção transversal do rio e da vistoria no local monitorado, relacionando o nível do rio monitorado aos critérios de permanência desse nível.

A Portaria no 36, de 29 de julho de 2008, da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS), estabeleceu, no artigo 2º que, para a análise de disponibilidade hídrica para captações ou derivação de cursos d'água de domínio do estado de Santa Catarina, será adotada, como vazão de referência, a Q98 (vazão de permanência por 98% do tempo). Considerando a legislação estadual vigente de gestão de recursos hídricos, que utiliza a curva de permanência como referência para o estabelecimento de critérios de estiagem do ponto de vista hidrológico obteve-se, para cada estação hidrológica, as curvas de permanência e verificou-se as suas referências na curva-chave em relação aos níveis dos rios. Nesse caso, foram consideradas as subclasses de estiagem: atenção, alerta e emergência, como os valores da curva de permanência de 90, 95 e 98% do tempo para cada estação hidrológica. Dadas as considerações relatadas anteriormente, o sistema Rios On-line realiza esta análise e classificação a cada 20 minutos, disponibilizando informações para auxiliar os tomadores de decisão dos municípios e do governo do Estado, em favor da sociedade catarinense.

Também são produzidos diariamente boletim hidrológicos das condições hidrológicas de Santa Catarina, baseadas nas informações do monitoramento e de acordo com os critérios de criticidade de cada estação. Estes boletins encontram-se disponíveis através do sistema Rio-Online e são enviados todo dia por meio de uma lista de usuários cadastrados.

No caso de eventos extremos, avisos hidrológicos são emitidos para alertar os tomadores de decisões sobre a adversidade hidrológica. Os avisos de estiagens são emitidos diariamente e estão disponíveis tanto no Sistema Rios On-line e como através de uma lista e-mail cadastrados. No caso de enchentes, os avisos hidrológicos são emitidos duas vezes por dia

durante a evolução do evento acompanhando a situação extrema até o seu recesso final. Durante o evento extremo, estes documentos são disponibilizados no Sistema Rios On-line, como através de uma lista e-mail cadastrados e das redes sociais do WhatsApp, Facebook e Twitter da Epagri/Ciram.

Para monitorar o acesso das informações geradas pela Sala de Situação da ANA/Epagri, utilizou-se a ferramenta do Google Analytics, na qual foi customizado na forma de painel gerencial. Com este painel pode-se obter o número de visualizações do sistema Rios Online, os municípios que mais acessam e a espacialização espacial deste acesso no Brasil e nos demais países do planeta terra. Além disso, o painel permite o acompanhamento do número de acesso dos boletins e avisos hidrológicos de acordo com o intervalo de tempo estabelecido pelo usuário. Com estas informações, pode-se ter uma expectativa do impacto na sociedade catarinense em função das informações geradas pela Sala de Situação ANA/Epagri.

Resultados e discussão

Os impactos gerados pelo Sistema Rios On-line são expressivos visto que toda a população rural e urbana de Santa Catarina tem sido atingida por eventos hidrológicos extremos por várias décadas. Com a implantação deste sistema é número de acessos ao longo dos anos tem aumentado e desde 2015 até 2022 tendo mais de 1.720.622 acessos às informações geradas e disponíveis pelo Rios On-Line. Estes acessos foram diretamente ao sistema monitoramento hidrológico de Santa Catarina, sendo o sistema mais acessado desenvolvido pela Epagri/Ciram, visto que a previsão meteorológica não está concentrada em um único sistema de informações.

De acordo com a figura 1, observa-se a evolução do número de acessos as informações geradas pela Sala de Situação ANA/Epagri entre os anos de 2013 a 2022. Observa-se que ocorreu uma evolução destes acessos, devido a implantação do sistema Rios On-line. O maior número de acesso ocorreu em 2017 decorrente a eventos hidrológicos extremos, sendo 02 de pequenas estiagens e 02 de enchentes.

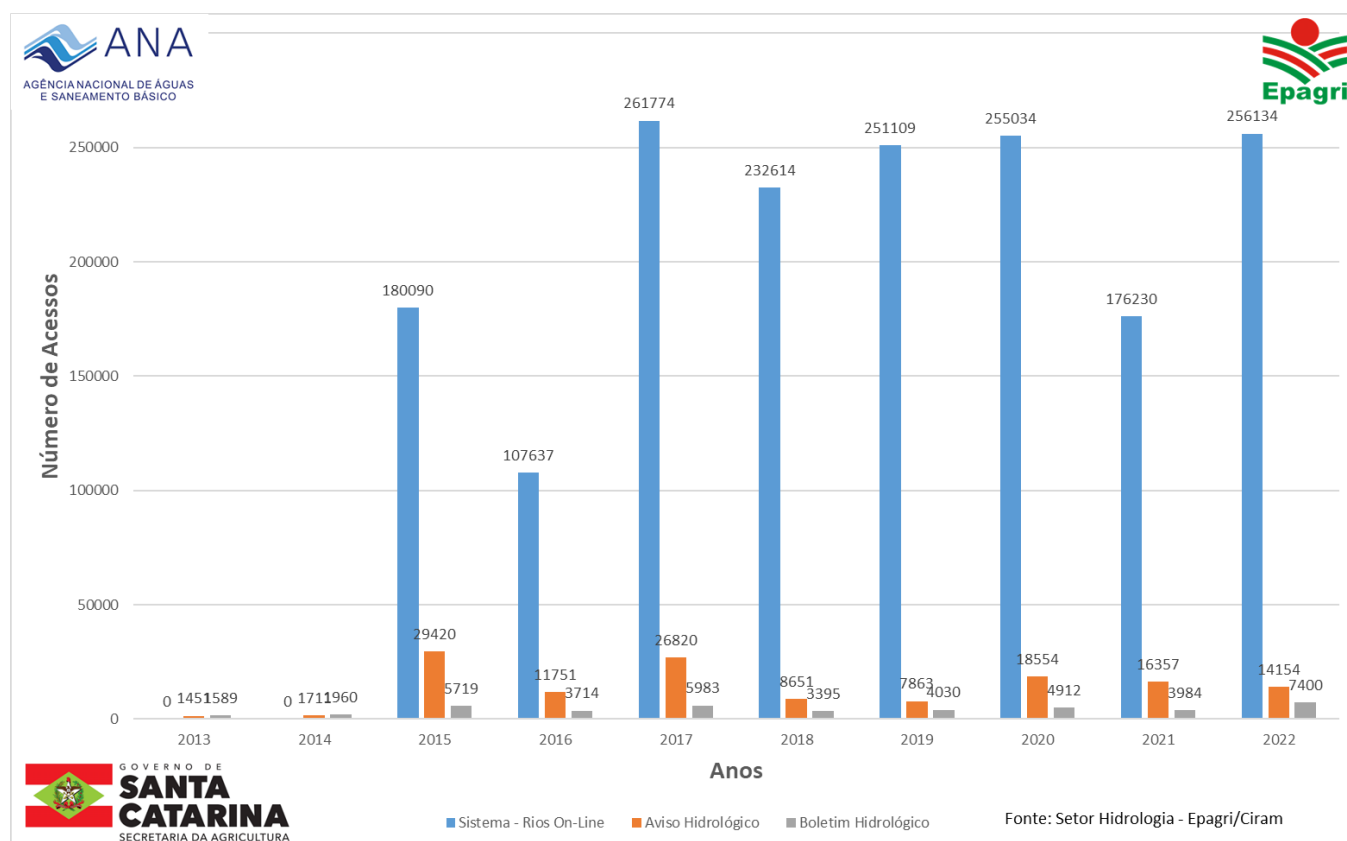


Figura 1: Número de acessos das informações geradas pela Sala de Situação ANA/Epagri durante 2013 a 2022.

Acompanhando os dados de acesso ao sistema Rios On-line ao longo do tempo, observa-se que em 2018, ocorreu um decaimento no número de acesso as informações do sistema, visto que tivemos somente uma leve algumas estiagens naquele ano. Entretanto, em 2019 e 2022, constata-se um aumento no número de acesso as informações geradas pela sala de situação, chegando a valores próximo ao ano de 2017, onde tivemos o máximo de acesso ao sistema de monitoramento da sala.

Com estes números de acesso, podemos dividir pelo número de acessos por dia das informações geradas (figura 02). Constata-se que chegamos a ter uma média de 647,83 acessos diários, entre os anos de 2015 e 2022, ao sistema rios on-line que possuem também informações dos boletins e avisos hidrológicos, quando da existência destes eventos extremos. Sendo uma média de acesso com impacto significativo em alguns setores da economia catarinense e dos órgãos de defesa civil estadual e municipais.

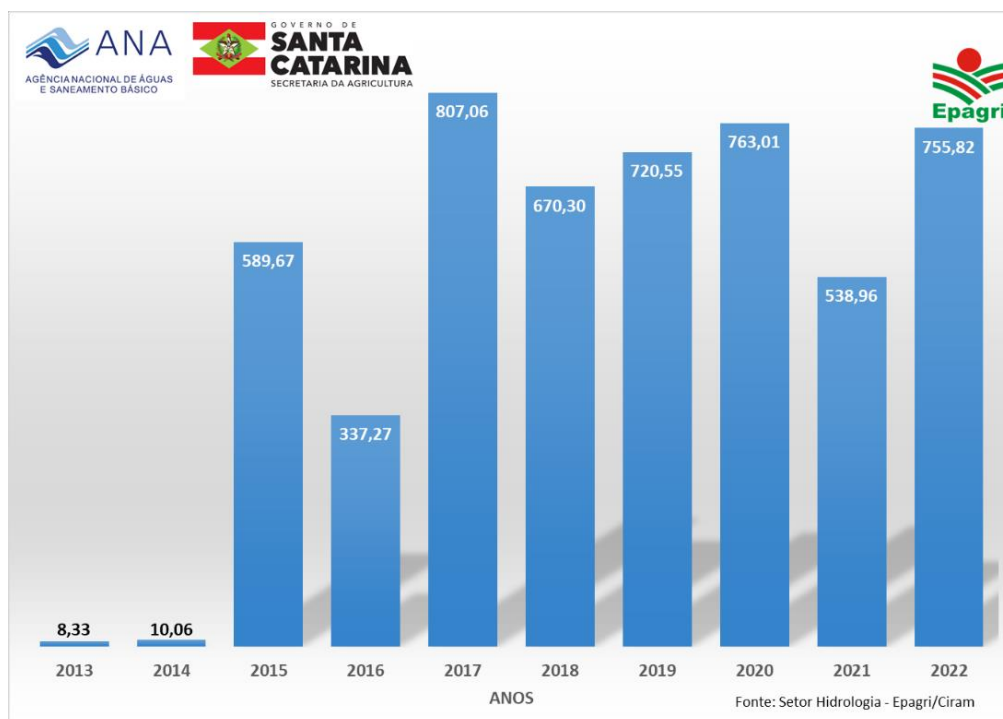


Figura 2 – Número de acessos por dia das informações geradas pela Sala de Situação ANA/Epagri durante 2013 a 2022

Constata-se que o número de boletins hidrológicos elaborados pela Sala de Situação Ana/Epagri (figura 3), não variaram durante o período de 2013 a 2022. Visto que em 2013 as atividades operacionais da equipe técnica da sala começaram a funcionar somente a partir do dia 26 de abril de 2013, estando ativa atualmente. Constata-se o número de avisos hidrológicos de estiagem tem crescido nos últimos anos, principalmente no ano de 2019 e 2022.

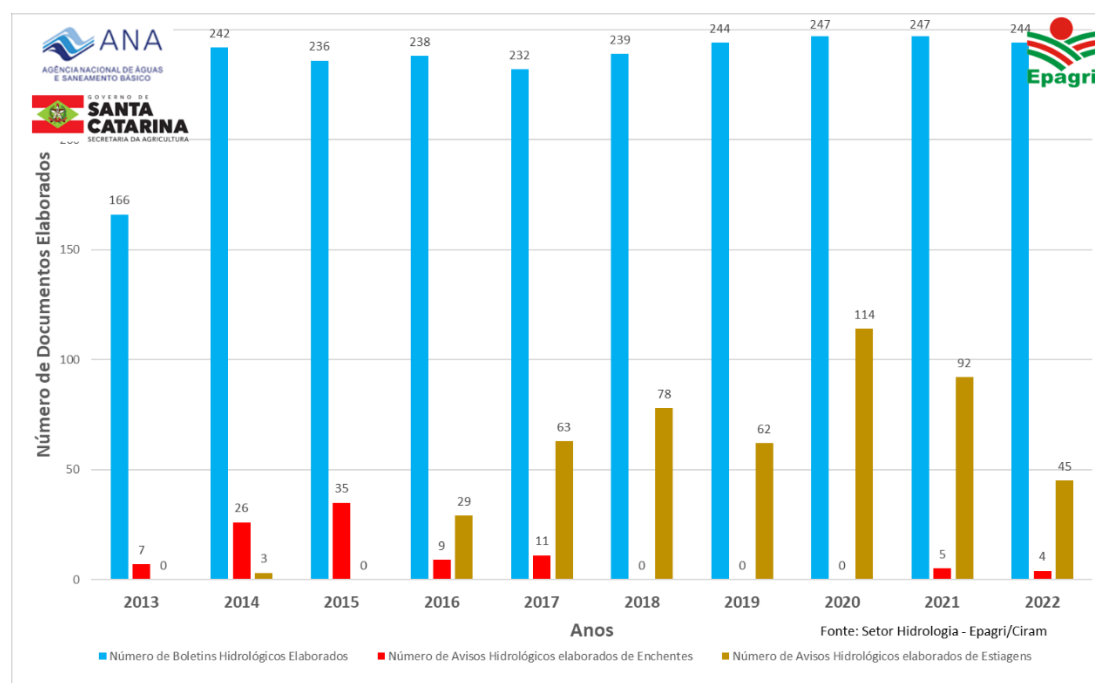


Figura 3 – Número de documentos elaborados pela Sala de Situação ANA/Epagri durante o período de 2013 a 2020.

Em 2019 e 2022 os impactos econômicos influenciados pela estiagem em Santa Catarina foram observados em todos os setores produtivos. No setor agropecuário a produtividade das lavouras temporárias em 2019 foi semelhante à de 2018 e teve uma queda de 2,8% em 2022. Esta queda na produtividade ocorreu decorrente as estiagens destes anos, pois não havia medidas estruturais e não estruturais, principalmente de irrigação para manter os patamares de produtividade.

Nas lavouras de culturas permanentes, houve queda de produtividade de 1,0% em 2018 e expressiva redução de 12,9% em 2020, reflexo de fenômenos climáticos adversos que se abateram sobre o Estado neste ano. Neste caso, não somente

a estiagem tiveram reflexo nesta redução de desempenho, mas também a ocorrência de granizo e ciclones extratropicais afetaram a produtividade destas lavouras. Entretanto observou-se, segundo os indicadores de desempenho da agropecuária e do agronegócio de Santa Catarina que a área cultivada com lavouras teve um pequeno decréscimo de 0,9% em 2019 e um ligeiro aumento de 0,3% em 2020, tentando compensar as perdas pela estiagem nos anos subsequentes.

Foram realizadas diversas reuniões sobre a estiagem durante os anos de 2019 e 2020, envolvendo o Governador de Estado, a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDE) Secretaria Executiva do Estado da Defesa Civil, Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN), Agência Reguladoras de Saneamento, Comitês de Bacias, Federação da Agricultura e Pecuária do Estado de Santa Catarina (FAESC), Federação dos Trabalhadores na Agricultura do Estado de Santa Catarina (FETAESC), Sindicato das Indústrias de Produção e Transformação em Proteína Animal (SINDICARNE), Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina (FIESC), Prefeituras Municipais e Associação de Municípios.

São grandes os impactos na cadeia produtiva agrícola devido aos eventos hidrológicos extremos de enchentes e estiagens. Nesse caso, as atividades são afetadas diretamente, prejudicando as cadeias produtivas desde a semeadura até a logística da produção. Como exemplo desses impactos são as atividades dos empregados de diversas empresas que são afetados e não podem trabalhar devido aos eventos extremos, pois suas casas e o terminal urbano são afetados. Em muitas vezes as agroindústrias são afetadas na diminuição do abate de animais (aves e suínos) em caso de enchentes e estiagens, o que tem afetado o comércio nacional e internacional. Com as informações geradas pelo Sistema Rios On-line, o Governo do Estado de Santa Catarina e as Prefeituras Municipais podem executar medidas preventivas e corretivas na ocorrência destes eventos hidrológicos extremos.

O agronegócio catarinense é competitivo no mercado internacional. Com várias produções voltadas ao mercado externo, as exportações em 2019 somaram US\$ 6,1 bilhões, valor 9,7% menor que em 2018. O setor respondeu por mais de 68% do valor exportado pelo Estado em 2019 e contribuiu com 6,4% das exportações do agronegócio brasileiro. O resultado do comércio exterior de Santa Catarina em 2020 mostra um novo decréscimo de 6,7% no valor exportado pelo agronegócio, que devido a uma queda maior das exportações gerais, elevou sua participação no total estadual exportado para 70%.

As informações geradas pelo Sistema Rios On-line permitem que o agricultor possa utilizar este recurso natural, a água, de maneira mais eficiente, pois permite saber se haverá condições hidrológicas para sua captação para seus sistemas de irrigação de diversas lavouras, e principalmente para a rizicultura. No caso das companhias de abastecimento público, as informações geradas pelos boletins e avisos hidrológicos são fundamentais para a reservação de água potável para atendimento da população catarinense, pois podem acompanhar diariamente a evolução da variação hidrológica dos rios através do Sistema Rios On-line.

No caso das gerações hidroelétricas de energia, as empresas geradoras podem acompanhar em tempo real a flutuação dos níveis dos rios para operar de forma mais eficiente a geração de energia elétrica, aproveitando ao máximo este potencial energético. Portanto, são inúmeros os impactos econômicos deste sistema para a população de Santa Catarina, além do caráter preventivo que o sistema permite no monitoramento de eventos extremos que ocorrem com frequência, prejudicando as receitas municipais, estaduais e federais.

Comentários finais

Como conclusão deste trabalho verificamos que o impacto ambiental dessa tecnologia, o maior desempenho está relacionado à redução dos impactos/prejuízos ocasionados por eventos hidrológicos extremos. Com as informações geradas por essa tecnologia, a população passou a ter acesso a dados e avisos de ocorrências de condições atmosféricas com potencial de causar danos materiais e até mesmo a perda de vidas humanas. Com isso, interfere-se no processo de prevenção, dando ao cidadão a possibilidade de agir de maneira preventiva para a redução dos danos.

O monitoramento hidrológico constante dos recursos hídricos catarinenses, proporcionam que os tomadores de decisões, nos mais diversos setores da economia, tenham a disposição informações úteis, objetivas e práticas para minimizar os prejuízos causados por eventos hidrológicos extremos como as estiagens e as enchentes. Novas informações devem ser operacionalizadas para que possamos acompanhar a ocorrência dos eventos extremos de estiagens e enchentes. Novas ferramentas de monitoramento necessitam serem criadas para minimizar os prejuízos na economia do Estado de Santa Catarina como ocorreu a estiagem de 2019 e 2022.

Na avaliação dos impactos sociais, pode-se citar a divulgação da informação e disponibilização dos dados hidrológicos para a sociedade catarinense. Os habitantes de Santa Catarina entenderam a importância do Sistema Rios On-line para o monitoramento e aviso hidrológico, pois foram amplamente divulgados os benefícios que esses dados gerados trouxeram para a população local. Principalmente, para a classe de menor renda, localizada em regiões vulneráveis e que são frequentemente atingidas por enchentes, inundações e falta de água. Além disso, a população apoiou a instalação dos equipamentos de monitoramento em locais privados, e despertou em inúmeros cidadãos a curiosidade e o interesse pelo assunto.

Agradecimentos

Agradecimentos a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e as equipes da Superintendências de Operações e Eventos Críticos e Gestão da Rede Hidrometeorológica pelo apoio técnico e institucional para o desenvolvimento das atividades da sala de situação em Santa Catarina.

Referências Bibliográficas

MIRANDA JUNIOR, G. X.; OLIVEIRA, J. L. R. (2019) Valoração do monitoramento hidrológico para o Estado de Santa Catarina. In: Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Foz do Iguaçu/PR.

MIRANDA JUNIOR, G. X., RODRIGUES, M.L.G., CRUZ, G. S. A estiagem do outono 2020 em Santa Catarina: a atuação da Epagri, da medição o dado à análise da informação. Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v.33, n. 2, p.11-14, 2020.

RODRIGUES, M.L.G. O monitoramento e avisos de eventos meteorológicos extremos de Santa Catarina em 2020. Agropecuária Catarinense, Florianópolis, v.33, n. 3, p.5-6, 2020.

TORESAN, L.; PADRÃO, G.A.; GOULART JUNIOR, R.; ALVES, J.R.; MONDARDO, M. Indicadores de desempenho da agropecuária e do agronegócio de Santa Catarina: 2019 e 2020. Florianópolis, SC: Epagri, 2021. 76p. (Boletim Técnico, nº 198).

MODELING RIVER FLOWS IN THE BRAZILIAN PANTANAL BASIN USING LONG SHORT-TERM MEMORY (LSTM) NETWORKS

¹ Cassiano Sampaio Descovi, ² Antônio Carlos Zuffo, ³ SeyedMehdi Mohammadzadeh, ⁴ Luis Fernando Murillo Bermudez, ⁵ Daniel Alfonso Sierra

¹ Universidade Estadual de Campinas, e-mail: cassianodescovi@fec.unicamp.br; ² Universidade Estadual de Campinas, e-mail: zuffo@fec.unicamp.br; ³ Universidade Estadual de Campinas, e-mail: mohammadzadeh@fec.unicamp.br,

⁴ Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br, ⁵ Universidade Estadual de Campinas, e-mail: d192229@dac.unicamp.br.

Keywords: LSTM, River flows, Pantanal basin.

Abstract

This article showcases the successful utilization of the Long Short-Term Memory (LSTM) recurrent neural network to simulate streamflows within the Aquidauana River basin, situated in the Brazilian Pantanal. Daily precipitation data served as input variables to enable the LSTM network to forecast future streamflows in the region. The obtained results demonstrate a coefficient of determination (R^2) of 0.82, indicating a favorable fit of the model to the observed data, along with a Root Mean Squared Error (RMSE) of 0.53, signifying the model's accurate predictions compared to actual streamflows. These findings underscore the efficiency of LSTM networks for hydrological modeling in the Pantanal region, a crucial aspect for water resources planning and sustainable management in the area. This study is expected to inspire further research and contribute significantly to the advancement of streamflow prediction techniques in complex watersheds like the Aquidauana River basin.

Introduction

The Pantanal, situated at the core of South America, stands as the largest floodplain globally, renowned for its exceptional ecological diversity and crucial contribution to the regulation of regional hydrology (ASSINE et al., 2016; COUTO; OLIVEIRA, 2010; MACEDO et al., 2014). Among the myriad rivers within this wetland, the Aquidauna River holds a significant role in preserving the equilibrium of the Pantanal ecosystem. The comprehension and precise modeling of river flow within this region are of paramount significance for the management of water resources, flood control, and environmental conservation (JOIA; ANUNCIAÇÃO; PAIXÃO, 2018).

Nevertheless, the scarcity of hydrological data within the Pantanal region presents notable obstacles in developing reliable river flow models. The paucity of hydrological observations, particularly in remote areas, impedes conventional modeling approaches and necessitates the adoption of innovative techniques capable of capturing the intricate spatiotemporal dynamics of river flow. To address these limitations, this study harnesses the capabilities of Long Short-Term Memory (LSTM) networks, a class of recurrent neural networks known for their proficiency in capturing sequential patterns and long-range dependencies (FAN et al., 2020; KRATZERT et al., 2018; LIU et al., 2019).

The central aim of this investigation is to employ LSTM for modeling the river flow within the Aquidauna River Basin, with precipitation data serving as a critical input variable. Through training the LSTM model, it will learn the historical correlations between precipitation patterns and river flows, facilitating the generation of accurate flow predictions even during periods with limited available data. By utilizing LSTM, the study not only achieves precise river flow modeling but also offers a means to fill missing data gaps, a vital consideration given the scarcity of hydrological records in the Pantanal region.

This manuscript outlines the employed methodology for preprocessing and integrating the accessible hydrological and precipitation data. It further provides a comprehensive account of the LSTM architecture and the corresponding training procedure. The research delves into the evaluation of the LSTM model's proficiency in capturing the spatiotemporal fluctuations of river flow within the Aquidauna River Basin. Additionally, a comparative analysis will be conducted, contrasting the LSTM's predictions with those generated by traditional hydrological models to determine its efficacy in managing data limitations and capturing intricate hydrological dynamics.

To conclude, this study marks a substantial advancement in the realm of hydrological modeling within the Pantanal region, showcasing the capabilities of LSTM networks in effectively utilizing limited hydrological data for river flow prediction and data gap filling. The provision of precise river flow simulations through this research can significantly contribute to well-informed decision-making processes concerning sustainable water resource management, environmental preservation, and flood control initiatives in the Pantanal. Moreover, the insights gained from the utilization of LSTM in addressing data-scarcity challenges can offer valuable implications for analogous circumstances in other regions globally.

Methodology

Study Area and Data Collection:

The Aquidauna River Basin holds substantial hydrological importance and is situated in the Pantanal, an extensive tropical wetland situated at the core of South America. The Pantanal is predominantly located in the Brazilian states of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul, with its expanse reaching into portions of Bolivia and Paraguay. Encompassing an estimated

area ranging from approximately 150,000 to 195,000 square kilometers, the Pantanal stands as the largest freshwater wetland globally, serving as a vital ecological hotspot and an invaluable natural resource.

The Aquidauna River, among the numerous rivers situated within the Pantanal, assumes a pivotal role in influencing the hydrological dynamics of the region. As a tributary of the Paraguay River, which ranks among the principal rivers in South America, the Aquidauna River significantly contributes to the overall flow and water regime. The river basin encompasses a diverse landscape, encompassing wetlands, savannas, and tropical forests. The basin's topography, in conjunction with its tropical climate, gives rise to a multifaceted hydrological system, typified by seasonal fluctuations involving periods of flooding and drought.

The hydrographic basin of the Aquidauna River (depicted in Figure 1) constitutes a sub-basin of the Miranda River, which is one of the tributaries of the Paraguay River. Positioned between the parallels of 19° 19' 01" and 21° 13' 49" south latitude, and the meridians of 56° 49' 11" and 54° 16' 44" west longitude, it is situated in the north-central-western part of the state of Mato Grosso do Sul. The basin's coverage extends from the Maracaju Mountain Range, situated in the municipality of São Gabriel do Oeste, to the Pantanal plain, where it converges with the Miranda River within the boundaries of the municipality of Aquidauna.

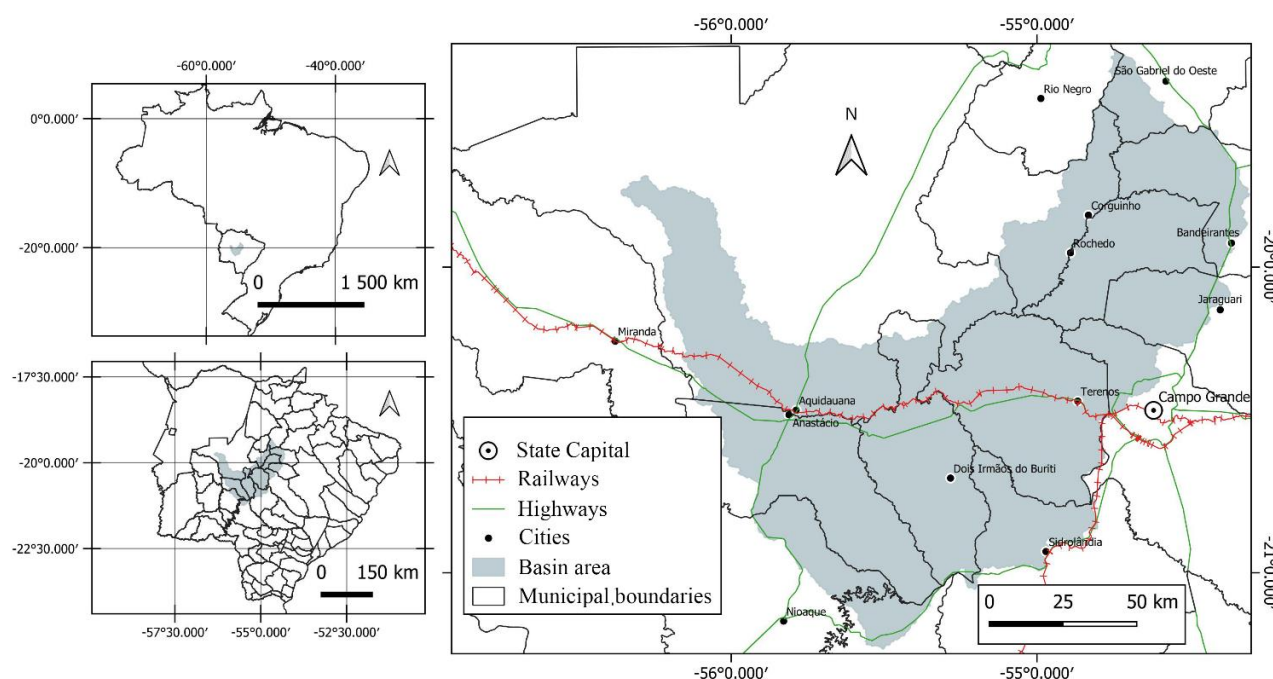


Figure 1: Location map of the Aquidauna River watershed.

The assessment of pluviometric stations encompassing the specified area was conducted using the database sourced from the NATIONAL WATER AGENCY (ANA, 2022), and the outcomes are outlined in Table 1. The survey identified a total of 6 pluviometric monitoring stations and 1 fluviometric monitoring station within the defined region.

Table 1 - Pluviometric Monitoring Stations within the Delimited Area.

ID	Name	Location (MS)	Monitoring station
1 1956003	Entre Rios	Aquidauna	Precipitation
2 02055002	Palmeiras	Dois Irmãos do Buriti	Precipitation
3 02054009	Santa Elisa	Terenos	Precipitation
4 02054019	Jaraguari	Jaraguari	Precipitation
5 01954002	Rochedo	Rochedo	Precipitation
6 2155001	Nioaque	Nioaque	Precipitation
7 66950000	Porto Ciriaco	Aquidauna	FLOW

Long Short-Term Memory (LSTM) network

The LSTM network belongs to a distinct class of recurrent neural networks (RNNs), surpassing the constraints of conventional RNNs in effectively learning long-term dependencies. Initially proposed by Hochreiter and Schmidhuber (1997) and subsequently refined and popularized by Kawakami (2008), LSTM leverages its deep learning architecture to determine the timing for information retention and forgetting, accomplished through purposefully designed gates and memory cells (Figure 2).

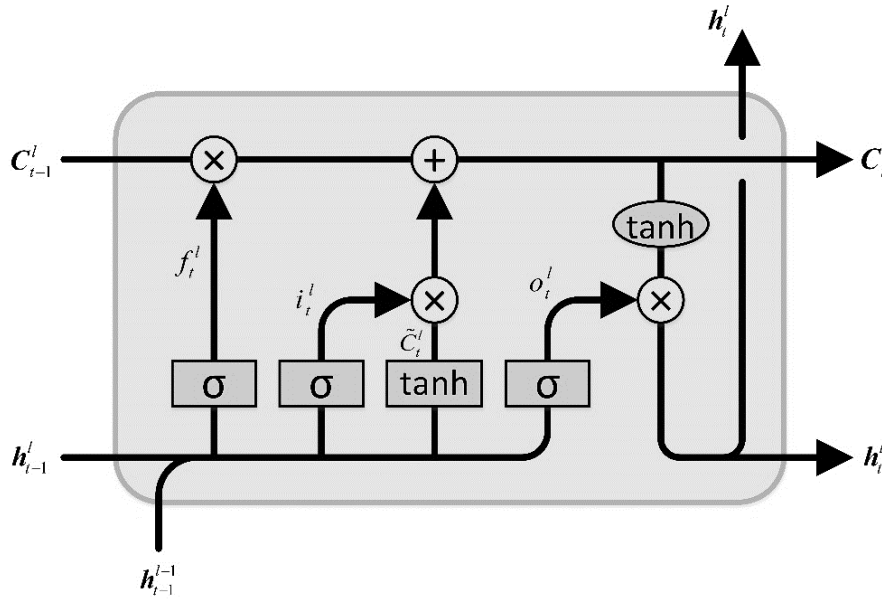


Figure 2 - The architecture of the LSTM cell. Source: FAN et al., (2018))

The key to LSTM is the cell state (C_t), which allows information to flow unchanged. The LSTM memory cell is regulated by three gates that optionally allow the passage of information. The first gate is called the forget gate, which controls which elements of the cell's previous state C_{t-1} will be forgotten.

$$f_t = \sigma(W_f \cdot [h_{t-1}, x_t] + b_f) \quad (1)$$

Where f_t is an output vector from the sigmoid layer with values ranging from 0 to 1, indicating the degree of forgetting. W_f and b_f define the set of trainable parameters for the forget gate.

Next, the input gate decides which value will be updated:

$$i_t = \sigma(W_i \cdot [h_{t-1}, x_t] + b_i) \quad (2)$$

Where i_t is an output variable with a value ranging from 0 to 1. W_i and b_i are trainable parameters. Next, a candidate vector for the cell state is calculated using the current input (x_t) and the last hidden state (h_{t-1}):

$$\hat{C} = \tanh(W_c \cdot [h_{t-1}, x_t] + b_c) \quad (3)$$

Where \hat{C} is a vector with values ranging from 0 to 1, \tanh is the hyperbolic tangent function, and W_c and b_c are trainable parameters. After that, you can update the old cell state C_{t-1} to the new cell state C_t by element-wise multiplication:

$$C_t = f_t \cdot C_{t-1} + i_t \cdot \hat{C}_t \quad (4)$$

Finally, the output gate decides what will be the output through a sigmoid layer:

$$o_t = \sigma(W_o \cdot [h_{t-1}, x_t] + b_o) \quad (5)$$

In this way, o_t is a vector with values ranging from 0 to 1. W_o and b_o are trainable parameters defined for the output gate. The new hidden state h_t is then calculated by combining Equations 5 and 6:

$$h_t = o_t \cdot \tanh(C_t) \quad (6)$$

Adjustments to the size of the LSTM window

The quantity of preceding time steps is denoted as the window size, and this parameter exerts significant influence on prediction accuracy, necessitating careful selection to optimize the model's performance. In the present investigation, the window size is set to 5.

Adjustments to the hyperparameters:

Neural networks conventionally encompass numerous hyperparameters, which are predefined prior to the commencement of the learning process. The optimization or tuning of these hyperparameters involves the search for a specific set of values that yield a model minimizing the loss function on the given data (GOODFELLOW; BENGIO; COURVILLE, 2016). In this study, the mean squared error (MSE) is employed as the loss function for hyperparameter optimization, following the work of Kratzert et al. (2018) and Fan et al. (2020).

Frequently encountered hyperparameters comprise the learning rate, the number of training epochs, the dimensionality of the output space, among others (GOODFELLOW; BENGIO; COURVILLE, 2016). The learning rate is a hyperparameter that signifies the step size in a gradient descent method (ZEILER, 2012). In this study, the Adam optimizer was employed as a stochastic optimization method (KINGMA; BA, 2017), with an initial learning rate set to 0.2. Additionally, a time-based decay rate was applied to update the learning rate during the training process.

Moreover, the number of epochs, typically denoting a complete pass through the entire dataset within the neural network, is employed to partition the training into discrete phases. Prolonged training can result in overfitting, wherein the model learns patterns exclusive to the training dataset (FAN et al., 2020). Conversely, insufficient training can lead to underfitting, signifying that the model fails to capture relevant patterns within the training data (GOODFELLOW; BENGIO; COURVILLE, 2016).

In this study, the number of training epochs will be set to 30, following the recommendation provided by Kratzert et al. (2018).

Validation of the LSTM model:

The metrics used to evaluate the model's performance are the Coefficient of Determination (R^2) and the Root Mean Squared Error (RMSE). The calculation of R^2 is done using the equation:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum(y_i - \hat{y})^2}{\sum(y_i - \bar{y})^2} \quad (7)$$

The calculation of RMSE (Root Mean Squared Error) is done using the following procedure:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y})^2}{n}} \quad (8)$$

Where:

- y_i is the observed flow at time i .
- \hat{y} is the simulated flow at time i .
- \bar{y} is the mean value of the observed flow data (average of y_i).
- n is the number of data points in the dataset.

Results and Discussion

Data processing:

The LSTM network extensively employs flow data to acquire insights into the patterns exhibited within the historical time series. To train and validate the model, daily precipitation and flow data were utilized, denoted as $y(t)$ and $x(t)$, respectively. From the model's standpoint, precipitation data acts as the input variable, while flow data serves as the target output variable. The time series encompasses a period spanning from January 1, 1999, to December 27, 2019, encompassing a total of 7670 data samples.

Normalization constitutes a crucial preprocessing step to standardize data on a common scale. Consequently, the flow data is subjected to normalization, either rescaled to a range between 0 and 1 or transformed to have a mean of zero and a standard deviation of one. This normalization procedure facilitates the stabilization of network training, particularly when disparate variables exhibit significantly different magnitudes.

Moreover, an additional prerequisite preprocessing manipulation involves partitioning the dataset into training and validation subsets. In this particular study, a split ratio of 75/25 was employed, whereby 75% of the normalized data was allocated for training purposes, and the remaining 25% for validation (Table 2).

Table 2 – Data division for training and testing.

Data	Samples	Percentage (%)
Training	5752	75
Testing	1918	25
Total	7670	100

Subsequently, the LSTM network underwent training, and Figure 3 displays the convergence of errors measured by the Mean Squared Error (MSE) for both the training and validation data, represented on a logarithmic scale. The plot reveals that the model converges to an approximately constant mean squared error value, exhibiting no substantial increase with the progression of training epochs. This consistent behavior is evident for both the training and validation data, signifying a smooth training process without anomalies. The stable and minimal MSE values affirm the proficient performance of the model, indicating its effective learning of patterns within the data.

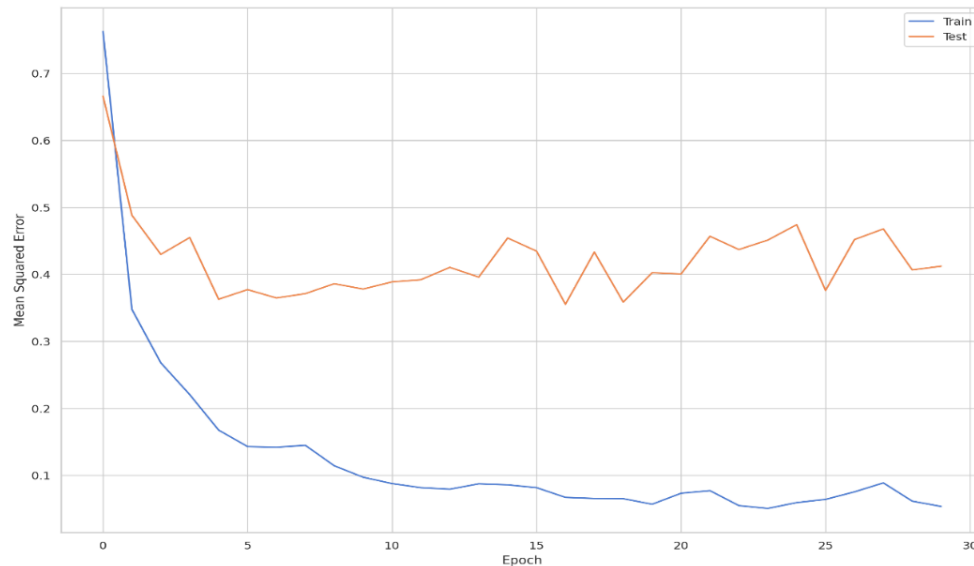


Figure 3 – Graph of the training epochs number.

Following the completion of the training phase, an evaluation of the model's efficacy for flow prediction is performed using the validation data. A similar procedure of generating input-output sequences is executed for the validation dataset, resulting in 1918 validation samples. The model's prediction process entails utilizing the sequence of data generated to produce the output samples, representing the target variable, i.e., the flow for the subsequent day. Consequently, the model is persistently provided with the original data, with the primary objective of forecasting the target variable corresponding to the flow for the upcoming day.

The simulation corresponds to the one-step-ahead prediction generated by the trained model. Input data sequences originating from the pluviometric stations are fed into the model, enabling it to generate the subsequent flow sample, as illustrated in Figure 4 below.

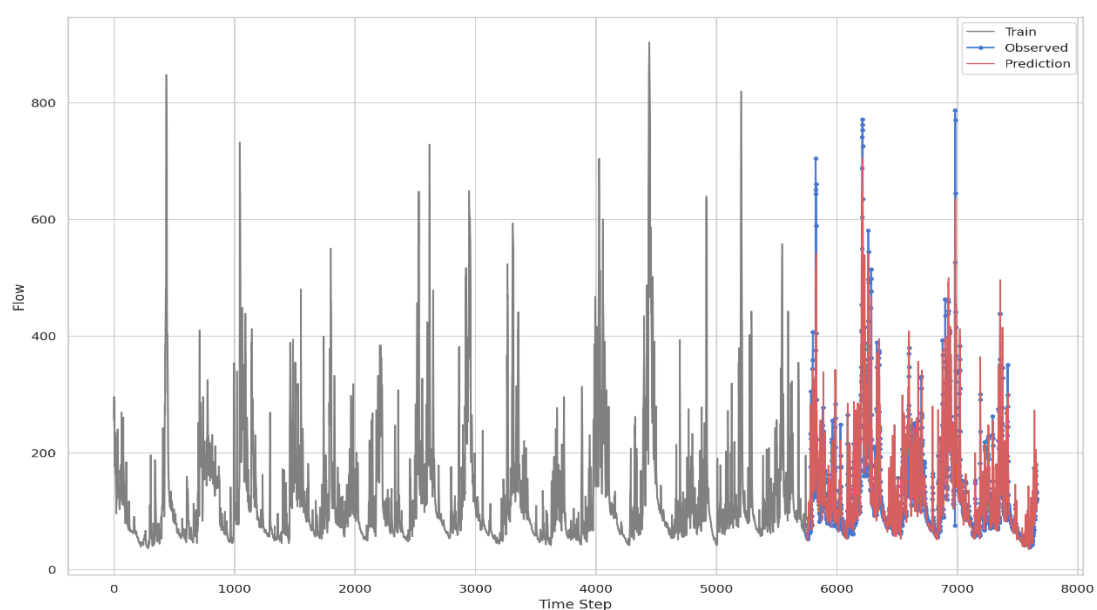


Figure 4 – Graph of the LSTM model simulation.

Figure 5 presents the simulation results, offering a comparison between the observed data and the model's predictions.

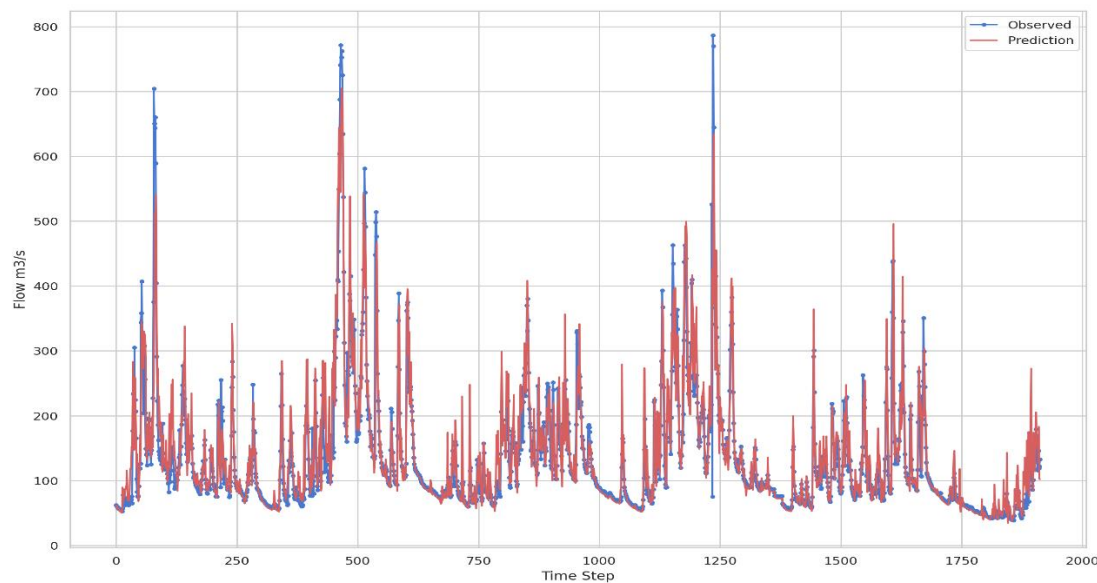


Figure 5 – Graph of the LSTM model results in the Aquidauana basin.

The performance of the LSTM model was assessed using an R^2 value of 0.82 (Figure 6) and an RMSE of 0.53. The R^2 serves as a prevalent metric to evaluate the model's fit to the observed data, while the RMSE is a widely adopted measure to quantify the accuracy of the model's predictions in comparison to the actual (observed) values. Both metrics capture the proportion of the total variance in the dependent variable (in this case, the simulated flows) that can be elucidated by the independent variables (precipitation data).

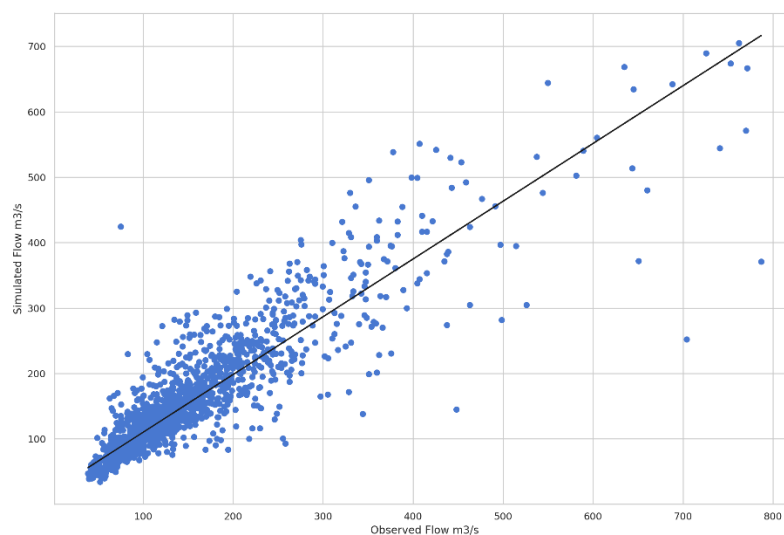


Figure 6 – R^2 value of 0.82.

The R^2 value of 0.82 implies that approximately 82% of the variability observed in the simulated flows can be accounted for by the fluctuations in the precipitation data utilized as input for the LSTM model. A greater R^2 value indicates a more favorable fit of the model to the observed data, reflecting a closer alignment between the model's predictions and the actual values. Nonetheless, it is crucial to contextualize the problem and consider the specific application when interpreting the R^2 value accurately.

Conclusion

In this study, the Long Short-Term Memory (LSTM) recurrent neural network was effectively employed for streamflow prediction in the Aquidauana river basin, utilizing daily precipitation data as input variables. The results demonstrate the efficacy of this approach, yielding an R^2 value of 0.81 and an RMSE of 0.53, indicating a strong fit between the model and the observed data.

The utilization of LSTM facilitated the capture of long-term dependency relationships between precipitation and streamflow time series, leading to precise predictions of future streamflows. The robust performance and ability of the LSTM model to learn and retain intricate temporal patterns underscore its suitability for hydrological modeling tasks.

The practical significance of this approach lies in its vital role in accurate streamflow prediction for sustainable water resources planning and management in watersheds. Through the integration of daily precipitation data and advanced machine learning techniques, our methodology provides a valuable tool to enhance hydrological monitoring and decision-making, particularly in complex hydroclimatic scenarios.

While the results show promise, it is important to acknowledge potential areas for improvement in future investigations. This includes exploring alternative neural network architectures, incorporating additional data to augment the set of input variables, and assessing the model's robustness under diverse climatic conditions.

In summation, this study makes a substantial contribution to the application of LSTM networks in streamflow prediction based on daily precipitation data. It is our aspiration that our findings serve to invigorate further scholarly inquiry and inspire the pragmatic assimilation of this methodology to amplify water resource management efficacy across a spectrum of watersheds.

Acknowledgements

This work was supported by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES)) [grant numbers 88887.701529/2022-00, 88887.497812/2020-00, 88887.701389/2022-00 and 88887.805051/2023-00], which are gratefully acknowledged.

References

ASSINE, M. L. et al. Geology and Geomorphology of the Pantanal Basin. Em: BERGIER, I.; ASSINE, M. L. (Eds.). **Dynamics of the Pantanal Wetland in South America**. The Handbook of Environmental Chemistry. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 23–50.

COUTO, E.; OLIVEIRA, V. The Soil Diversity of the Pantanal. Em: **The Pantanal of Mato Grosso: Ecology, Biodiversity and Sustainable Management of a Large Neotropical Seasonal Wetland**. [s.l.: s.n.]. p. 71–102.

FAN, H. et al. Comparison of Long Short Term Memory Networks and the Hydrological Model in Runoff Simulation. **Water**, v. 12, n. 1, p. 175, jan. 2020.

FAN, J. et al. Priorization of river restoration by coupling soil and water assessment tool (SWAT) and support vector machine (SVM) models in the Taizi river basin, northern China. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 15, n. 10, 2018.

GOODFELLOW, I.; BENGIO, Y.; COURVILLE, A. **Deep learning**. [s.l.] MIT press, 2016.

HOCHREITER, S.; SCHMIDHUBER, J. Long Short-Term Memory. **Neural Computation**, v. 9, n. 8, p. 1735–1780, nov. 1997.

JOIA, P. R.; ANUNCIACÃO, V. S. DA; PAIXÃO, A. A. DA. Implicações do uso e ocupação do solo para o planejamento e gestão ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Aquidauana, Mato Grosso do Sul. **Interações (Campo Grande)**, p. 343–358, 26 fev. 2018.

KAWAKAMI, K. Supervised sequence labelling with recurrent neural networks. 2008.

KINGMA, D. P.; BA, J. **Adam: A Method for Stochastic Optimization**. arXiv, , 29 jan. 2017. Disponível em: <<http://arxiv.org/abs/1412.6980>>. Acesso em: 21 nov. 2022

KRATZERT, F. et al. Rainfall–runoff modelling using Long Short-Term Memory (LSTM) networks. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 22, n. 11, p. 6005–6022, 22 nov. 2018.

LIU, T. et al. Long-term streamflow forecasting for the Cascade Reservoir System of Han River using SWAT with CFS output. **Hydrology Research**, v. 50, n. 2, p. 655–671, 1 abr. 2019.

MACEDO, H. et al. Late Quaternary paleohydrological changes in the Paraguay fluvial plain, Brazilian Pantanal wetland. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 15, p. 75–85, 1 mar. 2014.

ZEILER, M. D. **ADADELTA: An Adaptive Learning Rate Method**. arXiv, , 22 dez. 2012. Disponível em: <<http://arxiv.org/abs/1212.5701>>. Acesso em: 21 nov. 2022.

A IMPORTÂNCIA DA IMPLANTAÇÃO DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS NO AMAZONAS

Ayub Borges Marques¹, Katriane Monteiro da Cunha², José Camilo Ramos de Souza²,
Carlossandro Carvalho de Albuquerque³

**Universidade do Estado do Amazonas – UEA, abm.mgr22@uea.edu.br, Universidade do Estado do Amazonas – UEA, kmndc.mgr22@gmail.com, Universidade do Estado do Amazonas – UEA, jramos@uea.edu.br, Universidade do Estado do Amazonas – UEA, cscarvalho@uea.edu.br*

Resumo

O estado do Amazonas pertence a Bacia Amazônica considerada a maior bacia hidrográfica do mundo, por se tratar dessa extensa rede. Sabe-se da complexidade em gerenciar os recursos hídricos que a mesma disponibiliza. O presente trabalho busca avaliar a importância da implantação dos instrumentos de gestão no Estado do Amazonas, bem como sua relação com a Lei nº 9.443, de 8 de janeiro de 1997, na qual define os cinco principais instrumentos de gestão, a saber: (i) os Planos de Recursos Hídricos, (ii) o Enquadramento dos corpos de água em classes, (iii) a Outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, (iv) a Cobrança pelo uso dos recursos hídricos e (v) o Sistema de informações sobre recursos hídricos. Diante disto, o estudo segue por meio de pesquisas e revisões bibliográficas, a fim de identificar a implementação dos instrumentos e como eles atuam no Estado do Amazonas, conforme as legislações vigentes. Os resultados, destacam-se que a Política Nacional de Recursos Hídricos no Estado do Amazonas vem avançando com a implantação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos, O Estado do Amazonas apresentou avanços importantes na gestão dos recursos hídricos por meio do Programa Nacional de Consolidação do Pacto pela Gestão das Águas - PROGESTÃO.

Palavras-Chaves: Recursos Hídricos, Instrumentos de Gestão, Bacias Hidrográficas

Abstract

The state of Amazonas belongs to the Amazon Basin, considered the largest hydrographic basin in the world, as it is an extensive network. It is known the complexity in managing the water resources that it makes available. The present work seeks to evaluate the importance of implementing management instruments in the State of Amazonas, as well as its relationship with Law No. 9,443, of January 8, 1997, which defines the five main management instruments, namely: (i) Water Resources Plans, (ii) Classification of bodies of water into classes, (iii) Granting of rights to use water resources, (iv) Charging for the use of water resources and (v) the information about water resources. In view of this, the study follows through research and bibliographical reviews, in order to identify the implementation of the instruments and how they act in the State of Amazonas, according to the current legislation. The results highlight that the National Water Resources Policy in the State of Amazonas has been advancing with the implementation of water resource management instruments, The State of Amazonas has made important advances in the management of water resources through the National Pact for Water Management – PROGESTÃO.

Keywords: Water Resources, Management Instruments, Hydrographic Basins.

Introdução

A bacia hidrográfica do Amazonas é uma das mais importantes e ricas em recursos hídricos do mundo, com uma extensão entre rios, igarapés e lagos interconectados que desempenham um papel vital na manutenção do equilíbrio ambiental e no fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais. A preservação e a gestão adequada desses recursos são de fundamental importância para a sustentabilidade da região e para a sobrevivência das comunidades que dependem dessas águas.

Diante disto, a implantação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos desempenha um papel crucial. Conforme alguns dos fundamentos e objetivos da Lei n.º 9.433/1997 que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), esses instrumentos são ferramentas e estratégias utilizadas para garantir a utilização sustentável e equitativa da água, levando em consideração as necessidades das diferentes partes interessadas, como comunidades locais, indústrias, agricultura e preservação ambiental.

Ao implementar uma abordagem integrada para a gestão dos recursos hídricos na bacia do Amazonas, é possível estabelecer mecanismos que promovam a participação ativa de todas as partes interessadas, além disso, essa integração permite a coordenação de esforços não só a troca de informações, como também a busca de soluções conjuntas para os desafios relacionados à água na região.

A implantação integrada de instrumentos de gestão de recursos hídricos protege os ecossistemas na bacia do Amazonas, isso inclui medidas de conservação, monitoramento da qualidade da água, regulação do uso da terra, áreas protegidas e políticas de incentivo à sustentabilidade. Essa abordagem é importante para enfrentar desafios como mudanças climáticas, desmatamento, urbanização desordenada e atividades econômicas não sustentáveis, que impactam a disponibilidade e a qualidade da água. A cooperação entre diferentes atores, juntamente com políticas e estratégias eficazes, é fundamental

para proteger esse recurso valioso e os ecossistemas dependentes. Nesse contexto o presente trabalho buscar avaliar a aplicação dos cinco principais instrumentos de gestão de recursos hídricos na bacia hidrográfica do Amazonas, demonstrando a sua funcionalidade de forma integrada e a importância para o uso consciente e sustentável desses cinco instrumentos.

Materiais e Métodos

Os métodos utilizados incluem pesquisa bibliográfica nas bases: Scientific Electronic Library Online (SciELO), Coordenação de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior (CAPES) e Google Acadêmico, isto é, documental de forma a descrever e fornecer o material de aprofundamento do estudo da gestão de recursos hídricos do estado do Amazonas. O presente trabalho foi realizado para aprofundamento da análise crítica.

Instrumentos de Gestão do Amazonas

A preocupação com a preservação dos recursos hídricos no Amazonas levou à necessidade de um sistema de gestão de recursos hídricos organizado, com o surgimento da Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei n.º 9.433/97), que se apresenta com enfoque integrado, participativo e descentralizado. Os instrumentos foram criados com o objetivo de organizar, planejar e unificar as políticas públicas, de modo que fossem aplicados integralmente em todo o território nacional.

Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos são instrumentos de planejamento, que visam definir diretrizes para fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos (Brasil, 1997). Os planos podem ser elaborados em âmbito Nacional, Estadual e de bacias hidrográficas. No entanto, para criação de Planos de Recursos Hídricos devem ser exigidos estudos mínimos, conforme prescrito no Art. 7º da “Lei das Águas”:

Art. 7º - Os Planos de Recursos Hídricos são planos de longo prazo, com horizonte de planejamento compatível com o período de implantação de seus programas e projetos e terão o seguinte conteúdo mínimo:

- I - diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;
- II - análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;
- III - balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;
- IV - metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;
- V - medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas;
- VI - (VETADO)
- VII - (VETADO)
- VIII - prioridades para outorga de direitos de uso de recursos hídricos;
- IX - diretrizes e critérios para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos;
- X - propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso, com vistas à proteção dos recursos hídricos.

No contexto do estado do Amazonas, mesmo com previsão na legislação estadual, o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Amazonas, teve sua aprovação no ano de 2020, por meio da Resolução CERH/AM n.º001 de 19 de fevereiro de 2020, onde o mesmo prevê revisão em 04 (quatro) anos.

Enquadramento dos Corpos de Hídricos Em Classes

O enquadramento dos corpos de água em classes é um processo fundamental para a gestão e preservação dos recursos hídricos em um país. Esse enquadramento consiste na classificação das águas em categorias que refletem suas condições de qualidade e usos adequados, e pode-se afirmar que geralmente, os parâmetros utilizados para classificar os corpos de água incluem a concentração de poluentes, o nível de oxigênio dissolvido, a presença de nutrientes, entre outros indicadores de qualidade.

A legislação mais importante e relevante relacionada ao enquadramento dos corpos de água é a Lei nº 9.433/1997, a mesma, outrora já mencionada, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e define diretrizes para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos no país, esta Lei nº 9.433/1997 criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que é composto por órgãos gestores em níveis federal, estadual e municipal, sendo um dos principais responsáveis pelo enquadramento dos corpos de água em classes.

O enquadramento é possível ser feito conforme as características específicas de cada bacia hidrográfica, levando em conta os diferentes usos das águas, como abastecimento humano, irrigação, navegação, entre outros.

A Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005, que estabelece os padrões de qualidade e critérios para o enquadramento dos corpos de água em classes, define as classes de qualidade da água, desde a classe especial, que representa águas com qualidade excepcional e destinadas ao abastecimento humano sem necessidade de tratamento, até a classe 4, que indica águas severamente poluídas e inadequadas para qualquer tipo de uso.

Outra referência importante é a Resolução CONAMA nº 396/2008, que estabelece diretrizes para a classificação e o enquadramento dos corpos de água destinados à aquicultura.

Além das legislações, é essencial considerar normas técnicas, estudos científicos e informações dos órgãos de meio ambiente para realizar o enquadramento de forma adequada e precisa. Também é importante envolver a sociedade civil, as comunidades locais e os diversos setores interessados no uso da água no processo de definição das classes dos corpos de água, garantindo a participação democrática e o comprometimento com a preservação desse recurso vital, bem como cita a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), que estabelece a descentralização e participatividade na gestão dos recursos hídricos, envolvendo o poder público, os usuários e a sociedade civil, prevendo a necessidade de identificar e classificar as águas, considerando as peculiaridades locais e os usos múltiplos das águas em cada bacia hidrográfica.

Outorga de Direito de uso dos Recursos Hídricos

A outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos consiste na autorização prévia concedida pelo poder público, que permite ao usuário utilizar a água de forma adequada e de acordo com as normas estabelecidas, isto significa, que tem como objetivo garantir a disponibilidade hídrica e evitar conflitos pelo uso dos recursos entre diferentes usuários, sejam eles industriais, agrícolas, de abastecimento público ou outros setores que dependem desse recurso finito.

No Brasil, a principal legislação que trata da outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, também já citada, é a Lei nº 9.433/1997, conhecida como Lei das Águas. Essa lei estabelece que a outorga é obrigatória para a utilização de recursos hídricos em alguns casos, tais como: derivação ou captação de água em corpos de água, lançamento de efluentes líquidos nos corpos de água e extração de água subterrânea.

Ainda no contexto sobre a legislação, vale mencionar que as Resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) também são importantes para a regulamentação da outorga em nível nacional, como a Resolução CNRH nº 234/1997, que determina critérios gerais para a outorga de direito de uso dos recursos hídricos, enquanto que a Resolução CNRH nº 274/2000 define diretrizes para a cobrança pelo uso da água.

Em âmbito estadual, cada estado brasileiro pode possuir legislação específica que regulamenta a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, de acordo, com as particularidades regionais, para exemplificação: manuais e normas técnicas emitidos pelos órgãos gestores de recursos hídricos.

No estado do Amazonas, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos é regulamentada por legislações estaduais específicas, em consonância a Lei Estadual nº 3.167/2007, que dispõe sobre a gestão dos recursos hídricos no estado do Amazonas, e regulamentada pelo Decreto Estadual nº 28.678/2009. Por meio da Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH-AM) nº 01/2016 e a Resolução CERH-AM nº 02/2016, respectivamente, são estabelecidos critérios para a emissão da outorga de direito do uso dos recursos hídricos no estado do Amazonas, buscando promover o uso racional e sustentável das águas.

A outorga de uso dos recursos hídricos no estado do Amazonas é de competência do Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (IPAAM), órgão estadual responsável pela execução e fiscalização da Política Estadual. O IPAAM é responsável por analisar as solicitações de outorga e emitir as autorizações, garantindo que a utilização da água seja feita de forma sustentável e equitativa. Por meio do processo de outorga que o IPAAM avalia as solicitações de uso da água com base nos critérios estabelecidos na legislação vigente e considerando os aspectos técnicos, ambientais e sociais.

Cobrança pelo uso de Recursos Hídricos

A Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos é um instrumento de gestão de recursos hídricos adotado no Brasil para garantir a sustentabilidade do uso da água, logo, consiste na cobrança financeira pela utilização dos recursos hídricos, seja para abastecimento humano, agricultura, indústria, geração de energia, entre outras atividades que também demandem o consumo de água.

Assim como em todo o Brasil, a regulamentação da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos é estabelecida pela PNRH, instituída pela Lei Federal nº 9.433/97, a mesma define os princípios, diretrizes e instrumentos para a gestão das águas no país, incluindo a cobrança. Dessa forma, no Estado do Amazonas, a cobrança está prevista na Política Estadual, ao qual complementa as diretrizes da Política Nacional de Recursos Hídricos.

É importante ressaltar que a bacia hidrográfica do Amazonas é uma das mais extensas do mundo, abrangendo não apenas o estado do Amazonas, mas também áreas em outros estados do Brasil e países vizinhos, por isso a implantação integrada da Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos na bacia hidrográfica do Amazonas é de suma importância para garantir a preservação e a gestão sustentável dos recursos hídricos da região. A bacia hidrográfica do Amazonas abriga não só uma rica biodiversidade, como também acaba sendo vital para a manutenção dos ecossistemas locais e para o equilíbrio climático global.

A cobrança pode incentivar o uso racional da água, reduzir desperdícios e investir em projetos de saneamento e preservação, contribuindo para a conservação dos rios, igarapés, lagos e florestas associados, contudo, a implementação da cobrança nessa bacia hidrográfica requer uma abordagem cuidadosa e participativa, levando em consideração as especificidades locais, as necessidades das populações ribeirinhas e indígenas, bem como o fortalecimento das instituições de

gestão dos recursos hídricos, além disso, é fundamental assegurar que os recursos arrecadados sejam destinados de forma transparente e eficiente para ações que promovam a preservação e a recuperação da qualidade da água e dos ecossistemas associados, garantindo assim o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico e a proteção ambiental na região.

Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

O Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) é um instrumento de gestão para promover a integração e o compartilhamento de dados e informações relacionadas à gestão dos recursos hídricos. Este tem por objetivo principal fornecer subsídios técnicos e científicos para a tomada de decisões no âmbito da gestão dos recursos hídricos em todo o país, com ênfase na preservação e utilização sustentável das bacias hidrográficas.

Nessa esfera nacional, com a regulamentação da Lei nº 9.433/1997, é prevista a criação do Sistema Nacional de Informações sobre os Recursos Hídricos e estabelece os princípios, diretrizes no que tange à gestão dos recursos hídricos no Brasil. Já no estado do Amazonas, regulamenta o Sistema Estadual de Informações sobre Recursos Hídricos (SEIRH/AM), vinculado a Política Estadual de Recursos Hídricos, no entanto, ainda não há implementação deste instrumento em âmbito estadual.

A implantação do SEIRH/AM no Amazonas, é importante para o adequado gerenciamento e preservação desse importante ecossistema. A coleta, análise e compartilhamento de informações sobre os recursos hídricos da região permitem uma melhor compreensão dos processos hidrológicos, das variações sazonais e das mudanças ambientais, o que é fundamental para embasar decisões de planejamento e conservação.

Outrossim, o Sistema de Informações facilita a participação pública e a integração de diversos atores envolvidos na gestão dos recursos hídricos, como governos, órgãos ambientais, comunidades locais, organizações não governamentais e setor privado, integração essa que é de suma importância para a promoção da sustentabilidade e para a implementação de políticas e ações que visem a preservação dos recursos hídricos da bacia.

Considerações Finais

Em virtude dos fatos mencionados, o Amazonas enfrenta desafios significativos relacionados à gestão dos seus recursos hídricos, considerando a importância global dessa região e a necessidade de preservar esse ecossistema vital. Portanto, para lidar com essa complexidade, o estado adotou instrumentos de gestão fundamentais para a preservação e utilização sustentável dos recursos hídricos, como os Comitês de Bacia Hidrográfica, que desempenham um papel categórico na gestão dos recursos hídricos do Amazonas, permitindo a participação democrática e a tomada de decisões compartilhadas entre representantes de diversos setores da sociedade. Essa abordagem integrada é essencial para promover a preservação dos recursos hídricos e o desenvolvimento sustentável na região.

O CERH/AM, dia 11 de julho realizou a 19ª Reunião Extraordinária para discutir sobre a suspensão de emissões de licenças ambientais para flutuantes no Rio Tarumã- Açu. O licenciamento está suspenso desde 2022, após uma decisão do Conselho, que prioriza a elaboração de Plano de Bacia Hidrográfica, no intuito de frear a ocupação desordenada do espelho d'água na bacia.

Outro ponto relevante é o enquadramento dos corpos de água em classes, que se baseia na Lei nº 9.433/1997, estabelecendo categorias de qualidade e usos adequados para as águas, permitindo um planejamento mais efetivo e o uso racional dos recursos hídricos, levando em conta as peculiaridades e necessidades de cada bacia hidrográfica.

Além disso, a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos, também regulamentada pela Lei das Águas, visa garantir a disponibilidade hídrica e evitar conflitos entre os diversos usuários de água, a outorga é obrigatória em situações como captação de água, lançamento de efluentes e extração de água subterrânea, contribuindo para um uso mais responsável e sustentável da água. Adicionalmente, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos é um instrumento complementar que incentiva o uso racional da água e direciona os recursos arrecadados para ações de preservação e saneamento.

O Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) desempenha um papel fundamental na integração e compartilhamento de dados e informações relacionadas à gestão dos recursos hídricos, permitindo uma melhor compreensão dos processos hidrológicos e embasando decisões de planejamento e conservação, fortalecendo a participação pública e a integração de atores envolvidos na gestão dos recursos hídricos.

O Estado do Amazonas apresentou avanços importantes na gestão dos recursos hídricos por meio do Programa Nacional de Consolidação do Pacto pela Gestão das Águas - PROGESTÃO. Como a regulamentação e início de emissão de outorgas, o cadastramento de usuários regularizados no CNARH, bem como o impulso para a operação e manutenção satisfatória da rede hidrometeorológica e o funcionamento adequado da Sala de Situação para prevenção e alerta de eventos hidrológicos críticos, com produção semanal dos boletins.

Destaca-se, ainda, que o Governado do Estado do Amazonas assinou o Termo de Adesão do Amazonas ao Pacto pela Governança da Água, junto à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), tendo como objetivo do pacto, fortalecer a relação institucional e a cooperação para aprimorar a gestão de recursos hídricos, segurança hídrica e saneamento básico no Estado. (SEMA, 2023).

A preservação dos recursos hídricos do Amazonas é responsabilidade compartilhada entre governos, organizações da sociedade civil, o setor privado, comunidades locais e populações indígenas, portanto, somente por meio de uma abordagem integrada, participativa e sustentável será possível garantir a conservação desse ecossistema único e fundamental para o equilíbrio ambiental global, para as gerações presentes e principalmente as futuras.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, da Universidade do Estado do Amazonas – UEA, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES), agradeço também a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas - FAPEAM pelo apoio financeiro em forma de bolsa. Aos Professores Doutores, José Camilo Ramos de Souza e Carlossandro Carvalho de Albuquerque pelas correções e ensinamentos que me permitiram a concluir este artigo.

Referências

ALBUQUERQUE, Adoréa Rebello da C. Bacia hidrográfica: unidade de planejamento ambiental. Revista Geonorte, v. 3, n. 7, p. 201-209, 2012.

AMAZONAS. Lei nº 2.712 de 28 de dezembro de 2001. DISCIPLINA a Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelece o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências.

AMAZONAS. Lei nº 3.167, de 28 de agosto de 2007. REFORMULA as normas disciplinadoras da Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e estabelece outras providências

AMAZONAS. Decreto nº 28.678, de 16 de junho de 2009. Regulamenta a Lei 3.167 de 27 de agosto de 2007, que reformula as normas disciplinadoras da Política Estadual de Recursos Hídricos e do Sistema Estadual. Secretária do Estado do Meio Ambiente.

AMAZONAS. Decreto nº 29.249, de 19 de outubro de 2005. Dispõe sobre a criação do comitê de bacia hidrográfica do rio Tarumã-Açu e o seu regimento interno, e dá outras providências

AMAZONAS. Resolução CERH-AM nº 01, de 19 de julho de 2016. Estabelece critérios técnicos a serem utilizados pelo Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas–IPAAM para o processo de análise de pedido de outorga do direito de uso de recursos hídricos de domínio do Estado do Amazonas. Manaus: Diário Oficial do Estado do Amazonas, 2016. p.23.

AMAZONAS. Resolução CERH-AM nº 003, de 13 de setembro de 2016. Dispõe sobre a divisão do Estado do Amazonas, em nove regiões hidrográficas, para fins de gerenciamento de recursos hídricos, e dá outras providências. Manaus: SEMA, 2016. p.6.

BRASIL. 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.

BRASIL. Lei nº 14.546, de 4 de abril de 2023. Altera a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 - Lei de Saneamento Básico. Diário Oficial da União. 5 Abr 2003.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008. Conselho Nacional de Meio Ambiente.

COSTA, David de Andrade et al. Dos instrumentos de gestão de recursos hídricos - o Enquadramento como ferramenta para reabilitação de rios. Saúde em Debate, v. 43, p. 35-50, 2020.

ROCHA, Alzileine Teixeira da et al. Gestão da água em Manaus: criação do comitê de Bacia hidrográfica do rio do Puraquequara. 2014.

SILVA, Maria do Socorro Rocha da; MIRANDA, Sebastião Atila Fonseca; SANTANA, Genilson Pereira. Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas: Condições de suas águas versus Resolução nº 357/CONAMA/2005. Volume 6, Pags. 83-90, 2016.

LEITÃO. M.V.L, WACHHOLZ, F. Qualidade da água no baixo curso do rio Tarumã-Açu. Revista: Presença Geográfica. Manaus/AM.

USO DO POWER BI PARA DISSEMINAÇÃO DOS DADOS DO CADASTRO NACIONAL DE USUÁRIOS DE RECURSOS HÍDRICOS (CNARH)

¹Silvio Mariano Neri Solano Junior, ²Alexandre Nascimento de Almeida

¹Universidade de Brasília, e-mail: silviosolanojr@gmail.com; ²Universidade de Brasília, e-mail: alexalmeida@unb.br

Palavras-chave: Business Intelligence; Cadastro Nacional de Recursos Hídricos; Power BI.

Resumo

A disseminação dos dados do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) promove a transparência e o engajamento público, permitindo que a sociedade e todas as instituições compreendam e monitorem o uso da água, identifiquem possíveis conflitos e contribuam para a gestão e regulação dos recursos hídricos. Além disso, os dados do CNARH desempenham um papel vital na implementação de políticas de conservação e no cumprimento das metas de desenvolvimento sustentável relacionadas à gestão da água. Atualmente esses dados estão disponibilizados no portal de Dados Abertos da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), onde os usuários podem baixar os arquivos em diferentes extensões. Entretanto, a estrutura e visualização desses arquivos está disponibilizada de maneira simplória, apenas listando-os em forma de tabela, onde o usuário não consegue ter uma visualização dinâmica e georreferenciada dos dados, necessitando realizar filtragens e buscas manuais nas tabelas. Com isso, este estudo implementou um painel interativo utilizando o software Power BI expondo dados e informações relacionadas ao CNARH, com visual agradável e intuitivo, utilizando gráficos, mapas, filtros e outros elementos visuais para que a disseminação dos dados para a sociedade se torne mais efetiva, oferecendo uma visão ainda mais abrangente das atividades que afetam os recursos hídricos, além de auxiliar nas tomadas de decisões e atividades executadas por corpos técnicos para pesquisas e estudos. Foram utilizadas três bases de dados para a confecção do painel, sendo exposta uma em cada página, sendo elas: a) usuários nos corpos hídricos de domínio da União; usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas superficiais); usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas subterrâneas). Essa estratégia de divulgação das informações provenientes do CNARH não somente simplifica a compreensão e o acesso a dados cruciais, mas também estimula uma abordagem mais esclarecida e consciente na gestão dos recursos hídricos, o que é de extrema importância para elevar a qualidade dos dados, proporcionando uma análise mais detalhada, cuidadosa e dinâmica. A interação entre a solidez das informações do CNARH e a adaptabilidade do Power BI estabelece um contexto no qual o conhecimento se converte em ação, permitindo que o Brasil avance em direção a uma administração dos recursos hídricos mais sustentável, justa e eficiente.

Introdução

As novas tecnologias virtuais, como software para análise e manipulação de grandes bancos de dados, indicam ao mercado uma óptica estratégica que contribui para com o futuro das organizações, pois estes dados explorados se tornam ricas informações para a sociedade (Schweitzer, 2020).

Segundo Almeida et al. (2019), as empresas e órgãos públicos precisam tomar decisões ágeis a partir das amostragens de dados. Para isso, é utilizado o uso de ferramentas de *Business Intelligence* (BI) promovendo integração, usabilidade e eficiência na extração de conhecimento de volumes de dados. BI é um conjunto de metodologias, processos e tecnologias que transformam dados brutos em informação útil para o usuário final, onde se pode criar *dashboards* interativos, dinâmicos e intuitivos. Com uma interface agradável, as informações ficam fáceis para atribuir filtros, seleções, buscas, etc.

A análise de dados e o BI desempenham um papel fundamental na divulgação eficaz de informações cruciais para as organizações. Ao coletar, processar e interpretar dados relevantes, as instituições podem tomar decisões informadas e estratégicas, identificando padrões, tendências e *insights* que moldam seu desempenho dos dados. O BI por sua vez, proporciona uma abordagem estruturada para a visualização e apresentação desses dados, transformando informações complexas em relatórios e painéis compreensíveis. Isso permite uma comunicação eficaz das descobertas a partes interessadas internas e externas, facilitando a tomada de decisões informadas em todos os níveis hierárquicos. Em suma, a análise de dados e o BI são os pilares que sustentam a divulgação de dados valiosos (NUNES *et al.*, 2008).

O Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) representa um marco crucial na gestão sustentável dos recursos hídricos, desempenhando um papel fundamental na garantia da disponibilidade e qualidade da água para a sociedade. Ao centralizar informações sobre os usuários de água, suas demandas e captações, o CNARH oferece uma visão abrangente das atividades que afetam os recursos hídricos, permitindo um planejamento mais eficaz e a tomada de decisões informadas (ANA, 2023). A disponibilização dos dados do CNARH promove a transparência e o engajamento público, permitindo que governos, organizações não governamentais e cidadãos compreendam e monitorem o uso da água, identifiquem possíveis conflitos e contribuam para a preservação dos ecossistemas aquáticos. Além disso, os dados do CNARH desempenham um papel vital na implementação de políticas de conservação e no cumprimento das metas de desenvolvimento sustentável relacionadas à gestão da água.

Os dados do CNARH estão disponibilizados no portal de Dados Abertos da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), onde os usuários podem baixar os arquivos nas extensões CSV, KML, Shapefile, GeoJSON e Geodatabase. O arquivo CSV (mais famoso para tabulação de dados na rede mundial de computadores) disponibiliza as informações de maneira muito simplória, apenas listando-os, utilizando recursos limitados e tendo que o próprio usuário realizar filtros e criação de medidas de programação.

Portanto, se fez necessário a geração de um painel interativo com visual agradável e intuitivo, aplicando a ferramenta Power BI com as informações e dados disponibilizados do CNARH. Com o painel interativo, a disseminação dos dados para a sociedade fica mais efetiva, além da atualização e manutenção desses dados ficar mais eficaz, oferecendo uma visão ainda mais abrangente das atividades que afetam os recursos hídricos, permitindo um planejamento mais eficaz e a tomada de decisões informadas, promovendo a transparência e o engajamento público.

Este painel interativo visa justamente extrair o máximo de informações dos dados do CNARH, para que possa atender à sociedade com a disseminação desses dados mais efetiva, além de auxiliar nas tomadas de decisões e atividades executadas por corpos técnicos para pesquisas e estudos. Além disso, atinge diretamente um dos principais objetivos do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), que é “atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional”.

Materiais e Métodos

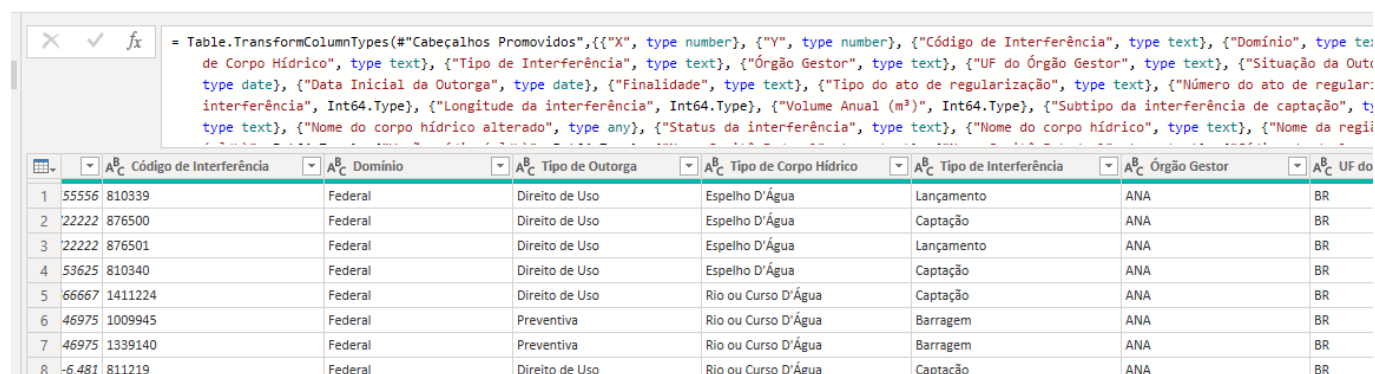
Para realização do projeto, se fez necessário a obtenção de dados do CNARH a partir das bases disponibilizadas no portal de Dados Abertos da ANA, sendo 3 bases:

- Usuários nos corpos hídricos de domínio da União;
- Usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas superficiais);
- Usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas subterrâneas).

As bases já estão estruturadas em CSV, e as tabelas de domínio estão disponíveis no próprio portal de Dados Abertos da ANA, sendo traduzidas no próprio arquivo CSV. Foram criadas 3 abas/páginas no painel interativo a partir das 3 bases disponibilizadas, tendo um pequeno procedimento de ETL (*Extract, Transform and Load*) para padronização e estruturação no ambiente Power Query (nativo no Power BI) para criação de filtros, colunas condicionais e campos personalizados. A estruturação na fonte de dados foi de suma importância para o *backend* do projeto no software Microsoft Power BI, visto que é nessa etapa que foram criadas e extraídas informações adicionais para o aprimoramento do dashboard e que estão sendo abordadas nas tabelas em questão.

Com os dados preparados, a próxima etapa foi a geração dos *dashboards* em si, no qual foi utilizado o software Microsoft Power BI para o desenvolvimento e manutenção. O *layout* foi criado utilizando o software Adobe Photoshop 2019, toda a identidade visual (cores, tipografia, logotipo, malha construtiva, etc.) foi baseada no Manual de Identidade da ANA

Ao importar os arquivos CSVs, se fez necessário algumas transformações nos campos, como já mencionando anteriormente. Essa padronização foi realizada dentro do ambiente Power Query, alterando os nomes de campos e algumas células a partir das tabelas de domínio disponibilizadas no portal de Dados Abertos da ANA. A Figura 1 mostra um print desse ambiente. Além disso, os campos de latitude e longitude sofreram alterações na estrutura para se adequar aos visuais de mapa do Power BI.



```

= Table.TransformColumnTypes("#Cabeçalhos Promovidos",{"X", type number}, {"Y", type number}, {"Código de Interferência", type text}, {"Domínio", type text}, {"Tipo de Interferência", type text}, {"Órgão Gestor", type text}, {"UF do Órgão Gestor", type text}, {"Situação da Outorga", type text}, {"Data Inicial da Outorga", type date}, {"Finalidade", type text}, {"Tipo do ato de regularização", type text}, {"Número do ato de regularização", type text}, {"Longitude da interferência", type text}, {"Volume Anual (m³)", type text}, {"Subtipo da interferência de captação", type text}, {"Nome do corpo hídrico alterado", type text}, {"Status da interferência", type text}, {"Nome do corpo hídrico", type text}, {"Nome da região", type text}

```

	A _C Código de Interferência	A _C Domínio	A _C Tipo de Outorga	A _C Tipo de Corpo Hídrico	A _C Tipo de Interferência	A _C Órgão Gestor	A _C UF do
1	55556 810339	Federal	Direito de Uso	Espelho D'Água	Lançamento	ANA	BR
2	22222 876500	Federal	Direito de Uso	Espelho D'Água	Captação	ANA	BR
3	22222 876501	Federal	Direito de Uso	Espelho D'Água	Lançamento	ANA	BR
4	53625 810340	Federal	Direito de Uso	Espelho D'Água	Captação	ANA	BR
5	66667 1411224	Federal	Direito de Uso	Rio ou Curso D'Água	Captação	ANA	BR
6	46975 1009945	Federal	Preventiva	Rio ou Curso D'Água	Barragem	ANA	BR
7	46975 1339140	Federal	Preventiva	Rio ou Curso D'Água	Barragem	ANA	BR
8	-6,481 811219	Federal	Direito de Uso	Rio ou Curso D'Água	Captação	ANA	BR

Figura 1: linhas de programação na linguagem M no ambiente Power Query para padronização das tabelas

A tela de Menu do painel foi criada para ser agradável e possuir afinidade com o tema de Usuários de Recursos Hídricos. Portanto, foi utilizada uma fotografia de Zig Koch, das Cataratas do Iguçu, do banco de imagens da ANA. A imagem foi manipulada no software Adobe Photoshop, onde foram inseridos elementos de sombra, brilho, contraste e formas, como é possível observar na Figura 2. Além disso, foi inserido campo de navegação para visualizar o painel das três tabelas que servirão de base para o projeto.



Figura 2: Menu do painel interativo.

Depois da padronização os arquivos foram carregados para o projeto do Power BI, juntamente com os backgrounds feitos no programa Adobe Photoshop. Foram inseridos gráficos, tabelas, filtros e diversos campos para deixar o painel mais interativo e intuitivo possível. Cada uma das três tabelas recebeu uma personalização diferente, visto que as tabelas possuem campos específicos de cada área. Alguns visuais foram importados da loja online da Microsoft, para uma melhor exposição e compreensão dos dados. Mais imagens e explicações serão disponibilizadas no tópico Resultados e Discussão desse estudo, expondo o produto final.

É necessário expor a importância e diferencial de alguns dos principais elementos visuais que foram adicionados, dentre eles:

- Mapa (Figura 3), com a aplicação da ferramenta de zoom, nas versões de base padrão existiam empecilhos para filtrar e visualizar geograficamente uma interferência. Além disso, há opção pesquisar informações diretamente do mapa;
- Informações de quantidade, como por exemplo, volume anual e média anual, sendo segregadas por localização geográfica (Comitê de Bacia Federal, Comitê de Bacia Estadual, Município, Unidade Federativa, etc.)
- Exposição alternada em forma de gráficos e tabelas;
- Gráficos de rosca, expondo a porcentagem de situações e status das outorgas.

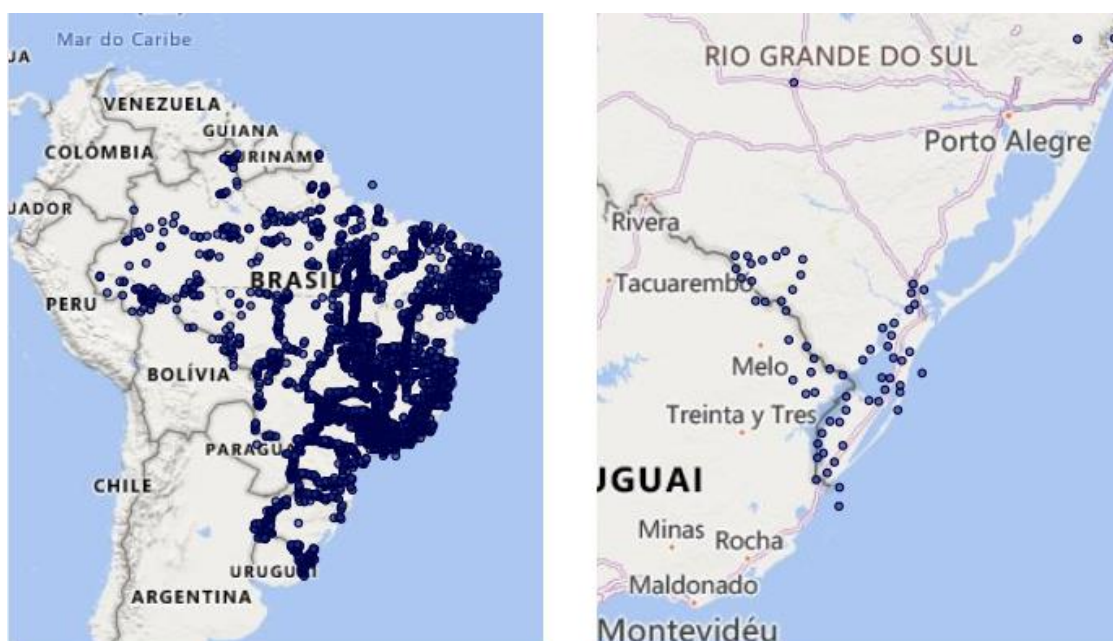


Figura 3: Mapas do painel interativo com a ferramenta de zoom.

Com a criação do painel interativo finalizada, se fez necessária a publicação do mesmo no ambiente do Power BI Service (*online*). Para a criação do projeto, foi criada uma conta de e-mail empresarial da própria Microsoft, de maneira gratuita e nomeada pelo discente. Esta conta de e-mail será disponibilizada para a Coordenação de Fomento à Integração Nacional de Regulação de Usos, que está alocada na Superintendência de Regulação de Usos de Recursos Hídricos da ANA (COINT/SER/ANA). Juntamente com a disponibilização da conta do e-mail, será enviado o projeto na extensão PBIX (do Power BI), caso o corpo técnico responsável da coordenação queira realizar quaisquer alterações no painel (inserir ou excluir elementos, alterar layout ou atualizar dados), seja executada e publicada no Power BI Online novamente.

Após a publicação do painel interativo no ambiente online do Power BI, o próximo passo foi a criação do código de inserção na aba “inserir relatório”, para que o painel interativo seja publicado na *web* a partir de um *link* e/ou HTML. Com a criação do código de inserção, é necessário apenas copiar o *link* e abrir em um navegador de internet. Com o HTML, podemos adicionar o painel em *frames* em sites, como por exemplo, o portal do CNARH ou o de Dados Abertos da ANA.

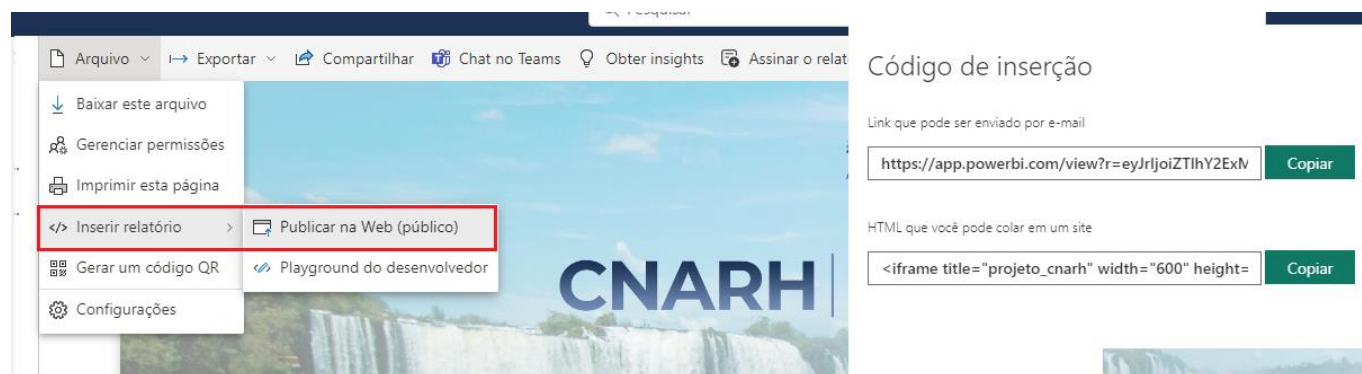


Figura 4: Printscreen do ambiente Power BI Online, onde o painel foi publicado na *web*.

A partir da disponibilização do painel interativo realizada para a COINT (tanto do projeto na extensão PBIX como dos *links*) o corpo técnico possui autonomia para utilização, aplicando-o em abas e portais, como já mencionado anteriormente, ou para controle interno da coordenação. Até o presente momento, o *link* do painel interativo do CNARH está sendo compartilhado de maneira gradativa entre os servidores da ANA e com a sociedade, existem propostas para a aplicação do painel para uma página própria na *web*, além da aplicação do *frame* no website oficial da ANA, no portal do CNARH.

Para atualizar a base de dados em Excel e manter o *schema* (estrutura) correto no Power BI é crucial para garantir que seus relatórios e painéis permaneçam precisos e relevantes. Primeiramente, é necessário assegurar de que a base de dados em Excel esteja atualizada com as informações mais recentes, além disso, é essencial certificar de que a estrutura da nova base de dados (*schema*) no Excel esteja atualizada com as informações mais recentes. Após a importação do novo arquivo Excel para o projeto Power BI (e verificar se não existe erros durante o processo), é necessário transformar os dados para ajustar a fonte e o *schema* no projeto com as informações do novo Excel. Após essa alteração, é necessário aplicar as transformações e publicar no painel no ambiente de trabalho (*workspace*) destinado ao projeto do Power BI Online.

Caso o corpo técnico da COINT/SRE/ANA avaliar necessário que a atualização seja automática, é possível configurar uma programação de atualização automática no Power BI Service (versão online) ou no Power BI Gateway (versão desktop). Da mesma forma, os servidores possuem total autonomia para que modifiquem o projeto em Power BI e atender todas as especificações e alterações necessárias.

Resultados e Discussão

O produto deste trabalho é o painel interativo na versão *web* contendo dados e informações relacionadas ao Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH). Este painel está sendo utilizado como produto da COINT/SRE/ANA e disseminando entre os atores da água e sociedade como um todo, promovendo a transparência e o engajamento público, permitindo que todas as instituições e cidadãos compreendam e monitorem o uso da água, identifiquem possíveis conflitos e contribuam para a preservação dos ecossistemas aquáticos. Isto é de suma importância, visto que os dados do CNARH desempenham um papel vital na implementação de políticas de conservação e no cumprimento das metas de desenvolvimento sustentável relacionadas à gestão da água.

Essa geração do painel interativo pode auxiliar na confecção de relatórios, como por exemplo, o Conjuntura da ANA, estudos sobre os Comitês de Bacia Hidrográfica, Agências da Água e outras instituições. Até o presente momento, o *link* do painel interativo do CNARH está sendo compartilhado de maneira gradativa entre os servidores da ANA e com a sociedade, existem propostas para a aplicação do painel para uma página própria na *web*, além da aplicação do *frame* no website oficial da ANA, no portal do CNARH.

Como mencionado anteriormente, três bases de dados foram utilizadas para a criação do painel, cada base está sendo exposta em uma página. As Figuras 5, 6 e 7 expõem, respectivamente: usuários nos corpos hídricos de domínio da União; usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas superficiais), e; usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas subterrâneas).

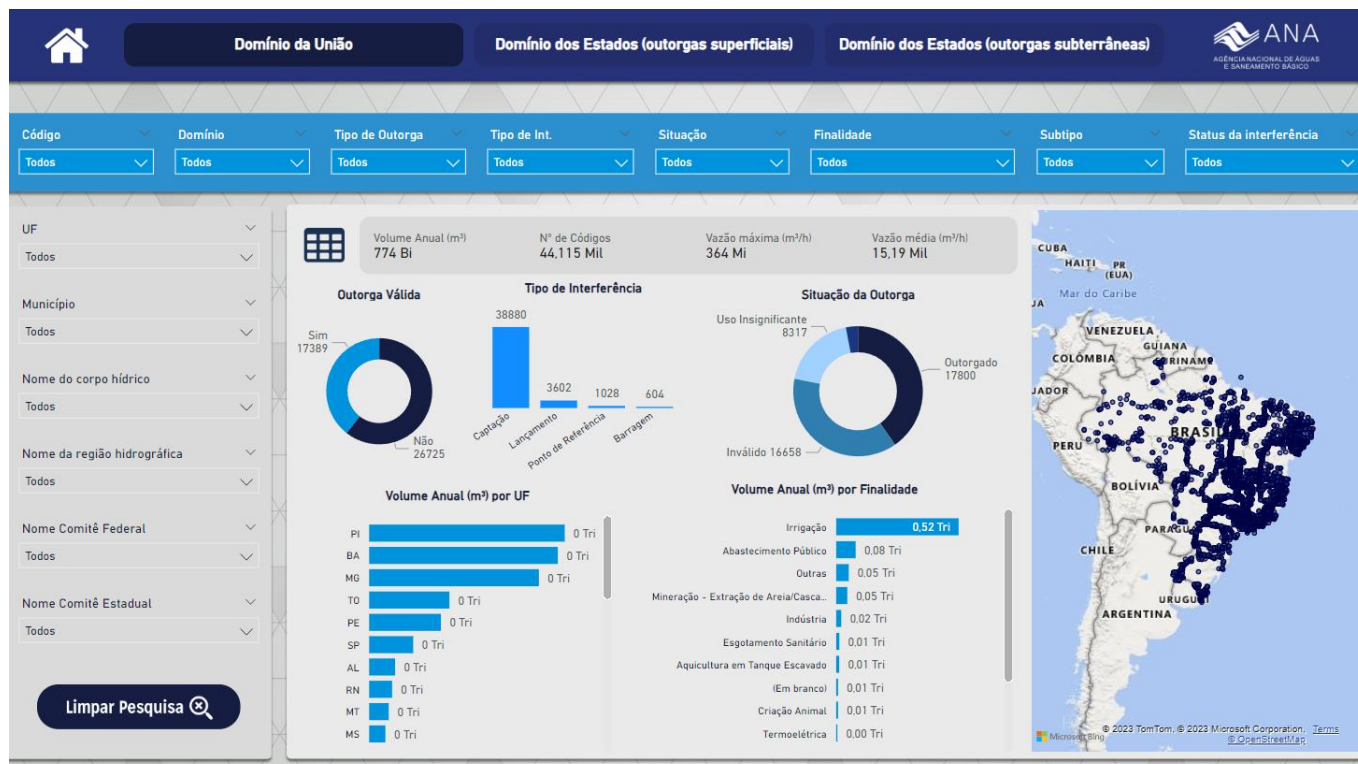


Figura 5: Página do painel - usuários nos corpos hídricos de domínio da União.



Figura 6: Página do painel - usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas superficiais).



Figura 7: Página do painel - usuários em corpos hídricos de domínio dos Estados (outorgas subterrâneas).

A partir de uma análise visual do produto, pode-se afirmar que a exposição dos dados e informações se aperfeiçoou, visto que os dados disponibilizados para *download* no portal de Dados Abertos da ANA utilizam extensões de arquivos muito específicas, de difícil acesso, e de maneira simplória, apenas listando-os, utilizando recursos limitados e tendo que o próprio usuário realizar filtros e criação de medidas de programação.

Com a criação do painel, com interação que transforma dados complexos em representações visuais claras e intuitivas, o Power BI capacita uma ampla gama de usuários, desde gestores governamentais até pesquisadores independentes e cidadãos interessados. Essa acessibilidade fortalece a participação pública, a tomada de decisões informadas e a formulação de políticas mais eficazes.

Além disso, a capacidade do Power BI de atualizar as informações e dados mais recentes do CNARH garante que as análises e *insights* permaneçam relevantes e precisos ao longo do tempo. Isto é essencial para monitorar tendências emergentes, identificar mudanças no uso da água e adaptar estratégias de gestão de recursos hídricos de acordo. A colaboração é um dos pontos fortes do Power BI, permitindo que diferentes partes interessadas compartilhem e colaborem em análises, relatórios e decisões. A natureza interativa da ferramenta promove a discussão construtiva e a troca de conhecimentos, resultando em soluções mais holísticas e abrangentes para os desafios relacionados à água.

Considerações Finais

O uso do Power BI como ferramenta de disseminação dos dados do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) representa um marco significativo na gestão e preservação dos recursos hídricos no Brasil. Através dessa abordagem inovadora, os desafios associados à compreensão e aplicação prática das informações contidas no CNARH estão sendo superados de maneira excepcional.

O painel interativo visa justamente extrair o máximo de informações dos dados do CNARH, para que possa atender à sociedade com a disseminação desses dados mais efetiva, além de auxiliar nas tomadas de decisões e atividades executadas por corpos técnicos para pesquisas e estudos.

O método utilizado neste projeto para a disseminação dos dados do CNARH não apenas facilita a compreensão e o acesso a informações críticas, mas também impulsiona uma abordagem mais informada e consciente em relação à gestão dos recursos hídricos, sendo de suma importância para um aprimoramento na qualidade dos dados, tendo uma análise mais rebuscada, criteriosa e dinâmica. A sinergia entre a robustez dos dados do CNARH e a flexibilidade do Power BI cria um cenário onde o conhecimento se traduz em ação, permitindo que o Brasil avance em direção a uma administração mais sustentável, equitativa e eficaz dos recursos hídricos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem à Comissão Organizadora do 7º Simpósio sobre Sistemas

Sustentáveis, à Universidade de Brasília (UnB) e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof. Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Por fim, agradecemos a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) pelo suporte e disponibilização dos dados.

Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH). 2023. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/cadastro-de-usuarios.aspx> Acesso em: 29 jul. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). 2021. Hidroweb: Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/hidroweb.aspx>. Acesso em: 29 jul. 2023.

ALMEIDA, Damião; ALVES, André; BAPTISTA, Cláudio; FIGUEIRÊDO, Hugo; FREIRE, Pedro; SILVA, Diego. Uso de Business Intelligence na Gestão de Recursos Hídricos: o caso da Fiscalização do Uso da Água. In: WORKSHOP DE COMPUTAÇÃO APLICADA À GESTÃO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS NATURAIS (WCAMA), 10., 2019, Belém. Anais [...]. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Computação, 2019. p. 11-20. ISSN 2595-6124. DOI: <https://doi.org/10.5753/wcama.2019.6415>.

ECKERSON, W. W. (2010). Performance dashboards: Measuring, monitoring, and managing your business. John Wiley & Sons.

LaValle, S., Lesser, E., Shockley, R., Hopkins, M. S., & Kruschwitz, N. (2011). Big data, analytics and the path from insights to value. MIT Sloan Management Review, 52(2), 21-32.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). (2018). Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/recursos-hidricos/politica-de-recursos-hidricos>. Acesso em 03 ago. 2023

NUNES, T.C.O; ACSELRAD, M.V; RAMOS, M. (2008). Integração do Cadastro de Usuários de Recursos Hídricos do Estado do Rio de Janeiro ao Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos – CNARH. In: Simpósio de Recursos Hídricos do Sul-Sudeste, Rio de Janeiro, 12 a 17 de outubro de 2008. Anais. ABRH. 16 p.

POWER, D. J. (2007). A brief history of decision support systems. In Decision support systems (pp. 1-8). Springer, Berlin, Heidelberg.

SCHWEITZER, Arthur Resende Brandalise. APLICAÇÃO DE FERRAMENTA NA OTIMIZAÇÃO DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS EM AEROPORTOS - ESTUDO DE CASO: AEROPORTO INTERNACIONAL DE BRASÍLIA. 2020. 19 f. Tese (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Católica de Brasília, Brasília, 2020.

UNITED NATIONS. (2015). Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Disponível em: <https://sdgs.un.org/2030agenda>. Acesso em: 01 ago. 2023.

GESTÃO DOS COMITÊS DE BACIA HIDROGRÁFICA CHAPECÓ E IRANI

¹André Leão, ²Maria Cristina de Almeida Silva, ³Maurício Andrades Paixão, ⁴Cristiano Poletto

1,2,3,4 Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua, e-mail: engenheiro.andreleao@gmail.com

Palavras-chave: comitês de bacias hidrográficas, entidades executivas, gestão de recursos hídricos.

Resumo

A atuação dos CBH está condicionada à existência de entidades de apoio executivo, para isso, a Lei Federal nº 9.433/1997 instituiu as Agências de Água, porém a sua criação está atrelada a implementação do instrumento de cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Em Santa Catarina, no ano de 2017 foi concebido modelo denominado de “Entidades Executivas” concebido pelo Estado de Santa Catarina no ano de 2017, visando suprir a lacuna das Agências de Água, e fortalecer os CBH locais. A pesquisa investigou a atuação do Comitê de Bacias Hidrográficas Chapecó e Irani, durante o período de assessoramento de uma Entidade Executiva, para buscar compreender como foi a atuação do colegiado a partir dos avanços e fragilidades identificadas. Para isso foi adotada metodologia qualitativa, compreendendo pesquisa bibliográfica e documental, a partir da análise dos documentos oficiais emitidos pelo CBH Chapecó durante o período de 2017 a 2022. Os resultados obtidos indicam que o colegiado obteve importantes avanços no período de atuação da Entidade Executiva, para se consolidar como “parlamento das águas” da região, principalmente no que diz respeito a adequação regimental e institucional, aumento da participação dos membros nas reuniões do colegiado, constituição de câmaras técnicas e materialização das decisões. No entanto, foram identificadas algumas fragilidades a serem superadas, como a grande predominância de discussões de assuntos administrativos e burocráticos nas reuniões, a falta da implementação dos instrumentos de gestão da PNRH na Bacia Hidrográfica, e a descontinuidade e interrupção do Termo de Colaboração com a Entidade Executiva no ano de 2022.

Introdução

Ao longo da história da sociedade humana, algumas civilizações adotaram práticas insustentáveis na exploração e manejo dos recursos naturais, especialmente das águas, neste aspecto (WERLANG, 2006).

Com a exploração intensiva dos bens naturais e por vezes até a percepção de esgotamento dos mesmos em determinados locais, emergiu a consciência humana da vulnerabilidade, limites e ameaça de colapso de tais recursos. Deste modo, a temática e as preocupações ambientais tornaram-se mundiais. Afinal, os efeitos adversos sobre a própria sociedade passaram a ser tratados como ameaça iminente à manutenção da vida e dos recursos terrestres.

Neste sentido, o pensar e o planejar sobre sistemas integrados de gerenciamento de recursos naturais, especialmente a gestão dos recursos hídricos, converteu-se em um dos eixos necessários e fundamentais para a busca de alternativas de uso e manejo dos mesmos. Para as questões de gerenciamento hídrico, admite-se a complexidade de organizar, realizar e implementar a sua gestão, visando garantias sobre os aspectos qualitativos e quantitativos para todos.

No Brasil, o gerenciamento dos recursos hídricos é regulamentado pela Lei Federal nº 9.433/1997, popularmente denominada de “Lei das Águas” que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).

O SINGREH é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), pela Secretaria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental (SRQA), pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH), pelos Órgãos gestores de recursos hídricos estaduais (Entidades Estaduais), pelos Comitês de Bacia Hidrográfica e pelas Agências de Água (BRASIL, 2022).

Neste novo, e moderno conceito de gestão, a fundamentação para a gestão participativa e descentralizada ocorre por meio dos Conselhos de Recursos Hídricos (nacional e estaduais), e dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH), órgãos colegiados que são compostos por organizações representantes da sociedade civil, usuários de água e do poder público (VERONA, 2021).

De acordo com a Lei nº 9.433 de 1997 compete ao Comitê de Bacia Hidrográfica exercer a função política, social e ambiental estratégica na PNRH. A pluralidade em sua composição deve garantir a descentralização da gestão, sendo a bacia hidrográfica como unidade de planejamento ambiental, especialmente hídricos, faz com que estes colegiados se tornem a base da matriz institucional do SINGREH (BRASIL, 2022).

No Estado de Santa Catarina, a Lei Estadual nº 9.748, de 30 de novembro de 1994 instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH); Destaca-se que, anteriormente à PERH de Santa Catarina, a primeira legislação nesta área foi a Lei n. 6.739/85, a qual, criou o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina (CERHSC), que, posteriormente, passou por pequenas alterações pelas Lei n. 8.360, de 26 de setembro de 1991, e Lei n. 10.644, de 7 de janeiro de 1998 (TRINDADE, 2017).

Atualmente, o Estado de Santa Catarina possui 16 Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH) instituídos e em funcionamento. Dentre os CBH de Santa Catarina, o Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio Chapecó, do Rio Irani e Bacias Contíguas (Comitê Chapecó e Irani), fora criado pelo Decreto Estadual nº 3.498, de 08 de setembro de 2010, sendo este, o último CBH a ser criado no Estado, responsável por atuar na denominada Região Hidrográfica 02 - meio-oeste de Santa Catarina (VALENTINI; FACCO; PASSOS, 2018).

No entanto, além de um Comitê de Bacias Hidrográficas estar legalmente criado, é imprescindível que ele esteja atuante conforme os preceitos da Lei Federal nº 9.433/ 1997. De acordo com OCDE (2015), os Comitês de Bacias Hidrográficas deveriam atuar como mecanismos de coordenação, ajustando as políticas de recursos hídricos aos locais. Na prática, entretanto, esses órgãos enfrentam desafios, tais como, dificuldades na operacionalização pela falta de estrutura física, recursos financeiros, de entidades de apoio executivo, dentro outros (TRINDADE, 2017). Neste sentido é importante que estudos científicos, avaliem, monitorem e analisem estes colegiados.

Lima (2020) destaca que, por meio da prática da governança, podem ser solucionados alguns problemas relacionados à gestão e ao gerenciamento de recursos hídricos, a citar: deficiências no quadro normativo, falta de mobilização e participação social, investimentos inadequados, base técnica deficitária e a falta de suporte social.

Além da mobilização, organização, e arranjo institucional, para que de fato um Comitê de Bacias Hidrográficas seja efetivo, se faz necessário o suporte de uma Agência de Água, atuando como ente executivo para a implementação das ações previstas nos Planos de Bacia, execução de projetos e suporte técnico-administrativo (ANA, 2021).

A Lei Federal nº 9.433/1997, definiu que para que sejam instituídas as Agências de Água, como condicionante mínima, deve estar implementado o instrumento de cobrança pelo uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica.

Diante de tal cenário, no decorrer dos anos, alternativas organizacionais foram sendo criadas a fim de mitigar as dificuldades existentes para a atuação dos CBHs, decorrentes da ausência das Agências de Água. Dentre elas, pode-se citar a figura das entidades delegatárias, criada no ano de 2004 por meio da publicação da Lei Federal nº 10.881 (VERONA, 2021).

De acordo com Seibt, Zanatta e Constante (2018), no Estado de Santa Catarina, por não haver previsão a curto e médio prazo para a implementação da cobrança, e por não haver regulamentação para aplicação de contratos de gestão, criou-se um modelo alternativo de apoio aos CBH, baseado na Lei Federal nº 13.019/2014 visando o firmamento de parceria entre o ente estatal e uma Organização da Sociedade Civil (OSC), denominou-se de Entidades Executivas.

Reconhecendo a importância dos Comitês de Bacias Hidrográficas para a gestão integrada, descentralizada e participativa dos recursos hídricos, o presente estudo buscou investigar a atuação do Comitê Chapecó e Irani, situado no Oeste do Estado de Santa Catarina, durante o período de 2017 a 2022, por meio de análise documental do CBH, para compreender quais foram os avanços e as lacunas, frente a atuação de uma Entidade Executiva no apoio a este colegiado, e com base nos resultados de tal análise sugerir alternativas para o fortalecimento da gestão dos recursos hídricos locais.

Materiais e Métodos

Para a referida pesquisa, adotou-se como área de estudo a Região Hidrográfica 02 – Meio Oeste, do Estado de Santa Catarina (Figura 01). Trata-se do território de atuação do Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio Chapecó, do Rio Irani e Bacias Contíguas. A Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó ocupa a maior parte da RH2, com aproximadamente 8.302 km² ou 77% da área total, abrangendo 50 municípios de forma parcial ou integral.



Figura 01 - Caracterização das Regiões Hidrográficas do Estado de Santa Catarina
 Adaptado de: CERTI (2017)

Com relação aos recursos hídricos superficiais, segundo dados do Plano Estadual de Recursos Hídricos (CERTI, 2017), a RH2 apresenta 17.563 km de cursos d'água, resultando em uma densidade de drenagem mediana na região (1,63 km/km²). O principal rio é o Rio Chapecó (comprimento do curso principal de 460 km).

Para a execução da pesquisa, com base nos objetivos propostos, foi utilizado o método qualitativo. A pesquisa qualitativa permite o contato entre o pesquisador e a situação estudada. Ainda, busca enfatizar mais o processo do que o produto e tem a preocupação de retratar a perspectiva dos atores envolvidos (DENZIN; LINCOLN, 2011).

Dois métodos de coleta de dados foram utilizados para a etapa de coleta de dados: A pesquisa bibliográfica e pesquisa documental (Figura 02).

Tanto a pesquisa documental como a pesquisa bibliográfica têm o documento como objeto de investigação. No entanto, o conceito de documento ultrapassa a ideia de textos escritos e/ou impressos. O documento como fonte de pesquisa pode ser escrito e não escrito, tais como filmes, vídeos, slides, fotografias ou pôsteres.

Para avaliar a atuação do Comitê Chapecó no período de 2017 a 2022 foi necessário coletar dados para realizar a análise documental do que foi produzido pelo CBH Chapecó e Irani, para isso foi utilizado o método de pesquisa documental. Os dados foram coletados das seguintes fontes: Portal eletrônico da ANA, Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina – SIRHESC, e acervo documental físico disponibilizado na sede do CBH. Estas plataformas digitais e física permitiram que fossem coletados os dados necessários à pesquisa referentes a atuação do CBH Chapecó e Irani no período contemplado pela pesquisa.

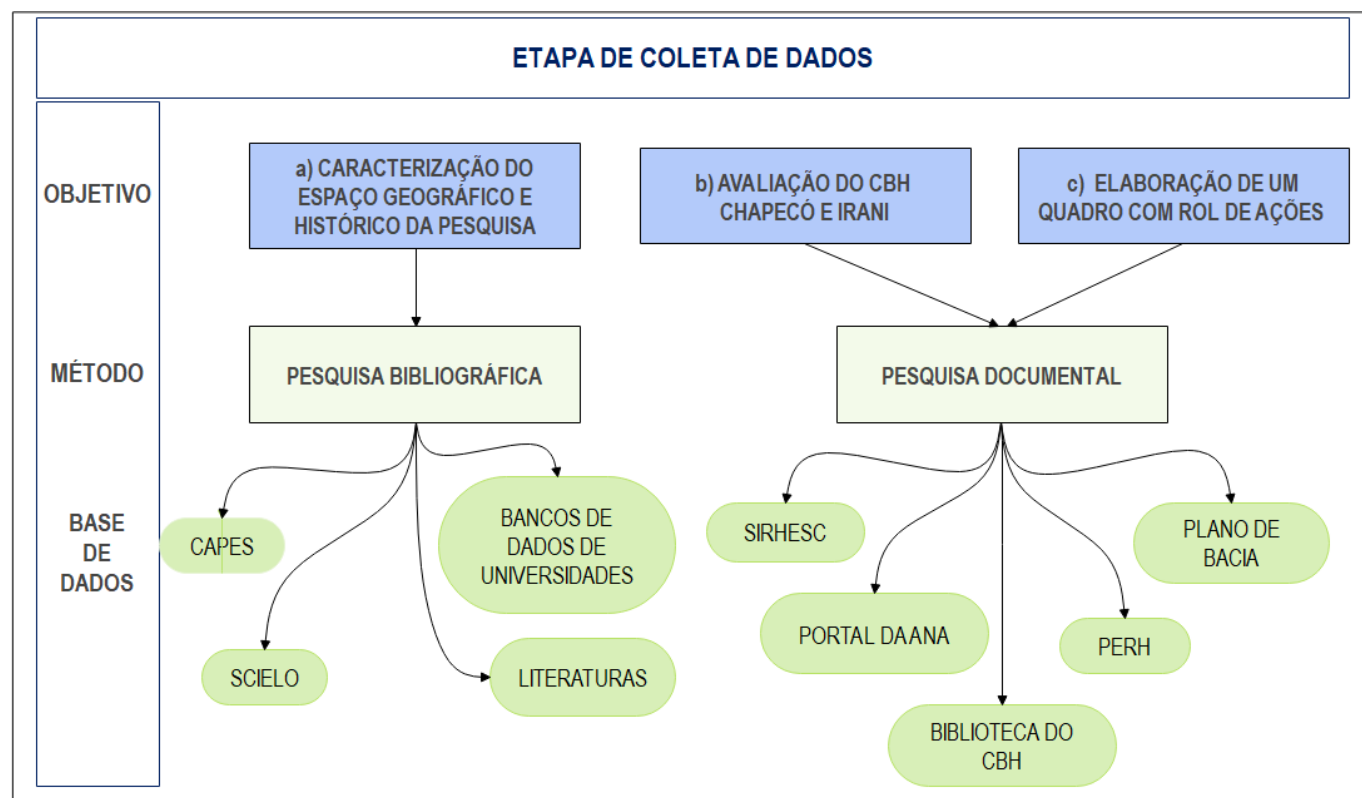


Figura 2 – Fluxograma do processo de coleta de dados

FONTE: Autor (2023)

Resultados e Discussão

Para contribuir com a avaliação da atuação do CBH Chapecó e Irani, se fez necessário contextualizar as lacunas e fragilidades da gestão de recursos hídricos na RH2 apontadas por Trindade (2017).

A partir de estudos sobre a governança da água e suas falhas em vários países incluindo o Brasil, a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2011) elaborou um Quadro de Governança Multinível da Água, apresentado na Figura 6, que visa diagnosticar e superar as falhas envolvidas no processo de governança da água.

Para a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (2015), a Governança Multinível da Água trata-se do compartilhamento, explícito ou implícito, da responsabilidade pela atribuição de formular e implementar as políticas de recursos hídricos pelos diferentes níveis administrativos e territoriais, sendo estes os que compõe diferentes ministérios e/ou órgãos públicos em nível de governo, entre as diferentes camadas de governo nos níveis local, regional, provincial/estadual, nacional e supranacional, e entre diferentes agentes em nível subnacional (TRINDADE, 2017).

Acredita-se que os governos que compartilham responsabilidades na formulação e implantação de políticas públicas, independentemente das características institucionais e organização do setor de recursos hídricos, enfrentam, em maior ou menor grau, sete categorias de lacunas no gerenciamento de recursos hídricos que precisam ser diagnosticadas e reparadas (OCDE).

Durante o período investigado de 2017 a novembro de 2019, o CBH era composto por 65 organizações-membro na seguinte proporcionalidade: 13 (20%) organizações-membro representantes do poder público Estadual e Federal, 26 (40%) representantes da População da Bacia (sociedade civil), e, 26 (40%) representantes do setor de usuários de água.

A partir de 2019, com o início da atuação da Entidade Executiva, teve início um processo de recomposição e readequação da plenária do CBH Chapecó, com base na atualização do Regimento Interno e diretrizes da Resolução nº 19, de 19 de setembro de 2017 do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina - CERH.

A Resolução nº 19, de 19 de setembro de 2017 do CERH versa sobre a regulamentação, diretrizes e funcionamento dos CBHs de Santa Catarina, e objetiva estabelecer diretrizes gerais para a instituição, organização e funcionamento dos CBHs integrantes do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. A mesma resolução traz em seu Art. 20 que as organizações-membro que compõem o CBH serão selecionadas em Assembleias Setoriais Públicas (ASP), realizadas exclusivamente com esta finalidade.

De acordo com a resolução, as ASP são realizadas individualmente por segmento e devem ser amplamente divulgadas para garantir a participação de todas as organizações interessadas. Matos et al. (2020) destaca que “os representantes por segmentos são geralmente credenciados por uma comissão eleitoral e, depois de cumprida a etapa de apresentação dos documentos comprobatórios estabelecidos pelo comitê, eles se encontram aptos para participar do processo de escolha dos membros do colegiado”.

A desmobilização das organizações-membro dos CBHs de Santa Catarina e a falta de regulamentação jurídica para o processo de ingresso e saída de entidades nas plenárias, foram alguns dos motivos que levaram o CERH de Santa Catarina a publicar a Resolução nº 19, de 19 de setembro de 2017. A normativa estabeleceu diretrizes para a criação, organização e funcionamento dos CBHs, de forma a implementar o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Esta lacuna, foi superada no ano de 2019, pois uma das principais atividades da entidade executiva ECOPEF no apoio ao CBH Chapecó foi o de promover o processo de recomposição das organizações-membro com base na atualização do seu Regimento Interno. A execução deste processo teve como base a Resolução.

Nos anos de 2017 e 2018, o processo de mobilização para participação nas AG mostrou-se não efetivo, ficando a média anual de participação da plenária, de 31% e 29,% respectivamente. O fato do CBH ainda não contar com o apoio da Entidade Executiva (início dos trabalhos janeiro de 2019), pode ter sido um fator preponderante para a baixa adesão às reuniões. Outro ponto, é que conforme apresentado no item sobre a Composição da Plenária do Comitê Chapecó e Irani e a Realização das Assembleias Setoriais Públicas, até o final do ano de 2019, o Comitê Chapecó e Irani era composto por 65 organizações-membro, desta, muitas entidades historicamente não participavam das reuniões e eventos do CBH.

A representatividade dos diferentes segmentos nas reuniões do CBH é importante para garantir que as decisões sejam tomadas de maneira descentralizada, e não haja interesses de apenas um setor que atua na bacia hidrográfica, que por vezes pode deliberar sobre certos assuntos sem que haja divergências de opiniões, ou mesmo garantindo que os diferentes segmentos que tem cadeira no CBH tenham oportunidade de se manifestar.

Sobre este aspecto, a partir dos resultados se pode concluir que na maioria das assembleias os diferentes segmentos estiveram representados, e a pluralidade nas discussões foi resguardada.

CONCLUSÕES

Pode ser observado a partir do desenvolvimento da pesquisa, que o CBH Chapecó e Irani se adequou à legislações e resoluções de recursos hídricos estaduais, realizando a revisão e atualização do seu Regimento Interno, e a realização das Assembleias Setoriais Públicas, que de maneira democrática e participativa possibilitaram a renovação de parte da plenária.

O número da porcentagem de participação dos membros nas Assembleias evidenciou grandes avanços nos anos de 2019, 2020 e 2021 (período da atuação da Entidade Executiva), evidenciando a importância e necessidade de uma Entidade para mobilizar e organizar as reuniões.

A partir do olhar sobre as atas de Assembleias foi possível compreender o contexto histórico das discussões, atividades e o processo de atuação do CBH Chapecó e Irani, e também a instrumentalização do seu poder deliberativo, consultivo e propositivo. Um aspecto positivo frente as discussões foi a instituição das Câmaras Técnicas, principalmente a de gestão de crise hídrica na RH2, e a de Estudos do Setor Hidrelétrico, que se mostraram mais efetivas e atuantes.

A análise dos temas e assuntos discutidos evidenciou que o colegiado se limitou, na maioria das vezes, a discutir assuntos administrativos e burocráticos, que além do fato de desestimular a participação dos membros, tornam as reuniões pouco atrativas quando limitam-se a essas questões.

Outro fator que limita o avanço do grau de discussões e decisões é a ausência ou a limitação dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos implementados na bacia hidrográfica, principalmente pelo fato do CBH Chapecó contar com um Plano Estratégico, que abrange apenas a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó. O Plano Estratégico não apresenta uma proposta de enquadramento, nem os critérios de outorga e mecanismos de cobrança, portanto, não tem conteúdo mínimo de um Plano de Recursos Hídricos. O fato de ter sido anteriormente a instituição do CBH é um outro limitador, pois não contempla ações estratégicas para o seu fortalecimento como agente de descentralização e participação social na gestão das águas.

A pesquisa limitou-se a estudar a atuação de apenas um CBH e uma Entidade Executiva, portanto, sugere-se que novas pesquisas sejam conduzidas a partir de estudos de caso dos demais CBH catarinenses, para que se possibilite compreender as oportunidades, avanços e fragilidades dos outros Comitês de Bacias Hidrográficas, e assim subsidiar o Órgão Gestor para futuros modelos de Agência de Bacia ou similares a serem implementados.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem 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

ANA (Brasil). Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. 2021. Disponível em: <https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/capitulos/gestao-da-agua>. Acesso em: 26 jan. 2023.

BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO. Fortalecimentos dos Entes do SINGREH. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br/assuntos/gestao-das-aguas/fortalecimento-dos-entes-do-singreh>. Acesso em: 01 mai.2022

CERTI. Caracterização Geral das Regiões Hidrográficas de Santa Catarina. Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC. 2017. Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH1_CERTI-CEV_2017_final.pdf>. Acesso em: 21/06/2021

DENZIN, N. K.; LINCOLN, Y. S. Handbook of Qualitative Research. Thousand Oaks: Sage, 2011.

LIMA, A. J. A importância do monitoramento da governanças das águas – Estado Minas Gerais. Prefácio. In: Instituto Mineiro Gestão das Águas – IGAM. 1º Relatório de Monitoramento da governança da gestão das águas de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2020. 102 p.

MATOS, F. et al. Retratos de governança das águas do Brasil: perfil dos representantes membros de comitês de bacias hidrográficas do Estado do Mato Grosso. Belo Horizonte: FACE – UFMG, 50p, 2020.

SEIBT, C. R.; ZANATTA, T.; CONSTANTE, V. T. A sustentabilidade dos Comitês de Bacia Hidrográfica do Estado de Santa Catarina: estruturando agrupamentos de Comitês para garantir sua sustentabilidade financeira. Anais do XIV Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Foz do Iguaçu – PR, 2018.

VALENTINI, D. R.; FACCO, J.; PASSOS, M. G. PAISAGEM E DESENVOLVIMENTO REGIONAL: um estudo a partir da região hidrográfica dos Rios Chapecó e Irani (RH2). In: VIII SIMPÓSIO IBEROAMERICANO, Não use números Romanos ou letras, use somente números Arábicos., 2018, Campo Largo. Anais [...] . Campo Largo: Uffs, 2018. p. 30-46.

VERONA, L. B. SISTEMAS ESTADUAIS DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E AS ALTERNATIVAS ORGANIZACIONAIS DE ENTIDADES COM FUNÇÕES DE AGÊNCIA DE ÁGUA. 2021. 183 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – Profágua, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2021.

TRINDADE, L. L. GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS: PAPEL, POTENCIALIDADES E LIMITAÇÕES DOS COMITÊS DE BACIAS HIDROGRÁFICAS. 2017. 269 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

WERLANG, A. A. Disputas e ocupação do espaço no oeste catarinense: a atuação da Companhia Territorial Sul Brasil. Chapecó, SC: Argos, 2006.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Gestão e Tratamento de Águas e Efluentes

PRÉ-DIMENSIONAMENTO E ANÁLISE DE VIABILIDADE TÉCNICA, ECONÔMICA E AMBIENTAL DE EMISSÁRIOS SUBFLUVIAIS DE MACAPÁ E SANTANA/AP

¹Brendell Russo Araújo de Sousa, ²Elizandra Perez Araújo, ³Carlos Henrique Medeiros de Abreu, ⁴Alan Cavalcanti da Cunha

¹Universidade Federal do Amapá, e-mail: brendellrusso@gmail.com;

²Universidade Federal do Amapá, e-mail: zanmtv3@gmail.com;

³Universidade Estadual do Amapá, e-mail: chmabreu@gmail.com;

⁴Universidade Federal do Amapá, e-mail: alancunha@unifap.br

Palavras-chave: Tecnologia sustentável; Viabilidade; Emissários subfluviais.

Resumo

Cidades costeiras na Amazônia normalmente carecem de infraestrutura básica para tratamento e disposição final de esgotos domésticos urbanos. Uma solução alternativa para enfrentar o problema sanitário e ambiental seria implantar emissários subfluviais que reduzam significativamente a poluição e seus impactos ambientais. O objetivo principal da pesquisa é pré-avaliar a viabilidade técnica, econômica e ambiental da concepção de projetos alternativos de saneamento básico na zona costeira do Estado do Amapá (ZCEA). Especificamente, considerar os aspectos técnicos, econômicos e ambientais para pré-dimensionar elementos básicos de infraestrutura necessários para suprir demandas existentes desses serviços nas zonas urbanas de Macapá e Santana, sob reduzida capacidade de tratamento de efluentes domésticos e elevadas cargas despejadas *in natura* no Rio Amazonas. A metodologia de pesquisa apresenta as seguintes etapas: a) pré-dimensionamento dos principais elementos infraestruturais de emissários subfluviais; b) avaliação da redução dos impactos ambientais próximos da zona metropolitana de Macapá e Santana (qualidade da água); c) avaliação de aspectos econômicos e alternativas de implementação de emissários para o pré-condicionamento e disposição final de esgoto comparado com outros estudos na região (Santarém, Belém e Manaus). Os resultados indicam viabilidade técnica, ambiental econômica, desde que pelo menos quatro emissários com extensões das tubulações não superiores a 1km sejam implantados na zona costeira (associadas a estações de pré-condicionamento - três em Macapá, um em Santana). Concluímos que as condições autodepurativas e sanitárias locais são extremamente favoráveis para a disposição alternativa proposta, sendo estas econômica e ambientalmente atraentes (potencialmente sustentáveis) pela simplicidade e adequação à realidade socioeconômica regional.

Introdução

Um emissário submarino ou subfluvial é uma tubulação utilizada para lançamento de esgotos sanitários ou industriais no mar/rio, aproveitando a capacidade de autodepuração das águas que promovem a diluição, a dispersão e o decaimento de cargas poluentes a elas lançadas. Portanto, são considerados complementares e integrados aos sistemas de tratamento e disposição de esgotos sanitários das cidades litorâneas (CUNHA et al, 2021). O seu funcionamento é simples e eficiente na disposição final e tratamento dos esgotos e, normalmente é constituído por um interceptor de esgotos e um emissário (GONÇALVES, 1997; RODRIGUES, 2012).

Trata-se de uma das soluções encontradas para a destinação final dos resíduos gerados nos domicílios. Normalmente é realizado com um pré-condicionamento para a remoção de sólidos grosseiros e parte do material suspenso. O esgoto tem sua disposição final no corpo d'água por meio dos emissários subfluviais, os quais são constituídos por uma tubulação longa assentada no fundo marinho ou leito do rio e atinge pontos profundos no final do seu trecho, onde é realizada a disposição final do esgoto pré-tratado por meio de vários orifícios, denominados difusores (Figura 1) (LAMPARELLI, 2006; ORTIZ et al., 2016).

Na Amazônia, a viabilidade de sistemas subfluviais já é uma realidade, como é o caso de Belém-PA, Manaus-AM, Boa Vista-RR. Em Macapá-AP essa possibilidade é também promissora, haja vista as conhecidas características autodepurativas do estuário do Rio Amazonas (BRITO, 2013; WARD et al, 2013; CUNHA et al., 2001; ABREU et al., 2020; CUNHA et al., 2021; ARAÚJO et al., 2022), dada as características do corpo hídrico receptor, com grande volume, vazão e capacidade dispersiva, altas taxas de renovação superficial hídrica, ao longo dos seus ciclos de maré.

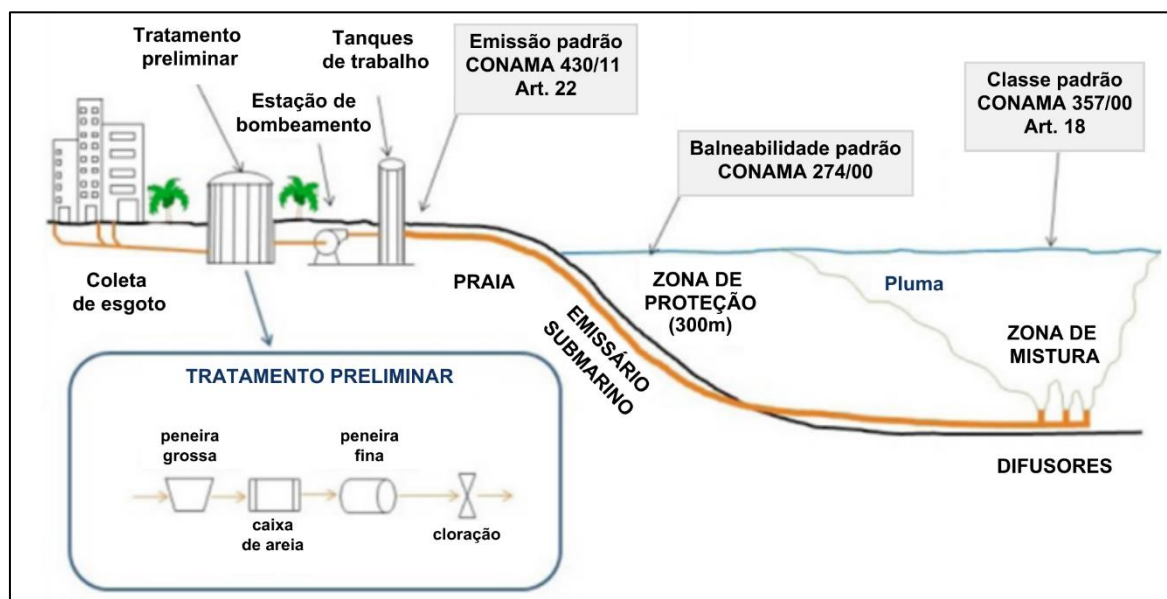


Figura 13: Esquema de disposição dos emissários. Fonte: Adaptado de ORTIZ *et al.*, 2016.

O nível de tratamento adequado do esgotamento sanitário de Macapá-AP e Santana-AP é estimado, respectivamente, em 26,8% e 15,3% (IBGE, 2010a; IBGE, 2010b), sendo o restante lançado *in natura* na rede de drenagem que escoar para o Rio Amazonas (ABREU, 2020; VIEGAS *et al.*, 2021). Esse cenário do esgotamento sanitário é problemático do ponto de vista sanitário e ambiental, pois é degradante para os corpos hídricos e à balneabilidade da região costeira, impactando inclusive os sistemas de captação de água em geral (ARAUJO, 2021; CUNHA *et al.*, 2004; 2005). Portanto, na ótica da engenharia sanitária e ambiental, é interessante considerar a capacidade de diluição, dispersão e biodegradação do corpo hídrico contra as cargas de efluentes das cidades de Macapá e Santana, visando a mitigação dos efeitos deletérios causados pelo esgoto lançado *in natura*. Todavia, estudos sugerem existência de longos trechos ao longo das margens do rio Amazonas, onde a capacidade autodepurativa é relativamente reduzida porque as águas são mais rasas (3 a 5 m), limitando significativamente a autodepuração e o potencial de dispersão de poluentes nestes locais (PINHEIRO *et al.*, 2008; CUNHA *et al.*, 2012; ABREU *et al.*, 2020).

O problema principal da pesquisa é estimar a redução dos impactos sanitários na qualidade da água com os emissários subaquáticos (corpo d'água receptor). Assim, as hipóteses de pesquisa são: a) as cargas de poluição e as plumas de poluentes poderão ser reduzidas significativamente com a implantação de emissários. Consequente, eliminarão efeitos de fontes pontuais e difusas ao longo da orla de Macapá e Santana; b) o pré-dimensionamento dos emissários subfluviais depende da análise das condições e alternativas técnicas (simplicidade), econômicas (comparativa com outras tecnologias convencionais) e ambientais (hidrodinâmicas/batimétricas). Todavia, é necessário definir previamente o nível de pré-tratamento desejado dos efluentes domésticos (decisão da concessionária ou imposição legal, por exemplo); c) os períodos secos são mais desfavoráveis ao enquadramento legal das emissões para subsidiar a gestão sanitária de esgotos domésticos, contudo também dependem das fases das marés locais (ABREU *et al.*, 2020).

Deste modo, objetivo geral da pesquisa é analisar os principais elementos de pré-dimensionamento de emissários subfluviais sob as condições sanitárias específicas presentes nas orlas de Macapá e Santana, considerando seus aspectos técnicos, econômicos e ambientais para a disposição final de esgotos sanitários como alternativa ambientalmente adequada e sustentável na concepção de um Sistema de Esgotamento Sanitário (SES).

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

A zona costeira do Estado do Amapá (ZCEA) é localizada na posição predominantemente equatorial e possui 750 km de extensão entre a foz dos rios Jari e Oiapoque. É considerada a região mais preservada e menos povoada do país. Essa zona é subdividida em dois setores: 1) costeiro estuarino ou amazônico, localizado entre os estuários do rio Araguari e Jari; 2) costeiro oceânico ou atlântico, localizado ao norte da foz do rio Araguari até o limite com a Guiana Francesa (TORRES *et al.*, 2018). A ZCEA tem como característica a presença predominante de sedimentos lamosos, sendo observadas quatro áreas: de erosão; de acumulação (engloba a formação e migração de bancos arenosos); de acreção lamosa; e de deposição efêmera. Além disso, possui um clima quente e úmido com duas estações distintas de precipitação, sendo uma estação seca (setembro a novembro, com precipitação média de 50 mm/mês) e uma estação chuvosa (fevereiro a maio, com precipitações maiores que 250mm) (TORRES *et al.*, 2018).

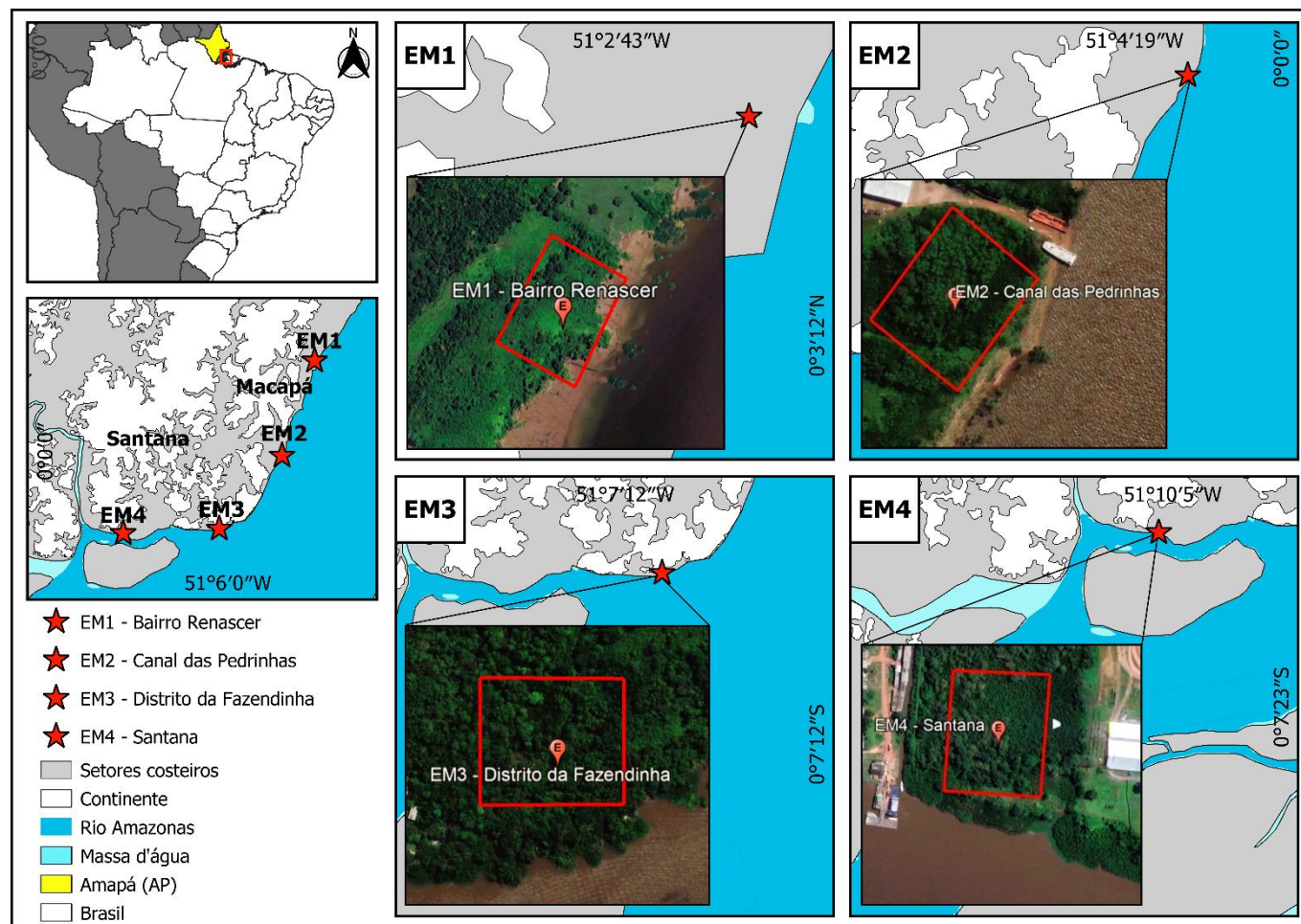


Figura 2: Localização da área costeira estudada para a implantação de futuros emissários. Fonte: Autores (2023).

O setor costeiro estuarino do Amapá, possui 350 km de extensão sendo caracterizado por uma costa plana, baixa e instável. Esse setor está submetido a processos fluviais do canal Norte do Rio Amazonas e a costeiros (maré de enchente), o que gera erosão e deposição, contribuindo para a formação de planícies alagadas. A zona costeira estuarina do Amapá é subdividida em: alto, correspondente ao trecho da baía de Macapá; médio, limitado entre a Ponta do Pau Cavado e a foz do rio Gurijuba; baixo, localiza-se no arquipélago do Bailique (entre a foz dos rios Gurijuba e Araguari). No setor costeiro estuarino a erosão alcança 55%, enquanto a acumulação alcança 45% (TORRES *et al.*, 2018).

A descarga hídrica do Rio Amazonas ($\approx 172.000 \text{ m}^3/\text{s}$) é responsável pelo ambiente dinâmico que ocorre na sua foz e na plataforma continental adjacente, formando o maior estuário do planeta (WARD *et al.*, 2013; NITTROUER *et al.*, 1990; ANA, 2010), com uma alta capacidade autodepurativa (CUNHA *et al.*, 2012). No setor estuarino do Rio Amazonas, a maré semidiurna (duas preamares e duas baixa-mares no período de um dia lunar com 24h50min), sendo M_2 e S_2 as principais componentes harmônicas e a vazão fluvial são as principais forças motrizes do estuário (GALLO e VINZON, 2005, 2015; ALVES, 2022).

O trabalho foi realizado especificamente nas zonas urbanas das sedes municipais de Macapá (6.408,545 km²) e Santana (1.541,224 km²), zona sudeste do Amapá (Figura 2). A população de Macapá e Santana é estimada respectivamente em 522.357 e 124.808 habitantes (IBGE, 2010a; IBGE, 2010b). Os serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário são fornecidos pela Concessionária de Saneamento do Amapá (CSA - Grupo Equatorial Energia). O município de Macapá possui um índice de coleta de esgoto de 27,14% e Santana de 2,18%, dos quais são tratados 99,99% na ETE Macapá e 0% em Santana (BRASIL, 2021). Deste modo, os usuários que não possuem serviços de esgotamento sanitários geralmente dispõem apenas de fossas sépticas e sumidouros que, por seu turno, encontram-se fora das normas técnicas sanitárias para a disposição final de efluentes (Figura 2, EM1, EM2, EM3, EM4). É relevante observar que EM1, EM2, EM3, EM4 foram escolhidos pelas seguintes razões: Macapá e Santana não dispõem de rede de esgotamento sanitário. Portanto, apresenta enormes limitações urbanas para a construção de uma única ETE/cidade, por exemplo, o que seria relativamente inviável economicamente de se implementar no curto e médio prazo (até 12 anos) em comparação com a alternativa de emissários distribuídos (mais simples e mais próximos das fontes geradoras de efluentes).

Obtenção e processamento de dados

A implementação de emissários subfluviais nos municípios de Macapá e Santana necessitaria de uma análise ambiental regida pelas normas nacionais estabelecidas (Resolução CONAMA 357/05), a qual prevê a classificação dos corpos d'água por uso preponderante e estabelece as condições e padrões do lançamento de efluentes nos corpos receptores hídricos superficiais do Brasil (BRASIL, 2005) (Tabela 1).

Classes	Uso preponderante da água
E	a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme resolução CONAMA nº 274/2000; d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme resolução CONAMA nº 274/2000; d) 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.
3	a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; c) à pesca amadora; d) à recreação de contato secundário; e) à dessedentação de animais.
4	a) à navegação; b) à harmonia paisagística.

Tabela 1: Classificação das águas doces brasileiras, segundo a utilização preponderante. Fonte: Adaptado de BRASIL, 2005.

O tratamento dos efluentes deve atender às condições e padrões de lançamento contemplados pela Resolução CONAMA 430/11, sendo o tipo de tratamento uma etapa importante na concepção dos emissários. Existem três níveis de condicionamento prévio com a disposição por emissários submarinos/subfluviais: a) tratamento secundário, inclui sedimentação primária e secundária, além do tratamento biológico por lodo ativado; b) tratamento primário, inclui tranques de sedimentação e tratamento do lodo sedimentado em digestores; c) tratamento preliminar, inclui a triagem do efluente por meio de milipeneiras (LUDWIG, 1988).

O lançamento de efluentes realizado por meio de emissários deve atender, após o limite da zona de mistura, aos padrões da classe do corpo receptor e a balneabilidade. O setor estuarino do Rio Amazonas pode ser classificado como Classe II, no qual o uso é para águas destinadas ao abastecimento doméstico, após tratamento convencional, à pesca amadora e à recreação de contato primário (BRASIL, 2011). O padrão de balneabilidade será satisfatório (C) quando houver, no máximo, 1000 coliformes fecais (termotolerantes) por 100mL. O número máximo de coliformes fecais (Co) para descarga no corpo receptor para a porção estuarina da área de estudo foi determinado de acordo com a classe do rio, sendo 1×10^6 NMP/100ml (PERNAMBUCO, 2001).

A determinação da velocidade média das correntes no local (V) de estudo foi realizada com o auxílio da carta de correntes do Rio Amazonas (BRASIL, 1981) e resultados da modelagem hidrodinâmica utilizando o *software* Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental (SisBaHiA) (ABREU *et al.*, 2020; CUNHA *et al.*, 2021; ARAÚJO *et al.*, 2022). A profundidade do rio na porção final (H) dos emissários subfluviais foi determinado com o auxílio do *software* Navionics associado com o resultado da modelagem hidrodinâmica da área (ABREU *et al.*, 2020), especificamente nos sítios EM1, EM2, EM3 e EM4 (Figura 2). Ressalte-se que os emissários deveriam possuir uma zona de proteção estimada em 300m, acrescida no comprimento total. Esse parâmetro é fundamental e serve como um fator de segurança no dimensionamento de emissário (COUTO, 2013).

Pré-Dimensionamento

A metodologia aplicada para o pré-dimensionamento dos quatro emissários subfluviais com potencial de viabilidade técnica, ambiental e econômica nas cidades de Macapá e Santana consiste na determinação dos locais de implantação dos emissários (Figura 2, com destaque em EM1, EM2, EM3 e EM4), na estimativa populacional para os seguintes 30 anos e o dimensionamento preliminar dos emissários.:

Quanto a determinação dos locais mais prováveis de implementação dos emissários, os parâmetros considerados foram a taxa de ocupação da área e a proximidade com o Rio Amazonas numa posição geográfica favorável. Dessa forma, determinou-se, inicialmente, quatro sítios com potencial para os emissários: 1) EM1 - localizado na região costeira do bairro São Lázaro e abrange alguns bairros da Zona Norte; 2) EM2 - localizado na região costeira próxima ao Canal das Pedrinhas; 3) EM3 - localizado na região costeira do Distrito da Fazendinha, concentrando o tratamento dos bairros da Zona Sul; 4) EM4 - localizado nas proximidades do Porto de Santana (Figura 2).

Quanto a estimativa populacional preliminar, é importante ressaltar que não há atualmente disponibilidade de dados populacionais isolados dos bairros de Macapá e Santana, o que limitou em parte o uso de métodos estimativos mais precisos. Todavia utilizou-se a taxa de crescimento linear das cidades entre os anos de 2010 e 2021 (IBGE, 2010a; IBGE, 2010b), sendo

estipulado uma taxa de 31,18% para Macapá e uma taxa de 23,25% para Santana no período. Dessa forma, aplicou-se essa taxa linear ao dado populacional de 2010 (IBGE, 2010c) de cada bairro de Macapá (Zona Norte, Zona Sul e Distrito da Fazendinha) e Santana para os anos de 2021, 2032 e 2043, sendo esse último considerado o dado populacional para fins de cálculo.

Quanto ao pré-dimensionamento técnico dos emissários, as etapas de dimensionamento subdividem-se em (COUTO, 2013):

- Definição dos dados iniciais de projeto, sendo que os principais dados são: os dados populacionais (p), a velocidade média das correntes (V), a profundidade no final do emissário (H), a relação água e esgoto ($rel_{a/e}$), o consumo de água por habitante (cons_{água}), a diluição inicial (D_i) e horizontal (D_h) e o intervalo de tempo necessário para reduzir em 90% a população de bactérias poluidoras (T_{90}), o número de coliformes fecais (C_o) e a exigência para banho satisfatória (C).

- Cálculo do decaimento bacteriano, sendo que o decaimento bacteriano (D_b) é dado pela Equação 1 e o período do decaimento (T) pela Equação 2:

$$D_b = \frac{R}{(D_i \times D_h)} \quad (1)$$

Onde: R é a redução necessária de coliformes, ou seja, a razão entre o C_o e o C .

$$T = T_{90} \times \log(D_b) \quad (2)$$

- Cálculo do comprimento do emissário, sendo o comprimento do emissário (L) dado pela Equação 3, esse comprimento é acrescido em 300m ao considerar a faixa de proteção:

$$L = V \times T \quad (2)$$

$$max = p \times rel_{a/e} \times cons_{água} \times K_1 \times K_2 \quad (4)$$

- Cálculo da vazão máxima do emissário, sendo a vazão máxima (Q_{max}) dada pela Equação 4:

Onde: K_1 e K_2 são respectivamente o coeficiente do dia e hora de maior consumo de água e geração de esgoto.

- Cálculo do diâmetro do emissário, sendo que o diâmetro (D) é dado pela Equação 5, nesse caso, é considerado o diâmetro comercial acima do valor mais próximo:

$$D = \sqrt{\frac{4 \times Q_{max}}{\pi \times V_{max}}} \quad (3)$$

Onde: V_{max} é a velocidade máxima do fluxo adotada.

- Cálculo do difusor, sendo a quantidade de difusores (N) dada pela Equação 6 e o espaçamento entre difusores (Esp) é dado pela Equação 7:

$$N = \frac{\Sigma a}{a} \quad (4)$$

Onde: Σa corresponde a 66% da área da seção transversal do emissário, a corresponde a área de seção transversal do difusor, o qual pode ser arbitrado entre 5 e 15cm de diâmetro.

$$Esp = \frac{H}{5} \quad (5)$$

Quanto a elaboração do orçamento preliminar dos emissários, as etapas do orçamento limitaram-se, inicialmente, na determinação do tipo de material do tubo e difusor, e às composições referentes aos principais dados obtidos do dimensionamento preliminar e da literatura. Para a determinação do tubo, optou-se a utilização do polietileno de alta densidade (PEAD), pois apresenta vantagens como uma boa flexibilidade (adapta com facilidade no leito do rio), um peso leve (baixa densidade, aproximadamente, 96% da água doce), não é necessário revestimento ou proteção contra a corrosão, ótima ductilidade (alta capacidade de absorver tensões), além de dispensar a necessidade de juntas mecânicas na instalação (FORTIS, 2005). No que concerne à escolha do tipo de difusor, arbitrou-se as válvulas de orifício variável (*duckbill*), as quais previnem a entrada da cunha salina (quando existentes) em estuários e áreas costeiras, de sedimentos e de organismos vivos do bioma aquático no interior da tubulação. Além disso, essas válvulas apresentam vantagens hidráulicas ao realizar uma eficiente mistura do efluente com o corpo d'água, quando comparados com as válvulas de orifício fixo (DUER, 2000; DUER, 2002; LEE *et al.*, 2002). Para as composições orçamentárias, utilizou-se a base de composições SINAPI associado com os dados referentes ao diâmetro e comprimento da tubulação de PEAD. Na determinação da estação de pré-condicionamento (EPC), optou-se pela adoção do tratamento preliminar (sistema de triagem do efluente por meio de milipeneiras) em analogia ao emissário instalado em Cartagena (Colômbia), estimado o custo de instalação na Tabela 2.

Localização	Nível de tratamento	Custo (em U.S.\$ milhões)	
		Construção	
		Emissário	EPC
Taboada, Lima, Peru	Preliminar	90	60
	Secundário	50	400
Cartagena, Colômbia	Preliminar	22	12
	Secundário	22	150

Tabela 2: Comparativo de custos com diferentes níveis de condicionamento prévio. Fonte: Adaptado de ROBERTS, 2016.

Resultados e Discussão

Os principais resultados do dimensionamento preliminar foram o diâmetro (D) e o comprimento (L) dos emissários, além da quantidade (N) e espaçamento dos difusores (Esp). Esses são os parâmetros basilares da composição estrutural do emissário e fomentam a discussão acerca da viabilidade de implementação dessa alternativa de esgotamento sanitário nas cidades de Macapá e Santana (Tabela 3).

Parâmetros	Emissários subfluviais			
	EM1	EM2	EM3	EM4
Comprimento total (L) em km	1,05	1,60	1,30	1,05
Diâmetro nominal (D) em mm	630	1000	200	630
Quantidade de difusores (N) adimensional	12	30	3	12
Espaçamento entre difusores (Esp) em m	4	3	4	7

Tabela 3: Resultados preliminares dos emissários de Macapá e Santana. Fonte: Autores (2023).

A diferença entre o comprimento de tubulação está associada principalmente à velocidade média das correntes locais (V). E a velocidade depende do ponto de potencial lançamento do efluente (difusor). Portanto, a localização de implementação adotada pode variar significativamente em função do período hidrológico e da dinâmica das marés (ABREU *et al.*, 2020; CUNHA *et al.*, 2021; ARAÚJO *et al.*, 2022). Além disso, o diâmetro nominal (D) e a quantidade de difusores (N) são considerados diretamente proporcionais ao tamanho da população estimada para cada emissário. Porque a demanda de esgoto tende a variar diretamente com a densidade populacional e proporcional aumento da vazão de efluentes. Quanto ao espaçamento entre difusores (Esp), há dependência direta da profundidade no final do emissário, onde as cotas mais profundas tendem a distanciar mais os difusores.

No Brasil, existem cerca de 17 emissários de esgoto doméstico, sendo a maioria localizado no estado de São Paulo, como em Guarujá-SP, projetado para uma população máxima de 445.858 habitantes, com $\approx 4,5$ km de extensão com 0,9 m de diâmetro e 150 orifícios na porção final (MARCELLINO, 2000). Como comparação, nota-se que os valores referentes a extensão e quantidade de orifícios é diferente dos emissários propostos, o que pode ser justificado pela distinção entre as características populacionais (quantidade de habitantes, relação água e esgoto), hidrológicas (batimetria) e ambientais (número de coliformes fecais, classe do rio/mar).

Em cidades costeiras, a utilização de emissários submarinos/fluviais para disposição final de esgotos domésticos e industriais tem se mostrado eficiente, sendo importante a utilização de ferramentas que permitam investigar a capacidade de assimilação destes corpos d'água (autodepuração). Esse fato é mais relevante quando inexistem valores experimentalmente definidos (estudos de campo). Um segundo aspecto é a baixa eficiência de sistemas de tratamento de efluentes das cidades brasileiras, em especial na região amazônica (IGBE, 2017; CUNHA *et al.*, 2012). Isto é, onde as condições sanitárias não apresentem infraestrutura adequada de disposição final de esgotos, como é o caso das cidades de Macapá e Santana (CUNHA *et al.*, 2004; 2005; MPB, 2016; PINHEIRO *et al.*, 2008; VIEGAS *et al.*, 2021).

Quanto à elaboração do orçamento preliminar, considerou-se principalmente as composições orçamentárias do comprimento e do diâmetro da tubulação de PEAD, conforme a Tabela 4.

Emissário	Composição orçamentária (SINAPI)	Quant. (em m)	≈ Valor unit. (em R\$)	≈ Valor Total (em R\$)
EM1	Tubo PEAD liso para rede de água ou esgoto, diâmetro de 630 mm, junta soldada (não inclui a execução de solda) - fornecimento e assentamento. Af_12/2021	1050	4.723,25	4.983.028,75
EM2	Tubo PEAD liso para rede de água ou esgoto, diâmetro de 1000 mm, junta soldada (não inclui a execução de solda) - fornecimento e assentamento. Af_12/2021	1600	5.605,75	8.739.364,25
EM3	Tubo PEAD liso para rede de água ou esgoto, diâmetro de 200 mm, junta soldada (não inclui a execução de solda) - fornecimento e assentamento. Af_12/2021	1300	457,90	598.475,30

EM4	Tube PEAD liso para rede de água ou esgoto, diâmetro de 630 mm, junta soldada (não inclui a execução de solda) - fornecimento e assentamento. Af_12/2021	1050	4.723,25	4.983.028,75
-----	--	------	----------	--------------

*Valores não acrescidos dos benefícios e despesas indiretas (BDI).

Tabela 4: Orçamento preliminar da tubulação dos emissários. Fonte: Autores (2023).

Acrescenta-se na Tabela 4 os valores referentes ao custo de implementação da estação de tratamento prévio (condicionamento preliminar) sendo, aproximadamente, na cotação do dia 2 de maio de 2023, no valor de 60,6 milhões de reais. A Tabela 5 representa os custos de implementação referentes ao material e mão de obra da tubulação, além da estação de pré-condicionamento ou tratamento preliminar dos efluentes. O que exclui, a priori, os estudos hidrológicos e ambientais necessários para a implementação dos emissários, assim como os demais custos de transporte e instalação da tubulação, como o peso de lastro de concreto necessário para a instalação do emissário no leito do rio.

Emissário	Custo de implantação	
	R\$ milhões	R\$/hab
EM1	65,60	575,01
EM2	69,60	230,72
EM3	61,20	5056,60
EM4	65,60	532,92

Tabela 5: Custo de implantação referente a tubulação e estação de condicionamento prévio preliminar. Fonte: Autores (2023).

Os custos de implantação das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) dependem do processo e grau de tratamento adotado, seguido dos aspectos geotécnicos e topográficos. Ou seja, varia de acordo com o processo escolhido de tratamento. Para sistemas de lodos ativados o custo de implantação varia entre R\$ 385-475/hab., enquanto para sistemas de lagoas facultativas (como é o caso da LEB/ETE Macapá) o custo de implantação varia entre R\$ 145-245/hab. (VON SPERLING, 2016). A comparação do custo de implantação dos emissários propostos com o custo médio de lagoas facultativas mostra que é economicamente viável a implementação dos emissários EM1, EM2 e EM4, sendo que o emissário EM3 apresentou elevado custo de implantação devido à baixa densidade populacional do distrito da Fazendinha (Macapá-AP).

Todavia, atualmente, ainda não é possível comparar efetivamente os diferentes custos de outros projetos, por dois motivos: 1) a LEB existente não é capaz de assimilar atualmente todas as cargas de Macapá ou Santana, além de não haver áreas disponíveis – indenizáveis na zona urbana para sua expansão; 2) inexistência de projetos de sistemas de lodo ativados implantados no Estado, de modo que permitisse uma análise detalhada de custos de infraestrutura para atender às demandas efetivas de tratamento de esgoto para Macapá e Santana. Além disso, na Região Norte do Brasil, os custos tendem frequentemente a ser muito superiores aos de outras regiões do país. Entretanto, é relevante notar que os emissários existentes na Amazônia (Boa Vista, Santarém, Manaus e Belém), aparentemente, apresentam vantagens notáveis em relação às alternativas tecnológicas. Além disso, há escassez de informações disponíveis sobre suas operações, bem como dificuldades em obter dados de projeto e de dimensionamento (COUTO, 2013). Assim, não foi possível até o presente momento comparar parâmetros técnicos, econômicos e ambientais relevantes obtidos nesta presente pesquisa com as de outros empreendimentos em operação citados anteriormente.

Considerações Finais

As principais conclusões deste trabalho estão sintetizadas abaixo:

- A implantação de emissários subfluviais na região costeira de Macapá apresenta viabilidade em pelo menos três sítios geográficos, e na região costeira de Santana em pelo menos um.
- A dimensão técnica dos emissários propostos é suficiente para atender a população considerada nas cidades de Macapá e Santana e, proporcionalmente, seria satisfatória em comparação com emissários similares (por exemplo, Guarujá-SP).
- A dimensão ambiental mostra potencial viável, atendendo às normas e resoluções para a disposição dos emissários propostos, sobretudo quanto aos parâmetros referentes à classe do corpo hídrico e o número de coliformes termotolerantes, elevada vazão e capacidade depurativa do corpo hídrico receptor (Rio Amazonas) para degradar efluentes domésticos.
- A dimensão econômica também é preliminarmente satisfatória, sobretudo quando comparada com Sistemas de Tratamento de Esgoto convencionais (SES - lodos ativados e lagoas facultativas). A única ressalva seria o emissário da Fazendinha (Macapá) com custos mais elevados (R\$ 5056,60/hab) devido à baixa densidade demográfica.
- Todavia, o presente estudo é limitado. Pois a concepção de emissários subfluviais na zona costeira avaliada demandaria refinamento de parâmetros de dimensionamento de engenharia civil e sanitária, elevando a confiabilidade das informações. Entre estas o refinamento batimétrico/hidrodinâmico dos sítios dos difusores estimados, objetivando a integração de parâmetros técnicos, econômicos e ambientais.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq # Processo N. 314830/2021-9; Projeto TEDPLAN/FUNASA – 006/2018; UNIFAP/PROPESp/DPQ).

Referências Bibliográficas

ABREU, C. H. M.; BARROS, M. L. C.; BRITO, D. C.; TEIXEIRA, M. R.; CUNHA, A. C. Hydrodynamic modeling and simulation of water residence time in the Estuary of the Lower Amazon River. *Water*, v. 12, p. 1/60-30, 2020.

ALVES, Sarah Menezes. SIMULAÇÃO DE TRÁFEGO MARÍTIMO INCLUINDO JANELA DE MARÉ E EFEITO SQUAT NO CANAL DA BARRA NORTE DO RIO AMAZONAS. 2022. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro ANA, Agência Nacional de Águas. Brasil, 2010. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb/HidroWeb.asp>>. Acesso em: 11 abr. 2023.

ARAUJO, E. P.; ABREU, C. H. M.; CUNHA, H. F. A.; BRITO, A. U.; PEREIRA, N. N.; CUNHA, A. C. Vulnerability of biological resources to potential oil spills in the Lower Amazon River, Amapá, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 29, p. 1-20, 2022.

ARAUJO, E. P.; BRITO, A. U.; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A. Indicadores de abastecimento de água e doenças de transmissão hídrica em municípios da Amazônia Oriental. *ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL (ONLINE)*, v. 26, p. 1059-1068, 2021.

BRASIL. Ministério da Defesa. Marinha do Brasil (MB). Diretoria de Hidrografia e Navegação. Centro de Hidrografia da Marinha. Cartas de correntes do Rio Amazonas: da Barra Norte ao Porto de Santana. 1981. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/chm/dados-do-segnav-publicacoes/cartas-de-correntes-de-mare>>. Acesso em: 15 mar. 2023.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional (MDR). Secretaria Nacional de Saneamento (SNS). Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. 2021. Disponível em: <http://appsniis.mdr.gov.br/indicadores/web/agua_esgoto/mapa-esgoto/?cod=1600303>. Acesso em: 15 mar. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. 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, revoga a Resolução do CONAMA 20 de 18 de junho de 1986. *Diário Oficial da União, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Seção 1, p. 58-63. Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF, 2005.*

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa a Resolução do CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005. *Diário Oficial da União, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Seção 1, p. 89-91.*

BRITO, D. C. Dinâmica do rio Amazonas: biogeoquímica da pluma de montante à foz. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) - Universidade Federal do Amapá. 2013.

COUTO, J. Projeto de emissário submarino. *Rede Agronomia*. 2013. Disponível em: <https://agronomos.ning.com/profiles/blogs/projeto-de-emiss-rio-submarino?xg_raw_resources=1&id=3071024%3ABlogPost%3A203960&page=3>. Acesso em: 23 nov. 2023.

CUNHA, A. C. *et al.* Challenges and Solutions for Hydrodynamic and Water Quality in Rivers in the Amazon Basin. In: SCHULZ, H. E.; SIMÕES, A. L. A.; LOBOSCO, R. J. (Org.). *Hydrodynamics – Natural Water Bodies*. Rijeka/Croácia: InTech, 2012. p. 67 – 88.

CUNHA, A. C.; ABREU, C. H. M.; CRIZANTO, J. L. P.; CUNHA, H. F. A.; BRITO, A. U.; PEREIRA, N. N. Modeling pollutant dispersion scenarios in high vessel-traffic areas of the Lower Amazon River. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, v. 168, p. 112404, 2021.

CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; BRASIL JÚNIOR, A. C. P.; ANTONIO, D. L.; SCHULZ, H. E. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, p. 322-328, 2004.

CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; TAKIYAMA, L. R.; SILVEIRA, O. F.; Silva, M. S. da; PANTOJA, S.; NAZARE, A. S.; Siqueira. Approaches to Evaluation of Self-Purification in Estuarine Rivers of Southeast of Amapá State - Brazil. PESQUISAS EM GEOCIÊNCIAS (ONLINE), Rio Grande do Sul - RS, v. 28, n.1, p. 487, 2001.

CUNHA, A. C.; NAZARE, A. S.; PANTOJA, S.; CUNHA, H. F. A.; SOUZA, J. Monitoramento de Águas Superficiais em Rios Estuarinos do Estado do Amapá sob Poluição Microbiológica. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Série Ciências Naturais, Belém - PA, v. 1, n.1, p. 191-199, 2005.

DUER, M.J. New developments in “duckbill” check valves and elastomeric components for marine outfalls. International Conference on Marine Waste Water Discharges – MWWD 2002, Istanbul, Turkey, sept. 16 – 20, 2002.

DUER, M.J. Use of elastomeric duckbill valves for long-term hydraulic and dilution efficiency of marine diffusers. In: International Conference Marine Waste Water Discharge – MWWD. Genova, Italy. 2000.

FORTIS, Ricardo de Mattos. MODELAGEM COMPUTACIONAL DA DISPERSÃO DA PLUMA DO EFLUENTE DOS EMISSÁRIOS SUBMARINOS DO TEBAR – PETROBRÁS. 2005. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

GALLO, M. N.; VINZON, S. B. Estudo numérico do escoamento em planícies de marés do canal Norte (estuário do rio Amazonas). Revista ibero-americana del Agua, [S.l.], v. 2, p. 38-50, 2015.

GALLO, M. N.; VINZON, S. B. Generation of overtides and compound tides in Amazon estuary. Ocean Dynamics, [S.l.], v. 55 (5-6), p. 441-448, 2005.

GONÇALVES, FERNANDO B. E SOUZA, AMARÍLIO P. - "Disposição Oceânica de Esgotos" - ABES - RJ, 1997.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Estimativas da população residente no Brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2017. Referente à consultado em 6 de novembro de 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Panorama da cidade de Macapá/AP. 2010a. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ap/macapa/panorama>>. Acesso em: 23 nov. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Panorama da cidade de Santana/AP. 2010b. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ap/santana/panorama>>. Acesso em: 23 nov. 2022.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Sinopse por setores. 2010c. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopseporsetores/?nivel=st>>. Acesso em: 5 set. 2022.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. 2014 Tratamento de esgotos domésticos, 7 ed. ABES, Rio de Janeiro. Tratamento de esgotos domésticos / Eduardo Pacheco Jordão, Constantino Arruda Pessôa – 7ª edição – Rio de Janeiro, 2014 – 1050 páginas.

LAMPARELLI, C.C. Emissários submarinos: Desafios para o licenciamento e monitoramento ambiental. In: Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento. Editado por Lamparelli, C.C.; Ortiz, J.P. ed 1, 12-23. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo ORTIZ, J.P. São Paulo: SMA, 2006. 240 p.

LEE, J.H.W.; KUANG, C.P.; CHANG, H.C. Experiments of a duckbill valve (dbv) jet in coflow. In: 15^o ASCE Engineering Mechanics Conference. Columbia University, New York, NY. 2002.

LUDWIG, RUSSELL G. Environmental Impact Assessment – Siting and design of submarine outfalls. OMS. (1988).

MARCELLINO, E.B. 2000. Sistematização dos projetos de emissários submarinos da SABESP e avaliação de desempenho através do modelo computacional CORMIX. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo. 266 p.

MPB ENGENHARIA, 2016. Plano Municipal de Saneamento Básico de Macapá: Diagnóstico da Prestação dos Serviços de Saneamento Básico. Relatório RL-14015-PLD-SAN-DIG-001-1. 26/Janeiro/2016. 546 pag.

NITTROUER, C. A. *et al.* A multidisciplinary amazon shelf sediment study. EOS Transactions - American Geophysical Union, Estados Unidos, v. 71, n. 45: p. 1771-1777. 1990.

ORTIZ, Jayme Pinto; BRAULIO, A.; YANES, J. P. Wastewater marine disposal through outfalls on the coast of São Paulo State Brazil: an overview. *Revista DAE*, v. 64, n. 204, p. 29-46, 2016.

PERNAMBUCO (Estado). Companhia Pernambucana de Controle da Poluição Ambiental e de Administração de Recursos Hídricos (CPRH). Norma Técnica CPRH N 2.007, de 7 de agosto de 2001. Coliformes Fecais – Padrão de Lançamento para Efluentes Domésticos e/ou Industriais. Disponível em: <<http://www2.cprh.pe.gov.br/publicacoes-e-transparencia/normas-tecnicas/>>. Acesso em: 15 mar. 2023.

PINHEIRO, L. A. R.; CUNHA, A. C.; CUNHA, H. F. A.; BRITO, D. C.; SARAIVA, J. B. Aplicação de simulação computacional à dispersão de poluentes no baixo Rio Amazonas: potenciais riscos à captação de água na orla de Macapá-AP. *Amazônia*, v. 1, p. 7-24, 2008.

ROBERTS, Philip (2016). *Treatment Options for Marine Wastewater Discharges*. pp. 1–194.

RODRIGUES, J. C. S. Monitoramento de emissário submarino como ferramenta na evolução do padrão da qualidade das águas na Baía de Santos. 2012. Dissertação de mestrado em Tecnologia no Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza - CEETEPS. São Paulo-SP. 210 p.

TORRES, A.M.; EL-ROBRINI, M.; COSTA, W.J.P., Panorama da erosão costeira—Amapá, In *Panorama da Erosão Costeira no Brasil* Muehe, D. (Ed.). Publisher: Ministério do Meio Ambiente, Macapá, Brasil, 2018; pp. 761.

VIEGAS, C. J. T.; SILVA, T. S.; CUNHA, H. F. A.; CUNHA, A. C. Sistema de esgotamento sanitário e casos de diarreia em Macapá - AP. *Revista Ibero-americana de Ciências Ambientais*, v. 12, p. 304-316, 2021.

VON SPERLING, M. Urban wastewater treatment in Brazil / Marcos von Sperling. P. cm. Inter-American Development Bank – IDB Technical Note; 970). 2016.

WARD, N. D; KEIL, R. G.; MEDEIROS, P. M.; BRITO, D. C.; CUNHA, A.C.; DITTMAR, T.; YAGER, P. L; KRUSCHE, A. V. E RICHEY, J. E. A Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. *Nature Geoscience*, 13 May, 2013.

AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO EM LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA COM VISTAS AO TRATAMENTO DE EFLUENTES

¹Marcio Yukihiro Kohatsu, ²Renato Zimiani, ³Maria do Carmo Calijuri, ⁴Tatiane Araujo de Jesus

¹Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, e-mail: mykohatsu@usp.br; ²Universidade Federal do ABC e-mail: zimiani.renato@gmail.com; ³Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, e-mail: calijuri@sc.usp.br; ⁴Universidade Federal do ABC, e-mail: tatiane.jesus@ufabc.edu.br

Palavras-chave: adsorção de fósforo; eutrofização; lodo de ETA;

Resumo

O estudo teve por objetivo avaliar a capacidade de adsorção de fósforo (P) de lodo de estação de tratamento de água (LETA) em dois cenários: seco a 105 °C e calcinado a 500 °C, com granulometria variando de 0,1 a 0,6 mm. Para tal, foram realizados ensaios de adsorção com o LETA em uma solução sintética de P com concentração inicial de 15 mgP L⁻¹. Dois fatores foram testados no presente estudo: pH (4 e 7) e tempo de contato (1, 6 e 12 horas). Foram realizados ensaios em batelada utilizando erlenmeyers de 100 mL, com adição de 50 mL de solução de P e 100 mg de LETA, os quais foram agitados em uma mesa agitadora a 150 rpm e à temperatura de 25 °C. O teste de normalidade e de análise de variância paramétrica foram realizados para verificar possíveis diferenças significativas entre os tratamentos. Os resultados para o LETA seco indicaram diferença estatística, com a remoção de P variando de 29,1% (tempo de contato de 1h em pH 7) até 70,2% (tempo de contato de 12h em pH 4). Para o LETA calcinado, não houve diferença estatística entre os tratamentos (tempo de contato e pH), onde a remoção de P ficou na faixa de 80%. Os resultados evidenciam que o uso do LETA para adsorção de P é uma alternativa interessante para reduzir os custos de manejo e destinação do lodo pelas companhias de saneamento. Todavia, o lodo deve ser analisado no aspecto mineralógico bem como sua composição química. Testes em efluentes domésticos, bem como a viabilidade econômica devem ser considerados para o uso em larga escala de tratamento.

Introdução

A eutrofização artificial de ecossistemas aquáticos é um dos principais problemas ambientais da atualidade, sendo caracterizada pelo aumento da biomassa fotossintética, em decorrência do excesso de nutrientes (Unesco, 2018; Le Moal et al., 2019). Estima-se que, em 2058, cerca de 55% dos corpos d'água da América do Sul estarão em estado eutrófico, com previsão de situações ainda mais graves em outras partes do globo terrestre, a saber: África (60%); Ásia (60%); Europa (60%); e América do Norte (70%) (Wang et al., 2018).

No cenário local, na região do ABC Paulista, o Complexo Billings foi classificado como eutrófico no período de 2011 a 2021 (Cetesb 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021), assim como o Braço Rio Grande, o qual foi classificado em algumas das estações amostradas, como hipereutrófico (Coelho et al., 2020; Benassi et al., 2021). Além disso, o reservatório Guarapiranga, de 2016 a 2021 tem sido classificado como supereutrófico, e em 2017 um dos pontos de monitoramento foi classificado como hipereutrófico (Cetesb 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021),

A eutrofização desencadeia diversas consequências indesejáveis ao ambiente aquático, como: redução dos níveis de oxigênio dissolvido, *bloom* de cianobactérias, perda da biodiversidade e aumento da emissão de gases de efeito estufa (Beaulieu et al., 2019) e aos sistemas de captação e tratamento de água: diminuição da qualidade da água, entupimento ou degradação de tubulações e bombas, com maiores custos para o tratamento da água (Von Sperling, 2017).

O controle efetivo da eutrofização baseia-se no controle da razão entre nitrogênio e fósforo (N/P) (Schindler et al., 2016). Com a redução da concentração de fósforo (P), altera-se a relação N/P, aumentando a competição de outras espécies como com as cianobactérias, contribuindo para a redução da eutrofização (Jeppesen & Sondergaard et al., 2017). A redução da relação N/P não é favorável para o desenvolvimento das cianobactérias (Welch, 2009; Shindler, 2016).

Todavia, os sistemas utilizados nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) não apresentam a eficiência necessária para a remoção de P ou não possuem uma etapa específica para remoção de nutrientes. Atualmente existem 3668 Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) no Brasil, com 3419 ativas, as quais removem satisfatoriamente a carga orgânica, entretanto, apenas 5 ETEs possuem etapa específica de remoção de nutrientes, e somente 2 removem P (BRASIL, 2020). Ressalta-se que não é mencionada a eficiência de remoção de N ou P destas ETEs.

O uso de lodo de Estação de Tratamento de Água (LETA) na adsorção de P é uma alternativa promissora devido à sua estrutura de poros, estado amorfo e pela presença de Al e Fe, que otimizam a adsorção de P (Li et al., 2018; Gao et al., 2020). Ressalta-se que as concentrações dos elementos dependem da dosagem de coagulante aplicado na estação de tratamento de água (ETA) (Ahmad et al., 2016). O LETA é principalmente encaminhado para estações de tratamento de esgotos (ETEs), aterros sanitários e incineração (Yang et al., 2015), representando elevados custos para as companhias de saneamento. Além disso, o LETA pode ser utilizado como um dos componentes para substrato em Sistemas de Alagados Construídos (SACs) e pode representar a possibilidade de transformação de resíduos em recursos (Saron, 2019). Substratos como brita e argila expandida, usuais nos SACs, normalmente apresentam baixa capacidade de adsorção de P (Benassi et al., 2018).

A queima do LETA em temperaturas entre 500 a 1000 °C contribui para a redução do teor de matéria orgânica, aumento da porosidade e do teor relativo de Al e Fe, que contribui para o processo de adsorção (Wang et al., 2021). Todavia, dependendo do lodo, a queima pode contribuir para cristalização de componentes de Al e Fe, o que aumenta a estabilidade do lodo, e reduz os sítios ativos de adsorção (Hlavay et al., 2004). Em contrapartida, acarreta em aumento de consumo de energia.

Assim, o presente estudo tem por objetivo avaliar, de maneira preliminar, a capacidade do LETA em adsorver P e a influência da calcinação no processo de adsorção de P.

Material e Métodos

Lodo de ETA (LETA)

O LETA foi coletado de uma Estação de Tratamento de Água da Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp) localizada na Região Metropolitana de São Paulo, a qual utiliza o policloreto de alumínio (PAC) como coagulante. O LETA foi seco em estufa (marca Solab, modelo SL-100) e teve o teor de umidade determinado pelo método de secagem em estufa, em triplicata. As amostras de lodo foram pesadas antes de serem colocadas na estufa à 105 °C. As amostras foram deixadas na estufa até a verificação de massa constante das amostras. A equação (1) ilustra o cálculo do teor de umidade. A determinação foi feita em triplicata.

$$\text{Teor de umidade (\%)} = \frac{\text{Massa inicial} - \text{Massa final}}{\text{Massa inicial}} * 100 \quad (1)$$

O LETA foi macerado com o auxílio de um pistilo e almofariz. Foram utilizadas peneiras de aço inox para determinar o diâmetro das partículas de lodo após a maceração.

Após a moagem do LETA, uma parte foi deixada em dessecador para uso nos ensaios de adsorção e outra parte foi calcinada a 500 °C em mufla (marca Spencer, modelo SP2707-21) por 1 hora. A Figura 1 ilustra o lodo bruto proveniente da ETA e o lodo seco e calcinado utilizados nos ensaios de adsorção.

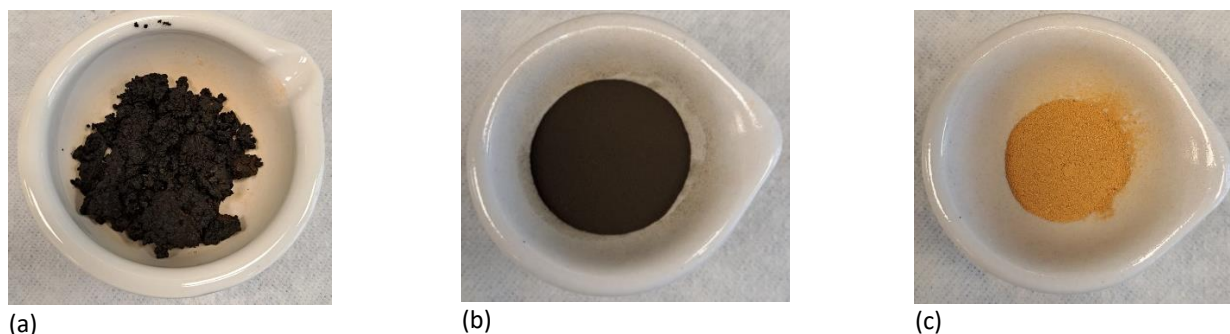


Figura 1: Lodo bruto (a); lodo seco (b) e lodo calcinado (c)

O ponto de carga zero dos LETAs seco e calcinado foi determinado conforme Regalbuto & Robles (2004) com modificações de Freitas et al. (2015), em duplicata. Foram preparadas soluções de cloreto de cálcio (0,1 M) com diferentes valores de pH (3 a 11) em béqueres de 100 mL contendo 50 mL de solução de cloreto de cálcio e 50 mg de LETA previamente moído. Para o preparo das soluções, foi utilizado o titulador Easy Plus da Mettler Toledo e soluções de HCl e NaOH 0,01 e 0,1 mol L⁻¹. As soluções foram agitadas por 24 h a 120 rpm em mesa agitadora (marca SOLAB, modelo SL-223) com temperatura controlada de 25 ± 0,5 °C. Posteriormente, foi medido o pH utilizando o titulador. O pH_{pzc} corresponde à intersecção do gráfico da variação entre o pH inicial e final do *versus* pH final, quando esta passa pelo eixo das abcissas, ou seja, quando a variação de pH inicial e final é nula.

Ensaio de adsorção

Para o ensaio de adsorção, foi preparada uma solução padrão de P de 15 mg L⁻¹. O preparo consistiu da dissolução, em água deionizada, de 65,85 mg de fosfato diácido de potássio (KH₂PO₄), seco previamente por 2 horas em estufa a 105 °C, e avolumado para 1 L de água ultrapura em um balão volumétrico.

Os ensaios seguiram a metodologia de Gao et al. (2020) e Ritter et al. (2020) com modificações. Dois fatores foram avaliados no presente estudo: tempo de contato (1, 6 e 12 horas) e pH (4 e 7). Foram colocados 50 mL de solução de padrão de P e 100 mg de lodo (concentração de adsorvente de 2 g L⁻¹) em erlenmeyers de 100 mL (Figura 2). Os testes foram realizados em triplicata.



Figura 2: Erlenmeyer com lodo calcinado (à esquerda); e lodo seco (à direita).

Após a adição do LETA nos erlenmeyers, estes foram colocados em uma mesa agitadora com controle de temperatura de (Marca Solab, modelo SL-223), a 150 rpm e 25 °C. Após a retirada das amostras da mesa agitadora, estas foram filtradas à vácuo em membranas de mistura de ésteres com porosidade de 0,45 µm. Posteriormente, foram determinadas as concentrações de fósforo.

Determinação de fósforo

A análise de fósforo seguiu a metodologia do ácido ascórbico, Método APHA 4500-P E (APHA, 2012). Para a curva de calibração, foram preparadas misturas com concentrações de 10 até 1000 µg L⁻¹, em triplicata. Foi utilizado um espectrofotômetro (Hach, DR 5000 UV-Vis) para as leituras das absorbâncias das amostras. Foram preparados brancos analíticos, para descontar a presença de possíveis interferentes na análise. Foi realizada a diluição das amostras utilizando água deionizada (condutividade elétrica de 0,05 µS cm⁻¹) visto que as absorbâncias esperadas poderiam estar acima de 1, pela concentração das amostras. Para valores acima de 1, a curva de calibração não possui tendência linear, não sendo possível determinar a concentração de fósforo com acurácia.

Análise estatística

Os dados foram analisados estatisticamente por meio do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e análise de variância (ANOVA) seguida de teste de Tukey, a 5% de probabilidade. Utilizou-se o programa computacional PAST (HAMMER et al., 2001) para essa avaliação.

Resultados e discussão

Caracterização do LETA

O LETA apresentou teor de umidade de 81,75± 0,05%. A granulometria do LETA utilizado no estudo ficou entre 0,1 e 0,6 mm de diâmetro. Em relação ao potencial de carga zero, os LETAs seco e calcinado apresentaram valores de 5,03 e 6,17, respectivamente, conforme Figura 3a e 3b. Esses valores foram determinados no ponto onde a variação de pH inicial e final fosse nula.

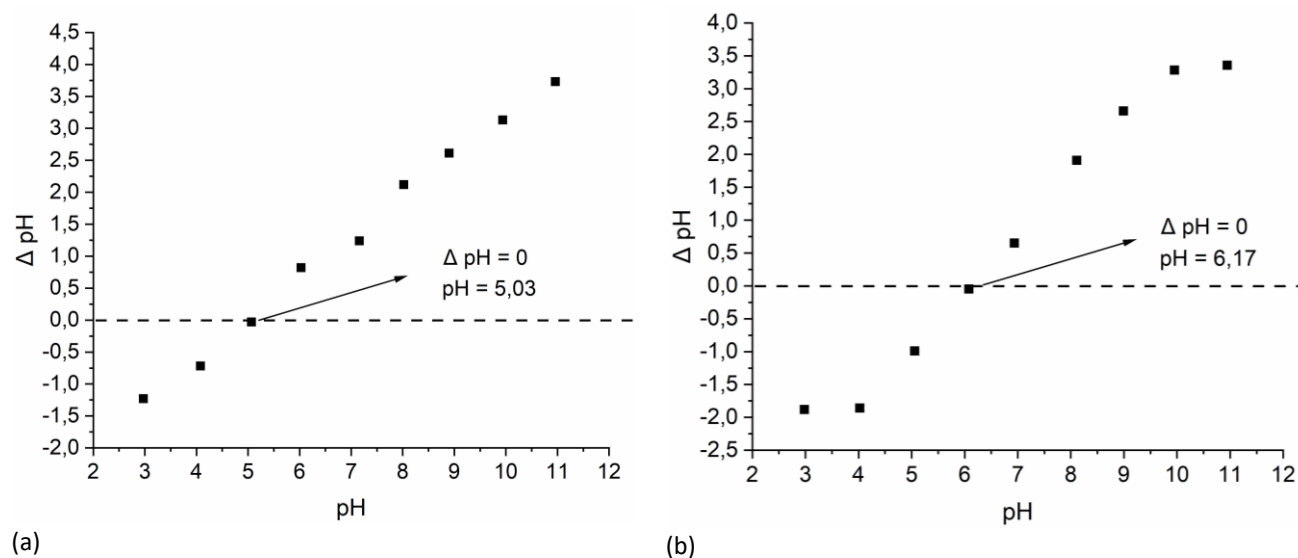


Figura 3: Variação de pH dos LETAs seco (a); e calcinado (b).

Curva de calibração para análise de fósforo total

A Figura 4 ilustra a curva de calibração. A partir do valor de R² obtido (R² = 0,998) e sendo ele muito próximo de 1, é possível inferir que os dados expressos por meio da equação de reta dada por ela, possuem probabilidade muito próxima à do valor real das amostras.

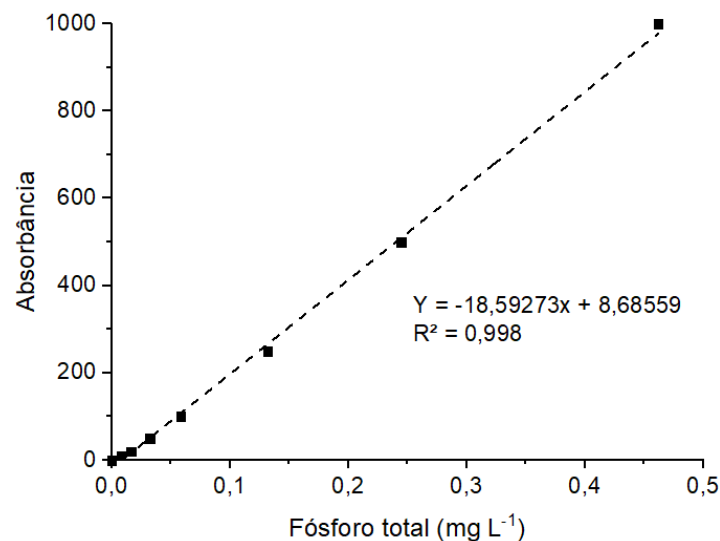
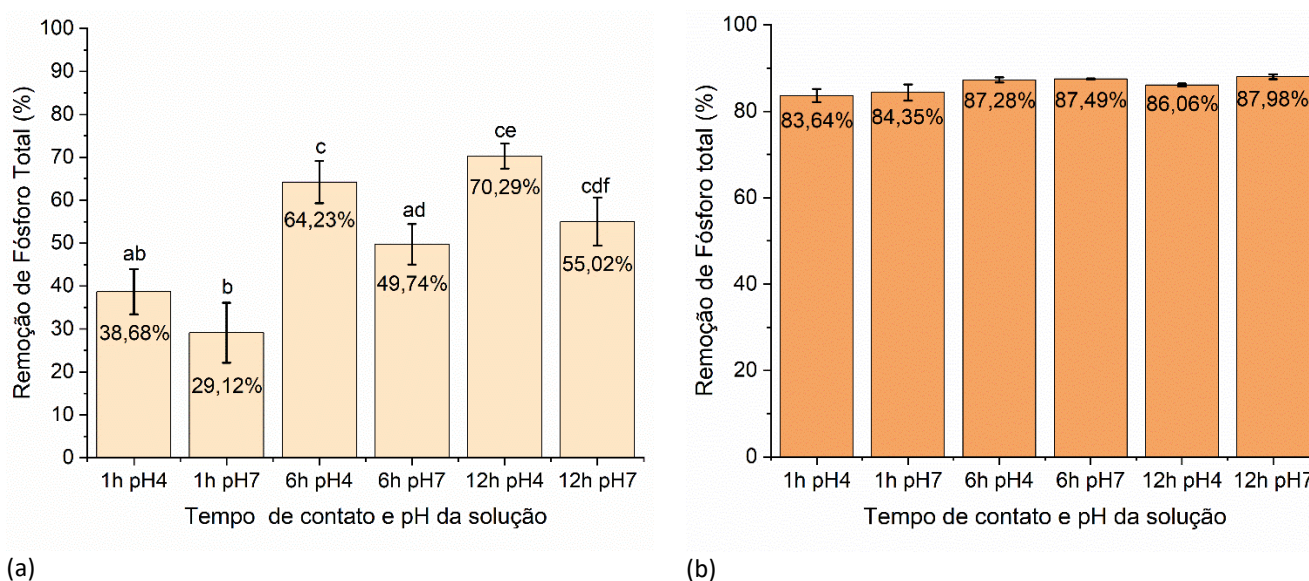


Figura 4: Curva de calibração para determinação de fósforo total.

Ensaio de adsorção

Os resultados do ensaio de adsorção estão apresentados na Figura 5. A Figura 5a ilustra a remoção de fósforo total nas amostras de LETA seco e a Figura 5b nas amostras de LETA calcinado a 500°C. O teste de normalidade de Shapiro-Wilk indicou valor de $p > 0,05$, ou seja, os dados possuem distribuição normal.



(a)

(b)

Figura 5: Remoção de P em contato com o LETA seco (a); e o LETA calcinado (b).

NOTA: As médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa pelo Teste de Tukey com $p < 0,05$.

Para o LETA seco, houve diferença significativa entre os pHs para o tempo de contato de 6 e 12 h. A maior remoção de lodo foi durante tempo de contato de 12 h para o pH 4. Nesse caso, o pH influencia na capacidade de adsorção de P, assim como o tempo de contato, com a remoção variando de 29,12% até 70,29%. O ponto de carga zero do lodo seco foi de 5,03. Para valores de pH acima desse valor, o lodo seco tende a adsorver mais cátions do que ânions, incluindo o fosfato (Nascimento et al., 2014).

Em relação ao lodo calcinado, não houve diferença significativa entre os pH e tempo de contato avaliados, onde o lodo manteve remoção na faixa de 80%, acima das obtidas para o lodo seco. O pH e o tempo de contato não tiveram influência na capacidade de adsorção de P pelo lodo. Isso deve-se ao ponto de carga zero do lodo calcinado ser superior ao do lodo seco (6,17). Considerando que os valores típicos de pH de efluentes domésticos fiquem em torno de 6,5 a 7,5 a aplicabilidade do lodo calcinado apresenta um cenário mais promissor que a do lodo seco.

A remoção de P para ambos os lodos foi similar à obtida por Ritter et al. (2020), que obtiveram remoção média na faixa de 80% utilizando lodo seco proveniente de ETA com uso de PAC como coagulante. Todavia, a massa de adsorvente utilizada no estudo foi de 20 g L⁻¹ dez vezes acima da massa de lodo utilizada no estudo, com a mesma concentração inicial de P do presente estudo (15 mg L⁻¹) com tempo de contato de 24 horas. Devido ao LETA ser um resíduo oneroso para as

companhias de saneamento, é possível a utilização de uma massa maior do LETA seco para atingir níveis de remoção de P semelhantes ao do LETA calcinado em tempo de contato de 1h e 6h.

A calcinação do lodo promove a queima da matéria orgânica, aumentando relativamente, o teor de Al e Fe no lodo, o que promove o aumento de sítios de adsorção (Gao et al., 2020).

Todavia, o processo de queima envolve custo energético maior que a secagem do lodo. Considerando a concentração de lodo utilizada no presente estudo 2 g L^{-1} , para tratar 1 m^3 de esgoto, seriam necessários 2 kg de lodo calcinado. Para tal, seria necessária a utilização de um forno para queima desse lodo. Assim, é necessário considerar os custos associados. Na mufla utilizada no presente estudo, é possível obter 100 g de lodo calcinado por batelada. Seriam necessários 20 vezes o uso da mufla para atingir a quantidade necessária de lodo calcinado para tratar 1 m^3 de efluente. A potência da mufla de acordo com as especificações do equipamento é de 4 kW, para queimar o lodo a $500 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 hora, seriam gastos 1,6 kWh para cada batelada, totalizando 32 kWh. Considerando a taxa de R\$ 0,65 por kWh (Enel, 2023), seriam gastos R\$ 20,80 para cada metro cúbico. A prévia do Censo de 2022 para o estado de São Paulo indica uma população de 46.649.132 pessoas (IBGE, 2023). O consumo médio em 2022 de água *per capita* no país foi de $117,5 \text{ L dia}^{-1}$ (G1, 2023), totalizando um consumo diário de 816.359 m^3 de água. Assim, o custo adicional de tratamento com o lodo seria de quase R\$ 17 milhões, sem considerar o processo de secagem, o qual ainda contribuiria para o aumento desse valor.

Portanto, em larga escala, o uso do lodo necessita de estudos de viabilidade econômica pensando em situações de tratamento em escala estadual, por exemplo. Ressalta-se que, a estimativa de custo da queima de lodo por ser reduzida, com o uso de equipamentos mais adequados, mas ilustra a contrapartida da aplicação do lodo calcinado em larga escala.

Em estudos futuros com o lodo, serão avaliadas a composição química e mineralógica do lodo, testes de adsorção com massa de LETA seco maior, visando reduzir o tempo de contato com o efluente e aumentar os níveis de remoção de P, tempo inferiores a 1 hora para o lodo calcinado, visando otimizar ainda mais o tempo de tratamento e a reutilização do lodo de ETA para esse fim. Além disso, é essencial avaliar a viabilidade econômica em larga escala bem como a realização de estudos com efluente doméstico, para avaliar possíveis interferências na remoção de P pelo lodo de ETA.

Considerações finais

Em suma, o lodo de ETA apresenta um cenário promissor para remoção de P de efluente doméstico. Além disso, é uma alternativa interessante para reduzir os custos de manejo e destinação do lodo pelas companhias de saneamento. Todavia, necessita de estudos mais aprofundados para o uso como material adsorvedor de P em larga escala, principalmente no aspecto econômico. Além disso, o uso do lodo em colunas de adsorção ou até mesmo como um dos elementos para substrato em sistema de alagados construídos poderiam ser avaliados.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pela bolsa de doutorado (Processo 2021/06374-6); a Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, a Universidade Federal do ABC e ao laboratório EnvironmetalsBR do Professor Bruno Lemos Batista, pela infraestrutura fornecida para realização do experimento. Agradecemos também a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo pelo fornecimento das amostras de lodo proveniente de uma Estação de Tratamento de Água da Região Metropolitana de São Paulo.

Referências Bibliográficas

Ahmad, T.; Ahmad, K.; Alam, M. 2016. Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. J. Clean. Prod. 124, p. 1–13.

APHA. 2012. Método 4500 P.E. -Método do ácido ascórbico. American Public Health Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater, Washington.

Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Downing, J.A., 2019. Eutrophication will increase methane emissions from lakes and impoundments during the 21st century. Nat. Commun. 10, 5 p.

Benassi, R.F.; Subtil, E.; Matheus, D.R.; Coelho, L.H.G. 2018. Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção, 52 p.

Brasil. 2020. Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil /Agência Nacional de Águas. - Brasília: ANA, 44 p.

Cetesb. 2016. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2016. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2016_corre%C3%A7%C3%A3o02-11.pdf>. Acesso em: 19 de maio de 2023.

Cetesb. 2017. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/08/Cetesb_QualidadeAguasInteriores_2017.pdf>. Acesso em: 19 de maio de 2023.

content/uploads/sites/12/2018/06/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-S%C3%A3o-Paulo-2017.pdf>. Acesso em: 19 de maio de 2023.

Cetesb. 2018. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2018. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2019/10/Relat%C3%B3rio-de-Qualidade-das-%C3%81guas-Interiores-no-Estado-de-SP-2018.pdf>>. Acesso em: 20 de abril de 2021.

Cetesb. 2019. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2020/09/Relatorio-da-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2019.pdf>>. Acesso em: 19 de maio de 2023.

Cetesb. 2020. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2021/09/Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo-2020.pdf>>. Acesso em: 19 de maio de 2023.

Cetesb. 2021. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Relatório da qualidade das águas interiores no estado de São Paulo em 2020. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2022/11/RAI-2021-Relatorio-Qualidade-das-Aguas-Interiores-no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>>. Acesso em: 15 de junho de 2023.

De Freitas, F. B. A.; de Freitas Câmara, M. Y.; Freire, M. D. F. 2015. Determinação do PCZ de adsorventes naturais utilizados na remoção de contaminantes em soluções aquosas. *Blucher Chemistry Proceedings*, 3(1), p. 610-618.

Enel. 2023. Tarifa de Energia Elétrica São Paulo: Valor do kWh. Disponível em: <https://www.enel.com.br/pt-saopaulo/Corporativo_e_Governo/tabela-de-tarifas.html>. Acesso em: 10 de junho de 2023.

Gao, J.; Zhao, J.; Zhang, J.; Li, Q.; Gao, J.; Cai, M.; Zhang, J. 2020. Preparation of a new low-cost substrate prepared from drinking water treatment sludge (DWTS)/bentonite/zeolite/fly ash for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121110.

Hammer, Ø.; Harper, D. A. T.; Ryan, P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), p. 1-9.

Hlavay, J.; Prohaska, T.; Weisz, M.; Wenzel, W. W.; Stinger, G. 2004. Determination of trace elements bound to soils and sediment fractions. *Pure Applied Chemistry*, 76 (2), p. 415-422.

IBGE. 2023. Cidades IBGE – Panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/panorama>>. Acesso em: 11 de junho de 2023.

Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Liu, Z. 2017. Lake restoration and management in a climate change perspective: An introduction. *Water (Switzerland)* 9, 8 p.

Le Moal, M.; Gascuel-Oudou, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Souchu, P.; Lefebvre, A.; Pinay, G. 2019. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Sci. Total Environ.* 651, p. 1–11.

Li, X.; Cui, J.; Pei, Y. 2018. Granulation of drinking water treatment residuals as applicable media for phosphorus removal. *J. Environ. Manage.* 213, p. 36–46.

Nascimento, R. F. D.; Lima, A. C. A. D.; Vidal, C. B.; Melo, D. D. Q.; Raulino, G. S. C. 2014. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais, 258 p.

Regalbuto, J. R.; Robles, J. 2004. *The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation*. University of Illinois: Chicago, 14p.

Ritter, M. T.; Hassemer, M. E. N. 2020. Estudo do lodo de ETA contendo alumínio para a adsorção de fósforo de efluentes sanitários previamente tratados em wetlands construídos, *REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 14 (2), p. 860-881.

Saron, A. 2019. Coprocessamento do lodo de ETA para fabricação de argila expandida. *Anais do 30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, p. 1–6.

Schindler, D.W.; Carpenter, S.R.; Chapra, S.C.; Hecky, R.E.; Orihel, D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 50, p. 8923–8929.

Unesco. 2018. World Water Development Report WWDR. NATURE BASED SOLUTIONS FOR WATER. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, Paris, France, 154 p.

Von Sperling, M. 2017. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Volume 1. 4a ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais. 452 p.

Wang, H.; Xu, J.; Liu, Y.; Sheng, L. 2021. Preparation of ceramsite from municipal sludge and its application in water treatment: A review. *J. Environ. Manage.*, 287.

Wang, S.; Li, J.; Zhang, B.; Spyrakos, E.; Tyler, A.N.; Shen, Q.; Zhang, F.; Kuster, T.; Lehmann, M.K.; Wu, Y.; Peng, D. 2018. Trophic state assessment of global inland waters using a MODIS-derived Forel-Ule index. *Remote Sens. Environ.* 217, p. 444–460.

Welch, E.B. 2009. Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake. *Lake Reserv. Manag.* 25, p. 401–409.

Yang, L.; Wei, J.; Liu, Z.; Wang, J.; Wang, D. 2015. Material prepared from drinking waterworks sludge as adsorbent for ammonium removal from wastewater. *Appl. Surf. Sci.* 330, p. 228–236.

ESTUDO DA ADSORÇÃO DE FÁRMACO CONTAMINANTE POR BIOCHAR ATIVADO DE REJEITOS DE BAGAÇO DE UVA

Gustavo Concolato¹, Gabriela Amaral², Danielli Martins Sanderi³, Lucas Kayser da Silva⁴, Danton William Teixeira Schmidt⁵, Vera Analise Schommer⁶, Ana Paula Vanin⁷ e Jeferson Stefanelo Piccin⁸

1Universidade de Passo Fundo, e-mail: guto.concolato@gmail.com; 2 Universidade de Passo Fundo, e-mail: 159012@upf.br

3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul - danisanderi@gmail.com; 4Universidade de Passo Fundo, e-mail:

lkskayser@gmail.com; 5Universidade de Passo Fundo, e-mail: dantonws@hotmail.com; 6Universidade de Passo Fundo, e-mail: veraanalise@hotmail.com; 7Universidade de Passo Fundo, e-mail: paula.vanin@sertao.ifrs.edu.br; 8Universidade de Passo Fundo, e-mail: jefersonpiccin@upf.br.

Resumo

As consequências do despejo indevido e da falta de tratamento de águas contaminadas com antibióticos, como a amoxicilina, são objeto de discussão na atualidade. A resistência bacteriana e a contaminação de matrizes aquosas são duas das principais problemáticas do despejo indevido de fármacos. Uma das formas para tratar essas águas contaminadas é a adsorção. A pesquisa no desenvolvimento e utilização de materiais adsorventes destes contaminantes, com a utilização de rejeitos de biomassa, antes sem valor agregado, é de muita relevância para a população e meio acadêmico. Caracterizar físico, química e morfológicamente um biochar de biomassa de uva e estabelecer os mecanismos de adsorção frente à amoxicilina, são os objetivos principais deste trabalho, visando o desenvolvimento de um material para mitigação destes impactos ambientais. O biochar ativado fisicamente a vapor foi analisado através de microscopia eletrônica de varredura, espectrofotometria no infravermelho por transformada de Fourier e ponto de carga zero. A superfície do material apresentou um ponto de carga zero igual a 7,11 e pH nominal de superfície de 10,36. A análise de MEV demonstrou que o biochar com lavagem a vapor possui canais mais abertos, com mais aberturas e desuniformidade devido a ativação. O biochar ativado de bagaço de uva foi empregado como adsorvente do fármaco amoxicilina, em meio aquoso. Isotermas de adsorção, em três temperaturas distintas de 25 °C, 35 °C e 45 °C, foram operadas em sistemas batelada, e assim calculada a termodinâmica para verificação de possíveis mecanismos da adsorção, através de parâmetros de modelagens matemáticas. O material apresentou uma capacidade de remoção máxima de 37,12 mg/g e, na temperatura de 25 °C. A modelagem matemática dos dados experimentais mostrou o melhor ajuste do modelo de Liu, demonstrando o de $R^2=0,985$, $R^2_{adj}=0,982$ e com a menor média de erro relativo de 6,01%. A isoterma apontou uma adsorção em sítios heterogêneos pela modelagem de Liu, ou seja, sítios com diferentes energias entre si, apresenta saturação do adsorvente a altas concentrações do fármaco e com os sítios ativos com maior afinidade as moléculas da amoxicilina. A capacidade máxima de remoção estimada pela modelagem foi de 62,97 mg/g, a 45°C. Em adição, a termodinâmica do processo revelou uma reação espontânea e favorável, obtendo-se o valor da energia livre de Gibbs, com a maior magnitude igual a -19,16 KJ/mol, ocorrendo a temperaturas mais baixas, indicando que o processo está sendo governado por fisissorção e com redução dos sítios ativos com o aumento da temperatura. A modelagem termodinâmica apresentou uma variação de entalpia negativa de -42,167 KJ/mol, apontando uma reação de natureza exotérmica, que também indica que a adsorção ocorre por ligações eletrostáticas e ligações de hidrogênio, entre as espécies da amoxicilina e do biochar ativado. A energia livre liberada no sistema foi utilizada para reorganização da desordem do sistema, com a variação da entropia negativa, de magnitude igual a -0,077 KJ/mol.

Introdução

Contaminantes emergentes, como os fármacos, pesticidas e herbicidas, são liberados para venda e uso sem pesquisas de efeitos a longo prazo no ecossistema, e podem ocasionar riscos ambientais, como danos à microbiota do solo, fauna e flora, de tal modo que, todos estes aspectos negativos são agravados com a baixa fiscalização e/ou falta de legislação para estas substâncias (BRANCO et al., 2021), assim, gerando uma contaminação sistêmica (MACHADO, 2019). Países mais desenvolvidos tendem a ter uma taxa de controle maior na identificação e regulação de novos poluentes emergentes, como os farmacêuticos. Estes são hidrofílicos e estáveis, sendo facilmente dispersos em águas subterrâneas, oceânicas e superficiais, gerando maior residência de contaminantes orgânicos em matrizes aquáticas e em plantas de tratamento de efluentes (VASSALINI, 2020; FAHIMI, 2020).

Um dos principais fármacos contaminantes é a amoxicilina, uma droga antibiótica β -lactam de amplo espectro, derivada da penicilina, na qual obteve o maior crescimento de utilização nos últimos 15 anos, sendo a mais comumente utilizada no mundo (KLEIN et al. 2021). Este medicamento é de uso veterinário e humano, sendo um bactericida contra a maioria dos microrganismos gram-positivos e gram-negativos (MATOZZO, 2016). Porém, após a ingestão, a amoxicilina tem uma taxa de excreção em humanos de 80-90% na sua forma não modificada e entre 10-20% na forma de outros metabólitos (U.S. PHARMACOPEIAL, 2017).

Tratamentos de água convencionais, em estações de efluentes industriais e em concessionárias, geralmente não tratam com o foco em substâncias químicas, pois em sua maioria, medicamentos não são biodegradáveis e não são completamente eliminados no tratamento físico químico convencional destes sistemas (HEBERER, 2002). Assim, pela falta de tratamento específico e efetivo para estes contaminantes, diversos tipos de medicamentos acabam em leitos de rio e águas subterrâneas,

fontes comuns de água potável para alimentar a população (ELMOLLA; CHAUDHURI, 2010; PORTINHO, 2016). Na falta de legislação apropriada para o controle da disposição destas substâncias, pesquisas científicas acerca deste assunto estão se tornando uma preocupação do meio acadêmico em relação ao potencial nocivo da microdosagem a longo prazo, e consequentemente uma preocupação em relação a saúde pública (VILLAESCUSA et al., 2011).

Na remediação de águas contaminadas com antibióticos, vários tratamentos podem se adequar. Podem ser classificados em dois grupos: métodos destrutivos e físicos não destrutivos. Os métodos destrutivos, onde a matéria é degradada através de agentes químicos, podem se dar por: oxidação (WANG; ZHUAN, 2020), ozonização (BLANEY, 2014), fotocatalise (ELMOLLA; CHAUDHURI, 2010; DAVIES et al., 2021) ou precipitação (MAGON, 2018); E por métodos físicos não-destrutivos, incluindo: filtração (ASHWORTH; IBEKWE, 2020), coagulação, floculação e sedimentação (NA LI et al., 2017; VERNIKOVA; ZHUKOVSKAIA, 1978; SULFIKAR, 2018), resinas de troca iônica (WANG et al, 2017), separação por membranas (LIANG et al., 2021) e o processo de adsorção (KRASUCKA et al., 2021).

O material lignocelulósico pirolisado, chamado de biochar, possui propriedades de adsorção, por conseguinte, a utilização de biochar para a adsorção de antibióticos é um tema que chama bastante atenção pelo seu baixo custo e facilidade de processo, pois se trata de uma técnica eficiente, com baixa necessidade energética, não formando grandes quantidades de subproduto, visto que é uma técnica secundária e/ou até terciária de tratamento de contaminantes emergentes em meios aquosos (PORTINHO, 2016; FAN et al., 2020; HOMEM; SANTOS, 2011; ASGHAR et al., 2019). Muito se tem discutido, recentemente, acerca de pesquisas de reaproveitamento de rejeitos no desenvolvimento de produtos funcionais, como adsorventes, que sejam economicamente favoráveis para as indústrias e a população, visando, mitigar os impactos ambientais causados pela alta demanda de produtos e a restrição espacial que os rejeitos ocasionam (LUCAS JR; SANTOS, 2000). O reuso destes substratos agrícolas, antes não reaproveitados, é uma ação promissora, podendo ser utilizado como um precursor seguro para a síntese de materiais adsorventes, como o biochar, oferecendo diversas oportunidades para tratamento de contaminantes em águas residuárias (ZANOLETTI, 2018). O biochar possui propriedades de adsorção com menor capacidade de remoção, devido à falta de disposição de sítios ativos, obstruídos com alcatrão e substâncias voláteis, como a umidade (TEIXEIRA, 2020). Para otimização, a utilização de um material carbonáceo ativado fisicamente, em comparação aos outros materiais modificados, traz para o processo uma vantagem 'mais limpa', com menores custos de processo e de reagentes de manufatura, reduzindo a produção de efluentes na produção deste material (DUAN et al., 2021).

Portanto, o presente trabalho tem por objetivo verificar se o biochar oriundo de biomassa de rejeitos de bagaço de uva, ativado fisicamente através de vapor, será promissor na adsorção do fármaco amoxicilina. Para isso, o material foi caracterizado para verificar suas propriedades físicas e químicas e suas propriedades texturais da superfície, além das suas propriedades adsorptivas do processo diante das características do contaminante, buscando estabelecer os mecanismos de adsorção entre o material ativado e a amoxicilina em solução aquosa.

Materiais e métodos

O material utilizado para o presente estudo foi o biochar ativado proveniente de biomassa de rejeitos de bagaço e engaços de uvas, pirolisados a 650°C e ativado fisicamente a uma temperatura de 650°C, utilizando de uma injeção de vapor de água por 60 minutos. O biochar pirolisado, já ativado a vapor, foi cedido para fins de pesquisa, pela empresa Beifiur LTDA. Este biochar ativado em questão, é um subproduto originado pela extração pirolítica da biomassa, com a retirada de compostos de interesse energético pela empresa, como bio-óleo e gases combustíveis.

Caracterização do biochar

Para a realização de todas as análises descritas, o biochar ativado, proveniente de biomassa, foi padronizado quanto ao tamanho de grânulos, através de peneira separadora, entre 10 e 32 mesh de abertura de malha. A análise de potencial hidrogeniônico (pH) se deu através da metodologia desenvolvida pela Embrapa Solos (2017), sendo uma análise de determinação de concentração de íons H⁺ em solução presente de biochar. A metodologia utilizada para a determinação do ponto de carga zero (pHPCZ) do material, é a desenvolvida por Newcombe e Drikas (1993), com adaptações.

A análise de espectroscopia de infravermelho por transformada de Fourier (FT-IR), foi empregada utilizando a técnica de Refletância Total Atenuada (ATR) (Agilent Technologies, Cary-630). Amostras de biomassa pirolisada e biochar ativado foram analisadas, com o intuito de verificar sua morfologia e propriedades superficiais visuais, através do microscópio eletrônico de varredura (MEV) (Tescan, Veja LM3), com possibilidade de aumento de até 300.000 vezes.

Isotermas de adsorção: Ensaios de equilíbrio

As isotermas de adsorção foram realizadas pelo sistema de batelada, conforme descrito por Piccin et al. (2009), a temperaturas constantes de 25°C, 35°C e 45°C. As soluções de amoxicilina foram utilizadas em seu pH natural, variando entre 5,5 à 6,0. Os ensaios de equilíbrio foram executados utilizando uma concentração de adsorvente de 1,0 g/L de biochar ativado, para 50 mL da concentração de adsorbato em solução. Foram efetuadas 7 concentrações de soluções de amoxicilina para a análise, sendo elas: 50, 75, 100, 150, 200, 300 e 400 mg/L, dispostas em erlenmeyers de 250mL. Biochar ativado oriundo de biomassa de uva foi utilizado como adsorvente. Todas as análises foram realizadas em duplicata. Amostras de biochar denominadas como branco, serão colocadas em contato somente com água destilada e darão a resposta da interação eletrostática e física apenas do biochar com o meio aquoso.

A concentração de amoxicilina no meio determinada por espectrofotometria UV/Visível (Tecnal, UV-5100) no comprimento de onda característico (228,5nm). Alíquotas foram coletadas a cada 2 horas e a determinação da concentração se deu pela equação da reta da curva padrão, onde $C \text{ (mg/g)} = \text{ABS} * 35,28. + 0,0058$, e $R^2 = 0,998$. A isoterma foi operada a em mesa agitadora termostatizada (Tecnal, TE-421) sob temperatura constante e velocidade de rotação de 100 rpm. As amostras foram mantidas até observado o equilíbrio, quando o coeficiente de variação da capacidade de remoção do adsorvente, for menor ou igual a 5%, durante três leituras consecutivas de 2h em 2h (PICCIN et al., 2017).

Para o cálculo da capacidade de adsorção do biochar ativado, através de um balanço de massa, utilizou-se da equação, exposta abaixo, descrita por Geankoplis (1998):

$$q_e = (C_0 - C_f) * V_m$$

Resultados

Caracterização do biochar ativado

A caracterização das espécies eletrônicas presentes na superfície do biochar foi dada pela análise de potencial hidrogeniônico do material. O resultado de pH obtido para o biochar de rejeitos de bagaço de uva, ativado fisicamente, em solução aquosa de CaCl_2 , foi de 10,38, possuindo superfície de caráter básico e aniônica. A basicidade da superfície do biochar pode ser explicada por dois fatores: a ressonância de ligações π -elétrons nos anéis aromáticos, como em bases de Lewis atraindo prótons, e pelas funções dos grupos básicos na superfície, como por exemplo, grupos nitrogenados capazes de ligar-se a prótons. Espécies alcalinas na superfície do biochar produzem cargas negativas, que tornam o adsorvente suscetível a atrair espécies positivas do adsorbato (BHATNAGAR et al., 2013).

O biochar ativado analisado contou com um pHPCZ igual a $7,11 \pm 0,042$, em que este ponto mais alto toca a linha angulada, sugerindo uma igualdade na concentração das espécies ácidas e básicas, dissociadas na solução neste pH. O pHPCZ é utilizado para descrever como a interação adsorvente-adsorbato pode ocorrer, levando em consideração as interações eletrostáticas no meio. Valores acima do pHPCZ tendo seu caráter aniônico, terão mais afinidade por espécies catiônicas, pois a concentração de moléculas de OH^- em solução é maior. Valores de pH abaixo do ponto de carga zero terão caráter catiônico, ou seja, a afinidade por moléculas carregadas negativamente será maior, em decorrência de maior concentração de moléculas de H^+ (HOMEM, SANTOS; 2011).

A análise de FT-IR, que possibilita a concepção de características qualitativas e quantitativas, foi utilizada para a obtenção de informações sobre os grupos funcionais presentes nas amostras de biochar ativado a vapor e biochar não ativado. O diagnóstico foi realizado utilizando um espectro na faixa entre $3999,43 \text{ cm}^{-1}$ à $650,42 \text{ cm}^{-1}$, utilizando a resolução padrão de 4 cm^{-1} . As bandas mais aparentes no espectro representam os compostos formados na superfície dos dois materiais. Considerando a Figura 1, pode-se notar que alguns picos possuem praticamente as mesmas bandas entre os dois carvões.

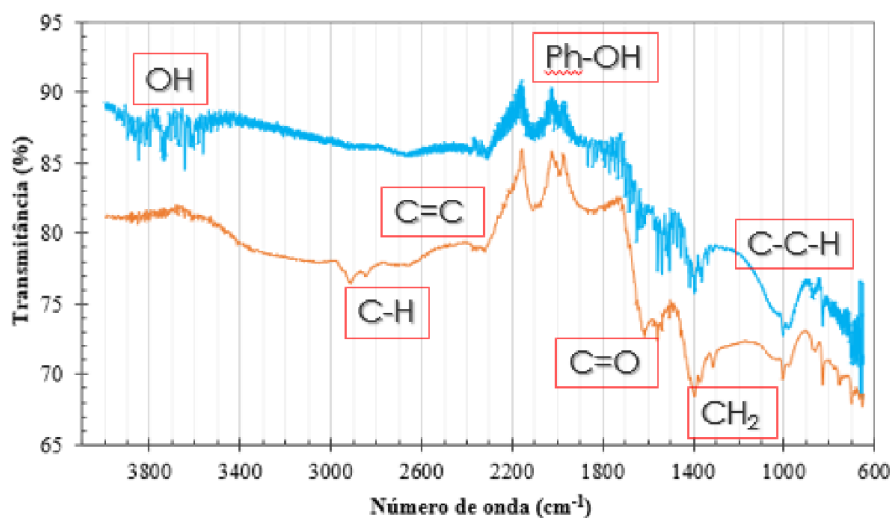


Figura 1: Espectro FT-IR de biochar ativado a vapor e biochar oriundo de biomassa

Em comparação com o biochar sem ativação (em azul), o ativado teve suas bandas diminuídas, pois foi submetido a uma segunda pirólise na presença de vapor (em laranja), possuindo remoção dos grupos hidroxilas, indicando que com a ativação, a superfície teve seus grupos hidroxílicos lavados com o vapor, assim, na faixa de 3852 cm^{-1} à 3649 cm^{-1} do biochar não ativado, há maior presença de grupos OH. Quanto ao biochar ativado, pode-se diferenciar na presença de grupos alifáticos e vibrações C-H aparentes na faixa entre 2915 cm^{-1} e 2846 cm^{-1} , isso também é confirmado pela vibração de estiramento de CH_2 , em 1394 cm^{-1} , porém, no biochar não ativado manteve-se as vibrações em CH_2 em 1396 cm^{-1} . Na faixa entre 1653 cm^{-1} e 1560 cm^{-1} , observa-se uma intensificação no pico do biochar ativado, dando uma ideia que a pirólise intensificou a vibração de anéis aromáticos (C=O), aumentando a quantidade de estruturas. Nas bandas de 1007 cm^{-1} e 1008 cm^{-1} , observa-se que a intensidade do pico foi reduzida, sugerindo que a segunda pirólise do biochar ativado quebrou algumas as ligações de celulose,

hemicelulose e lignina (BATISTA; GOMES, 2021). As bandas nas proximidades entre 832 cm^{-1} e 685 cm^{-1} relacionam-se a estiramentos vibracionais (C-C) e hidrogênios aromáticos adjacentes na superfície dos carvões.

Nas imagens de MEV, é possível observar a morfologia superficial do biochar. Na Figura 2, imagens a) nota-se a morfologia aparente do biochar ativado a vapor e na b) é apresentada a estrutura superficial do biochar sem ativação.

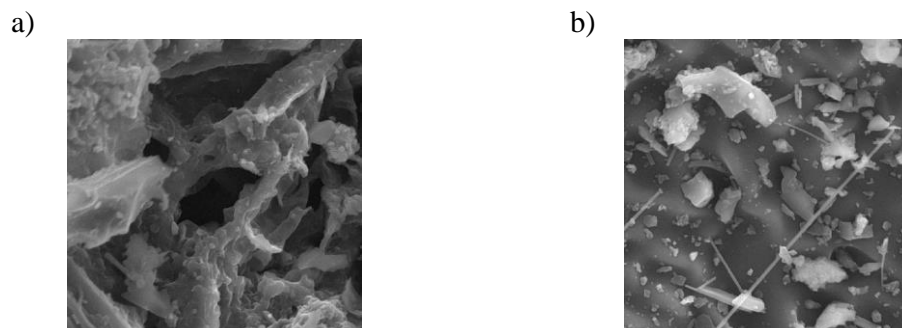


Figura 2 – Ampliações de imagem de MEV em 10.000x de biochar com ativação (a) e biochar sem ativação (b).

Os grânulos de biochar não ativado, têm uma morfologia externa mais corrugada e uniforme, com sua superfície mais preenchida de matéria, comparada ao adsorvente com ativação. Já o material ativado possui característica visual com diferentes tamanhos de rachaduras, diversos graus de fendas e cavidades, com aparência textural esponjosa, pois, devido a evaporação de compostos mais voláteis, o perfil da superfície se torna mais complexo. Quando compara-se as ampliações de 10.000 vezes, é possível observar que os canais são mais passíveis de ampliação no biochar ativado, isso se deve a ativação com vapor, que lava o material apenas pirolizado, deixando-o com uma superfície mais aberta, devido a desobstrução dos espaços disponíveis com substâncias mais voláteis e com a presença de umidade, na temperatura de 650°C (DUAN et al., 2021). Estudos realizados por Skubiszewska-Zięba et al. (2017), mostraram que a pirólise de carvão de biomassa, através de vapor e dióxido de carbono, apresentara superfície mais complexa e com canais mais abertos, quando comparado ao material sem a ativação, confirmando que a superfície morfológica dos carvões oriundos de biomassa varia com a ativação física.

Isoterma de adsorção: Ensaios de equilíbrio

Durante as análises de adsorção, o biochar ativado apresentou uma tendência a aumentar o pH da solução de amoxicilina, de 6.045 ± 0.075 para 7.130 ± 0.020 . A solução de amoxicilina utilizada nas isotermas de adsorção, numa concentração de 400mg/L , a 25°C , possuiu um valor de pH de $6,05 \pm 0,075$, possui característica desprotonada, remetendo a mais espécies negativamente carregadas, ou seja, de caráter aniônico (ELMOLLA; CHAUDHURI, 2010). Neste pH, a superfície do biochar está protonada. De acordo com os valores de pKa da amoxicilina em meio aquoso, este pH apresenta espécies predominantemente negativas, com o ácido carboxílico dissociado (COO^-), tornando-se um carboxilato.

Os ensaios de equilíbrio foram operados utilizando três temperaturas distintas, sendo 25°C , 35°C e 45°C . As isotermas atingiram o equilíbrio em aproximadamente 6 horas de experimento. As curvas de equilíbrio são mostradas na Figura 3 (PICCIN et al., 2017).

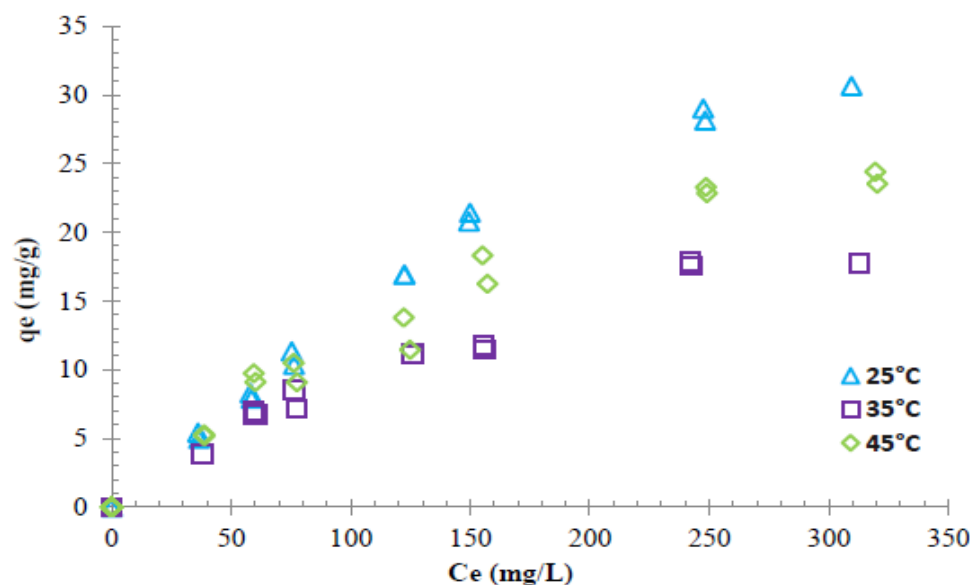


Figura 3: Gráfico de curvas de equilíbrio das isotermas de adsorção a diferentes temperaturas.

Analisando as curvas de equilíbrio das três isotermas, conforme Figura 3, é possível rotulá-las de acordo com a classificação das isotermas de adsorção de Giles et al. (1960), que descreve, com o formato das curvas de equilíbrio, a influência nas interações moleculares entre um líquido e um sólido. Os três gráficos das isotermas de adsorção podem ser classificadas como do tipo 'L', que normalmente se ajusta às isotermas de Langmuir, e, em conformidade com a classificação de Giles et al., (1960) também é pertencente à subclasse '1' (PICCIN et al., 2017; GILES et al., 1960). De acordo com esta classificação, os dados obtidos nos ensaios de adsorção correspondem a um tipo de isoterma em que, quanto mais altas as concentrações de adsorbato em solução aquosa, maior será a capacidade de adsorção no equilíbrio, sem haver formação de platô. Deste modo, este tipo de isoterma sugere que, quanto maior a quantidade de sítios preenchidos, maior a dificuldade de preencher sítios vagos com moléculas de adsorbato. Portanto, nesta classe, a adsorção só irá ocorrer até que, os sítios do adsorvente estejam próximos da saturação de moléculas de contaminante, estas que competem entre si pelos sítios disponíveis, sugerindo uma saturação progressiva do adsorvente por forças de Van der Waals. A subclasse 1, em 'L', descreve uma isoterma em que os sítios de adsorção não são completos, pois esta depende da concentração de adsorbato no meio líquido (KAUR; DATTA, 2014; PICCIN et al., 2017).

Os resultados obtidos nos experimentos, foram comparados frente aos modelos matemáticos das isotermas de adsorção de Langmuir (Langmuir, 1918), Freundlich (Freundlich, 1906) e Liu (Liu et al., 2003). As análises estatísticas foram realizadas utilizando dos parâmetros propostos pelos modelos, submetidos a técnica de regressão não-linear e função objetiva Soma dos Quadrados dos Erros (SSE), através do método de Gauss-Newton, pelo algoritmo "lsqnonlin", disponível no software MATLAB® (Versão Teste grátis, Math Works® Online, Estados Unidos). Estes dados são mostrados na Tabela 2.

Na análise do gráfico das curvas de equilíbrio da Figura 3, obtido pela plotagem 'Ce' e 'qe', das respectivas temperaturas, pode-se observar que a isoterma de 25°C apresenta a maior capacidade de remoção, sendo 35,12 miligramas de amoxicilina por grama de adsorvente, isso pode ser tangenciado a quantidade de sítios de adsorção em relação a temperatura. A isoterma de 45°C, apresenta sua curva de equilíbrio muito próxima a isoterma de 25°C, exibindo uma capacidade de 23,52 g.mg⁻¹, podendo ser um indício do aumento da solvatação das espécies disponíveis em meio aquoso da amoxicilina trihidratada, frente a temperatura desta isoterma (CRINI; BADOT, 2008), ou seja, quando as espécies negativas e positivas da amoxicilina são mais dissolvidas em um solvente polar, como a água, com a expansão deste fenômeno com o aumento da temperatura do processo (SILBERBERG, 2010).

Em todas as modelagens, os dados apresentaram ajuste adequado aos parâmetros, apresentando um coeficiente de determinação (R²) maior que 0,95, considerado aceitável. Porém, na média geral dos coeficientes de determinação, a isoterma que melhor se adequou as três isotermas, possuindo melhores R² e ajustes, foi a modelagem matemática da isoterma de Liu.

Tabela 2 – Ajuste de valores nos parâmetros das isotermas de adsorção com carvão ativado

Modelos	Parâmetros	25°C	35°C	45°C
Langmuir	qm(mg/g)	77,551	36,15	49,11
	R ²	0,978	0,970	0,964
	R ² _{adj}	0,976	0,967	0,961
Freundlich	qm(mg/g)	1,380	1,538	1,543
	R ²	0,967	0,964	0,957
	R ² _{adj}	0,964	0,961	0,954
Liu	qm(mg/g)	47,181	41,02	62,97
	R ²	0,985	0,970	0,964
	R ² _{adj}	0,982	0,965	0,957

qm = a capacidade máxima de fármaco adsorvido por massa de adsorvente.

Para as isotermas de temperatura 35°C e 45°C, Langmuir apresentou o melhor ajuste, representado pelo R²_{adj}, quando comparado a Liu e Freundlich, sugerindo que a adsorção ocorre em sítios homogêneos em monocamada. O modelo de isotermas de Langmuir (1918), é especificada como uma isoterma que possui os sítios de adsorção definidos, também é caracterizada pela adsorção em monocamada na superfície do adsorvente e não existem interações entre as moléculas da amoxicilina. Assim, apenas uma molécula de adsorbato pode ser retida em cada sítio, pois cada local de adsorção possui a mesma energia, sendo um sistema homogêneo com sítios ativos energeticamente iguais (LIMA et al., 2015). É um tipo de isoterma favorável, onde, pode-se observar que o crescimento convexo da curva demonstra uma adsorção inicial crescente no sólido

O modelo de Liu considera que a superfície do adsorvente foi contemplada pela saturação à altas concentrações de amoxicilina, ao mesmo tempo que considera que os sítios ativos são heterogêneos e possuem maior afinidade pelas moléculas de adsorbato (MACHADO et al., 2022; LIU et al., 2003; LIMA et al., 2015). A capacidade máxima de remoção estimada pela modelagem de Liu foi de 62,97 mg.g⁻¹ a 45 °C. Estudos realizados por Rodrigues et al. (2020), utilizando de carvão de biomassa de sementes de oliva, ativado quimicamente, obtiveram valores mais altos na capacidade de remoção máxima, pela isoterma de adsorção de Liu, de 166,67 mg.g⁻¹ para amoxicilina, isto devido a influência da ativação com cloreto de zinco do material adsorvente.

Quanto aos mecanismos envolvidos nas isotermas de adsorção, pode-se levar em conta a estrutura da amoxicilina em comparação aos grupos funcionais presentes na superfície do biochar, quando em contato com o meio líquido. Pode-se considerar que, existe a possibilidade de interações elétron doador-receptor entre os grupos desprotonados da amoxicilina e a densidade positiva do biochar, por interações eletrostáticas (ELMOLLA; CHAUDHURI, 2010). A isoterma de Liu, que obteve resultados muito similares em todas as temperaturas, possibilita esse entendimento, por utilizar parâmetros de Freundlich e Langmuir. Interações similares foram observados por Riguette et al., (2021), na adsorção de diclofenaco sódico, utilizando de gelatina de resíduos coureiros, adicionados a nanotubos de carbono.

A termodinâmica do processo de adsorção foi estudada em função das temperaturas de operação das isoterma, com o intuito de determinar a natureza da adsorção do processo. Uma média entre os coeficientes de determinação e ajustes foi realizada. A isoterma de Liu apresentou as melhores médias entre R^2 e R^2_{adj} e erros relativos. Os parâmetros termodinâmicos foram utilizando das constantes de equilíbrio de Liu 'kG', utilizando das isotermas de reação reversível. O cálculo foi realizado utilizando da estimação da energia livre de Gibbs ' ΔG^0 ', a variação padrão da entalpia ' ΔH^0 ' e da variação padrão da entropia do sistema ' ΔS^0 '. (CRINI; BADOT, 2008; GHOSAL; GUPTA, 2017).

O método de plotagem de Van't Hoff foi utilizado para estimar os parâmetros termodinâmicos ' ΔS^0 ' e ' ΔH^0 ', que possibilitam o estudo dos possíveis mecanismos de adsorção (CRINI; BADOT, 2008). Os parâmetros foram calculados e plotados no gráfico $\ln(K_e^0)$ versus $1/T$, com um R^2 igual à 0,95, tornando a equação satisfatória a correlação dos dados.

A Tabela 3 apresenta os resultados dos parâmetros termodinâmicos obtidos com a estimação de valores da energia livre de Gibbs (LIMA et al., 2015). Valores negativos de ' ΔS^0 ', juntamente com os valores negativos de ' ΔG^0 ', indicam que há energia exotérmica liberada na reação, que reorganiza a desordem gerada na interface sólido-líquido, de acordo com a variação da temperatura. Portanto, a variação da entalpia deve ser negativa e maior que o produto entre a entropia e a temperatura, pois, em um processo espontâneo e exotérmico, a energia livre de Gibbs vai tender a ser negativa (RAUT, 2022).

Tabela 3 – Parâmetros termodinâmicos de adsorção de amoxicilina

Temperatura (K)	K_e^0 (-)	ΔG^0 (kJ/mol)	ΔH^0 (kJ/mol)	ΔS^0 (kJ/mol.K)
298,15	2434,26	-19,16		
308,15	1133,19	-18,38	-42,167	-0,077
118,15	839,40	-17,61		

Todas as isotermas de adsorção demonstraram-se espontâneas e favoráveis devido aos valores negativos da (ΔG^0), sendo possível concluir com os valores de ' K_e^0 ' e ' ΔG^0 ' que o fármaco obteve uma melhor afinidade ao biochar, possuindo uma maior magnitude na temperatura de 25°C (298,15K), adsorvendo mais moléculas de amoxicilina nos sítios ativos às temperaturas mais baixas, reduzindo os sítios disponíveis com o aumento da temperatura. Isto é, sugere uma adsorção espontânea e favorável da amoxicilina para com o biochar ativado de biomassa. Sendo representada pela máxima energia que pode ser liberada ao sistema, do que consumida pela reação de adsorção (LIU, 2009).

O mesmo pode ser observado em estudo realizados por Uzun e Guzel, 2004, na adsorção de corantes e p-nitrofenol, utilizando de dois diferentes tipos de quitosana modificada, assim, a termodinâmica do processo de mostrou espontânea e mais favorável a baixas temperaturas, devido à redução de sítios ativos com o aumento da temperatura.

Assim, segundo Crini e Badot (2008), mais espécies iônicas solúveis irão entrar em contato com os poros do biochar, consequentemente aumentando a adsorção devido a redução do tamanho da camada limite do carvão e da resistência a transferência de massa, pois aumenta-se a taxa de difusão interna e externa da camada limite do adsorvente, possibilitando um maior contato adsorbato-adsorvente.

De acordo com Silberberg (2010), valores da variação da entalpia menores que zero, demonstram natureza exotérmica e por estarem na faixa entre -20 kJ.mol^{-1} e -80 kJ.mol^{-1} , apresentam interações eletrostáticas, possíveis ligações de hidrogênio, pois estão próximos a faixa entre -10 kJ.mol^{-1} e -40 kJ.mol^{-1} , e ligações íon-dipolo, na faixa entre -40 kJ.mol^{-1} e -600 kJ.mol^{-1} . Caracterizando este processo como de fisissorção (LIU, 2009; SILBERBERG, 2010).

No processo exotérmico, ocorre uma diminuição da energia livre superficial, reduzindo a desordem na superfície do sólido, ou seja, a entropia do sistema diminui quando as moléculas são adsorvidas na superfície do biochar e consequentemente estas perdem graus de liberdade, levando a um valor menor que zero, com uma entropia de $-0,077 \text{ kJ.mol}^{-1}.\text{K}$ (RAUT, 2022;; CRINI; BADOT, 2008).

Estudos realizados por Mohammed et al. (2020), utilizando amoxicilina como adsorbato e carvão de cascas de pistache como adsorvente, demonstraram comportamento termodinâmico similar ao biochar ativado de biomassa de uva, apresentando uma natureza exotérmica, com interações eletrostáticas e dipolo-permanente, entre adsorvente-adsorbato, de caráter favorável e com redução na desordem da do sistema entre o carvão de biomassa e a amoxicilina.

Conclusão

A necessidade de estudos para a redução de impactos ambientais em meios aquosos, causados por fármacos, se faz necessária atualmente. Neste trabalho objetivou-se verificar se um biochar ativado fisicamente a vapor, oriundo de rejeitos de bagaço de uva, teve influência promissora na adsorção de fármaco poluente em meio aquoso. Utilizou-se de métodos

analíticos como MEV e FT-IR para a caracterização do biochar ativado. Assim, foi possível verificar suas cargas superficiais em meio aquoso, seu comportamento iônico, e os possíveis grupos funcionais na superfície do material carbonáceo, apresentando um ponto de carga zero igual a 7,11 e pH superficial de 10,36. Examinando a morfologia superficial do biochar ativado e sem ativação, foi viável constatar as diferenças nas propriedades texturais de cada material, possível causa da ativação a vapor no biochar.

Os mecanismos de adsorção foram estabelecidos, empregando modelagens matemáticas em valores experimentais de isotermas de adsorção. A modelagem apresentou capacidade máxima de remoção estimada de $62,97 \text{ mg.g}^{-1}$, a $45 \text{ }^\circ\text{C}$. As isotermas apresentaram o adsorvente como possuindo sítios heterogêneos e com afinidade às espécies do contaminante amoxicilina, seguindo a modelagem matemática da isoterma de Liu. Através de equações termodinâmicas, avaliou-se que a adsorção ocorreu de forma espontânea e favorável, pois a variação da entropia deu-se negativa e de magnitude igual a $-0,077 \text{ KJ.mol}^{-1}$. A termodinâmica apresentou um valor da energia livre de Gibbs de magnitude igual a $-19,16 \text{ KJ.mol}^{-1}$, com reação de natureza exotérmica, liberando energia residual da reação ao sistema. Energia referente ao trabalho que reorganiza o sistema ao final da reação, possuindo uma variação de entalpia negativa de $-42,167 \text{ KJ.mol}^{-1}$.

O processo ocorre de adsorção por fisissorção, por meio de interações eletrostáticas e ligações de hidrogênio. É possível verificar, através dos parâmetros obtidos pelos dados experimentais, que o processo foi mais favorecido em temperatura mais baixa, devido as constantes de equilíbrio das modelagens, porém com probabilidade de solvatação do soluto a temperaturas mais altas, devido a dissolução de espécies do adsorbato. Assim, realizando a remediação de uma solução contaminada, foi possível investigar os mecanismos de adsorção e as características do biochar ativado a vapor oriundo de resíduo de uva.

Referências Bibliográficas

- Asgar, H. M. A. et al.; 2019. Comparative adsorption: regeneration performance for newly developed carbonaceous adsorbent. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, [s. l.], v. 69, p. 90-98.
- Ashworth, D. J.; Ibekwe, A. M.; 2020. System of multi-layered environmental media for the removal of antibiotics from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [s. l.], v. 8, n. 5, p. 2213-3437.
- Batista, R. R.; Gomes, M. M.; 2021. Effects of Chemical Composition and Pyrolysis Process Variables on Biochar Yields: Correlation and Principal Component Analysis. *Floresta Ambiental, Seropédica*, v. 28, n. 3, e20210007.
- Bhatnagar, A. et al.; 2013. An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chemical Engineering Journal*, [s. l.], v. 219, p. 499-511.
- Blaney, L.; 2014. 12: Ozone Treatment of Antibiotics in Water. *Water Reclamation and Sustainability*, [s. l.], p. 265-316.
- Branco, N. M. C. et al; 2021. Ocorrência de antimicrobianos em águas superficiais e residuais do Município do Rio de Janeiro: uma questão de vulnerabilidade ambiental e de saúde pública. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 10.
- Crini, G.; Badot, P.; 2008. Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: a review of recent literature. *Progress in Polymer Science*, [s. l.], v. 33, n. 4, p. 339-447.
- Davies, K. R. D. et al.; 2021. The upsurge of photocatalysts in antibiotic micropollutants treatment: materials design, recovery, toxicity and bioanalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews*, [s. l.], v. 48, p. 1389-5567.
- Duan, D. et al.; 2021. Activated carbon from lignocellulosic biomass as catalyst: A review of the applications in fast pyrolysis process. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, v. 158, p. 105246.
- Elmolla, E. S.; Chaudhuri, M.; 2010. Degradation of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution by the UV/ZnO photocatalytic process. *Journal Of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 173, n. 1-3, p. 445-449.
- Fahimi, A. et al; 2020.. New eco-materials derived from waste for emerging pollutants adsorption: the case of diclofenac. *Materials (Basel)*, [s. l.], v. 13, n. 18, p. 3964.
- Fan, X. et al.; 2020. Investigation on the adsorption of antibiotics from water by metal loaded sewage sludge biochar. *Water Science & Technology*, [s. l.], v. 83, n. 3, p. 739-750.
- Freundlich, H. M. F.; 1906, Over the adsorption in solution. *The Journal of Physical Chemistry*, [s. l.], v. 57, p. 385-471.
- Ghosal, P. S.; Gupta, A. K.; 2017. Determination of thermodynamic parameters from Langmuir isotherm constant-revisited. *Journal of Molecular Liquids*, [s. l.], v. 225, p. 137-146.

- Giles, C. H. et al.; 1960. Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *Journal Of The Chemical Society (Resumed)*, [S.L.], p. 3973.
- Heberer, T.; 2002. Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicol Lett*, [s. l.], v. 131, n. 1-2, p. 5-17.
- Homem, V.; Santos, L.; 2011. Degradation and removal methods of antibiotics from aqueous matrices: a review. *Journal of Environmental Management*, [s. l.], v. 92, n. 10, p. 2304-2347.
- Kaur, M.; Datta, M.; 2014. Diclofenac Sodium Adsorption onto Montmorillonite: adsorption equilibrium studies and drug release kinetics. *Adsorption Science & Technology*, [S.L.], v. 32, n. 5, p. 365-387.
- Klein, E. Y. et al.; 2021. Assessment of WHO antibiotic consumption and access targets in 76 countries, 2000–15: an analysis of pharmaceutical sales data. *The Lancet Infectious Diseases*, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 107-115.
- Krasucka, P. et al.; 2021. Engineered biochar: a sustainable solution for the removal of antibiotics from water. *Chemical Engineering Journal*, [s. l.], v. 405, p. 1385-8947.
- Langmuir, I.; 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal American Chemical Society*, [s. l.], v. 40, p. 1361-1403.
- Liang, C. et al.; 2021. Removal of antibiotic resistance genes from swine wastewater by membrane filtration treatment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 210.
- Lima, E. C. et al.; 2015. Kinetic and equilibrium models of adsorption. In: BERGMANN, C. P.; MACHADO, F. M. (Ed.). *Carbon nanomaterials as adsorbents for environmental and biological applications*. Cham: Springer, p. 33-69.
- Liu, Y. et al.; 2003. A general model for biosorption of Cd²⁺, Cu²⁺ and Zn²⁺ by aerobic granules. *Journal of Biotechnology*, [s. l.], v. 102, p. 223-239.
- Liu, Yu.; 2009. Is the Free Energy Change of Adsorption Correctly Calculated? *Journal Of Chemical & Engineering Data*, [S.L.], v. 54, n. 7, p. 1981-1985.
- Lucas JR., J.; Santos, T. M. B.; 2000. Aproveitamento de resíduos da indústria avícola para produção de biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUOS DA PRODUÇÃO AVÍCOLA, 2000, Concórdia, SC. Anais [...]. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2000. p. 27-43.
- Machado, J; 2019. Contaminação da água potável por agrotóxico no Brasil é tema de audiência pública na Câmara dos Deputados. Fio Cruz Brasília. Disponível em: <https://www.fiocruzbrasil.org.br/contaminacao-da-agua-potavel-por-agrotoxico-no-brasil-e-tema-de-audiencia-publica-na-camara-dos-deputados/>. Acesso em: 05 maio 2022.
- Machado, T. S. et al.; 2022. Synthesis of glutaraldehyde-modified silica/chitosan composites for the removal of water-soluble diclofenac sodium. *Carbohydrate Polymers*, [s. l.], v. 277.
- Magon, T. et al.; 2018. Simultaneous determination of four antibiotics in raw milk by UPLC-MS/MS using protein precipitation as sample preparation: development, validation, and application in real samples. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, [s. l.], v. 29, n. 11, p. 2441-2448.
- Matozzo, V. et al.; 2016. Does the antibiotic amoxicillin affect haemocyte parameters in non-target aquatic invertebrates: the clam *Ruditapes philippinarum* and the mussel *Mytilus galloprovincialis* as model organisms. *Marine Environmental Research*, [s. l.] v. 119, p. 51-58.
- Mccabe, W. L. et al.; 2001. *Unit operations of chemical engineering*. 6th. ed. Boston: McGraw-Hill.
- Mohammed, A. et al.; 2020. Simultaneous adsorption of tetracycline, amoxicillin, and ciprofloxacin by pistachio shell powder coated with zinc oxide nanoparticles. *Arabian Journal of Chemistry*, ed. 13., p. 4629-4643.
- Na Li et al.; 2017. Removal of antibiotic resistance genes from wastewater treatment plant effluent by coagulation. *Water Research*, [s. l.], v. 111, p. 204-212.
- Newcombe, G. et al.; 1993. Granular activated carbon: Importance of surface properties in the adsorption of naturally occurring organics. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, [s. l.], v. 74, p. 275-286.

- Piccin, J. S. et al.; 2009. ADSORPTION OF FD&C RED NO. 40 BY CHITOSAN: ISOTHERMS ANALYSIS. *Journal of Food Engineering*, v. 95, n. 1, p. 16-20.
- Piccin, J. S. et al.; 2017. Adsorption Isotherms in Liquid Phase: Experimental, Modeling, and Interpretation. *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification*. Springer, Cham, p. 19-51.
- Portinho, R.; 2016. Aproveitamento do engaço da uva para remoção de cafeína por adsorção. 102 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Raut, B.; 2022. Adsorption: mechanism, types of adsorption, and applications. *Chemist Notes*. Disponível em: <https://chemistnotes.com/physical/adsorption-mechanism-types-of-adsorption-and-applications/>. Acesso em: 05 jun. 2022.
- Riguetto, C. V. T. et al.; 2021. Adsorption of diclofenac sodium by composite beads prepared from tannery wastes-derived gelatin and carbon nanotubes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, [s. l.], v. 9, n. 1.
- Rodrigues, D. L. C. et al.; 2020. Adsorption of amoxicillin onto high surface area-activated carbons based on olive biomass: kinetic and equilibrium studies. *Environmental Science and Pollution Research*, [S.L.], v. 27, n. 33, p. 41394-41404.
- Silberberg, M. S.; 2010. *Principles of General Chemistry*. McGraw-Hill Education, New York.
- Skubiszewska-Zięba, J. et al; 2017.. Active carbons from waste biochars. *Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry*, [S.L.], v. 130, n. 1, p. 15-24.
- Sophia, C. A.; Lima, E. C.; 2018. Removal of emerging contaminants from the environment by adsorption. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 150, p. 1–17.
- Sulfikar et al.; 2018. Effect of sedimentation and aeration on antibiotic resistance induction in the activated sludge process. *Journal of Water and Environment Technology*, [s. l.], v. 16, p. 94-105.
- Teixeira, P. C. et al.; 2017. *Manual de métodos de análise de solo*. 3 ed. Brasília, DF: Embrapa.
- Teixeira, J. L.; 2020. Obtenção e caracterização de carvão ativado a partir da casca de coco verde. 88 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- U.S. Pharmacopeial Convention Promoting the Quality of Medicines. Product information report: amoxicillin. Rockville, Maryland: U.S. Pharmacopeial Convention, 2017.
- Uzun, İ.; Güzel, F.; 2004. Kinetics and thermodynamics of the adsorption of some dyestuffs and p-nitrophenol by chitosan and MCM-chitosan from aqueous solution. *Journal Of Colloid And Interface Science*, [s.l.], v. 274, n. 2, p. 398-412.
- Vassalini, I. et al; 2020. Alginate-derived active blend enhances adsorption and photocatalytic removal of organic pollutants in water. *Advanced Sustainable Systems*, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 1900112.
- Vernikova, L. M.; Zhukovskaia, S. A.; 1978. Flocculant interaction with native antibiotic solutions: the effect of flocculants on the quality indices of native solutions as dependent on a number of factors. *Antibiotiki, Russian*, v. 23, n. 4, p. 298-304.
- Villaescusa, I. et al.; 2011. Mechanism of paracetamol removal by vegetable wastes: the contribution of π - π interactions, hydrogen bonding and hydrophobic effect. *Desalination*, [s. l.], v. 270, n. 1-3, p. 135-142.
- Wang, T. et al.; 2017. Adsorptive removal of antibiotics from water using magnetic ion exchange resin. *Journal of Environmental Sciences*, [s. l.], v. 52, p. 111-117.
- Wang, J.; Zhuan, R.; 2020. Degradation of antibiotics by advanced oxidation processes: an overview. *Science of The Total Environment*, [s. l.], v. 701, p. 135023.
- Zanoletti, A. et al.; 2018. A new porous hybrid material derived from silica fume and alginate for sustainable pollutants reduction. *Frontiers*, [s. l.], v. 6, v. 60.

HYDRODYNAMIC STUDY OF SMALL-SCALE UASB REACTOR BY COMPUTATIONAL FLUID DYNAMICS (CFD): SIMULATION AND VALIDATION

Vinicius Carvalho Rocha¹, Andreza Nataline Simões, Carla Eloísa Diniz dos Santos, Eduardo Cleto Pires

¹Department of Environmental Engineering; Federal University of Triângulo Mineiro; Avenida Randolpho Borges Júnior, 1400 - Universidade, Uberaba – Brazil. Tel. +55 34 3331 3000 (e-mail: vinicius.rocha@uftm.edu.br)

Abstract

A small-scale UASB reactor was modelled in order to evaluate its hydrodynamic behavior. CFD simulations using Ansys® CFX™ were carried out with two different flow rates: A) 26.68 and B) 4.0 l/d. The reactor had 1.5 liters and a useful volume of 1.38 liters. Complementarily, hydrodynamic tests with tracer injection were performed, both experimentally and in simulations. Residence time distribution (RTD) curves were obtained through these tests and the number of tanks-in-series (NTIS) model was used for determination of hydrodynamic behavior. The NTIS calculated using CFD simulations was 5.55 and 4.76, for flow rates A and B, respectively. For the experimental analysis, the NTIS calculated were 6.67 and 5.54, also for A and B flow rates, respectively. Statistic Mann-Whitney'U test was performed to confirm the similarity with CFD simulations and experimental tests. All data statistically analyzed resulted in similar samples, so no differences were observed between them. Thus, it can be concluded that the simulations in CFD are valid and can be used in the analysis of hydrodynamic behavior.

Keywords: CFD. Experimental. Simulation. Tracer injection tests.

Introduction

Upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors are complex biological systems that have been used widely in wastewater treatment, especially in hot climates (Chernicharo et al., 2015). This technology can be used to treat both industrial and domestic wastewater and provides: (i) lower maintenance and operating costs when compared to aerobic systems; (ii) a readily formation of dense granules e their maintenance at the inferior part of the reactors due to the reactors's hydrodynamics (Bhatti et al., 2014; Chernicharo et al., 2015; Rodríguez-Gómez et al., 2014); (iii) effective removal of organic matter coupled to the biogas production (Hinken et al., 2014; Lu et al., 2015); and (iv) a low growth rate of the biomass, decreasing the frequency of the biomass discharges (Daud et al., 2018).

The UASB performance, in terms of organic matter removal and energy yield, is usually run by two main interrelated factors: the microbiological one and hydrodynamics (Ren et al., 2009). Regarding the reactor hydrodynamics it is known that it may be influenced by the mixing characteristics, presence of dead zones, short circuiting and fluid velocities, which are usually not considered in the most of models applied for anaerobic digestion. Simulation in computational fluid dynamics (CFD) (Passos et al., 2014; Cruz et al., 2016) and laboratory experimental tests (stimulus-response technics with tracers and related models) (Fia et al., 2016) are suitable methods to evaluate the reactor hydrodynamics. Moreover, the CFD has an additional advantage as it can be used to replace the time-consuming and expensive experiments to a large extent (Pourtousi et al., 2015).

In this context, a systematic comprehension of the hydrodynamic behavior of an UASB based on a full-understanding of the flow patterns and their relation with the reactor performance is still lacking. The resident time distribution (RTD) may be a useful tool to achieve such goal. The RTD can effectively describe the real hydraulics behavior and detect anomalies in biological reactors. The determination of the RTD is relatively simple and Levenspiel (1999) presents one of the best-known theoretical references about this subject. Previous studies on the UASB hydrodynamics have shown that they could be well described by the number of tanks-in-series model (NTIS) (Fia et al., 2016).

This study aimed at fully comprehending the hydrodynamic behavior of a small-scale UASB reactor through CFD simulation. The simulations were run by considering two different flow rates and the final method was validated by statistical analysis.

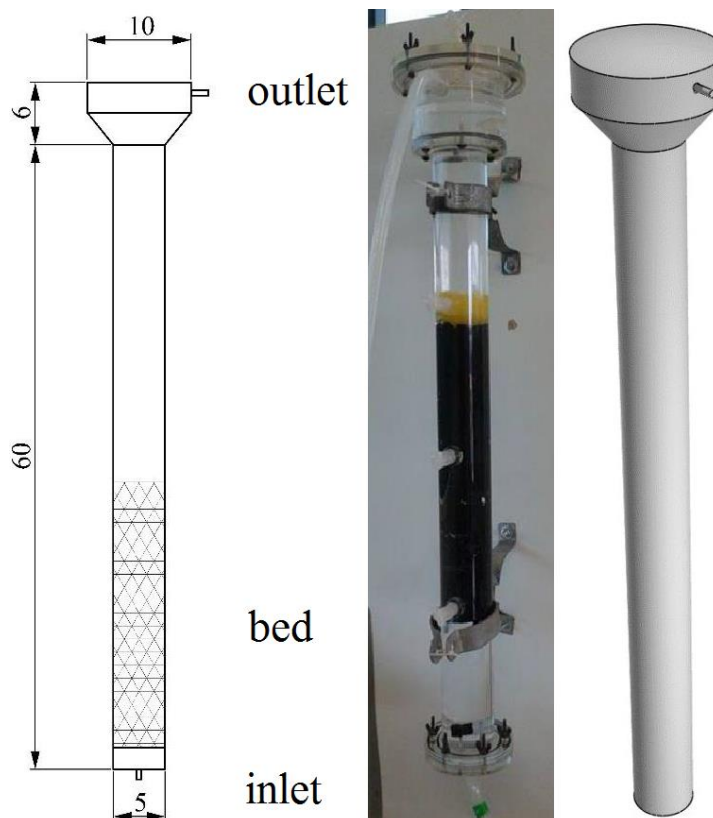
Methods

Experimental apparatus

The small-scale UASB was made of acrylic and contained some MBBR (moving bed biofilm reactor) plastics to simulate the sludge blanket (Figure 1). Tap water was applied as influent by a dosing pump (Grundfos, DDA). The reactor has a 2.0 cm buffer immediately above its entrance. Table 1 contains information regards the reactor's structure.

Table 1 - UASB characteristics.

Parameter/Unit	Value
Height (cm)	66
Larger diameter (cm)	10
Smaller diameter (cm)	5
Volume (L)	1.50
Effective volume (L)	1.38
Porosity (-)	0.88
Wall roughness (mm)	0.005

Figure 1 - Small-scale UASB reactor: scheme, real and virtual perspective views.

Experimental procedure

The experimental work was performed by considering two different flow rates: 26.68 (C1) and 4.0 L d⁻¹ (C2). The time that a fluid element passes through a reactor, from its entry to its exit is named hydraulic retention time (HRT). The fluid movement can roam through various routes, remaining different times within the reactor. In this study, the theoretical HRTs for each tested condition were 1h21min and 9h00min, respectively, by considering the total reactor volume.

Based on the detection of the time that each fluid element spends to pass through the reactor, the residence time distribution curve (RTD) was reached by injecting an input stream of 5.0 mL of sodium chloride (NaCl) at a concentration of 3.0 g L⁻¹(tracer).

This type of injection is known as “pulse injection” and its primal characteristic is that a small volume of tracer needed to perform the experiment, compared to the full reactor volume. The tracer concentration (C) was continuously measured at the reactor outlet, along with the time and resulted in a C curve as expressed by the Equation 1. The tracer concentration was indirectly accessed by the electrical conductivity monitoring (Vernier) and then converted to mg L⁻¹ of tracer.

$$C_{pulse} = \int_0^{\infty} C \cdot dt \quad (1)$$

where C is the tracer concentration (mg/l) and t is the experiment time (min).

The average HRT was estimated by the data acquired during the experimental tests (Equation 2):

$$\underline{HRT} = \frac{\int_0^{\infty} t \cdot C \cdot dt}{\int_0^{\infty} C \cdot dt} \quad (2)$$

For the pulse injection, the RTD function, denominated E curve, is defined by Equation 3:

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t).dt} \quad (3)$$

where:

$$\int_0^{\infty} E(t).dt = 1 \quad (4)$$

Prior to the NTIS model application and its integrated analysis with the kinetic models, the function E_{θ} (dimensionless concentration) was calculated (Equations 5 and 6), where θ is defined as dimensionless time

$$E_{\theta} = \frac{HRT}{HRT} \cdot E \quad (5)$$

$$\theta = \frac{t}{HRT} \quad (6)$$

The number of tanks-in-series was calculated from Equation 7:

$$NTIS = \frac{1}{\sigma_{\theta}^2} \quad (7)$$

where σ_{θ}^2 is the variance of the dimensionless residence time distribution, given in Equation (8):

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma^2}{HRT^2} \quad (8)$$

The NTIS value is an important criterion to judge the flow patterns in a reactor. Commonly, $NTIS = 1$ represents a completely mixed flow system, however $NTIS = \infty$ indicates a plug-flow unit. The integration of a dynamic mass balance around the strand of reactors generates the RTD of the system. The dimensionless concentration of a tracer in the NTIS is given by Equation (9) (Levenspiel, 1999):

$$E_{\theta} = NTIS \cdot \frac{(NTIS \cdot \theta)^{NTIS-1}}{(NTIS - 1)!} \cdot e^{-NTIS \cdot \theta} \quad (9)$$

CFD modeling approach

The CFD modeling steps is basically depended on: (i) building a three-dimensional geometry that represents the reactor (Figure 1); (ii) developing a mesh finite elements or finite volumes; (iii) choosing the best mesh by performing a grid independence test; (iv) defining boundary conditions, calculation methods, additional equations and, finally, (v) processing. In this study the CFD software used was Ansys 14.0@. Its package included a geometry maker (DesingModelerTM), a mesher (MeshingTM), and pre-processing, processing and post-processing modules (CFXTM).

The domain of simulation was represented by a geometry, so it was considered only the volume occupied by the fluid in the reactor. In CFD simulations, the total volume of fluid into the reactor is divided into a mesh, which is comprised by a portion of “smaller” volumes, for which the mass conservation and momentum calculations are performed. In general, the finer the grid resolution, the more precise the results are expected. (Li, Yang and Dai, 2009).

Therefore, two grids were constructed to choose the best one (M1 and M2), in terms of quality results and simulation processing time. The difference between the two meshes is on the refinement of the blanket region. The first mesh (M1) was constructed by standard configuration of the software MeshingTM and the second mesh (M2) relates to the refining performed only in the blanket. The CFD simulation should seek independence from the outcomes in relation to the density of the mesh adopted. (Curi et al., 2017). A series of tests are needed to ensure the mesh refinement and also to compare the results if the refinement does not change the results. All tests were performed at the same physical and boundary conditions. The primary endpoint of the level of mesh refinement is the simulation convergence. CFD software usually have tools that allows convergence parameters monitoring. For example, the CFX-SolverTM allows the user to visualize the convergence degree of various parameters, such as the conservation of mass and momentum through RMS P-Mass, RMS U-Mom, RMS V-Mom and RMS W-Mom criteria. Other important parameters are RMS and RMS TurbKE K-O-TurbFreq related to the model of

turbulence $k-\omega$ shear stress transport (SST) and the Imbalance parameter. However other parameters can be used in the grid independence test, such as comparing the simulation results, like in this investigation, the reactor RTD curve for each level of mesh refinement.

The fundamental equations used in CFD simulations, such as conservation of mass, momentum and energy, which are the basis of CFD model, are available in several textbooks (e.g. Fortuna 2000). Besides these fundamental equations, one has been added to the model to simulate the tracer test (Equation 10) as a result of a virtual tracer pulse injection in the first timestep (1s).

$$\text{Tracer} = \text{step}((t - 1[s])/1[s]) * \text{step}((\gamma[s] - t)/1[s]) * \beta [kg s^{-1}] \quad (10)$$

where γ is the injection duration (seconds), and β is the load of tracer injected ($kg s^{-1}$) in the reactor.

The meshes analyzed in this study were exclusively tetrahedral unstructured and volumes. Independence mesh was analyzed in two ways:

- observation of Imbalance parameter (%) for the P-mass, U-Mom, Mom-V, W-Mom and tracer variables, the latter variable was introduced by the authors. Note: it is considered the simulation as acceptable when Imbalance was below to 1%;
- statistical analysis of the RTD curve simulation at each level of mesh refinement. For the entire domain, it was defined the water properties at 30°C (specific mass = $995.6 kg m^{-3}$; molar mass = $18.02 gmol^{-1}$; dynamic viscosity = $0.798 \times 10^{-3} N \cdot sm^{-2}$; thermal conductivity = $0.6069 W m^{-1}K^{-1}$; specific heat capacity = $4172.7 J kg^{-1}K^{-1}$). The UASB blanket, as previously mentioned, was replicated with MBBR plastics, resulting in a porosity of 0.88. To simulate this porous medium, it was set up in CFX-Pre, a two-phase flow in the region of the blanket with the same porosity value.

The boundary conditions for the CFD simulations were like the experimental tests, due the need to simulate the real conditions. The simulations were run under transient condition. A Root Mean Square Error (RMS) of 10^{-5} was defined as the convergence criterion for all variables. Moreover, the total time simulation was chosen as criterion for completion for two tested conditions. Data regarding boundary conditions and transient simulations are displayed in Table 2.

Table 2 - Boundary conditions and transient analysis for the CFD simulations (C1 and C2)

Parameter	C1	C2
	Value	
Flow rate (l/d)	26.68	4.0
Inlet velocity (m/s)	1.38×10^{-2}	2.37×10^{-3}
Outlet relative pressure (Pa)	0	0
Wall roughness (mm)	0.005	0.005
Porosity (-)	0.88	0.88
Total time simulation (min)	501	1995
Timestep (min)	3	15

The turbulence model was the SST (hybrid model of $k-\epsilon$ and $k-\omega$) at 1%.

Validation method

To analyze the similarity of the experimental data and the CFD simulations and further validate the model we have compared:

- the number of NTIS;
- statistical analysis by applying (i) the Student's t test for samples that follow a standard distribution; (ii) the Mann-Whitney's U test for samples that do not follow a normal distribution (nonparametric test for two independent samples).

RESULTS AND DISCUSSION

Grid independence test

Figure 2 depicts the two meshes (M1 and M2) developed in this study (arrow indicates the local of refinement).

Meshes 1 and 2 were composed of nodes (junctions between tetrahedral elements) and elements (tetrahedral control volumes). M1 presented 9307 nodes and 44505 elements, meanwhile, M2 had 17100 nodes and 84023 elements. The Imbalance parameter reached values below to 1% for every variable, indicating stability in the simulations.

To complete the grid independence test, Mann-Whitney's U test was applied by considering the RTD curves generated from the M1 and M2 simulations. The U test revealed that the difference in median values between the two curves was not large enough to rule out the possibility of random sampling variability. Therefore, there is not a statistically significant difference (significance level of 5%, p-value of 0.804). Figure 3 shows the two curved interposed and the linear regression between M1 and M2 RTD curves ($R^2 = 0.9965$).

Figure 2 - Meshes 1 (standard) and 2 (refined)

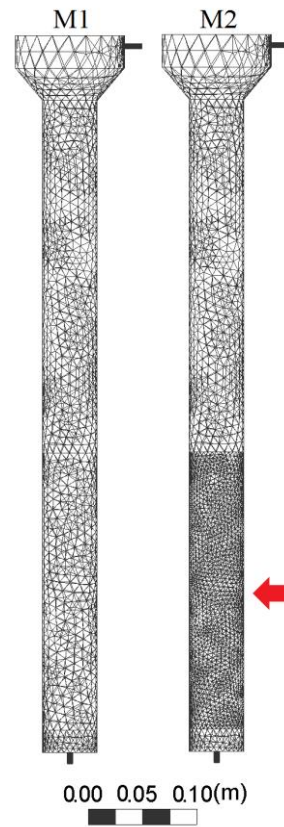
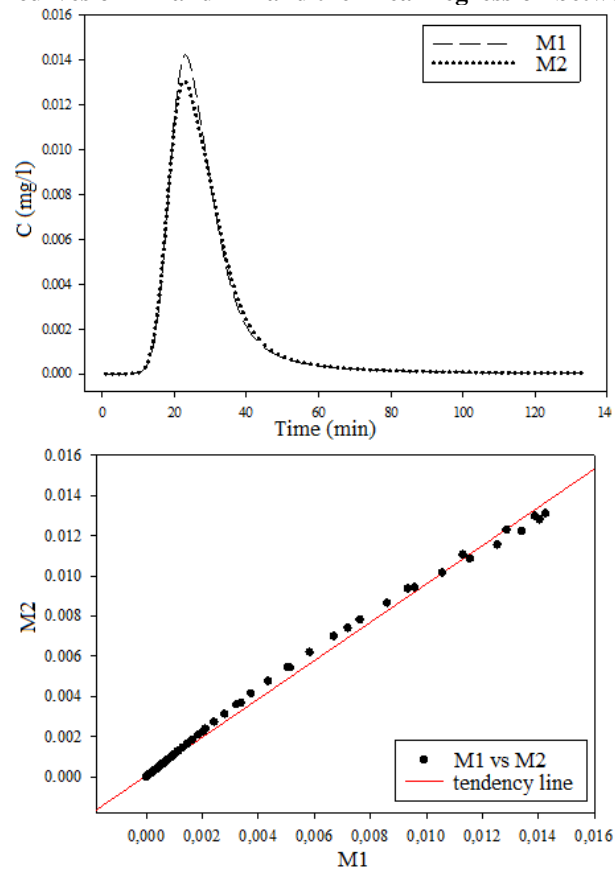


Figure 3 - RTD curves of M1 and M2 and the linear regression between M1 and M2.



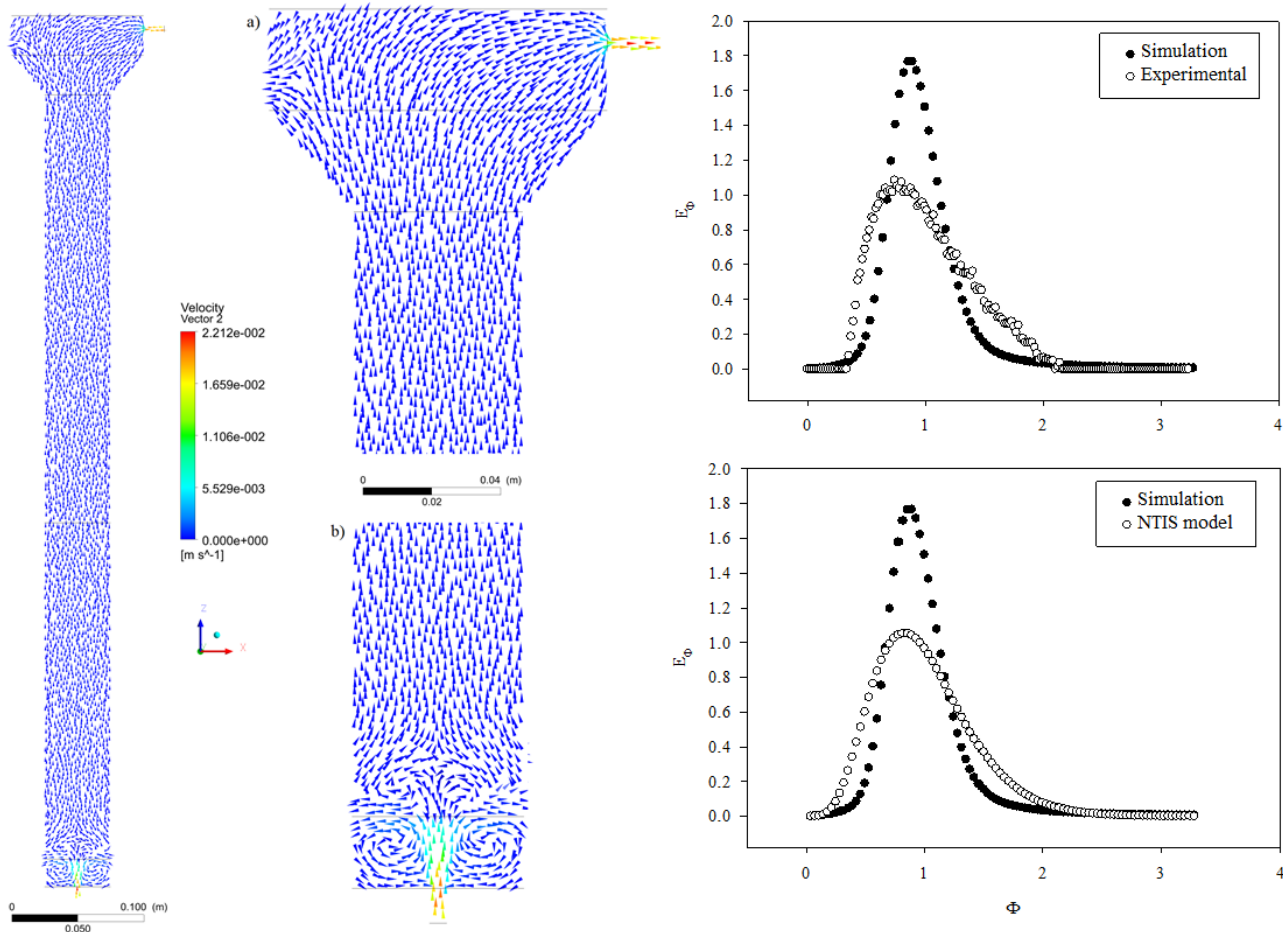
From this findings it can be concluded that both curves were statistically equal. Consequently, the mesh used in the CFD validation was the M1, due to its lower computational requirement.

The test was performed with the input data relating to the C1. Once test was conducted for a condition, its output can be leveraged for other conditions, i.e., the test was valid for conditions C1 and C2.

Hydrodynamic analysis – Simulation and experimentation

The CFD simulation for the conditions C1 and C2 were carried out according to Table 2. The velocity vectors and RTD (curves relating to the experimental, simulated and NTIS model data) are illustrated in Figures 4 and 5.

Figure 4 - Velocity vectors and RTD curves (simulated, experimental and NITS model) for condition C1.



A uniform distribution of velocity vectors in the vertical direction and a small amount of recirculation zones is observed in Figures 4 and 5. The buffer had a major influence on this flow amortization (Figure 1), and a plug-flow behavior is observed to the reactor's outlet.

The same comments can be made for condition C2, but it is important to realize that due to the low input flow, the flow C2 is also less turbulent than in C1.

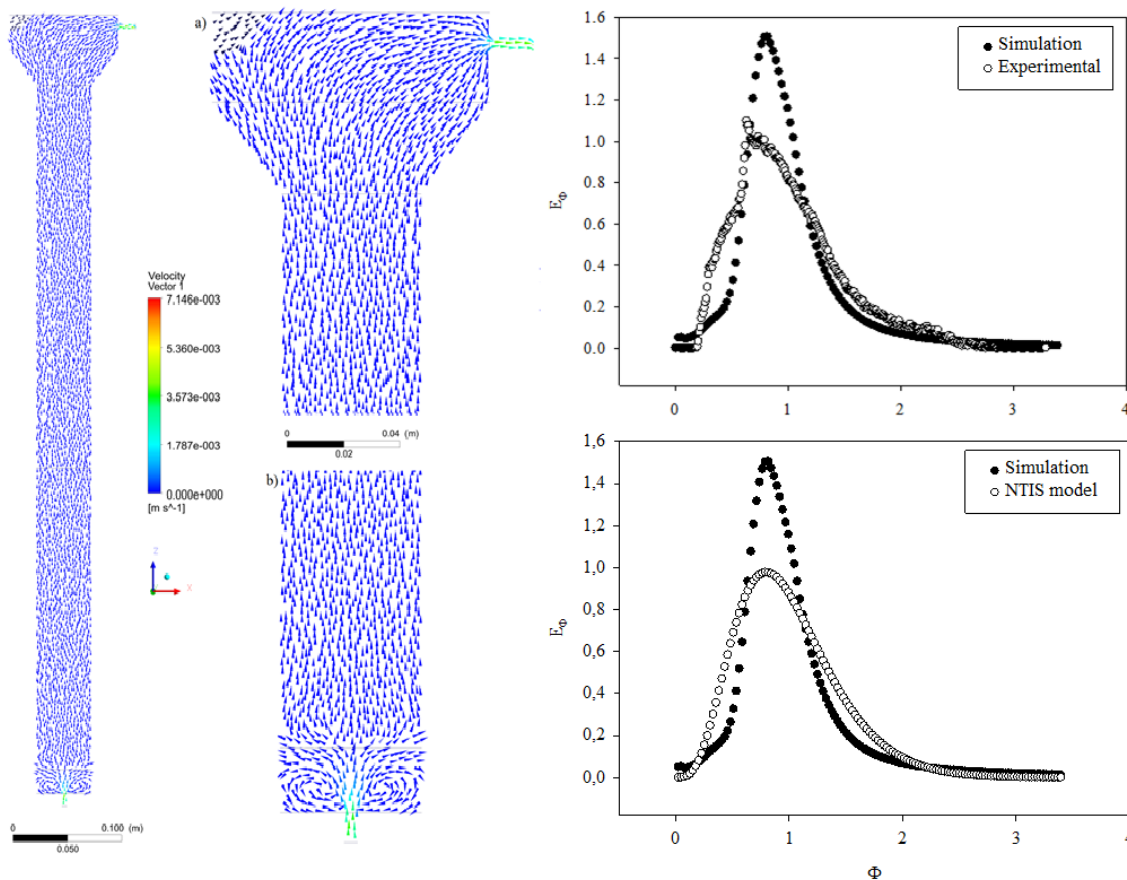
The hydrodynamic behavior and the NTIS model results for conditions C1 and C2 are shown in Table 3.

Table 3 – Hydrodynamic analysis for conditions C1 and C2

Parameter	C1		C2	
	Simulation	Experimental	Simulation	Experimental
Theoretical HRT (h)	1.52	1.52	9.0	9.0
Average HRT (h)	1.40	2.57	9.8	9.4
σ_{θ}^2 (-)	0.18	0.15	0.21	0.22
NTIS (-)	5.55	6.67	4.76	5.54

Initially it was observed that the NTIS values (experimental and simulated) were very close to both conditions (Table 3). This is borne out due to boundary conditions and the development of the three-dimensional model approach as much as possible to reality.

Figure 5 - Velocity vectors and RTD curves (simulated, experimental and NITS model) for condition C2.



Model validation

The validation protocol was based on statistical analysis. The Mann-Whitney's U test was chosen due the non-normal distribution observed in the experimental e simulated. The p-value ($\alpha = 0.05$) for conditions C1 and C2 were 0.561 and 0.940, respectively. For both conditions, where the P-value was less than alpha, no significant statistical differences were identified. Thus, it can be concluded that CFD simulations can be used for analysis of hydrodynamic behavior and the tracer test proposed by Levenspiel (1999).

This fact may contribute to new insights for bioreactors application in process engineering as diverse configurations can be tested before to design a real model, whether in small or full scale.

Conclusion

The CFD has proved to be a powerful and innovative tool in the analysis of hydrodynamic behavior of an UASB system. It was possible to establish a higher level of confidence of this tool by experimental validation of the data obtained computationally.

As a result, it is stated that the use of CFD software, such as CFXTM, it is essential in the development of reactors (of any kind) and in the understanding of their hydrodynamic behavior. Through computer simulations, results that require long lead times and large financial resources can be reduced to a computer and a software license and a small amount of time.

REFERENCES

- Bhatti, Z.A., Maqboo, F., Malik, A.H., Mehmood., Q. (2014). UASB reactor startup for the treatment of municipal wastewater followed by advanced oxidation process. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*. 31 (03). 715-726
- Chernicharo, C.A.L., van Lier, J.B., Noyola, A., Bressani Ribeiro, T. (2015) Anaerobic sewage treatment: state of the art, constraints and challenges. *Rev Environ Sci Biotechnol*. 14. 649-679.
- Cruz, D.B., Arantes, E.J., Carvalho, K.Q., Passing, F.H., Kreutz, C., Gonçalves, M.S. (2016). Avaliação do comportamento hidrodinâmico de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente com diferentes configurações do sistema de distribuição do afluente utilizando fluidodinâmica computacional. 21 (4). 721-730.

- Curi, T.M.R.C., Moura, D.J., Massari, J.M., Mesquita, M., Pereira, D.F. (2017). Computational Fluid Dynamics (CFD) application for ventilation studies in broiler houses. *Jaboticabal*. 37 (1). 1-12.
- Daud, M.K., Rizvi, H., Akram, M.F., Ali, S., Rizwan, M., Nafees, M., Jin, Z.S. (2018). Review of Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor Technology: Effect of Different Parameters and Developments for Domestic Wastewater Treatment. 2018.
- Fia, F.R.L., Fia, R., Campos, C.M.M., Oliveira, L.F.C. Hydrodynamic behavior of a combined anaerobic-aerobic system employed in the treatment of vinasse. *Ciênc. agrotec.* 2016. 40 (6). 718-729.
- Fortuna, A.O. (2000) Técnicas computacionais para dinâmica de fluidos. Ed.USP. 2ªEd. 557p.
- Hinken, L., Huber, M., Weichgrebe, D., Rosenwinkel, K.-H. (2014). Modified ADM1 for modelling an UASB reactor laboratory plant treating starch wastewater and synthetic substrate load tests. *Water Research*. 64. 82-93.
- Levenspiel O. (1999) Chemical Reaction Engineering. [S.l.]: Wiley, New York.
- Guang Li, Xiaogang Yang, Gance Dai, CFD simulation of effects of the configuration of gas distributors on gas-liquid flow and mixing in a bubble column, *Chemical Engineering Science*, Volume 64, Issue 24, 2009.
- Lu, X., Zhen, G., Estrada, A.L., Chen, M., Ni, J., Hojo, T., Kubota, K., Li, Y-Y. (2015). Operation performance and granule characterization of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating wastewater with starch as the sole carbon source. *Bioresource Technology*. 180. 264-273.
- Passos R.G., Von Sperling M., Ribeiro T.B. (2014) Hydrodynamic evaluation of full-scale facultative pond by CFD (computational fluid dynamics) and field measurements. *Water Sci. Technol.* 70(3):569-575.
- Pourtousi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P., Shamshirband, S., Redzwan, R. (2015) A combination of computational fluid dynamics (CFD) and adaptive neuro-fuzzy system (ANFIS) for prediction of the bubble column hydrodynamics.
- Rodríguez-Gómez, R., Renman, G., Moreno, L., Liu, L. (2014). A model to describe the performance of the UASB reactor. *Biodegradation*. 25. 239-251
- Ren T-T, Mu Y, Ni B-J, Yu, H-Q (2009) Hydrodynamics of upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Aiche Journal* 55(2): 516-528.
- Rocha, V.C. (2012) Anaerobic Processing of Vinasse Pre-treated with Biopolymer-Based Calcium. 104 F. Dissertation (Master's Degree) – Department of Hydraulic and Sanitation, School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos.

REMOÇÃO DE CONTAMINANTES DE INTERESSE EMERGENTE POR SISTEMAS DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS: REVISÃO DA LITERATURA

¹Renato Zimiani de Paula, ²Tatiane Araujo de Jesus

¹Universidade Federal do ABC, e-mail: zimiani.renato@aluno.ufabc.edu.br;

²Universidade Federal do ABC, e-mail: tatiane.jesus@ufabc.edu.br

Palavras-chave: Engenharia Ecológica; qualidade da água; tratamento terciário de esgotos.

Resumo

Os chamados Contaminantes de Interesse Emergente (CIEs) são uma diversidade de compostos de origem natural ou antrópica que podem apresentar algum risco aos ecossistemas; no entanto, ainda não estão inclusos nos programas de monitoramento, sendo candidatos a uma futura regulamentação. Muitos efeitos são atribuídos à exposição crônica a esses compostos, que ocorrem em concentrações extremamente baixas (na ordem de nanograma a picograma por litro) em matrizes aquáticas, o que torna ainda mais complexa a avaliação de risco, seja considerando a preservação da vida aquática, dessedentação de animais, recreação ou à saúde humana. Diversas substâncias têm sido consideradas como CIEs: fármacos, produtos de higiene pessoal (ex.: protetores solares), hormônios, alquilfenóis e seus derivados, pesticidas, etc. Muitas delas podem apresentar riscos aos ecossistemas e à saúde humana e, em geral, não são removidas satisfatoriamente pelas Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) convencionais. Desse modo, Soluções Baseadas na Natureza (SBNs), como os Sistemas de Alagados Construídos (SACs), ou “*constructed wetlands*”, podem ser alternativas interessantes para a problemática apresentada. Os SACs baseiam-se nos processos de purificação que ocorrem em alagados naturais. Estes sistemas podem ter diferentes configurações quanto ao tipo de escoamento (superficial e subsuperficial) e direção do fluxo (horizontal e vertical), e podem ou não conter macrófitas, as quais têm papel importante na purificação da água residuária, removendo nutrientes e contaminantes presentes no meio. Desse modo, o presente estudo teve como objetivo realizar revisão da literatura acerca da remoção de CIEs por SACs. Foi realizado o levantamento bibliométrico através da plataforma Scopus. Os dados mostram que nos últimos anos o número de pesquisas na área aumentou consideravelmente, com 30 artigos publicados em 2021 e 40 em 2022. O Brasil se destaca como um dos dez países que mais contribuíram com pesquisas dentro da temática, com 7 trabalhos publicados. Foram elaborados mapas cientométricos no *software VOSviewer* para analisar os principais termos presentes nos artigos oriundos da busca e observou-se que a maior parte dos CIEs estudados são produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, como cafeína, antibióticos e cosméticos. A revisão bibliográfica foi feita com base em nova busca, tendo o diclofenaco como palavra-chave. A remoção do diclofenaco foi estudada em função das características dos SACs adotados em cada estudo. Foi avaliado o tipo de fluxo, a aeração do sistema, o material do substrato e as macrófitas utilizadas, observando quais apresentavam melhor desempenho e influência no tratamento do diclofenaco. Foi observado que, em sistemas de fluxo subsuperficial, esse contaminante é mais bem removido por sistemas submetidos à aeração contínua, devido à sua degradação ser mais bem conduzida por microrganismos aeróbios. Além disso, substratos que apresentam maior porosidade (ex.: argila expandida) parecem influenciar no aumento da remoção de diclofenaco dos SACs. Constatou-se que o principal mecanismo de degradação do diclofenaco é a fotodegradação. Sistemas que permitam o contato desse poluente com fontes de luz são mais eficientes em remover este CIE dos efluentes. Cafeína, ibuprofeno, cetoprofeno, carbamazepina e naproxeno também foram abordados nessa revisão e observou-se que, à exceção da carbamazepina, que é altamente recalcitrante, esses CIEs são bem removidos por SACs de fluxo subsuperficial, especialmente sob condições de aeração. Observou-se que compostos mais hidrofílicos, como a cafeína e o ibuprofeno, são mais eficientemente removidos dos efluentes por SACs que compostos mais hidrofóbicos, como a carbamazepina, que se demonstram mais recalcitrantes. De maneira geral, os SACs têm potencial para o tratamento de efluentes contaminados por CIEs e, para uma maior eficiência de remoção desses poluentes, recomenda-se considerar os sistemas combinados, associando os diferentes mecanismos de remoção aos quais os CIEs são sujeitos. Essa é a melhor alternativa para maximizar a degradação desses compostos e abranger um maior leque de contaminantes no tratamento de efluentes.

Introdução

O maior desafio mundial relacionado à qualidade da água na atualidade é o controle das cargas de poluentes em ecossistemas aquáticos (Programme United Nations Environment, 2016; UNESCO, 2018). Embora as Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) convencionais sejam bastante eficientes na remoção de carga orgânica, em geral, não possuem etapa específica de remoção de contaminantes de interesse emergente (CIEs). Conforme “Atlas esgotos da Agência Nacional de Águas”, das 3.668 ETEs brasileiras, nenhuma apresenta etapa de remoção de CIEs (BRASIL, 2020a). Desse modo, as ETEs ainda são uma importante fonte desses poluentes para os ecossistemas aquáticos receptores no Brasil e no mundo (Programme United Nations Environment, 2016; Vymazal et al., 2017; UNESCO, 2018; Brasil, 2020b, Coelho et al., 2020; Vymazal, 2020).

Os CIEs são centenas de compostos que têm sido detectados nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água e ar). A origem desses compostos pode ser antrópica (efluentes domésticos, industriais, hospitalares, atividades agrícolas e pecuária) ou natural (presentes em diferentes espécies de plantas). Estes compostos podem apresentar algum risco ao ecossistema; no entanto, ainda não estão incluídos nos programas de monitoramento, sendo candidatos a uma futura regulamentação. Muitos dos efeitos são atribuídos à exposição crônica a esses compostos, que ocorrem em concentrações extremamente baixas (na ordem de nanograma a picograma por litro) em matrizes aquáticas, o que torna ainda mais complexa a avaliação de risco, seja considerando a preservação da vida aquática, a dessedentação de animais, a recreação ou a saúde humana (Kumar et al., 2019).

Diversas substâncias têm sido consideradas como CIEs, tais como: fármacos, compostos usados em produtos de higiene pessoal (ex.: protetores solares), hormônios, alquilfenóis e seus derivados, drogas ilícitas, sucralose e outros adoçantes artificiais, pesticidas, subprodutos provenientes de processos de desinfecção de águas, retardantes de chama bromados, compostos perfluorados, siloxanos, benzotriazóis, ácidos naftênicos, percloratos, dioxinas, nanomateriais, líquidos iônicos e microplásticos (Kumar et al., 2019). Além desses, alguns microrganismos e toxinas de algas também são considerados contaminantes emergentes (Pelaez et al., 2010). Essas substâncias podem ocasionar problemas ainda maiores em comunidades aquáticas, especialmente quando há interação entre elas, causando efeitos sinérgicos ou antagônicos (Taniwaki et al., 2017). Esses problemas são difíceis de serem mensurados, já que, em geral, são conhecidos apenas os efeitos isolados dos CIEs sob os organismos aquáticos (Taniwaki et al., 2017).

Embora existam tecnologias capazes de remover CIEs da água (ex.: adsorção em carvão ativado e sistemas de membranas) (Besha et al., 2017; Gonçalves et al., 2019) estas, em geral, demandam elevados custos de implantação e/ou operação e podem dificultar a recuperação de recursos. Atualmente, as ETEs devem ser vistas como sistemas geradores de recursos (se possível, autossustentáveis) e estimular a economia circular (Withers, 2019). Desse modo, as Soluções Baseadas na Natureza (SBNs) (UNESCO, 2018), como as ecotecnologias de SACs, ou “*constructed wetlands*” podem ser alternativas interessantes para a problemática apresentada, visto que são sistemas de menor custo de implantação e operação que as tecnologias tradicionais. Ainda, não geram lodo de difícil disposição e podem contribuir com a recuperação de recursos, como o reaproveitamento de água, nutrientes e biomassa para diversas finalidades (produção de bioenergia, adobe, concreto reforçado, entre outras) (Benassi et al., 2018; Colares et al., 2020; Dell’Osbel et al., 2020; Merli et al., 2020).

Os SACs baseiam-se nos processos de purificação que ocorrem nos alagados naturais. Estes sistemas podem ter diferentes configurações quanto ao tipo de escoamento e direção do fluxo, podendo ser classificados em SAC de fluxo subsuperficial horizontal (SAC-SSH) ou vertical (SAC-SSV) e SAC de fluxo superficial/livre (SAC-L) (Benassi et al., 2018; Sanchez et al., 2018; Colares et al., 2020); e podem conter ou não macrófitas, as quais têm papel importante na purificação da água residuária, como a oxigenação do sistema e *habitat* para o desenvolvimento de microbiota, como o perifíton. Ainda, o manejo frequente das macrófitas contribui com o aumento da eficiência de remoção dos poluentes (Vymazal, 2020; Baldovi et al., 2021).

Cai et al. (2012) demonstraram o sinergismo entre os mecanismos em SACs de fluxo subsuperficial para a remoção de CIEs como hormônios naturais e sintéticos em águas residuárias, com redução de até 93% na atividade estrogênica e 92% na androgênica após o tratamento. Herrera-Melián et al. (2018) indicaram aumento na remoção de nitrogênio amoniacal e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) em SACs com transferência de oxigênio otimizada pela zona de raízes das macrófitas, favorecendo também a remoção mais eficiente de hormônios. Nesse sentido, os SACs apresentam potencial como ecotecnologia de baixo custo para a redução de cargas de CIEs aos ambientes aquáticos, assim como o potencial de reaproveitamento de recursos, como nutrientes, água e aproveitamento econômico da biomassa das macrófitas para construções sustentáveis.

O tratamento de esgotos por SACs relaciona-se a alguns dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU). Na temática de “Água Potável e Saneamento” e “Vida na Água”, visto que o tratamento terciário de efluentes por SACs têm o potencial de melhorar a qualidade da água, removendo poluentes que seriam descarregados em ambientes aquáticos (Vymazal, 2007). Além de se relacionar de forma indireta a outros ODS, como por exemplo “Fome Zero e Agricultura Sustentável”, já que a biomassa pode ser compostada e usada como adubo orgânico na agricultura (Withers, 2019); “Energia Limpa e Acessível”, “Indústria, Inovação e Infraestrutura” e “Cidades e Comunidades Sustentáveis”, uma vez que a biomassa das macrófitas apresenta potencial de aproveitamento para diversos fins, desde a produção de biocombustíveis (Firth et al., 2020), à utilização das fibras vegetais como reforço estrutural para adobes de terra crua (Faria e Espíndola, 2004) ou concreto reforçado (Lima et al., 2011; Gasparim, 2013; Merli et al., 2020); e, até mesmo, “Ação Contra a Mudança Global do Clima”, visto que os SACs podem ser utilizados para a remoção simultânea de CIEs e nutrientes, os quais são responsáveis pela eutrofização, fenômeno este associado à emissão de gases de efeito estufa (GEEs) (Benassi et al., 2021).

Material e Métodos

Foram realizadas buscas na base de dados Scopus (Elsevier) através do acesso remoto via Portal de Periódicos CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) e acesso CAFE (Comunidade Acadêmica Federada). As palavras-chave utilizadas para localizar os resultados de busca foram: “*TITLE-ABS-KEY (constructed wetlands) AND TITLE-ABS-KEY (emerging pollutants OR emerging contaminants) AND TITLE-ABS-KEY (wastewater)*”. A base Scopus foi escolhida por ser a maior base de dados de trabalhos acadêmicos revisados por pares, contendo artigos, resumos, revisões,

capítulos de livro, etc., das mais variadas fontes e áreas de pesquisa (ELSEVIER, 2023). Sendo a maior base de dados, a plataforma Scopus, portanto, é capaz de fornecer um maior número de artigos dentro do tema pesquisado.

Após a busca, foram elaborados mapas cientométricos com base nos dados bibliométricos retirados da própria plataforma Scopus e inseridos no *software VOSviewer*. O *software* foi usado para a elaboração de redes bibliométricas baseadas na relação entre as palavras-chave e sua relevância (maior ocorrência nos resultados) na pesquisa.

Foram também elaborados gráficos com as relações da produção de pesquisas referentes à busca e seus anos de publicação e países de origem. Os gráficos foram construídos em MS Excel com base nos dados fornecidos pela ferramenta *Analytics* do Scopus.

Para a revisão bibliográfica, foi feita uma nova busca tendo o diclofenaco como palavra-chave da pesquisa. Todos os artigos publicados na base de dados nos últimos dez anos foram revisados e os dados referentes a seus sistemas e às remoções dos poluentes observadas foram coletados. Gráficos foram elaborados para avaliar a eficiência de remoção dos CIEs pelos sistemas de cada estudo. Um dos gráficos detalha as remoções de diclofenaco e as características dos SACs, nomeadamente as macrófitas adotadas, o substrato e o sistema de aeração, dividindo os dados de acordo com o tipo de fluxo dos SACs. Outros dois gráficos foram elaborados para apresentar as médias de remoção dos outros principais contaminantes observados nos estudos, um para sistemas de fluxo subsuperficial horizontal e outro vertical. Os CIEs contemplados por esses gráficos foram a cafeína, ibuprofeno, cetoprofeno, carbamazepina e naproxeno. Os dados das médias de remoção também foram divididos segundo a aeração dos sistemas, para se avaliar a relação entre essa característica e a eficiência dos SACs.

Resultados e Discussão

A pesquisa com os termos de busca escolhidos resultou em 132 artigos, publicados entre 1998 a 2022. Os gráficos obtidos pela ferramenta *Analytics* do Scopus (Figura 1) demonstram o número de trabalhos realizados com as especificações buscadas ao longo dos anos, bem como os países que mais produziram pesquisas sobre o tema. O Brasil se destaca dentre os países como um dos dez com mais pesquisas sobre o tema, possuindo sete artigos publicados, acima de países como Alemanha e Itália. A China e os Estados Unidos são as principais origens dos trabalhos, tendo, cada um, 25 artigos publicados com as especificações almejadas.

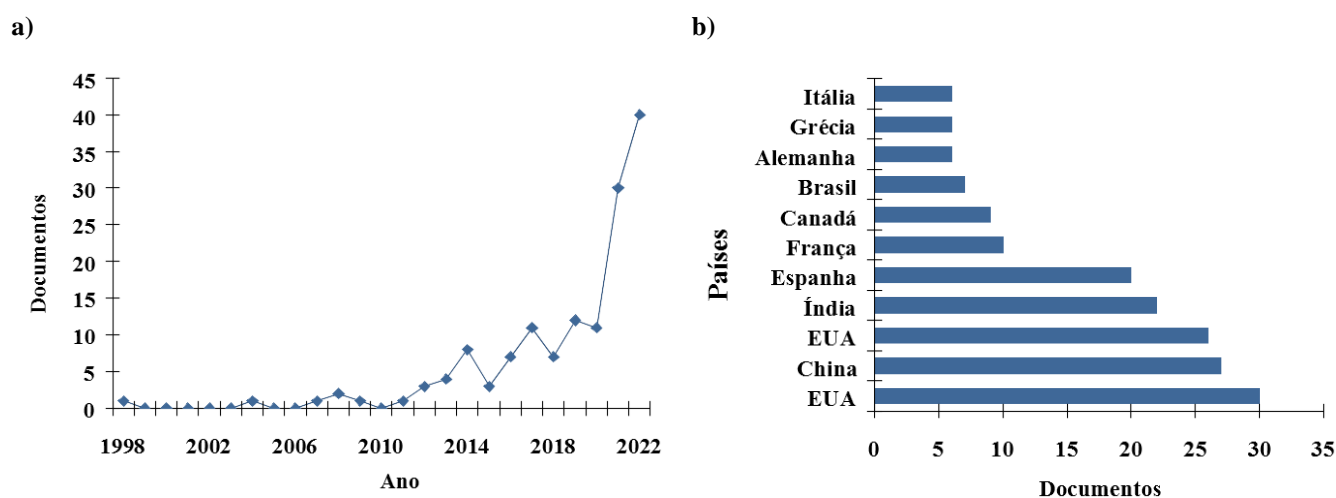


Figura 1: Artigos acerca de remoção de Contaminantes de Interesse Emergente por Sistemas de Alagados Construídos (1998–2022): (a) número de artigos publicados por ano; (b) países de origem dos artigos publicados.

Pode ser observado claramente, na Figura 1a, que o número de pesquisas no tema vem crescendo com o passar dos anos, sendo 2022 o ano com maior número de pesquisas no tema, até o momento de realização dessa pesquisa, contando com 40 artigos publicados na plataforma Scopus. Tal crescimento nas pesquisas corrobora com a urgência e importância de se pesquisar a respeito dos CIEs.

Os mapas de visualização de rede são apresentados através de balões, sendo o tamanho determinado pela importância de cada tema no levantamento, e diagramas de densidade. As linhas entre os balões representam as ligações entre os itens; e a distância entre eles indica sua força de conexão (ECK e WALTMAN, 2019). O mapa cientométrico (Figura 2) dividiu e classificou os termos de busca em cinco grupos, agrupados em cores. Percebeu-se que os termos que mais aparecem na busca, ou seja, os que apresentam balões maiores, foram: *wetland(s)*, *wastewater*, *treatment* e *pollutant removal*.

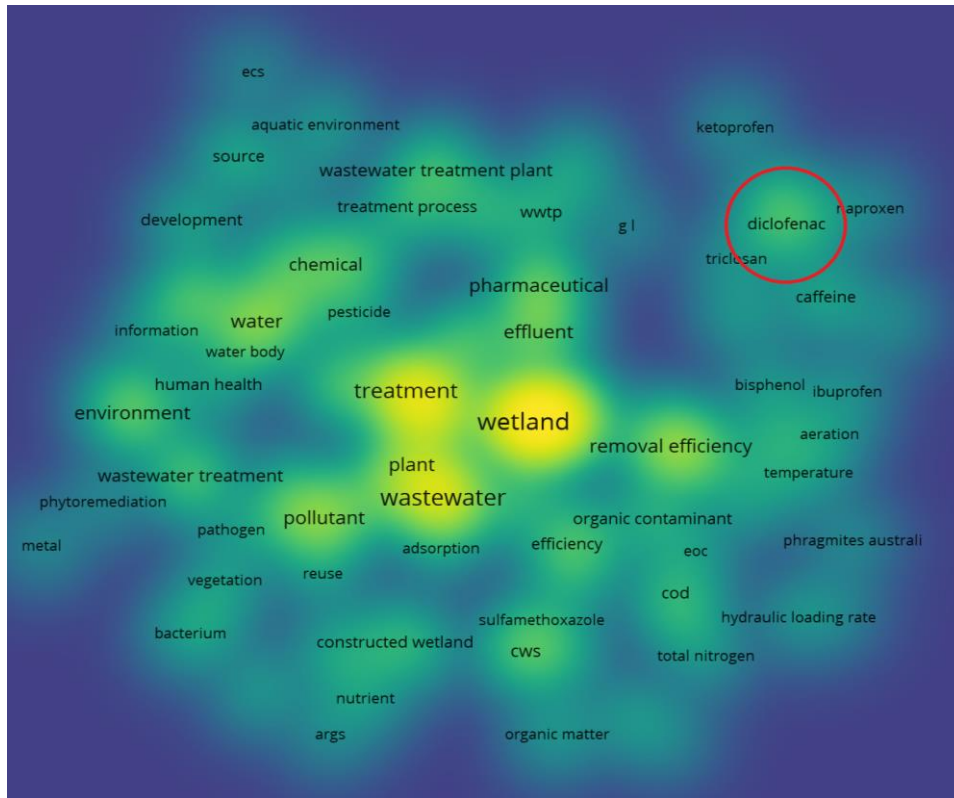


Figura 3. Mapa de visualização por densidade dos termos de pesquisa obtido pela combinação das palavras usadas na busca, com destaque para o diclofenaco.

Já o levantamento bibliográfico com foco no diclofenaco resultou em 82 artigos, dos quais foram revisados 68, correspondendo a todos os artigos publicados na plataforma Scopus nos últimos 10 anos. Os demais 14 trabalhos publicados na base de dados do Scopus até o momento da realização dessa pesquisa não atenderam às necessidades do projeto, por não especificarem seus dimensionamentos, suas macrófitas ou o tipo de fluxo adotado nos sistemas estudados.

A remoção do diclofenaco foi estudada em função das características dos SACs adotados em cada estudo. Foi avaliado o tipo de fluxo, a aeração do sistema, o material do substrato e as macrófitas utilizadas, observando quais apresentavam melhor desempenho e influência no tratamento do diclofenaco. A Figura 4 representa os dados relacionados à remoção de diclofenaco pelos SACs.

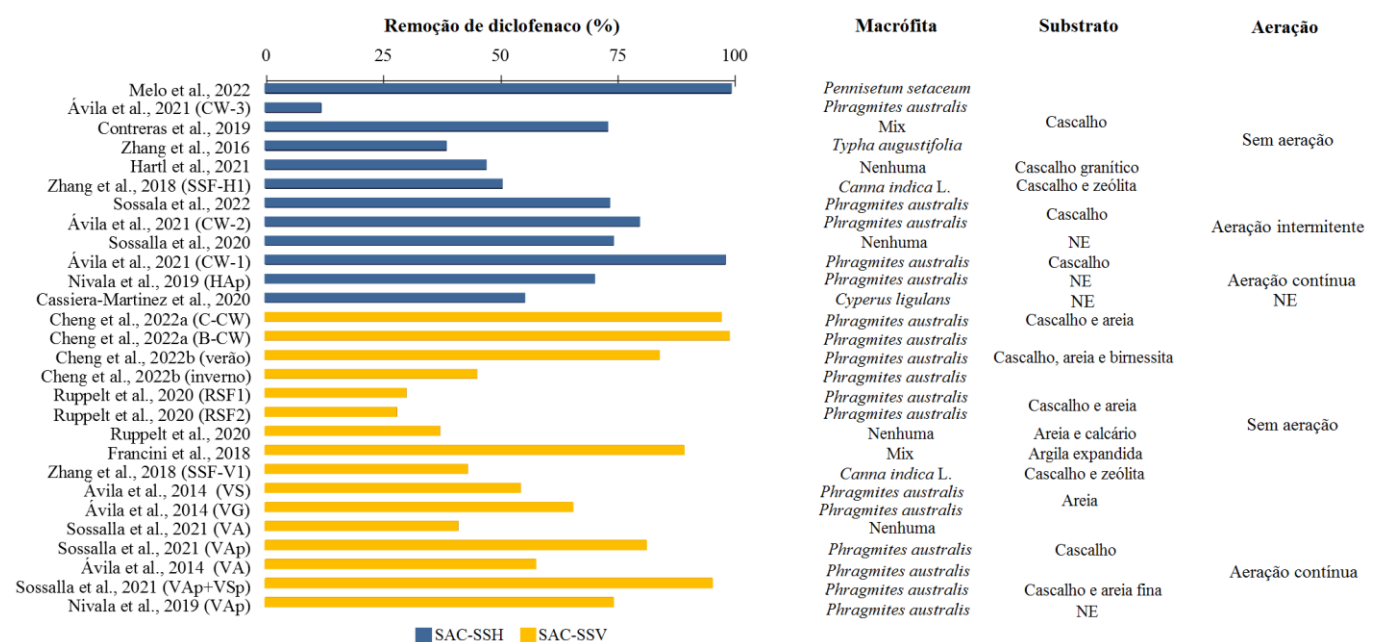


Figura 4. Remoção (%) de diclofenaco nos Sistemas de Alagados Construídos relacionadas com as macrófitas, substratos e aeração dos sistemas.

Em média, os SACs apresentaram remoção de 63,9% do diclofenaco. Em relação ao fluxo dos sistemas, os SAC-SSH apresentaram as melhores remoções desse fármaco quando comparadas às obtidas pelos SAC-SSV. Porém, dentre os SAC-SSV, os que apresentaram aeração contínua demonstraram valores de remoção mais elevados. Tais dados parecem indicar que a aeração dos sistemas tem maior influência na degradação desse CIE que outros parâmetros dos SACs.

De fato, muitos trabalhos apontam que a aeração contínua ou intermitente é a mais eficiente para a degradação de alguns CIEs, como, por exemplo, o diclofenaco, havendo maiores resultados na aeração contínua (Ávila et al., 2021). Isso se deve ao fato de a biodegradação do diclofenaco ser mais proeminente pela ação de bactérias aeróbias que por bactérias anaeróbias (Poirier-Larabie et al., 2016).

Outro fator observado nesta revisão é que as remoções de diclofenaco pelos sistemas é influenciada pela constituição do material suporte, uma vez que a biodegradação de compostos orgânicos é amplificada pela presença de superfícies microbiologicamente ativas, como sedimentos e substratos com bons sítios para o desenvolvimento de microrganismos (Rühmland et al., 2015).

Apesar da biodegradação ser apontada como um dos principais mecanismos de remoção de diclofenaco em SACs de fluxo subsuperficial, não é o único. Compostos muito hidrofóbicos, como o naproxeno e a carbamazepina, tendem a ser removidos por mecanismo de sorção (Vystavna et al., 2017). O diclofenaco também apresenta baixa hidrofobicidade, o que torna a adsorção um dos possíveis mecanismos de remoção desse fármaco.

Assim, a escolha de substratos com maiores porosidades, implicando em mais sítios biológicos e de adsorção, é de grande importância no tratamento de certos CIEs.

Nos artigos estudados nesta revisão bibliográfica, a presença de substratos com melhores porosidades, como LECA (sigla em inglês para “agregado leve de argila expandida”) e birnessita, relacionaram-se com remoções de diclofenaco mais acentuadas.

Além desses fatores, a degradação de diclofenaco em SACs de fluxo subsuperficial parece estar relacionada à temperatura e à presença de bactérias gram-negativas, como observado nos resultados do estudo de Sossala et al. (2022). Isso devido a efeitos de biodegradação serem variáveis sazonalmente, uma vez que a proliferação de microrganismos é favorecida em certas temperaturas (Vystavna et al., 2017).

Apesar das remoções medianas de diclofenaco nos sistemas de fluxo subsuperficial, a remoção desse fármaco em SAC-L é bastante expressiva. Isso porque o principal mecanismo de degradação do diclofenaco é a fotodegradação. Sistemas que permitam o contato desse poluente com fontes de luz são mais eficientes em remover este CIE dos efluentes. Nas et al. (2021), por exemplo, investigaram o tratamento de quatro compostos farmacêuticos (diclofenaco, carbamazepina, estradiol e etinilestradiol) e observaram remoção muito maior de diclofenaco em lagoas de estabilização, sob incidência de luz solar, que em SACs.

Assim, sistemas de tratamento que combinam os mecanismos dos diferentes SACs (biodegradação, adsorção, fotodegradação, etc.) são os mais eficientes no tratamento de efluentes contaminados por CIEs. Tal fato pode ser evidenciado pelo trabalho de Sánchez et al. (2018). Nele, os autores obtiveram mais de 99% de remoção dos contaminantes diclofenaco, paracetamol, cafeína, cetoprofeno e ibuprofeno em sistema combinado composto por digestor híbrido (aeróbio e anaeróbio) com SAC-SSV e unidade de fotodegradação.

Também foram avaliados os outros principais poluentes abordados nas pesquisas e observada a influência do fluxo de água e da aeração dos sistemas em sua remoção. As Figuras 5 e 6 apresentam as remoções dos principais CIEs avaliados na revisão bibliográfica, em SAC-SSH e SAC-SSV, respectivamente, divididos em sistemas sob aeração e sistemas sem aeração.

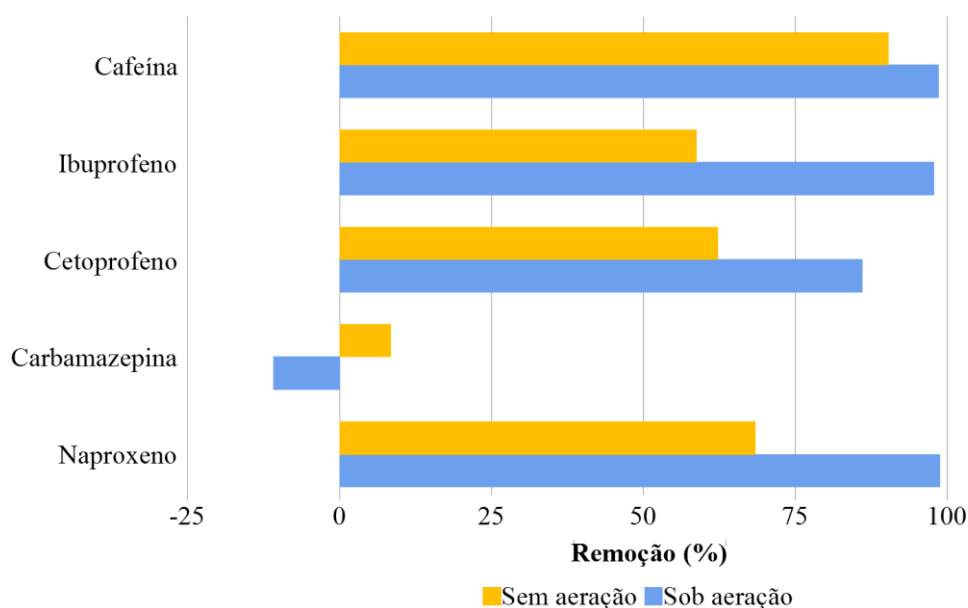


Figura 5. Médias de remoção dos CIEs estudados em SAC-SSH.

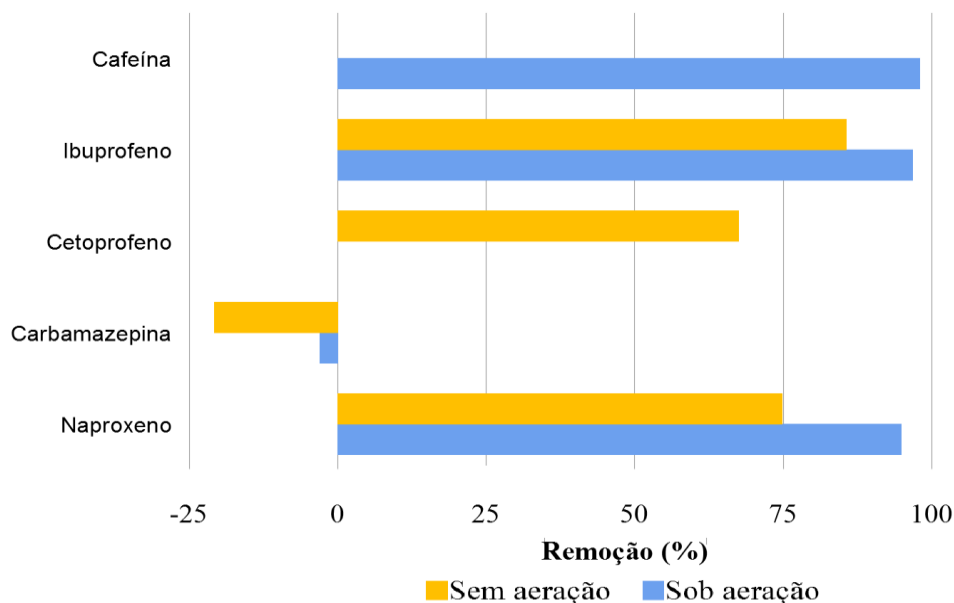


Figura 6. Médias de remoção dos CIEs estudados em SAC-SSV.

Os SACs se mostraram eficientes para a remoção dos CIEs, com exceção da carbamazepina, que apresentou baixa redução nos sistemas. De forma geral, quando submetidos a sistema sob aeração, a eficiência de remoção dos contaminantes aumenta; a exceção, novamente, da carbamazepina (o número amostral para esse poluente em SAC-SSV sem aeração não é suficiente para a análise).

A cafeína e o ibuprofeno, por serem compostos com alta solubilidade, apresentaram boa eficiência de remoção em SACs, tanto de fluxo horizontal quanto vertical. O ibuprofeno, porém, apresentou maior redução média em SAC-SSV se comparado aos SAC-SSH, quando privados de aeração artificial. Isso pode ser explicado por sistemas de fluxo vertical apresentarem uma maior oxigenação nos estratos superiores, permitindo um processo de degradação aeróbia do ibuprofeno nessa interface (Vystavna et al., 2017).

A cafeína e o ibuprofeno não são removidos por mecanismo de adsorção, visto que são compostos com solubilidade alta e pequena massa molecular, sendo degradados por mecanismos de biodegradação e absorção pelas macrófitas, como observado nos trabalhos de Li et al. (2014) e Vystavna et al. (2017).

A carbamazepina é um composto altamente recalcitrante, apresentando, inclusive, aumento de concentrações após passar pelos SACs. As remoções negativas de carbamazepina apontadas nas Figuras 5 e 6 são resultado de metabólitos e produtos de degradação que se recombina à substância original (Ternes, 1998). Este composto é excretado pelo corpo como um conjugado glicuronídeo que é metabolizado de volta a carbamazepina no sistema de tratamento (Sossala et al., 2020).

Assim, o tratamento desse contaminante por SACs de fluxo subsuperficial não é eficiente. Segundo Matamoros e Bayona (2008), os SAC-L são mais eficientes no tratamento desse composto, devido ao maior TDH e menos processos de biodegradação envolvidos.

As remoções de diclofenaco e carbamazepina são modestas, quando não nulas, em SACs convencionais, porém, novamente, combinações de tratamentos são uma alternativa eficiente à remoção de CIEs. Cassiera-Martinez et al. (2020) conseguiram obter remoção de diclofenaco e carbamazepina nas ordens de 92 e 86%, respectivamente, adotando um tratamento em série com SAC-SSH e sistemas de fotodegradação.

Quanto às macrófitas adotadas nos sistemas, a macrófita mais adotada nos estudos na área foi a *Phragmites australis*, porém não foi observada uma grande influência das diferentes espécies de macrófitas no tratamento dos CIEs avaliados nesta revisão.

Apesar de isso ser observado para a avaliação geral, alguns estudos apresentaram diferenças em sua eficiência. Francini et al. (2018) conduziram experimento com SAC-SSV e observaram que em sistemas controle (sem plantas) a remoção de PPCPs como diclofenaco, cetoprofeno e atenolol foi menor que em SACs plantados com *Phragmites australis* ou mudas de salgueiro, sendo que o diclofenaco e o atenolol foram melhor absorvidos pelas *P. australis*, enquanto as mudas de salgueiro absorveram melhor cetoprofeno e triclosan.

Considerações Finais

Com base nos resultados da busca, podemos concluir que a plataforma Scopus representa uma boa fonte de pesquisa de periódicos na área e o software VOSviewer mostrou-se bastante eficiente em organizar e catalogar os tópicos de pesquisa de acordo com grupos funcionais e é capaz de facilitar o processo de busca por meio de palavras-chave.

Os gráficos gerados com os dados bibliométricos fornecidos pelo Scopus demonstram um crescimento no número de pesquisas relacionadas a SACs e CIEs que indicam que essa linha de pesquisa vem sendo cada vez mais explorada, em virtude da urgência que representa à saúde dos ambientes aquáticos.

O Brasil se destaca como um dos países que mais publicaram trabalhos na área, o que demonstra uma perspectiva promissora para essa linha de pesquisa em âmbito nacional. Mais trabalhos devem ser realizados, para ampliar a participação do Brasil em pesquisas com SACs e CIEs, ainda mais considerando a enorme dimensão hidrográfica do país.

Como demonstram os mapas cientométricos, a maior parte das pesquisas com CIEs são relativas a produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal (PPCP, da sigla em inglês), como cafeína, antibióticos e cosméticos. Isso abre espaço para análises bibliográficas mais direcionadas às relações e interações desses compostos em sistemas de tratamento de água e sua remoção em SACs.

A revisão bibliográfica, com foco no diclofenaco, produto que compõe a maior densidade de pesquisas, demonstrou que esse composto apresenta taxas de degradação medianas em SACs. A maior parte das pesquisas avaliou a remoção desse CIE e outros contaminantes em SACs de fluxo subsuperficial.

Foi constatado que a aeração é o parâmetro de operacionalização que mais influencia na degradação dos CIEs em SACs, sendo que sistemas que possuem uma aeração ativa apresentam maior capacidade de remoção dos contaminantes que aqueles não aerados. No caso do diclofenaco, em SAC-SSH, sistemas sem aeração removeram, em média, 30,5% e 22,2% a menos do total de contaminante que sistemas sob aeração contínua ou intermitente, respectivamente. Em SAC-SSV, sistemas sob aeração removeram, em média, 8,3% a mais do total de diclofenaco que sistemas sem aeração.

Outros contaminantes avaliados nesta revisão demonstraram ser, também, melhor removidos dos sistemas quando sob aeração, à exceção da carbamazepina, que apresentou taxas de remoção negativas em quase todas as configurações, excetuando SAC-SSH sem aeração.

Observou-se que compostos mais hidrofílicos, como a cafeína e o ibuprofeno, são mais eficientemente removidos dos efluentes por SACs que compostos mais hidrofóbicos, como a carbamazepina, que se demonstram mais recalcitrantes.

De maneira geral, os SACs têm potencial para o tratamento de efluentes contaminados por CIEs, porém, para uma maior eficiência de remoção desses poluentes, pensar em sistemas combinados que potencializem os diferentes mecanismos de remoção aos quais os CIEs são sujeitos é a melhor alternativa para maximizar a degradação desses compostos e abranger um maior leque de contaminantes no tratamento de efluentes.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Pesquisa Científica e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) pelo financiamento através da concessão de bolsa de Iniciação Científica ao primeiro autor. Agradecemos também à Comunidade Acadêmica Federada (CAFe) pelo acesso remoto aos periódicos científicos, que viabilizou a realização desta pesquisa durante a pandemia de covid-19.

Referências Bibliográficas

Ávila, C. et al. 2014. Emerging organic contaminants in vertical subsurface flow constructed wetlands: Influence of media size, loading frequency and use of active aeration. *Science of The Total Environment*, v. 494-495, p. 211–217.

Ávila, C. et al. 2021. Boosting pharmaceutical removal through aeration in constructed wetlands. *Journal of Hazardous Materials*, v. 412, p. 125231.

Baldovi, A. 2019. Influência do tempo de detenção hidráulica na remoção de nitrogênio e fósforo em sistema de alagados construídos cultivados com *Eichhornia crassipes*. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, UFABC, 149 p.

Baldovi, A.A.; Aguiar, A.R.B.; Benassi, R.F.; Vymazal, J. & Jesus, T.A. 2021. Phosphorus removal in a pilot scale free water surface constructed wetland: hydraulic retention time, seasonality and standing stock evaluation. *Chemosphere*. v. 266, p. 128939.

Benassi, R. F. et al. 2018. Manual de sistemas de Wetlands construídos para o tratamento de esgotos sanitários: implantação, operação e manutenção. UFABC, 1ª ed., 56 p.

Besha, A. T. et al. 2017. Removal of emerging micropollutants by activated sludge process and membrane bioreactors and the effects of micropollutants on membrane fouling: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, p. 2395–2414.

Brasil. 2020. Atlas esgotos: atualização da base de dados de estações de tratamento de esgotos no Brasil. Agência Nacional de Águas: ANA, Brasília, Brasil.

Brasil. 2020. Resolução nº 498 de 19 de agosto de 2020 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA, Brasília, Brasil.

Cai, K. et al. 2012. Treatment of estrogens and androgens in dairy wastewater by a constructed wetland system. *Water Research*, v. 46, p. 2333–2343.

- Cassiera-Martinez, H. A. et al. 2020. Diclofenac and carbamazepine removal from domestic wastewater using a Constructed Wetland-Solar Photo-Fenton coupled system. *Ecological Engineering*, v. 153, p. 105699.
- Cheng, C.; Zhang, J.; Xu, J.; Yang, Y.; Bai, X.; He, Q. 2022. Enhanced removal of nutrients and diclofenac by birnessite sand vertical flow constructed wetlands. *Journal of Water Process Engineering*, v. 46, p. 102656.
- Cheng, C.; Zhang, J.; Bai, X.; He, Q. 2022. Intensified interactions of triclosan and diclofenac mitigation and nitrogen removal in manganese oxide constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, v. 433, p. 134493.
- Coelho, L. et al. 2020. Estrogenic Hormones in São Paulo Waters (Brazil) and Their Relationship with Environmental Variables and *Sinapis alba* Phytotoxicity. *Water Air & Soil Pollution*, v. 231, p. 1-19.
- Colares, G. S. et al. 2020. Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of Total Environment*, v. 714, p. 136-776.
- Contreras, C. et al. 2019. Removal of Organic Micropollutants in Wastewater Treated by Activated Sludge and Constructed Wetlands: A Comparative Study. *Water*, v. 11, n. 12, p. 2515.
- Dell'Osbel, N. et al. 2020. Bibliometric Analysis of Phosphorous Removal Through Constructed Wetlands. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 231, p. 117.
- Faria, O. B.; Espíndola, E. L. G. 2004. Adobe produzido com macrófitas aquáticas. Uma alternativa para remediação de área degradada e obtenção de material de construção sustentável. *Anais do Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável*.
- Firth, A. E. J. et al. 2020. Assessing the economic viability of wetland remediation of wastewater, and the potential for parallel biomass valorisation. *Environmental Science: Water Research Technology*, v. 6, p. 2103–2121.
- Francini, A. et al. 2018. Removal of micro-pollutants from urban wastewater by constructed wetlands with *Phragmites australis* and *Salix matsudana*. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, n. 36, p. 36474–36484.
- Gasparim, C. 2013. Viabilidade de aproveitamento de resíduos de tratamento de esgotos na construção civil. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Unicamp, 128 p.
- Gonçalves, J. et al. 2019. Effect of aluminum sulfate and cationic polymer addition in the mixed liquor of a submerged membrane bioreactor (SMBR): Sludge characteristics and orthophosphate removal in batch experiments. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 36, p. 693–703.
- Hartl, M. et al. 2021. Constructed wetlands operated as bioelectrochemical systems for the removal of organic micropollutants. *Chemosphere*, v. 271, p. 129593.
- Herrera-Melián, J. A. et al. 2018. Study on the removal of hormones from domestic wastewaters with lab-scale constructed wetlands with different substrates and flow directions. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 25, p. 20374–20384.
- Kumar, M. et al. 2019. Vulnerability of urban waters to emerging contaminants in India and Sri Lanka: Resilience framework and strategy. *APN Science Bulletin*, v. 9, p. 57–66.
- Li, Y. et al. 2014. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of The Total Environment*, v. 468-469, p. 908–932.
- Lima, B. S. et al. 2011. Influência da fibra de curauá em compósitos cimentícios: verificação da resistência à flexão e da resistência à compressão. *Revista de Iniciação Científica da ULBRA*, v. 9, p. 4313-4315.
- Matamoros, V.; Bayona, J. M. 2008. Behavior of Emerging Pollutants in Constructed Wetlands. *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste*, v. 5, p. 199–217.
- McCune, B.; Mefford, M. J. 2011. PC-ORD v. 6.255 beta. MjM Software. Gleneden Beach, Lincoln.
- Melo, A.; Oliveira, J.; Fia, F.; Fia, R.; Matos, M.; Sanson, A. 2022. Microcontaminants removal in constructed wetlands with different baffle arrangements and cultivated with *Pennisetum setaceum*. *Water, Air and Soil Pollution*, v. 233, n. 8.
- Merli, R. et al. 2020. Recycled fibers in reinforced concrete: A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, v. 48, p. 119-207.

- Nas, B. et al. 2021. Comparison of advanced biological treatment and nature-based solutions for the treatment of pharmaceutically active compounds (PhACs): A comprehensive study for wastewater and sewage sludge. *Science of The Total Environment*, v. 779, p. 146344.
- Nivala, J. et al. 2019. Dynamics of emerging organic contaminant removal in conventional and intensified subsurface flow treatment wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 649, p. 1144–1156.
- Pelaez, M. et al. 2010. Xenobiotics in the Urban Water Cycle. *Environmental Pollution*, v. 16, p. 213–226, 2010.
- Poirier-Larabie, S.; Segura, P.; Gagnon, C. 2016. Degradation of the pharmaceuticals diclofenac and sulfamethoxazole and their transformation products under controlled environmental conditions. *Science of the Total Environment*, v. 557- 558, pp. 257-267.
- Programme, United Nations Environment. 2016. A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. United Nations Environment Programme, Nairobi, Quênia.
- Rühmland, S. et al. 2015. Fate of pharmaceuticals in a subsurface flow constructed wetland and two ponds. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 125–139.
- Ruppelt, J. P. et al. 2020. Assessing the role of microbial communities in the performance of constructed wetlands used to treat combined sewer overflows. *Science of The Total Environment*, v. 736, p. 139519.
- Ruppelt, J. P.; Pinnekamp, J.; Tondera, K. 2020. Elimination of micropollutants in four test-scale constructed wetlands treating combined sewer overflow: Influence of filtration layer height and feeding regime. *Water Research*, v. 169, p. 115214.
- Sánchez, A. A. et al. 2018. Organic Matter, Turbidity, and Apparent Color Removal in Planted (*Typha* sp. and *Eleocharis* sp.) and Unplanted Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Engineering*, v. 144.
- Sossalla, N. A. et al. 2022. Impact of various aeration strategies on the removal of micropollutants and biological effects in aerated horizontal flow treatment wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 828, p. 154423.
- Sossalla, N. A. et al. 2021. Removal of micropollutants and biological effects by conventional and intensified constructed wetlands treating municipal wastewater. *Water Research*, v. 201, p. 117349.
- Sossalla, N. A. et al. 2020. Resilience of Micropollutant and Biological Effect Removal in an Aerated Horizontal Flow Treatment Wetland. *Water*, v. 12, n. 11, p. 3050.
- Taniwaki, R. H. et al. 2017. Climate change and multiple stressors in small tropical streams. *Hydrobiologia*, v. 793, p. 41–53.
- Ternes, T. A. 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, v. 32, n. 11, p. 3245–3260.
- UNESCO. 2018. The United Nations world water development report: Nature-Based Solutions for Water.
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, p. 65.
- Vymazal, J. et al. 2017. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. *Ecological Engineering*, v. 98, p. 354–364.
- Vymazal, J. 2020. Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting – Biomass and load matter the most. *Ecological Engineering*, v. 155, p. 105962.
- Vystavna, Y. et al. 2017. Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. *Ecological Engineering*, v. 108, p. 50–58.
- Withers, P. J. A. 2019. Closing the phosphorus cycle. *Nature Sustainability*, v. 2, p. 1001– 1002.
- Zhang, X. et al. 2018. Removal of acidic pharmaceuticals by small-scale constructed wetlands using different design configurations. *Science of The Total Environment*, v. 639, p. 640–647.
- Zhang, D. et al. 2015. Performance Characterization of Pharmaceutical Removal by Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands Using Multivariate Analysis. *CLEAN - Soil, Air, Water*, v. 43, n. 8, p. 1181–1189.

ATIVIDADE METANOGÊNICA ESPECÍFICA E IC50 DE PESTICIDAS EM REATORES COM LODO GRANULAR ANAERÓBIO

¹Antonio Marcelo Magalhães Gomes, ²Joice Maciel dos Santos, ³Sara Maria Paula da Rocha Rodrigues, ⁴Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa, ⁵Glória Maria Marinho Silva

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: antonio.marcelo.magalhaes07@aluno.ifce.edu.br; ²Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: Joice.maciel.santos60@aluno.ifce.edu.br; ³Instituto Federal de Educação, Ciência E Tecnologia do Ceará – IFCE campus Fortaleza, e-mail: sara.maria.paula07@aluno.ifce.edu.br; ⁴Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará campus Fortaleza, e-mail: kelly@ifce.edu.br; ⁵Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará campus Fortaleza, e-mail: gloriamarinho@ifce.edu.br.

Palavras-chave: AME, Aldrin, Paraquat.

Resumo

A utilização indiscriminada e intensiva de pesticidas tem sido responsável por graves prejuízos à saúde pública e ao ambiente. Esta pesquisa teve como objetivo estudar a toxicidade dos pesticidas paraquat e aldrin em reatores com lodo granular anaeróbio. A pesquisa foi conduzida em 3 etapas: teste de toxicidade, determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) e determinação do IC50. Para os testes de AME com aldrin a maior produção média foi de 20.45 ± 1.37 mL CH₄/gVSS.d⁻¹, com substrato AGV; e para o paraquat foi de 52.11 ± 3.5 mL CH₄/gVSS.d⁻¹. Os testes de toxicidade em reatores com lodo granular anaeróbio aldrin não apresentaram toxicidade para as concentrações testadas. Em contrapartida, o paraquat foi tóxico a partir de 1 mg.L⁻¹, ou seja a IC50 foi de 1mg/L para esta condição. A diferença de substrato nos testes com grânulos anaeróbios pouco influenciou no IC50 do paraquat, ficando entre 1.0 e 2.0 mgL⁻¹ para acetato e entre 1.0 e 5.0 mgL⁻¹ para AGV.

Introdução

Nos últimos 30 anos, especialmente no Brasil, o uso de pesticidas tem aumentado consideravelmente. De acordo com dados da Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO) para 2020, o país ocupa o 3º lugar, atrás apenas de China e Estados Unidos.

A utilização indiscriminada e intensiva de pesticidas tem sido responsável por graves prejuízos à saúde pública e ao ambiente, por serem acumulados ao longo da cadeia trófica por transferência de efeitos tóxicos pela ingestão de água e alimentos contaminados.

Os agrotóxicos têm elevado potencial de contaminação das águas superficiais, subterrâneas e sedimentos devido às suas propriedades físicas e químicas, tais como: solubilidade, adsorção, persistência, toxicidade e deslocamento. Sem dúvida, a contaminação de águas naturais tem sido um dos graves problemas da sociedade moderna, o que induz a necessidade de pesquisas que possam minimizar os impactos negativos gerados pela sua produção e pelos seus usos.

Paraquat é um herbicida bupiridílio e seu nome da União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC) é dicloreto de 1,1-dimetil-4,4-bupiridíneo. É um pó cristalino branco e sua estrutura química tem principalmente caráter iônico, completamente dissociado em água (GRILLO et al, 2014). Possui vida longa no meio ambiente devido sua baixa biodisponibilidade, resistência à degradação por micro-organismos e decomposição na presença de luz (YAO et al., 2013). Quando ocorre decomposição fotoquímica e microbiológica promove a fragmentação molecular, formando diversos compostos como o ácido hidróxi-4-picolínico, a N-formilglicina, o 4,4'-bupiridil, o íon 4-carboxi-1-metilpiridona, oxalato e succinato (ADHOUM e DHAOUADI, 2009).

Aldrin, com um nome IUPAC de 1,3,4,10,10a-hexacloro-1,4,4a,5,8,8a hexa-hidro-1,4,endo-exo 5,8-dimetanonaftaleno é um ciclodieno volátil que quase não é solúvel em água. Aldrin, que é um sólido cristalino, não é combustível e é relatado como tendo características lipofílicas superiores e imutabilidade. Aldrin é amplamente utilizado como inseticida (SRUTHI et al, 2016; BHUVANESWARI; NAGARAJAN; CHANDIRAMOULI, 2022). Os pesticidas organoclorados têm sido relacionados a diversos efeitos sobre a saúde humana, tais como, interrupção endócrina e efeitos reprodutivos. Os pesticidas organoclorados são altamente tóxicos e são mais estáveis em solução aquosa. Permanecem no ambiente por muito tempo e não são facilmente degradáveis. Resíduos de pesticidas organoclorados podem entrar na cadeia alimentar através do ar, água e solo, o que pode afetar o crescimento das plantas e a saúde humana (FORKUOH et al, 2018; CUI, 2023).

Muitas pesquisas têm sido realizadas, com o intuito de degradar e remover estes pesticidas do meio ambiente. Dentre estas estão os experimentos de natureza físico-química e de natureza biológica, tanto com fungos como com bactérias.

Além da degradação abiótica pela luz solar, os pesticidas pode ser bioticamente degradado pelo metabolismo de micróbios, incluindo bactérias como *Pseudomonas putida*, *Flavobacterium* spp, *Bacillus aryabhattai* (INTHAMA et al., 2021).

Devido a necessidade de buscar tecnologias que possam biorremediar a contaminação por aldrin e paraquat, experimentos com reatores em bateladas com lodo granular anaeróbio forma montados para esses estudos.

Material e Métodos

A pesquisa foi dividida em 3 etapas: teste de toxicidade, determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) e determinação do IC50 em reatores com lodo granular anaeróbio dopados com pesticidas aldrin e paraquat.

Químicos

Gramoxone e Aldrin 30 foram os produtos comerciais de Aldrin e Paraquat, respectivamente. Methyl viologen dichloride (98%) aldrin foram adquiridos pela Sigma Aldrich. Acetonitrile (ACN) grade analítica HPLC foi comprado a partir de Panreac.

Água residuária sintética

Para os reatores com lodo granular anaeróbio foram utilizados os padrões analíticos Methyl viologen dichloride (98%) e aldrin (98%).

A água sintética foi preparada com água destilada; substrato (acetato ou ácidos graxos voláteis); padrões analíticos methyl viologen dichloride (98%) e aldrin (98%); bicarbonato de sódio (3 g.L⁻¹) e resazurina (1 g.L⁻¹).

Lodo granular anaeróbio

Os grânulos foram adquiridos de uma estação de tratamento de esgoto de uma cervejaria.

Teste de Toxicidade com aldrin e paraquat com lodo granular anaeróbio

As concentrações utilizadas de aldrin, tanto com AGV como com acetato, foram 0,625; 0.125; 0.25; 0.5; 1.0 e 2.8 mgL⁻¹.

Para o Paraquat, as concentrações utilizadas foram 0.0; 1.0; 2.0; 3.0; 10.0; 50.0; 100.0 e 200.0 mgL⁻¹, tanto com substrato AGV como com acetato.

Para escolha das concentrações dos pesticidas, consideraram-se a solubilidade dos pesticidas em água e os estudos da literatura.

O ensaio foi realizado em triplicata com 18 reatores de 120 mL com volume útil de 70 mL e padrão analítico de aldrin nas concentrações de 0.625; 0.125; 0.25; 0.5 e 1.0 mg.L⁻¹. Para cada concentração foram utilizados 6 reatores contendo substrato AGV, aldrin, meio tampão, sulfeto de sódio e lodo granular anaeróbio; 6 reatores com substrato acetato, aldrin, meio tampão, sulfeto de sódio e lodo granular anaeróbio; 3 reatores sem substrato e sem pesticida (branco) e 3 com aldrin, meio tampão, sulfeto de sódio. Esta mesma operação foi repetida para o pesticida paraquat e suas correspondentes concentrações.

Os reatores foram mantidos em sala escura a 37°C e sob agitação de 120 rpm e as amostras para determinação de aldrin foram coletadas em tubos de endorf nos tempos reacionais (TR) de 1; 2; 3; 4; 5; 24; 72; 96; 120; 144 e 168 h e preservadas em freezer, para posterior análise.

Determinação da AME e IC50 com aldrin e paraquat com lodo granular anaeróbio

O método empregado foi baseado em “the pressure transducer technique” (COLLERAN et al. 1992 e COATES et al. 1996). Ele consiste em medir o aumento ou decréscimo da pressão dentro dos reatores lacrados, causados pela produção de biogás quando os substratos líquidos ou gasosos são degradados. Para medir a variação da pressão dentro dos reatores foi utilizado um transdutor de pressão. Este tem um sensor (no 303-343, R.S. Components LTDA, Corby, Northands, England) que mede o aumento ou diminuição e é capaz de medir variações de mais ou menos 2 atm (0 ± 202,6 Kpa) por meio de uma variação de -200 a +200 mV. O sensor é conectado com um painel digital (no 258-041, R.S. Components LTDA, Corby, Northands, England).

Uma agulha é adaptada ao transdutor e se obtém uma medida em mV através da inserção da agulha nos reatores lacrados. Em cada medida aproximadamente 30 µL de biogás é perdido em que representa uma fração mínima do total do biogás produzido durante o teste, sendo desnecessário um fator de correção. Logo após a última medida da pressão, o biogás produzido durante o teste é analisado e o conteúdo de metano é determinado. O volume do headspace e os sólidos voláteis de cada reator são também determinados. Antes de iniciar o teste foram determinados os sólidos voláteis do lodo granular anaeróbio utilizado. Este valor foi utilizado para que se tivesse uma concentração final de aproximadamente, em cada reator de 3 g.L⁻¹.

O procedimento experimental iniciou-se com a determinação de sólidos voláteis da biomassa. Este resultado foi usado para garantir que a concentração final em cada reator seja de aproximadamente 3 g L⁻¹.

O inóculo granular utilizado foi filtrado em peneira com tamanho de malha suficiente para reter os grânulos e em seguida preparou-se o tampão com água desmineralizada acrescida de 1 mL L⁻¹ de resazurina (1 g L⁻¹) e de 3 g L⁻¹ de bicarbonato de sódio.

Cada reator recebeu um volume de trabalho de 12,5 mL, 125µL de substrato e 100 µL de Na₂S, à exceção do branco que não recebeu o substrato. Cada teste dos pesticidas aldrin e paraquat foram realizados com os dois substratos (acetato e AGV).

No primeiro dia do ensaio os reatores receberam 0,5 g do lodo granular anaeróbio e o tampão, cujo volume é definido como mostrado na equação 1.

$$V_{\text{tampão}} = V_{\text{trabalho}} - V_{\text{biomassa}} - V_{\text{substrato}} - V_{\text{Na}_2\text{S}} \quad (1)$$

Antes de fechar os reatores adicionou-se 100 μL $\text{Na}_2\text{S}\cdot\chi\text{H}_2\text{O}$ (0.125 M), os reatores foram selados com tampa de borracha e cápsula de alumínio e os headspace foram fluxionados com N_2/CO_2 (80/20 v/v) durante 20 segundos. Em seguida foram colocados na sala quente a 37°C e rotação de 150 min durante uma noite para depletar o substrato residual.

No dia seguinte, os reatores foram despressurizados e os headspace lavados com N_2/CO_2 (80/20 v/v) durante 20 segundos e deixados a uma pressão menor que 10 mV. Posteriormente adicionou-se 125 μL do substrato (acetato ou AGV) e 1,25 mL da solução dos pesticidas nas concentrações de 0.125; 0.25; 0.5; 1.0 e 2.8 mg/L. Eles foram novamente para a sala quente a 37°C e rotação de 150 min até que se adaptassem à temperatura (± 1 h).

Após a adaptação, iniciaram-se as medidas das pressões com o transdutor, em cada reator, e considerou-se essa medida como o tempo zero de cada reator. Continuou-se a medir a pressão regularmente no primeiro dia. Os intervalos entre as medidas foram de acordo com o desenvolvimento da pressão (P mV).

Se as pressões aumentarem rapidamente, passa-se a medir de hora em hora, e, caso não, espaçar as medidas. Ao ocorrer a estabilização da pressão, encerram-se as medidas.

Terminada esta etapa das medições das pressões que duraram em média duas semanas, determinou-se o volume de CH_4 de cada reator por cromatografia Chrompack 9000 e do padrão que contém 40% CH_4 .

Determinado o percentual de metano, procedeu-se a medida do headspace de cada reator procedendo a seguinte ordem: despressurizou-se todos os reatores; mediu-se a P (mV), injetou-se 5 mL de ar no headspace; mediu-se a P (mV) novamente; repetiu-se o procedimento 3 vezes.

Finalizada a medida do headspace, determinou-se os SV de cada reator, conforme equação 2

$$SV(g/L) = P_{105^\circ C}(g) - P_{550^\circ C}(g) V_{trabalho}(L) \quad (2)$$

Os valores da pressão, em mV, ao longo do período do teste foram representados nos gráficos P (mV) = $f(t)$. A partir dos gráficos determinou-se o declive inicial da zona linear de cada reator. Dividiu-se o declive (mV/h) encontrado pelos mV/mL, correspondente à P (mV) encontrada na etapa de injeção de ar no *headspace* dos reatores e expressou-se os valores dos declives em mL de biogás por hora (mL/h).

O percentual de metano (MP) presente no biogás produzido ao longo do teste foi determinado pelo uso da equação 3.

$$MP = Vh + \frac{Vh+Vc}{Vc} \times CH4 \quad (3)$$

Sendo:

Vh - o volume do gás inicialmente presente no reator (volume do headspace), representado na equação 4.

Vh = dida em mV correspondente a 1atm – calibration por 10 mL

Vc o volume do biogás produzido durante o teste, o qual foi apresentado conforme equação 4.

$$Vc = \frac{\text{última medida da pressão (mV)}}{mV/mL} \quad (4)$$

% CH_4 o conteúdo de metano (em %) no biogás determinado no final do teste.

Desse modo, atividade metanogênica específica (AME) foi determinada pela equação 5.

$$AME = \frac{mLh/\times 24 \times MP \times CF}{SV} \equiv mLCH4@TPPadrão/(gSVd) \quad (5)$$

SV

Sendo:

CF é o fator de calibração do transdutor de pressão usado e inclui a conversão para temperatura e pressão padrão (TPP).

Finalmente o valor da AME das amostras é subtraído do valor da AME do branco.

Resultados e discussão

Teste de Toxicidade e AME com aldrin e lodo granular anaeróbio

Nas Figuras 1 e 2 estão apresentadas as relações entre pressão do gás nos reatores ao longo do tempo com aldrin e substrato – AGV e acetato.

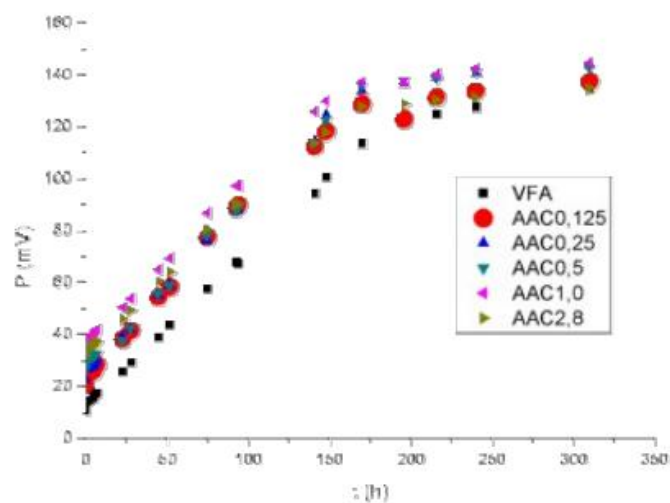


Figura 1: Pressão do gás nos reatores ao longo do tempo com AGV como substrato

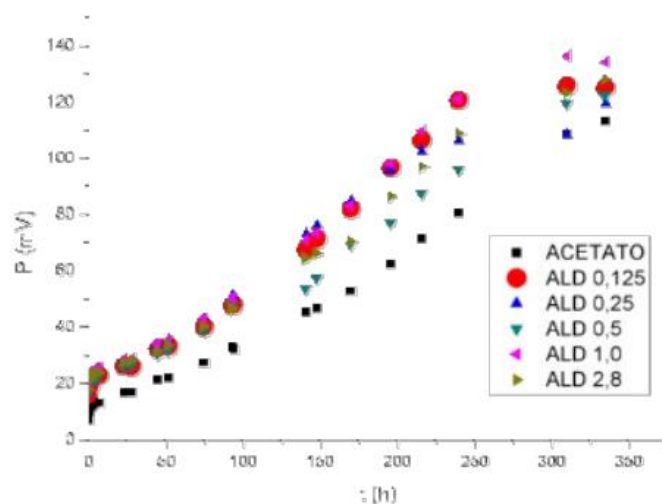


Figura 2: Pressão do gás nos reatores ao longo do tempo com acetato como substrato

A pressão dentro dos reatores aumentou ao longo do tempo com os dois substratos utilizados. Além de serem maiores nos reatores que continham aldrin. O aumento da pressão do gás reflete o aumento do potencial de AME, mas nem sempre o percentual de metano, uma vez que a AME é um parâmetro que representa a capacidade de transformar substratos em gás metano, mas também em hidrogênio e dióxido de carbono (AQUINO et al., 2007; LONGARETTI et al, 2019).

Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentadas as concentrações de metano, AME e as concentrações de aldrin - substrato AGV e acetato.

ALD (mg.L-1)	CH ₄ (%)	AME (mLCH ₄ /g SSV. d)
0.0	44 ± 0.355	19.46 ± 1.89
0.125	42 ± 2.319	20.45 ± 1.37
0.25	43 ± 0.778	19.96 ± 2.77
0.5	43 ± 0.369	20.49 ± 4.93
1	40 ± 0.863	19.28 ± 1.47
2.8	41 ± 1.027	18.50 ± 0.89

Tabela 1: Concentrações de metano, AME e as concentrações de aldrin com o substrato AGV

ALD (mg.L-1)	CH ₄ (%)	AME (mLCH ₄ /g SSV. d)
0.0	39 ± 1.26	5.98 ± 0.86
0.125	41 ± 1.83	7.42 ± 0.96
0.25	40 ± 3.94	6.69 ± 0.97
0.5	41 ± 0.62	6.46 ± 1.41
1	44 ± 0.63	6.50 ± 0.36
2.8	44 ± 0.77	7.58 ± 0.28

Tabela 2: Concentrações de metano, AME e as concentrações de aldrin com o substrato acetato

Determinação da IC50 (aldrin e lodo granular anaeróbio)

Nas Figuras 3 e 4 estão mostradas as relações entre os percentuais de AME e concentrações de aldrin com substrato - AGV e acetato.

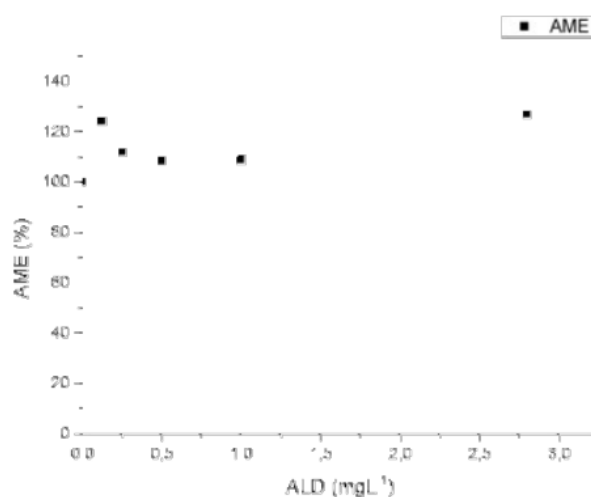


Figura 3: Relação entre o percentual de AME e aldrin com substrato AGV.

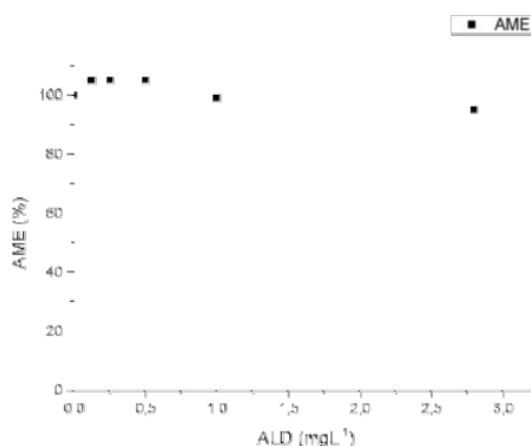


Figura 4: Relação entre o percentual de AME e aldrin com substrato acetato

A IC50 do aldrin não foi possível de ser quantificada, pois encontrou-se acima das concentrações estudadas nesta pesquisa, tanto com substrato AGV como com o acetato, o que indica que a AME não foi comprometida nos reatores que continham o pesticida. Estes reatores, tanto com AGV como com acetato, tiveram a AME aumentada em relação aos reatores sem pesticida. Esse comportamento sinaliza para a utilização do aldrin pelas bactérias e arqueas anaeróbias.

Teste de Toxicidade e AME com paraquat (PQT) e lodo granular anaeróbio – substrato AGV e acetato
 Nas Figuras 5 e 6 estão apresentadas as relações entre pressão do gás nos reatores ao longo do tempo.

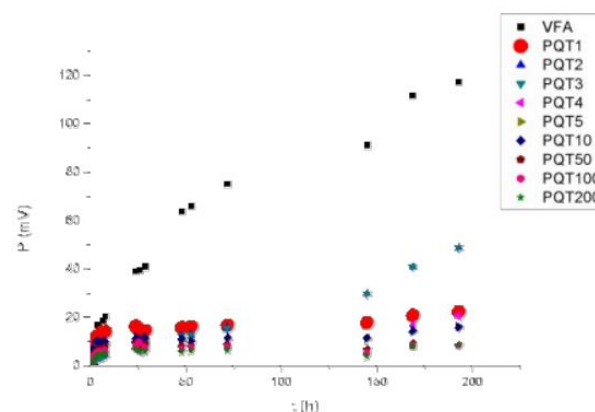


Figura 5: Relação entre pressão do gás nos reatores ao longo do tempo com substrato AGV.

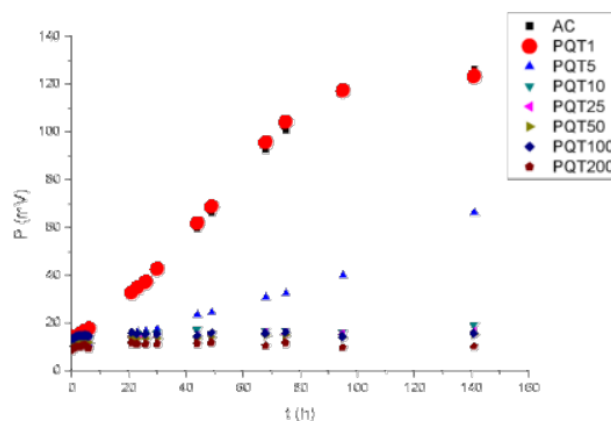


Figura 6: Relação entre pressão do gás nos reatores ao longo do tempo com substrato acetato.

A pressão dentro dos reatores aumentou ao longo do tempo apenas nos reatores controle (sem pesticida) e nos que continham 1.0 e 5.0 mgL⁻¹, para o substrato acetato. Nas demais concentrações com o pesticida, tanto para o substrato AGV quanto acetato as pressões mantiveram-se constantes. A inibição do aumento da pressão do gás de acordo com a introdução do pesticida paraquat, pode ter decorrido do efeito da toxicidade às bactérias anaeróbias o que, conseqüentemente, resulta em baixa produção de gás metano (LONGARETTI et al, 2019).

Nas Tabelas 3 e 4 estão mostradas as relações entre os percentuais de AME e concentrações de PQT com substrato AGV e acetato.

PQT (mg.L ⁻¹)	CH ₄ (%)	AME (mLCH ₄ /g SSV. d)
0.00	43.26 ± 2.17	27.12 ± 1.78
1.00	41.91 ± 4.76	24.33 ± 1.06
2.00	1.53 ± 0.53	1.13 ± 0.31
3.00	1.18 ± 0.40	0.81 ± 0.08
10.00	0.64 ± 0.50	2.87 ± 0.20
50.00	1.01 ± 0.59	2.51 ± 0.58
100.00	1.96 ± 3.13	2.77 ± 0.17
200.00	0.30 ± 0.12	0.05 ± 0.41

Tabela 3: Concentrações de PQT, percentual de metano e AME – substrato AGV.

PQT (mg.L-1)	CH ₄ (%)	AME (mLCH ₄ /g SSV. d)
0.00	65.31 ± 2.86	52.39 ± 1.0
1.00	64.14 ± 3.14	52.11 ± 3.5
5.00	52.27 ± 2.38	17.73 ± 1.81
10.00	5.43 ± 0.92	0
25.00	3.88 ± 0.18	0
50.00	2.56 ± 0.31	0
100.00	0.25 ± 0.01	0
200.00	0.20 ± 0.04	0

Tabela 4: Concentrações de PQT, percentual de metano e AME – substrato acetato.

Determinação da IC50 (PQT e lodo granular anaeróbio)

Para a determinação do IC50 do paraquat com substrato AGV ficou no intervalo entre 1 e 5 mg.L⁻¹, com acetato o intervalo foi mais restrito ficando entre 1.0 e 2.0 mg.L⁻¹. Estes valores indicam que, ao contrário do observado com o pesticida aldrin, a AME foi comprometida nos reatores que continham o pesticida paraquat.

Nas Figuras 7 e 8 estão apresentadas as relações entre os percentuais de AME e concentrações de paraquat com substrato AGV e acetato.

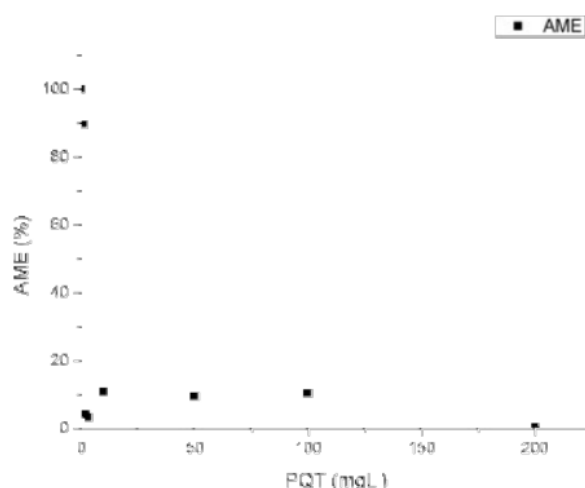


Figura 7: Percentuais de AME e concentrações de PQT com substrato AGV

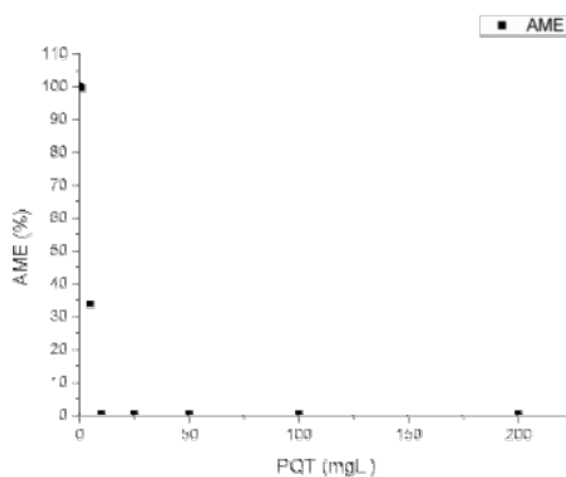


Figura 8: Percentuais de AME e concentrações de PQT com substrato acetato

Considerações finais

Os testes de toxicidade em reatores com lodo granular anaeróbio aldrin não apresentaram toxicidade para as concentrações testadas. Em contrapartida, o paraquat foi tóxico a partir de 1 mg.L⁻¹, ou seja a IC50 foi de 1mg/L para esta condição.

Aldrin não foi tóxico para o lodo granular anaeróbio, diferentemente do paraquat, que foi tóxico no intervalo entre 1.0 e 2.0 mgL⁻¹.

A diferença de substrato nos testes com grânulos anaeróbios pouco influenciou no IC50 do paraquat, ficando entre 1.0 e 2.0 mgL⁻¹ para acetato e entre 1.0 e 5.0 mgL⁻¹ para AGV.

Referências Bibliográficas

Adhoum, N.; Dhaouadi, A.; 2009. Degradation of paraquat herbicide by electrochemical advanced oxidation methods. *Journal of Electroanalytical Chemistry* v. 637, p. 33– 42.

Aquino, S. F.; Chernicharo, C. A. L.; Foresti, E.; Santos, M. L. F.; Monteggia, L. 2007. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em lodos anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 2, p. 192-201. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>.

Bhuvaneswari, R.; Nagarajan, V.; Chandiramouli, R.; 2021. DFT study on the adsorption properties of aldrin and dieldrin molecules on blue phosphorene nanotubes. *Physica B: Condensed Matter*, [S.L.], v. 626, n. 1, p. 413545-413545, fev. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.physb.413545>.

Cui, H.; Zeng, J.; Ren, Y.; Liu, H.; Deng, R.; Zhang, W.; Lv, Y.; Wan, Q.; Yang, L.; Liu, P.; 2023. Theoretical studies on the degradation mechanism of organochlorine pesticides in the presence of Si-OH in sepiolite. *Journal Of Molecular Structure*, [S.L.], v. 1279, p. 134955. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.molstruc.2023.134955>.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). 2020. Pesticides Use. Disponível em: <https://www.fao.org/faostat/en/?#data/RP/visualize>. Acesso em: 06 jul. 2023.

Forkuoh, F.; Boadi, N. O.; Borquaye, L. S.; Afful, S.; 2018. Risk Of Human Dietary Exposure To Organochlorine Pesticide Residues In Fruits From Ghana. *Scientific Reports*, [S.L.], v. 8, n. 1. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-35205-w>.

Grillo, R.; Pereira, A. E.S.; Nishisaka, C. S.; Lima, R. D.; Oehlke, K.; Greiner, R.; Fraceto, L. F.; 2014. Chitosan/tripolyphosphate nanoparticles loaded with paraquat herbicide: an environmentally safer alternative for weed control. *Journal of Hazardous Materials*, [S.L.], v. 278, p. 163-171, ago. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.05.079>.

Inthama, P.; Pumas, P.; Pekkoh, J.; Pathom-Aree, W.; Pumas, C. 2021. Plant Growth and Drought Tolerance-Promoting Bacterium for Bioremediation of Paraquat Pesticide Residues in Agriculture Soils. *Frontiers In Microbiology*, [S.L.], v. 12. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2021.604662>.

Longaretti, G.; Meira, J. A.; Sganderla, I. B.; Magro, J. D; Fiori, M. A.; Mello, J. M. M. D. 2019. Estudo da atividade metanogênica específica de diferentes lodos anaeróbios. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, [S.L.], v. 24, n. 6, p. 1139-1146, FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019140730>.

Sruthi, S. N.; Shyleshchandran, M. S.; Mathew, Sunil Paul; Ramasamy, E. V.; 2016. Contamination from organochlorine pesticides (OCPs) in agricultural soils of Kuttanad agroecosystem in India and related potential health risk. *Environmental Science And Pollution Research*, [S.L.], v. 24, n. 1, p. 969-978. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7834-3>.

Yao, F.; Liu, H.; Wang, G.; Du, L.; Yin, X.; Fu, Y. 2013. Determination of paraquat in water samples using a sensitive fluorescent probe titration method. v. 25, p. 1245– 1251.

MAFMINE ESG: FERRAMENTA DE SUSTENTABILIDADE PARA GESTÃO DE ÁGUA EM PROJETOS DE MINERAÇÃO

¹Upiragibe Vinícius Pinheiro, ²Weslei Monteiro Ambrós, ³Carlos Otávio Petter, ⁴Fernando Alves Cantini Cardozo, ⁵Rafael Freitas D'Arrigo, ⁶Renato Aurélio Petter

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: upiragibe@gmail.com; ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: weslei.ambros@ufrgs.br; ³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: cpetter@ufrgs.br; ⁴Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.cantini3@hotmail.com; ⁵Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: freitasdarrigo@gmail.com; ⁶Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: rapetter@gmail.com;

Palavras-chave: MAFMINE ESG; gestão de água; mineração.

Resumo

A água é insumo essencial para a indústria mineral porque suas propriedades a tornam ideal para muitas funções, tais como lubrificação, resfriamento e aglomeração; transporte de partículas; como um meio ou reagente para reações químicas etc. Contudo, é esperado que as mudanças climáticas causem secas e inundações mais frequentes, alterando o fornecimento de água para os locais de mineração. Dependendo da intensidade do uso de água no processo de beneficiamento, essas mudanças podem ser críticas para as operações de uma mina ou para sua licença de funcionamento. Paralelamente, o aumento da demanda por minerais estratégicos, combinado com a gradativa diminuição dos teores de minérios, deverão intensificar as perturbações da terra e o uso de água na mineração. Para enfrentar essas preocupações, várias empresas de mineração formularam planos para melhorar o desempenho ambiental, social e de governança (ESG - sigla do inglês *Environmental, Social, and Governance*), sendo a sustentabilidade da água um aspecto central. Nesse contexto, ferramentas computacionais que incluam índices de sustentabilidade somados a estimativas técnico-econômicas na tomada de decisão em projetos de mineração são valiosas. Algumas opções de *softwares* de projetos de mineração estão disponíveis e permitem a simulação de parâmetros técnicos e econômicos para as mais diversas rotas de processamento. A UFRGS desenvolveu o MAFMINE, que é uma ferramenta de estimativa de custos de projetos de mineração baseada em modelos paramétricos e foi projetada para fornecer estimativas de custos em um nível de detalhe conhecido como Avaliação Econômica Preliminar (AEP), sendo o primeiro *software* para projetos de empreendimentos de mineração do Brasil com indexação de dados nacionais. O MAFMINE 3.1 é a atual versão otimizada do *software*, que oferece equações para criação de cenários de processamento mineral, e foi desenvolvida a partir de duas metodologias, onde estimativas de CAPEX e OPEX para diferentes projetos de mineração podem ser obtidas mediante modelos paramétricos suportados por uma quantidade relativamente simples de entradas (metas de processo e coeficientes técnicos indicados pelo usuário). A parametrização de custos é estabelecida por meio de análise de regressão utilizando bases de dados disponíveis para cada parâmetro. Tendo em vista o contexto em que o *software* MAFMINE se insere, este artigo tem como objetivo apresentar como será composto o desenvolvimento da nova versão deste *software*, o MAFMINE ESG, a qual incorporará um módulo específico com aspectos ligados ao ESG, especialmente quanto à gestão e ao consumo de água, que são de suma importância para a determinação da viabilidade de futuros projetos de mineração. O grande desafio do desenvolvimento do *software* MAFMINE ESG é encontrar as bases de dados para o consumo de água na indústria da mineração, pois há grande variabilidade entre diferentes minas no consumo de água. O passo seguinte deverá ser a compilação destes dados com a finalidade de resultar em um relatório comparativo, fornecido pelo *software*, que deverá ser utilizado na tomada de decisão de futuros projetos de mineração, tendo como base os indicadores de sustentabilidade da Iniciativa de Relatórios Globais (GRI, da sigla em inglês para *Global Reporting Initiative*), que possui quatro indicadores para o consumo de água.

Introdução

A água é insumo essencial para a indústria mineral porque suas propriedades - e sua disponibilidade geral - a tornam ideal para muitas funções. Isso inclui lubrificação, resfriamento e aglomeração; para transportar partículas; como um meio que permite que as partículas sejam atuadas (especialmente para moagem e separação); e como um meio ou reagente para reações químicas (Rankin, 2011).

A indústria mineral utiliza uma quantidade comparativamente pequena de água em âmbito nacional e global. Por exemplo, na Austrália, que possui um setor de mineração grande e uma baixa precipitação média, a indústria de minerais representa de 2 a 3% do total de água consumida (Rankin, 2011). Não é muito diferente do caso dos Estados Unidos, onde o uso de água na mineração representou menos de 1% da demanda total de água do ano de 2015 (Miller et. al., 2022). Entretanto, apesar do baixo consumo em termo gerais, demandas concentradas de água na mineração podem resultar em um impacto significativo e potencialmente prejudicial no abastecimento local de água, especialmente para minas em regiões semiáridas e áridas (Miller et. al., 2022).

É esperado que as mudanças climáticas causem secas e inundações mais frequentes, alterando o fornecimento de água para os locais de mineração. No Chile, 80% da produção de cobre já está localizada em áreas extremamente estressadas e áridas em termos de água; até 2040, será 100%. Na Rússia, 40% da produção de minério de ferro do país está atualmente

localizada em áreas com alto estresse hídrico. Até 2040, é provável que 5% da produção atual de ouro passe de um estresse hídrico baixo-médio para médio-alto, 7% da produção de zinco possa passar de médio-alto para alto estresse hídrico, e 6% da produção de cobre possa passar de alto para estresse hídrico extremamente alto. Dependendo da intensidade do uso de água no processo de beneficiamento, essas mudanças, embora aparentemente pequenas em termos percentuais, podem ser críticas para as operações de uma mina ou para sua licença de funcionamento (Delevingne et. al., 2020).

Paralelamente, o aumento da demanda por minerais estratégicos, combinado com a gradativa diminuição dos teores de minérios deverão intensificar as perturbações da terra, o consumo de água e a geração de resíduos pela mineração. Para enfrentar essas preocupações, várias empresas de mineração formularam planos para melhorar o desempenho ambiental, social e de governança (ESG - sigla do inglês *Environmental, Social, and Governance*), sendo a sustentabilidade da água um aspecto central (Miller et. al., 2022). Nesse contexto, ferramentas computacionais que incluam índices de sustentabilidade somados a estimativas técnico-econômicas na tomada de decisão em projetos de mineração são de grande valia. A incorporação da problemática socioambiental na avaliação da viabilidade de projetos em tais *softwares*, no entanto, ainda é emergente.

Já são disponíveis comercialmente *softwares* que permitem a simulação de parâmetros técnicos e econômicos para as mais diversas rotas de processamento, tais como balanços de massa e energia e de receitas e custos (Lv et. al., 2012; Allen, 2011; Sayadi e Kiani, 2006). A UFRGS (Universidade Federal do Rio Grande do Sul) desenvolveu, na década passada, o primeiro *software* para projetos de empreendimentos de mineração do Brasil com indexação de dados nacionais, denominado MAFMINE (<http://www.mafmine.com.br>). Esta ferramenta computacional permite simular custos de capital e operacionais para estudos de viabilidade econômica de projetos de mineração.

Nesse sentido, com olhar voltado à problemática ambiental relacionada à mineração, este artigo tem como objetivo apresentar as estratégias para demonstrar como será composto o desenvolvimento de uma nova versão do MAFMINE, a qual incorporará um módulo específico com aspectos ligados ao ESG, especialmente quanto à gestão e ao consumo de água, que são de suma importância para a determinação da viabilidade de futuros projetos de mineração.

MAFMINE

O MAFMINE é uma ferramenta de estimativa de custos de projetos de mineração baseada em modelos paramétricos e foi projetada para fornecer estimativas de custos em um nível de detalhe conhecido como Avaliação Econômica Preliminar (AEP). Neste, o objetivo principal é estabelecer a viabilidade econômica potencial dos recursos minerais, aceitando uma precisão de estimativa de custo entre 30 e 50%. Ele se diferencia da maioria das ferramentas comerciais atualmente disponíveis, uma vez que estes, embora robustos, ainda não incluem recursos de AEP de novos projetos, resultando em elevados esforços computacionais no mapeamento de cenários.

O MAFMINE 3.1 é a atual versão otimizada do *software*, que oferece equações para criação de cenários de processamento mineral, e foi desenvolvida a partir de duas metodologias: (a) os estudos do *United States Bureau of Mines* (USBM, 1987) e (b) o modelo de estimativa de custos de O'Hara (O'Hara e Suboleski, 1992). Nestas estimativas de CAPEX e OPEX para diferentes projetos de mineração podem ser obtidas mediante modelos paramétricos suportados por uma quantidade relativamente simples de entradas (metas de processo e coeficientes técnicos indicados pelo usuário). A Figura 1 apresenta a estrutura básica dos dados de entrada e saída do módulo central do MAFMINE.

A parametrização de custos é estabelecida por meio de análise de regressão utilizando bases de dados disponíveis para cada parâmetro. Deste modo, as estimativas de custo são, em sua maioria, calculadas segundo equações do tipo:

$$\text{Custo} = x \cdot (\text{parâmetro})^y \quad (1)$$

Por exemplo, a grandeza *parâmetro* pode ser a taxa de produção (em ton/dia), enquanto os valores x e y são valores derivados de avaliações estatísticas de dados de custos conhecidos ou estimados, tais como *United States Bureau of Mines Cost Estimating System* (USBM, 1987) e o modelo de O'Hara (1980), ou determinados mediante análise de regressão, dentro de intervalos específicos de validação. Estes dados incluem séries históricas de custos e descrevem a relação entre o custo diversos parâmetros de entrada, como capacidade de produção, tamanho da mina, entre outros.

Uma vez que o modelo de custos é baseado em dados de diferentes países, a modelagem de custos no MAFMINE usa fatores de indexação (D'Arrigo, 2012), adicionados as equações de parametrização (eq. 1), para equiparar as previsões de custos no contexto brasileiro com aquelas de outros países. Dentre os principais indexadores utilizados, citam-se o *Producer Price Index* (PPI, atualiza o valor do dólar da média de preços de commodities nos EUA) e o *Big Mac Index* (BMI, compara o poder de compra de diferentes países) (D'Arrigo, 2022).

A título de exemplo, os custos associados a edificações são calculados segundo a seguinte equação:

$$\text{Custo} = F_{index} \cdot 46715 \cdot T^{0,5} \cdot F_W \quad (2)$$

Onde F_{index} é o fator de indexação (igual ao produto PPI x BMI), T é a produção diária (válido no intervalo 500 – 7000 ton/dia), F_W é um fator associado as condições climáticas, e a constante 46715 dos modelos de O'Hara (1980) e Nagle (1988) (D'Arrigo, 2022).

Para além disto, o MAFMINE conta com diversos módulos para detalhamento de cenários em um projeto, tais como: módulo para seleção do método de lavra, métodos de processamento, avaliação econômica (depreciação, taxa de retorno, etc.). A descrição destes módulos, todavia, está além do objetivo do presente texto.

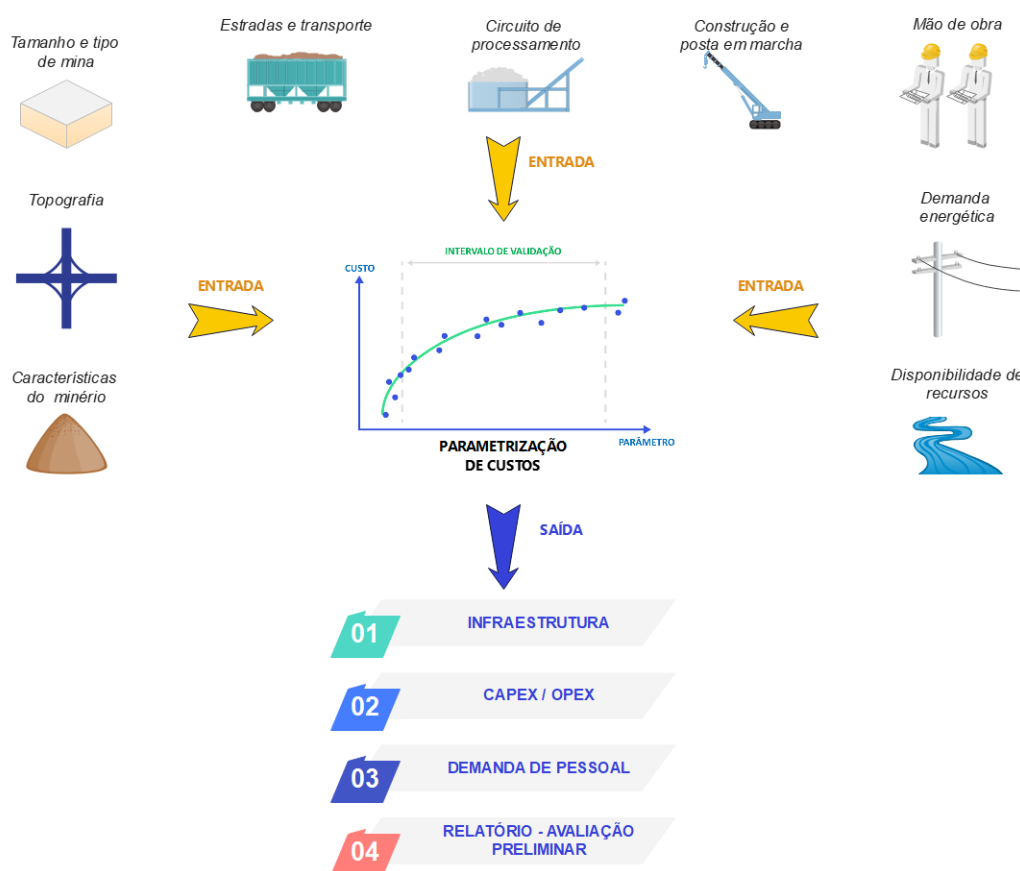


Figura 14 – Estrutura geral dos dados de entrada e saída do MAFMINE.

MAFMINE ESG – Indicadores de Sustentabilidade na Gestão de Água

Critérios do tipo ESG têm sido crescentemente usados por investidores para medir níveis de sustentabilidade para investimento em uma empresa ou negócios. As mineradoras que se destacam nesses critérios portanto podem passar a ter vantagens competitivas, incluindo acesso a capital de investidores, que podem traduzir esses aspectos a um menor risco de capital. Tais mudanças também foram direcionadas por investidores e financistas na mineração demandando maior transparência na exposição de riscos ESG das empresas. Em termos de projeto tais condições passam a ser cruciais visto que há uma relação importante entre as condições locais onde os depósitos estão localizados bem como estes fatores se expressam na percepção de risco do projeto (Rankin, 2011).

Neste contexto, a plataforma MAFMINE ESG surge como o mais novo desenvolvimento em fase de consolidação do *software* MAFMINE. Nela, será possível simular a viabilidade preliminar de projetos de mineração utilizando índices que incorporem sustentabilidade ambiental, social, de governança, em especial no que diz respeito ao uso de água e energia. A seguir são apresentadas as principais iniciativas relacionadas à incorporação de índices de gestão do consumo e captação de água ao módulo que comporá o MAFMINE ESG.

ESG e gestão de água na mineração

Fatores como o teor de corte do minério, a rota de beneficiamento utilizada, e o nível tecnológico da planta de processamento (a qual pode incluir desde a produção de concentrado até o refino, para o caso de minérios metálicos) são determinantes no consumo de água em usinas. Rankin (2011) sustenta que, apesar do consumo e captação de água em um local de mina, composto por uma mina e uma planta de beneficiamento, geralmente ser de 0,4 a 1,0 m³ por tonelada de minério, o consumo de água para uma grande mina pode chegar a 30 bilhões de litros (ou 30 milhões de metros cúbicos) por ano, e ainda, caso exista a necessidade de operações de fundição ou lixiviação, o consumo de água será muito maior.

Além disso, o consumo de água unitário associado com matérias primas minerais é frequentemente menor em regiões que possuem escassez de água devido a maiores níveis de otimização para reduzir a quantidade de água necessária para o processamento – em outras palavras, a comparação de consumo de água entre operações deve incluir o fator regional das diferenças de escassez de água (Northey et. al., 2014).

A distribuição geográfica das operações de mineração, o abastecimento local de água e a proximidade afetam a qualidade da água disponível. Esses fatores, além dos riscos ambientais associados ao manuseio e disposição de águas residuais da mina, influenciam as decisões de usar fontes de água não tradicionais. Minas em regiões áridas são incentivadas a adotar fontes de água não tradicionais, incluindo o reuso interno, para melhorar a confiabilidade do abastecimento de água e compensar as demandas de água doce, enquanto minas em regiões ricas em água podem adotar fontes de água não tradicionais com base em outras considerações (por exemplo, regulamentações, opinião pública e objetivos de ESG). Algumas minas podem ter um excedente de água que poderia beneficiar usuários de água vizinhos, desde que haja tratamento adequado, especialmente em regiões com escassez, o que poderia aliviar a pressão sobre os suprimentos de água doce e ajudar as operações de mineração a alcançar objetivos corporativos de ESG por meio de uma melhor gestão (Miller et. al., 2022).

Incorporação de índices de gestão de água ao MAFMINE ESG

Dentre os fatores englobados na avaliação de índices ESG, a água tem um aspecto particularmente crítico em projetos de mineração. No entanto, em fases iniciais, é extremamente difícil estabelecer um perfil detalhado de riscos associados ao seu uso (Delevingne, et. al., 2020). Nesse sentido, a ideia principal associada ao desenvolvimento da plataforma MAFMINE ESG consiste na adaptação das estratégias de parametrização e indexação de custos utilizada no MAFMINE para a estimativa de índices de risco associados ao uso e consumo de água e energia em projetos de mineração.

A primeira etapa deste trabalho, já em desenvolvimento, consiste na compilação de dados de consumo de água em operações de mineração e beneficiamento. Conforme mencionado, isso visa replicar a estratégia de modelagem de custos do MAFMINE, a qual se vale dos dados estatísticos do *United States Bureau of Mines* (USBM, 1987) e do modelo de O'Hara e de suas atualizações (O'Hara, 1980; Nagle, 1988; O'Hara e Suboleski, 1992). Um desafio particular nesse sentido é que dados industriais de consumo de água são consideravelmente menos disponíveis do que balanços de custos, os quais são relativamente fáceis de encontrar em mineradoras de capital aberto. De fato, algumas divulgações de ESG, dentre elas o manejo da água, podem ser percebidas como um risco a legitimidade por algumas empresas, de modo que podem não ser divulgadas ou então divulgadas de forma limitada, a despeito do esforço considerável nos últimos anos para divulgar as informações exigidas pelos órgãos reguladores, principalmente os órgãos ambientais.

Para os dados de consumo e gestão de água na mineração, destacam-se dados setoriais, como aqueles fornecidos pela Comissão Chilena de Cobre (COCHILCO), a qual publica dados sobre o consumo de água na produção de cobre do país. A série histórica mostra, por exemplo, que nos últimos 20 anos, operações de processamento reduziram o consumo de água de 1.1 para 0.36 m³/t de metal em processos pirometalúrgicos, e de 0.3 para 0.1 m³/t de metal em processos hidrometalúrgicos (Martins, 2020).

O grande desafio do desenvolvimento do *software* MAFMINE ESG, como descrito anteriormente, é encontrar as bases de dados para o consumo e captação de água na indústria da mineração, pois há grande variabilidade entre diferentes minas no consumo de água. O passo seguinte será a compilação destes dados com a finalidade de resultar em um relatório comparativo, fornecido pelo *software*, que deverá ser utilizado na tomada de decisão de futuros projetos de mineração, através de indicadores de sustentabilidade. Todavia, sabe-se que não há uniformidade nas medidas utilizadas para a divulgação de ESG, devido à falta de padrões de divulgação, entre as empresas do setor de mineração. E as informações de ESG só se tornam significativas se forem comparáveis. Assim, a Iniciativa de Relatórios Globais (GRI, da sigla em inglês para *Global Reporting Initiative*) é uma ferramenta de índice de relatórios muito útil, que visa atender esta necessidade, embora uma empresa tenha a opção de não a utilizar, e apenas cumprir os requisitos essenciais de ESG (Lokuwaduge e Heenetigala, 2017).

Como base para seleção dos índices de sustentabilidade de gestão do consumo de água em projetos de mineração serão utilizados os índices da GRI. A GRI possui quatro indicadores para o consumo de água, nos quais as empresas são obrigadas a reportar. Estes estão listados na Tabela 1. Dois deles são obrigatórios (núcleo) e dois são opcionais (voluntários) (Rankin, 2011).

EN8	Total de água captada por fonte	núcleo
EN9	Fontes de água significativamente afetadas pela captação de água	voluntário
EN10	Porcentagem e volume total de água reciclada e/ou reutilizada	voluntário
EN21	Total de efluentes por qualidade e destinação	núcleo

Tabela 1 – Indicadores de sustentabilidade para uso de água. Fonte: Adaptado de RANKIN (2011).

A informação de entrada do MAFMINE ESG deverá ser o consumo estimado de água total do futuro projeto, por fonte utilizada para captação desta água. Esta informação será comparada com o consumo estimado pela plataforma, através da compilação das informações de consumo das bases de dados selecionadas. O resultado fornecido consistirá em um índice comparativo do consumo estimado *versus* os indicadores de sustentabilidade do GRI. Estes indicadores serão classificados em diferentes níveis, por exemplo de 1 a 5, onde 1 corresponde ao mau uso da água e o 5 ao uso ótimo. Desta forma, poderá ser solicitado que o dado de consumo de água seja revisto pelo usuário, caso os resultados estejam em concordância com os níveis mais baixos de classificação, conforme descrito pela Figura 2.

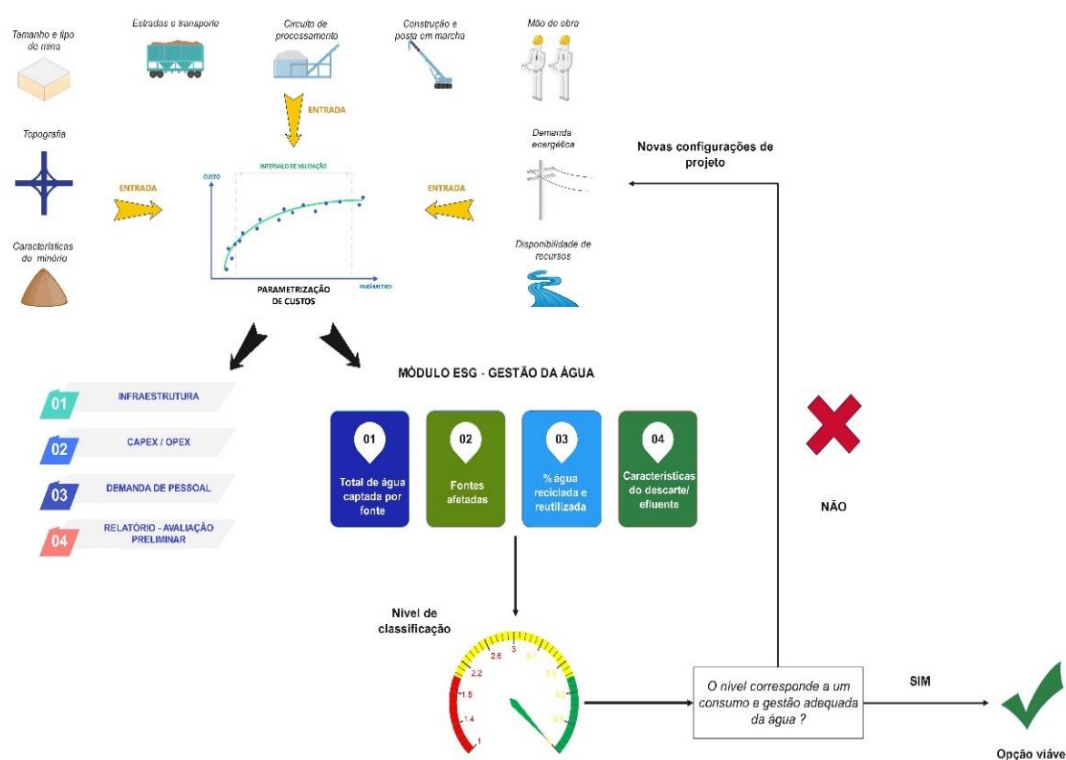


Figura 2 – Estrutura planejada para o MAFMINE ESG, incluindo a gestão do consumo de água.

Assim, é esperado que a abordagem adotada para a construção do MAFMINE ESG se utilize de base de dados setoriais como forma de desenvolver uma ferramenta fundamental na tomada de decisões referentes a futuros projetos de mineração. No que tange às questões sustentáveis esta ferramenta poderá, por exemplo fazer com que se visualize a necessidade de investimento em processos que consumam quantidades menores de água, ou no reuso e reciclagem de água, tratamento prévio para outras finalidades, ou até mesmo mudanças de fonte de abastecimento de água, tais como a captação de água do mar, tratada por processo de dessalinização.

Considerações Finais

A água é insumo essencial para a mineração, porém, apesar da quantidade de água consumida por esta indústria ser comparativamente pequena, em âmbito nacional e global, demandas concentradas podem resultar em um impacto potencialmente prejudicial na disponibilidade de água em locais e populações próximas a áreas de mineração. Paralelamente, o aumento da demanda por minerais estratégicos, combinado com a gradativa diminuição dos teores de minérios, deverão intensificar as perturbações da terra, e da mesma forma, o consumo de água.

Como forma de enfrentar essas preocupações, o setor da indústria de mineração passou a visar à melhora do seu desempenho sustentável, sendo a água um aspecto central. Nesse contexto, ferramentas computacionais que incluam índices de sustentabilidade aliados a estimativas técnico-econômicas na tomada de decisão em projetos de mineração são valiosas. Contudo, as opções de ferramentas como estas ainda são escassas. Além disso, em fase iniciais, é extremamente difícil estabelecer um perfil detalhado de riscos associados ao uso da água em futuros projetos de mineração.

Algumas opções de *softwares* de projetos de mineração estão disponíveis e permitem a simulação de parâmetros técnicos e econômicos para as mais diversas rotas de processamento. Na UFRGS, foi desenvolvido o MAFMINE, que é uma ferramenta de estimativa de custos de projetos de mineração baseada em modelos paramétricos e foi projetada para fornecer estimativas de custos em um nível de detalhe conhecido como Avaliação Econômica Preliminar (AEP), sendo o primeiro *software* para projetos de empreendimentos de mineração do Brasil com indexação de dados nacionais.

Nesse sentido, com olhar voltado à problemática ambiental relacionada à mineração, foi apresentado, neste artigo, como será composto o desenvolvimento da nova versão deste *software*, o MAFMINE ESG, a qual incorporará um módulo específico com aspectos ligados ao ESG, especialmente quanto à gestão e ao consumo de água, que são de suma importância para a determinação da viabilidade de futuros projetos de mineração.

Dessa forma, a estratégia empregada na concepção do MAFMINE ESG deverá incorporar conjuntos de dados setoriais como meio de elaborar uma ferramenta essencial na tomada de decisões relacionadas a futuros empreendimentos de mineração. No que se refere às questões de sustentabilidade, esse recurso poderá, por exemplo, proporcionar uma visão da necessidade de investir em procedimentos que demandem quantidades inferiores de captação e uso água, ou na reutilização e reciclagem da água, a substituição da fonte de abastecimento hídrico, como a dessalinização da água do oceano, por exemplo.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer o apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq no âmbito da chamada CNPq/CT-Mineral nº 27/2022.

Referências Bibliográficas

- Allen, T. T.; 2011. Introduction to ARENA software. In: Introduction to Discrete Event Simulation and Agent-based Modeling. Springer, London, pp. 145-160.
- D'Arrigo, R. F.; 2012. Modelo de Estimativa de Custos Operacionais e de Capital em Projetos de Mineração em Fase Conceitual Baseado no Modelo de O'Hara. Dissertação de Mestrado. PPGE3M, UFRGS.
- D'Arrigo, R. F.; 2022. MAFMINE: Modelo de Estimativa de CAPEX e OPEX para Projetos de Mineração. Tese de Doutorado. PPGE3M. UFRGS.
- Delevigne, L.; Glazener, W.; Grégoir, L.; Henderson, K.; 2020. Climate risk and decarbonization: What every mining CEO needs to know. Metals & Mining and Sustainability Practices. McKinsey & Co. In: <https://www.mckinsey.com/capabilities/sustainability/our-insights/climate-risk-and-decarbonization-what-every-mining-ceo-needs-to-know#/>.
- Lokuwaduge, C. S. D. S.; Heenetigala, K.; 2017. Integrating Environmental, Social and Governance (ESG) Disclosure for a Sustainable Development: An Australian Study. Bus. Strat. Env., 26. pp. 438–450.
- Lv, Y. Q. ; Zheng, S. L. ; Du, H. ; Wang, S. N. ; Zhang, Y. ; 2012. The application of METSIM in hydrometallurgy process: A case study. In: Advanced Materials Research. Trans Tech Publications Ltd. p. 988-995.
- Martins, M. A. K.; 2020. Uso da Dinâmica de Sistemas em Projetos de Mineração: Estudo Exploratório Integrando Aspectos Técnicos e Não Técnicos. Dissertação de Mestrado. PPGE3M. UFRGS.
- Miller, K. D. et. al.; 2022. Mine Water Use, Treatment, and Reuse in the United States: A Look at Current Industry Practices and Select Case Studies. ACS ES&T Engineering, v. 2, pp. 391–408.
- Nagle, A. J.; 1988. Aide a l'Estimation des Paramètres Economiques d'un Projet Minier dans les Etudes de Prefaisabilité. [S.l.]: [s.n.].
- Northey, S.A.; Haque N.; Lovel R.; Cooksey M.A.; 2014. Evaluating the application of water footprint methods to primary metal production systems. Minerals Engineering, V. 69. pp. 65-80.
- O'Hara, T. A.; 1980. Quick guides to the evaluation of ore bodies. Risk Analysis in Mining. CIM.
- O'Hara, T. A.; Suboleski, S. C.; 1992. Costs and cost estimation. In: HARTMAN, H. L. SME Mining Engineering Handbook. 2nd. Ed. v. 1, pp. 405-424.
- Rankin, W. J. 2011 Minerals, Metals, and Sustainability: Meeting Future Material Needs. CSIRO Publishin. pp. 215-216.
- Sayadi, A. R.; Kiani, A.; 2006. Development of a Software for Capital Cost Estimation of Open Pit Mine Equipments. GEOSCIENCES, v. 15, n. 60, pp. 166-177.
- USBM: United States Bureau of Mines; 1987. Bureau of Mines Cost Estimating System Handbook. United States Department of the Interior, Bureau of Mines edition, in English.

UTILIZAÇÃO DE RESÍDUOS DE CASCA DE LARANJA E GLICEROL BRUTO EM DIGESTÃO ANAERÓBIA: UM ESTUDO BIBLIOMÉTRICO

¹ Maria Teresa de Jesus Camelo Guedes, ² Marcos Henrique Gomes Ribeiro, ³ Vinícius Duarte Soroka, ⁴ Maria Cristina de Almeida Silva

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: mteresag1308@gmail.com; ² Universidade Federal do Rio Grande do Sul e-mail: mhgribeiro@ufrgs.br; ³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: vinicius.soroka@gmail.com; ⁴ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br

Resumo

Para mitigar os impactos ambientais decorrentes do uso de energias não renováveis, esforços têm sido direcionados para conciliar preservação ambiental e geração de bioenergia e, assim, atender às metas dentro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU). A digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa promissora que pode ser empregada para a gestão de resíduos orgânicos e recuperação energética. O Brasil, sendo o maior produtor de laranjas e um grande consumidor de biodiesel, carece de soluções para o reaproveitamento dos subprodutos gerados no processamento dessa fruta, como os resíduos de casca de laranja (RCL) e glicerol bruto (GB). Assim, o presente trabalho tem como objetivo mapear a produção mundial de trabalhos relacionados à utilização de RCL e GB para geração de biogás em DA, através de uma revisão bibliométrica. O estudo utilizou dados da produção científica disponível através do portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), extraído da base de dados da Scopus (Elsevier), com a seleção de 150 artigos publicados. A busca sistemática contemplou o período de 1980 a 2023, com o objetivo de observar a evolução das publicações ao longo dos anos e, após seleção manual, foram obtidos e analisados 116 artigos. Os dados dos documentos obtidos foram exportados e analisados no software VOSviewer© para construir as redes e clusters dos países e palavras-chave dos artigos. Através da análise bibliométrica realizada, verificou-se uma evolução na quantidade de publicações a respeito da utilização de RCL e GB em DA, demonstrando uma tendência progressiva no interesse no estudo como ferramenta para geração de biogás através desses resíduos. Os estudos avaliados demonstraram que a utilização dos RCL e a suplementação de GB nos processos de DA são uma alternativa viável para potencialização da geração de biogás, sendo possível reaproveitar tais resíduos e gerar energia. Os dados indicaram que o Brasil se destaca como sendo o país com maior número de publicações e que apresenta a maior rede de contato com os demais países. Dessa forma, percebe-se que o país possui grande preocupação com pesquisas em busca da valorização desses resíduos. Ainda assim, é preciso que mais pesquisas sejam desenvolvidas, no que diz respeito à recuperação de energia dos resíduos agroindustriais, para mitigar os problemas ambientais e promover a valorização dos resíduos e a geração de energia renovável.

Palavras-chave: Digestão anaeróbia; Resíduos agroindustriais; Bibliometria.

Introdução

Os diversos impactos ambientais decorrentes do uso de energias não renováveis, principalmente advinda da queima dos combustíveis fósseis, são tema de preocupação à nível mundial, em virtude das consequências negativas tanto para o meio ambiente, como para sociedade (HOU et al., 2023). Para mitigar esses impactos, esforços têm sido voltados à conciliação de preservação ambiental e geração de bioenergia, buscando atender às metas dentro dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentáveis (ODS), estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU) (AMPESE et al., 2023), no que diz respeito às mudanças climáticas e a valorização de resíduos.

Uma tecnologia sustentável e promissora que pode ser empregada para gestão de resíduos orgânicos e recuperação energética é a Digestão Anaeróbia (DA) (AKOR et al., 2021). No processo, que ocorre na ausência de oxigênio, a matéria orgânica complexa proveniente de resíduos orgânicos é convertida em subprodutos como o biogás, que pode ser empregado para geração de energia elétrica, térmica e como combustível (TAVERA-RUIZ et al., 2023).

A geração de biogás pode ser realizada através de diversos tipos de resíduos, como efluentes domésticos e industriais (LI et al., 2021), resíduos sólidos (LV et al., 2021) e restos de alimentos e frutas, sendo uma alternativa eficaz para gestão de resíduos agroindustriais (TAVERA-RUIZ et al., 2023). Por apresentar a possibilidade de geração de energia por meio de diferentes substratos, é importante avaliar principalmente os resíduos que carecem de soluções sustentáveis para seu descarte final.

O Brasil se destaca como o maior produtor de laranjas do mundo e durante o processo de produção mais de 50% da fruta é transformada em resíduos (compostos predominantemente de RCL) que, caso sejam destinados inadequadamente, podem gerar impactos ambientais (ROKAYA et al., 2019). Além disso, o Brasil é um dos maiores produtores de biodiesel do mundo, uma vez que a adição de 12% de biodiesel no diesel é obrigatória e esse percentual aumentará nos próximos anos. No processo para obtenção do biodiesel, há geração do subproduto conhecido como glicerol bruto (GB). Ambos os resíduos, RCL e GB, necessitam de destinações sustentáveis e podem ser aplicados no processo de DA.

Diante disso, reforça-se a necessidade de aplicar uma revisão sistemática para entender a evolução das pesquisas científicas em relação à utilização e aplicação desses resíduos dentro dos processos de DA. Assim, a presente revisão tem como objetivo mapear a produção mundial de trabalhos relacionados à utilização de RCL e GB para geração de biogás em DA, através de uma revisão bibliométrica da literatura científica.

Material e Métodos

O estudo bibliométrico utilizou dados da produção científica disponíveis através do portal de periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), extraídos da base de dados da Scopus (Elsevier) no dia 20 de junho de 2023, com a seleção de 150 artigos publicados. O tipo de pesquisa aplicada foi “pesquisa avançada”, aplicando a seguinte operação lógica: (“*Anaerobic digestion*” OR “*Anaerobic co-digestion*” OR “*Anaerobic Codigestion*” OR “*Digestão Anaeróbia*” OR “*Digestão Anaeróbica*” OR “*Co-Digestão Anaeróbia*”) AND (“*Biogas*” OR “*Biogás*”) AND (“*Methane*” OR “*Metano*”) AND (“*Orange peel waste*” OR “*Orange peel*” OR “*Orange waste*” OR “*Resíduos de casca de laranja*” OR “*Casca de laranja*”) OR (“*Glycerol*” OR “*Crude glycerol*” OR “*Glycerine*” OR “*Glicerol*” OR “*Glicerina*” OR “*Glicerol Bruto*”). Os tipos de documentos foram filtrados para “artigo” e “revisão”. A busca sistemática foi realizada no período de 1980 a 2023, com o objetivo de observar a evolução das publicações ao longo dos anos. Em seguida, para a análise bibliométrica, foi realizada uma seleção manual para excluir registros que estavam além do escopo da pesquisa aqui descrita. Como resultado, 116 artigos foram obtidos e analisados, sendo avaliados a evolução das publicações e os países que mais publicaram sobre o tema. Os dados dos documentos obtidos foram exportados e analisados com o programa VOSviewer© (VAN ECK & WALTMAN, 2010) para construir as redes e clusters dos países e palavras-chave dos artigos.

Resultados e Discussão

Evolução de publicação e áreas de pesquisa

A pesquisa no SCOPUS abrangeu os anos entre 1980 e 2023. No entanto, o primeiro documento relacionado à utilização de resíduos complexos em DA para conversão em biogás apareceu apenas em 1999, como pode ser observado na Figura 1.

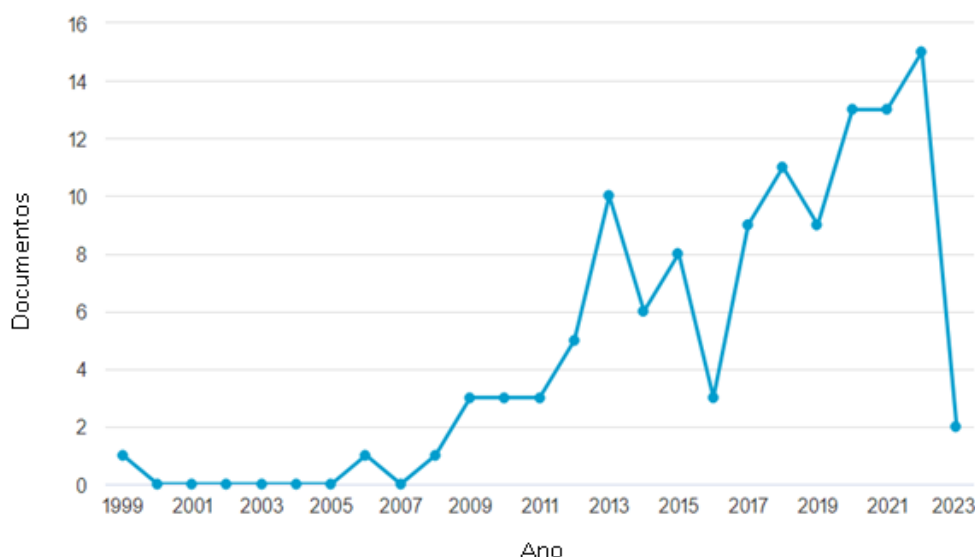


Figura 1: Evolução das publicações sobre o tema.

O próximo artigo foi publicado apenas 7 anos depois, em 2006. Nesse trabalho, os autores otimizaram o rendimento de metano gerado através da digestão anaeróbica de esterco suíno e silagem de milho através da suplementação com 6% de glicerol, que resultou em aumento significativo de 569 para 679 NmL CH₄/kg SV⁻¹ (AMON et al., 2006).

A partir de 2009, observou-se um aumento das publicações, com maior diversificação nas áreas de pesquisa. Destacam-se os anos de 2020 e 2021, que contaram com 13 publicações por ano e o 2022, com 15 publicações. Nesses três últimos anos, as pesquisas publicadas foram relacionadas principalmente à suplementação de glicerol para potencializar a geração de biogás em co-digestão anaeróbia, e a utilização de resíduos agroindustriais, incluindo RCL, visando ao reaproveitamento energético e à valorização dos mesmos. Portanto, essa evolução das publicações demonstra que, atualmente, há uma tendência de interesse crescente no estudo da como ferramenta para geração de bioenergia através do uso de resíduos.

Além da análise da evolução das publicações, a avaliação das áreas de pesquisa é uma ferramenta importante para determinar as lacunas existentes no tema em estudo. Através da análise bibliométrica, foi possível verificar que os artigos e revisões estão associados a diversas áreas de pesquisa, com os seguintes destaques: Ciências ambientais (30,1%), Energia (23,7%), Engenharia Química (15,3%), Engenharias (24,35%) e Ciências biológicas e agrícolas (6,4%). A diversidade das áreas indica a multidisciplinaridade do estudo da e a relação das pesquisas aos estudos ambientais para produção de biogás, com enfoque em parâmetros microbiológicos e de engenharia.

Principais artigos

Um dos indicadores mais importantes em um campo de pesquisa são os artigos mais citados, que indicam os tópicos mais influentes, estudados e desenvolvidos relacionados ao interesse da pesquisa. A Tabela 1 apresenta as 10 publicações mais citadas na pesquisa bibliométrica realizada.

Posição	Autor	Título	Revista	Citações	Ano
1 ^a	Angelidaki et al.	Um modelo abrangente de bioconversão anaeróbia de substratos complexos em biogás	Biotechnology and Bioengineering	313	1999
2 ^a	Fountoulakis et al.	Co-digestão de lodo de esgoto com glicerol para aumentar a produção de biogás	Waste Management	166	2010
3 ^a	Martín et al.	Biometanização de resíduos de casca de laranja	Bioresource Technology	163	2010
4 ^a	Fountoulakis et al.	Produção aprimorada de metano e hidrogênio a partir de resíduos sólidos urbanos e subprodutos agroindustriais co-digeridos com glicerol bruto	Bioresource Technology	151	2009
5 ^a	Amon et al.	Otimizando o rendimento de metano da digestão anaeróbia de esterco: Efeitos de sistemas de laticínios e de suplementação de glicerina	International Congress Series	109	2006
6 ^a	Silva et al.	Produção de hidrogênio e metano em um sistema de digestão anaeróbia de dois estágios por co-digestão de resíduos alimentares, lodo de esgoto e glicerol	Waste Management	107	2018
7 ^a	Viana et al.	Digestão anaeróbica de glicerol bruto: uma revisão	Environmental Technology Reviews	99	2012
8 ^a	Jensen et al.	Co-digestão anaeróbia de lodo de esgoto e glicerol, com foco na cinética do processo, dinâmica microbiana e desidratabilidade do lodo	Water Research	78	2014
9 ^a	Nghiem et al.	Co-digestão de lodo de esgoto e glicerol bruto para produção de biogás sob demanda	International Biodeterioration and Biodegradation	77	2014
10 ^a	Maragkaki et al.	Co-digestão anaeróbia em escala piloto de lodo de esgoto com subprodutos agroindustriais para aumentar a produção de biogás de digestores existentes em estações de tratamento de águas residuais	Waste Management	75	2017

Tabela 1: Os 10 artigos mais citados.

A primeira posição no ranking dos artigos mais citados pertence a Angelidaki et al. (1999), com 313 citações, no qual os autores apresentam um modelo dinâmico que descreve a degradação anaeróbia de material complexo e a co-digestão de diferentes tipos de resíduos. O modelo foi testado em reatores em escala de bancada em co-digestão de esterco com glicerol e esterco com gelatina. A validação do modelo foi feita utilizando resultados de uma planta de biogás em escala real. O documento na 2^a posição (166 citações) avaliou a adição de GB em digestores anaeróbios que tratam lodo de esgoto em estações de tratamento de águas residuais em reatores batelada e contínuos a 35°C (FOUNTOULAKIS et al., 2010).

Na 3^a posição no ranking, tem-se o estudo de Martín et al. (2010), com 163 citações, que avaliou a utilização de RCL para geração de metano. Os autores realizaram pré-tratamento dos RCL para extração do d-limoneno, conhecido como agente antimicrobiano, e, posteriormente, avaliaram a digestão anaeróbia dos RCL em escala laboratorial e piloto. Embora tenha sido alcançada 70% de remoção de D-limoneno, verificou-se ocorrência de acidificação nos reatores em carga orgânica volumétrica (COV) elevada. Apesar disso, o estudo demonstrou que os RCL são resíduos valiosos para serem empregados na geração de produtos de alto valor agregado, como o biogás.

Os demais estudos listados no ranking destacam a suplementação de GB para potencialização da geração de metano nos processos de DA. Assim, os trabalhos apresentados auxiliam na tomada de decisão para mitigar impactos associados à geração dos resíduos agroindustriais, ao mesmo tempo em que permite a utilização da para geração de energias geradas através de fontes renováveis.

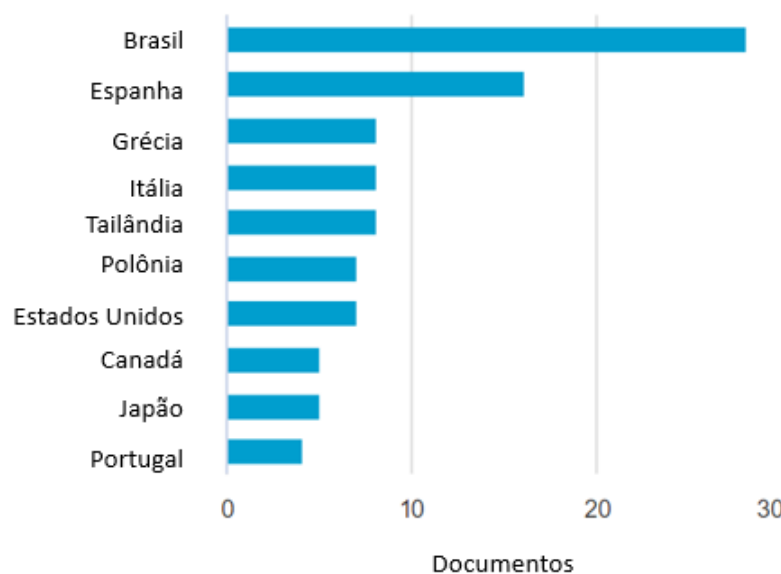


Figura 3: Principais países que mais publicam sobre o tema.

Em termos dos países que mais colaboram e contribuem conjuntamente com o tema em análise, através da Figura 5 é possível verificar a formação de três clusters. Além de ser o país com maior número de publicações, o Brasil apresenta a maior rede com os demais países. O Brasil se destaca como um dos produtores mais importantes de resíduos agroindustriais da América Latina e apresenta potencial para valorização da biomassa (LEITE et al., 2021). Dessa forma, através das Figuras 3 e 4, percebe-se que o Brasil possui grande preocupação com pesquisas em busca da valorização desses resíduos e geração de energia renovável.

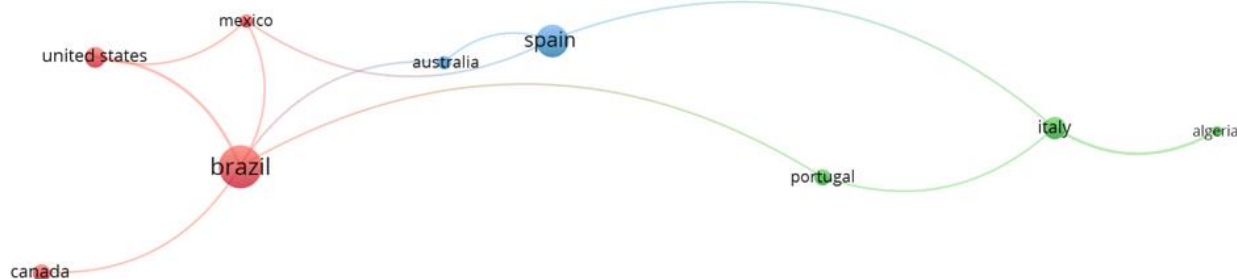


Figura 5: Rede de co-autoria de países.

Considerações Finais

- Através da pesquisa bibliométrica realizada, verificou-se uma evolução na quantidade de publicações a respeito da utilização de RCL e GB em DA, demonstrando uma tendência progressiva no interesse e estudo da como ferramenta para geração de biogás através desses resíduos;
- Verificou-se, também, grande diversidade das áreas de publicação dos trabalhos, indicando a multidisciplinaridade do tema, que está principalmente relacionado a estudos ambientais para produção de biogás, com enfoque em parâmetros microbiológicos e de engenharia.

- Os estudos avaliados demonstraram que a utilização dos RCL e a suplementação de GB nos processos de DA são uma alternativa viável para potencialização da geração de biogás, sendo possível reaproveitar tais resíduos e gerar energia;
- O Brasil se destaca como o país com maior número de publicações e que apresenta a maior rede de contato com os demais países. Dessa forma, percebe-se que o país possui grande preocupação com pesquisas em busca da valorização desses resíduos e geração de energia renovável;
- Recomenda-se que ainda mais pesquisas sejam desenvolvidas, no que diz respeito à recuperação de energia dos resíduos agroindustriais, para mitigar os problemas ambientais e promover a valorização dos resíduos e a geração de energia renovável.

Agradecimentos

Os Autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

- Adames, L. V., Pires, L. O., & Maintinguer, S. I.; 2022. Continuous Long-Term Anaerobic Co-digestion of Crude Glycerol and Domestic Sewage: Plug-Flow In-Series Reactor Performance and Microbiota Acclimatization. *BioEnergy Research*, p. 1-13.
- Akor, C. I.; Osman, A. I.; Farrell, C.; McCallum, C. S.; Doran, W. J.; Morgan, K.; Harrison, J.; Walsh, P. J.; Sheldrake, G. N.; 2021. Thermokinetic study of residual solid digestate from anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, v. 406, p. 127039.
- Alves, I. R., Mahler, C. F., Oliveira, L. B., Reis, M. M., & Bassin, J. P.; 2022. Investigating the effect of crude glycerol from biodiesel industry on the anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in ternary mixtures. *Energy*, v. 241, p. 122818.
- Ampese, L. C., Sganzerla, W. G., Ziero, H. D. D., Mudhoo, A., Martins, G., & Forster-Carneiro, T.; 2022. Research progress, trends, and updates on anaerobic digestion technology: A bibliometric analysis. *Journal of Cleaner Production*, v. 331, p. 130004.
- Ampese, L. C.; Ziero, H. D. D.; Velásquez, J.; Sganzerla, W. G.; Martins, G.; Carneiro, T. F.; 2023. Apple pomace management by anaerobic digestion and composting: a life cycle assessment. *Biofrp.*, v. 17, n. 1, p. 29-45.
- Amon, T., Amon, B., Kryvoruchko, V., Bodiroza, V., Pötsch, E., & Zollitsch, W.; 2006. Optimising methane yield from anaerobic digestion of manure: effects of dairy systems and of glycerine supplementation. In *International Congress Series*, v.1293, p. 217-220.
- Angelidaki, I., Ellegaard, L., & Ahring, B. K.; 1999. A comprehensive model of anaerobic bioconversion of complex substrates to biogas. *Biotechnology and bioengineering*, v. 63, p. 363-372.
- Bułkowska, K., Mikucka, W., & Pokój, T.; 2022. Enhancement of biogas production from cattle manure using glycerine phase as a co-substrate in anaerobic digestion. *Fuel*, v.317, p. 123456.
- Fountoulakis, M. S., & Manios, T.; 2009. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agro-industrial by-products co-digested with crude glycerol. *Bioresource technology*, v. 100, n. 12, p. 3043-3047.
- Fountoulakis, M. S., Petousi, I., & Manios, T.; 2010. Co-digestion of sewage sludge with glycerol to boost biogas production. *Waste management*, v. 30, n.10, p. 1849-1853.
- Hou, H.; Lu, W.; Liu, B.; Hassanein, Z.; Mahmood, H.; Khalid, S.; 2023. Exploring the Role of Fossil Fuels and Renewable Energy in Determining Environmental Sustainability: Evidence from OECD Countries. *Sustainability*, v. 15, n. 3, p. 2048.
- Jensen, P. D., Astals, S., Lu, Y., Devadas, M., & Batstone, D. J.; 2014. Anaerobic codigestion of sewage sludge and glycerol, focusing on process kinetics, microbial dynamics and sludge dewaterability. *Water research*, v. 67, p. 355-366.
- Leite, J. G. B. S.; Santos, R. S.; Lima, G. S.; Silva, C. C.; Assis, F. G. V.; Oliveira, E. A.; Leal, P. L.; 2021. Anaerobic co-digestion of manure, coffee husk and bovine manure: A study to optimize the methanization process. *Brazilian Journal of Development*, v. 7, n.1, p. 1334 – 1355.

Li, Y.; Ni, J.; Cheng, H.; Zhu, A.; Guo, G.; Qin, Y.; Li, Y-Y.; 2021. Methanogenic performance and microbial community during thermophilic digestion of food waste and sewage sludge in a high-solid anaerobic membrane bioreactor. *Bioresour. Technol.*, v. 342.

Lv, Y.; Chang, N.; Li, Y-Y.; Liu, J. Anaerobic co-digestion of food waste with municipal solid waste leachate: A review and prospective application with more benefits.; 2021 *RCR Advances*, v. 174.

Maragkaki, A. E., Fountoulakis, M., Gypakis, A., Kyriakou, A., Lasaridi, K., & Manios, T.; 2017. Pilot-scale anaerobic co-digestion of sewage sludge with agro-industrial by-products for increased biogas production of existing digesters at wastewater treatment plants. *Waste management*, v. 59, p. 362-370.

Martín, M. A., Siles, J. A., Chica, A. F., & Martín, A.; 2010. Biomethanization of orange peel waste. *Bioresource technology*, v. 101, n. 23, p. 8993-8999.

Nghiem, L. D., Nguyen, T. T., Manassa, P., Fitzgerald, S. K., Dawson, M., & Vierboom, S.; 2014. Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol for on-demand biogas production. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v.95, p. 160-166.

Prasertsan, P., Leamdum, C., Chantong, S., Mamimin, C., Kongjan, P., & Sompong, O.; 2021. Enhanced biogas production by co-digestion of crude glycerol and ethanol with palm oil mill effluent and microbial community analysis. *Biomass and Bioenergy*, v. 148, p. 106037.

Rokaya, B.; Kerroum, D.; Hayat, Z.; Panico, A.; Ouafa, A.; Pirozzi, F.; 2019. Biogas production by an anaerobic digestion process from orange peel waste and its improvement by limonene leaching: Investigation of H₂O₂ pretreatment effect. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, p. 1-9.

Silva, F. M., Mahler, C. F., Oliveira, L. B., & Bassin, J. P.; 2018. Hydrogen and methane production in a two-stage anaerobic digestion system by co-digestion of food waste, sewage sludge and glycerol. *Waste Management*, v. 76, p. 339-349.

Tavera-ruiz, C.; Martí-herrero, J.; Mendieta, O.; Jaime-estévez, J.; Guathier-maradei, P.; Azimov, U.; Escalante, H.; Castro, L.; 2023. Current understanding and perspectives on anaerobic digestion in developing countries: Colombia case study. *Renewable and Sustainable Energy Rev.*, v. 173, p. 113097.

Van Eck, N., & Waltman, L.; 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *scientometrics*, v. 84, n. 2, p. 523-538.

Viana, M. B., Freitas, A. V., Leitão, R. C., Pinto, G. A. S., & Santaella, S. T.; 2012. Anaerobic digestion of crude glycerol: a review. *Environmental Technology Reviews*, v.1, n. 1, p. 81-92.

AVALIAÇÃO DO POTENCIAL BIORREMEDIADOR DOS FUNGOS *CANDIDA spp.* E *TRICHOPYTON spp.* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO PROVENIENTE DE ATERRO SANITÁRIO

¹Maria Eduarda Aranega Pesenti, ²Thiago Andrade Marques, ³Vitor Antonio Campos, ⁴Stephanie Luana Urata, ⁵Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

¹Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, e-mail: aranegapesenti@gmail.com;

²Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, e-mail: thiagomarques@utfpr.edu.br.;

³Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR, e-mail: vcampos@alunos.utfpr.edu.br;

⁴Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, e-mail: uratastephanie@gmail.com;

⁵Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, e-mail: kprates@utfpr.edu.br

Palavras-chave: Micorremediação; Bioensaios; *Allium cepa*.

Resumo

São diversos os fatores que causam aumento na geração de resíduos sólidos, como: crescimento populacional, alterações no estilo de vida, crescente da produção e consumo da população, desenvolvimento econômico, crescimento do setor industrial, mudança do meio rural para o urbano, entre outros, que acabam modificando o padrão de geração e as características dos resíduos sólidos gerados no decorrer dos anos. Um dos produtos originado na degradação dos resíduos sólidos é o lixiviado. Este efluente possui uma alta carga de poluentes, de matéria orgânica e de metais tóxicos, que dificultam seu tratamento. Dentre as técnicas biológicas de tratamento destaca-se a micorremediação, que utiliza fungos para degradar compostos tóxicos, resultando na remoção parcial ou total dos poluentes. Para avaliar o risco ecológico ou a eficiência do tratamento de um poluente podem-se realizar bioensaios que utilizam bioindicadores como organismos testes avaliando sua resposta quando expostos ao efluente que se deseja estimar a toxicidade. A espécie *Allium cepa* tem se mostrado ser um eficiente organismo teste para avaliação da efetividade do processo de micorremediação. Deste modo, o presente trabalho objetivou comparar a eficiência na redução da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário após o emprego do processo de micorremediação utilizando os fungos *Candida spp.* e *Tricophyton spp.* por meio de bioensaios com semente de *Allium cepa*. Os fungos utilizados para este trabalho foram isolados de amostras de lixiviado bruto, caracterizados e identificados a nível de semelhança com base em suas características macro e microscópicas. Para o tratamento do lixiviado foram montadas unidades experimentais com diferentes concentrações de lixiviado (0, 10, 25, 50 e 100%) que foram inoculados com os fungos selecionados e incubados por 7 dias. Após o período de incubação foi realizada a filtração das unidades experimentais, separando a massa celular fúngica e o extrato líquido. Os bioensaios foram realizados com o extrato líquido obtido na etapa de filtração, utilizando 2 mL para inocular 10 sementes de *Allium cepa* em placas de Petri. Após o tempo de incubação realizou-se as análises macroscópicas - contagem de sementes germinadas e medição do crescimento radicular, e a partir dos resultados fez-se o cálculo dos índices de análise macroscópica. A partir da análise dos resultados, constatou-se que a levedura *Candida spp.* obteve um maior desenvolvimento na concentração 10%, indicando que o fungo foi hábil em degradar a matéria orgânica e crescer neste meio. A levedura também apresentou melhores resultados de redução da toxicidade em todas as unidades experimentais, comparando com os níveis de toxicidade obtidos após o tratamento do lixiviado com o fungo *Tricophyton spp.* Indicando. Pode-se concluir que entre os gêneros analisados, a levedura semelhante a *Candida spp.* se mostra mais eficiente podendo ser promissora para a redução da toxicidade de lixiviado de aterro sanitário.

Introdução

Os desafios envolvendo os resíduos sólidos urbanos (RSU) começam nos padrões de produção e comercialização, onde os produtos são fabricados visando um consumo exagerado, sendo rapidamente incorporados nos hábitos da sociedade, causando um maior descarte pela obsolescência de uso, e consequentemente gerando quantidades consideráveis de rejeitos. (SIQUEIRA; MORAES, 2009). A gestão adequada de RSU tem como objetivo proteger a saúde da população, promover a qualidade ambiental, desenvolver a sustentabilidade e fornecer suporte para a produtividade econômica, assim é de suma importância conhecer e tratar os poluentes gerados na degradação de RSU (NASCIMENTO et al., 2015).

Segundo SNIS (2021) aterros sanitários são instalações que possuem controle técnico e operacional para evitar que resíduos e seus efluentes (líquidos e gasosos) causem danos à saúde pública e ao meio ambiente, sendo a principal disposição final adequada utilizada no Brasil. O efluente líquido gerado na degradação dos resíduos se denomina lixiviado. O lixiviado é gerado por fenômenos físicos, químicos e biológicos, possuindo como características a cor escura o mau cheiro e a elevada Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (PRADO, 2023). Dentre a composição do lixiviado constam altas concentrações de matéria orgânica, macrocomponentes inorgânicos, metais tóxicos e compostos orgânicos xenobióticos que dependem dos estágios de decomposição da matéria orgânica, da composição dos resíduos, das condições

ambientais, da idade e modo de operação do aterro, entre outros, tornando a composição desse efluente complexa, tóxica e de difícil tratamento (ANDRADE, 2022; RIBEIRO, MENDES, 2018).

A caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário, apesar de inferir sobre sua composição tóxica, não associa o efeito conjunto das substâncias interagindo no efluente e seu impacto direto sobre o meio ambiente. Para complementar a análise dos efeitos tóxicos do lixiviado é necessário realizar bioensaios que visam prever o impacto potencial de um agente tóxico ao ambiente (FRANCO et al., 2018). Esta técnica utiliza organismos biológicos (bioindicadores) para o reconhecimento das condições da amostra que se deseja estimar a toxicidade. Dentre os organismos passíveis de uso, plantas superiores, mais especificamente a *Allium cepa* (cebola) possui diversas aplicações no monitoramento e detecção de contaminantes, avaliando a fitotoxicidade de um composto por meio da inibição da germinação e do crescimento radicular das sementes (SOMMAGGIO, 2016; LELES, 2017; OLIVEIRA, 2021).

A biorremediação é uma técnica que envolve o uso de microrganismos para remover ou biodegradar substâncias nocivas em compostos não tóxicos ao meio ambiente, com aplicabilidade recomendada pelo âmbito científico como alternativa viável para o tratamento de contaminantes. Segunda Perna (2018) a seleção de organismos capazes de transformar os poluentes alvos é de suma importância para a eficiência da biorremediação.

A micorremediação é uma alternativa ecossustentável que utiliza fungos e/ou seus produtos metabólicos para remediar ou reduzir o potencial poluidor de contaminantes. Técnica essa que apresenta diversas possibilidades de aplicação em áreas contaminadas por compostos tóxicos, devida as características fúngicas, como: a capacidade de adaptação em meios com presença de compostos tóxicos recalcitrantes, a presença de um sistema enzimático extracelular eficiente, a forma de crescimento vegetativo que permite contato direto com o poluente, e a sua baixa especificidade de substrato (KAO, 2023).

Algumas pesquisas relacionam a micorremediação com as características físico-químicas do lixiviado, esses trabalhos foram de suma importância para esse novo eixo de investigação, uma vez que a micorremediação obteve alta eficiência na remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos. A relação entre a micorremediação e os compostos tóxicos do lixiviado teve início recentemente com os estudos de Hassan et al. (2020) que avaliou a eficiência fúngica na remoção de metais e metalóides, Siracusa, et al. (2020) com a avaliação do fungo *Lambertella sp* na redução de nitrogênio total, carbono orgânico total e cloreto e nos estudos de Ikechi-Nwogu, Akpan, (2022) que utilizaram o fungo *Lentinus squarrosulus Mout* para redução das propriedades físico-químicas e carga microbiana do lixiviado.

Os fungos dos gêneros *Candida* e *Trichophyton*, têm se destacados em estudos de biorremediação. Muitas espécies de levedura da *Candida spp.* produzem biosurfactantes, sendo aplicados para micorremediar petróleo, óleo motor, metais tóxicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) (SOARES et al., 2011; DURVAL, 2017). Algumas espécies do fungo filamentoso *Trichophyton spp* se mostraram eficientes na biorremediação de corantes azo têxteis e pentaclorofenol (SANTOS, 2023).

A partir do exposto, este trabalho tem como objetivo comparar os resultados da redução da toxicidade do lixiviado proveniente de aterro sanitário após o emprego do processo de micorremediação utilizando os fungos *Candida spp.* e *Trichophyton spp.* por meio de bioensaios com semente de *Allium cepa*.

Material e Métodos

Isolamento e seleção de fungos autóctones

Com a finalidade de isolar e selecionar fungos autóctones para o processo de micorremediação foi coletada amostra de lixiviado bruto advindo das canalizações das células do aterro sanitário do município de Londrina, localizado no distrito de Maravilha (CTR – Maravilha).

As etapas realizadas para a seleção de fungos seguiram a metodologia de Silva et al. (2011) com adaptações, onde se realizou a diluição em série, diluindo o lixiviado em solução salina na proporção 1:10, obtendo as diluições 10^{-1} , 10^{-2} e 10^{-3} . Esse procedimento foi realizado em duplicata. Em seguida, utilizando a técnica de espalhamento, adicionou-se 0,1 mL de cada uma das diluições em placas de Petri contendo Ágar Sabouraud acrescido de Cloranfenicol, sendo incubadas por 4 dias.

Os fungos de maior incidência foram selecionados para o isolamento em colônias gigantes em ágar Sabouraud e incubados durante 04 dias, para posteriormente realizar a identificação fúngica utilizando as características macro e microscópicas das colônias. A identificação foi baseada no guia de identificação de fungos, Larone's medically important fungi: A guide to identification, de Walsh et al. (2018). Após a identificação dos fungos selecionados, as amostras foram transferidas para o meio Sabouraud inclinado em tubos de ensaios. Na Figura 1, pode-se observar um exemplo representativo do processo realizado para o isolamento e seleção de fungos autóctones.

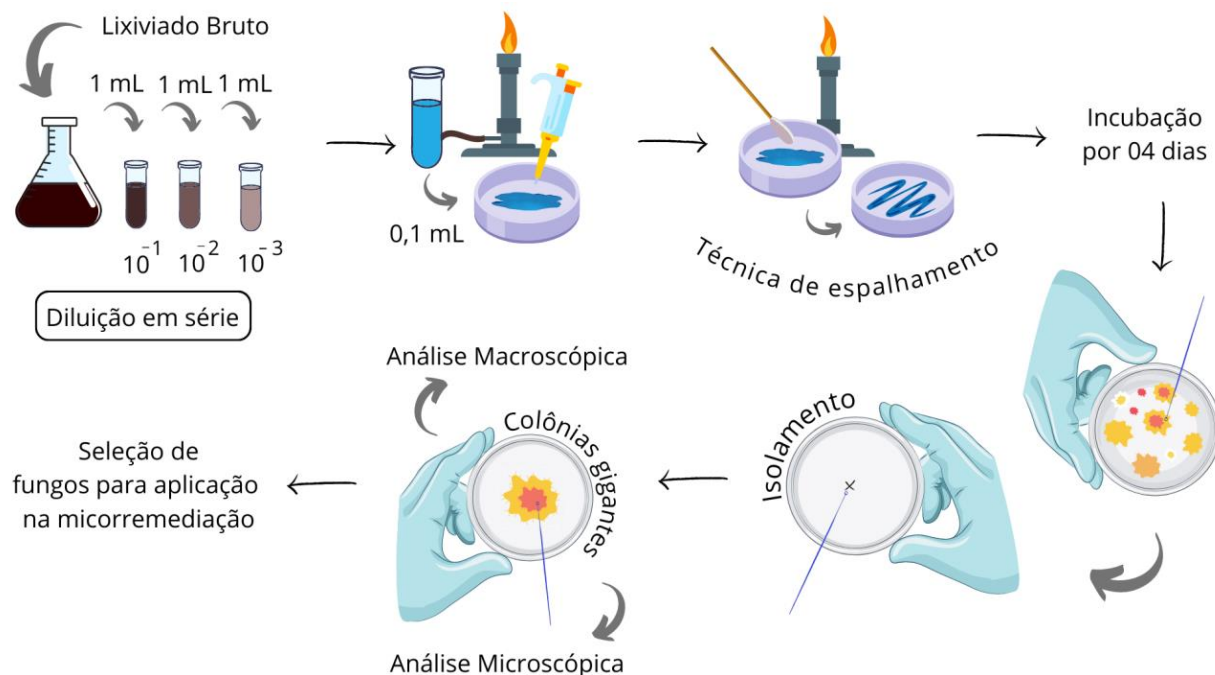


Figura 1: Esquema representativo do procedimento realizado para o isolamento e seleção de fungos autóctones.

Preparação do inóculo e etapa de micorremediação

Foram selecionados dois fungos, sendo uma levedura e um fungo filamentosos. A levedura é semelhante à *Candida spp.* e o fungo filamentosos é semelhante a *Trichophyton spp.* Na Figura 2 ilustra-se os procedimentos realizados para a etapa de micorremediação.

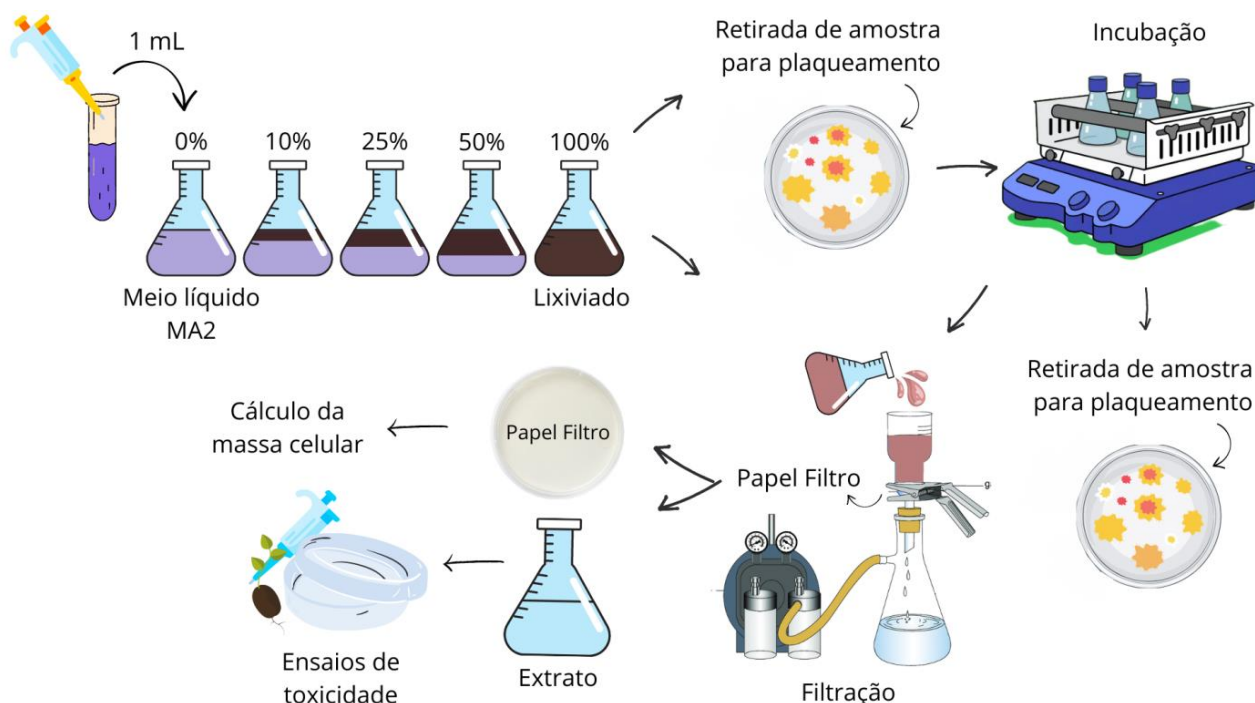


Figura 2: Procedimento realizado para a montagem das unidades experimentais (UEs) para o processo de micorremediação.

Para a preparação do inóculo, cada cepa de fungo teve uma porção de massa que cresceu no tubo de ensaio em meio inclinado retirada e transferida para 10 mL de meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), sendo incubados em *shaker* por 04 dias. Para a etapa de micorremediação foi utilizada a metodologia proposta no trabalho de Bonassa (2021), com modificações, onde foram montadas unidades experimentais (UEs) em erlenmeyers de 250 mL contendo meio líquido com diferentes concentrações de Lixiviado (0%, 10%, 25%, 50% e 100%). O volume final de meio líquido em cada erlenmeyer foi

de 100 mL, sendo 0% preparado somente com meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), 100% preparado somente com o lixiviado e as demais concentrações com 10 mL, 25 mL e 50 mL de lixiviado acrescido de 90 mL, 75 mL e 50 mL de meio líquido MA2 (Malte 2% e Peptona 0,2%), respectivamente. Cada uma das UEs foi inoculada com 1 mL do inóculo preparado, sendo incubadas por 07 dias.

Depois de transcorrido o período de incubação realizou-se a filtração do meio líquido que foi utilizado nos ensaios de toxicidade por meio de filtração a vácuo utilizando papel filtro. Os extratos filtrados foram submetidos a testes de toxicidade com *Allium cepa* e a massa celular retida no papel filtro foi colocada em estufa a 80°C para determinação da massa seca. Após esse procedimento as amostras foram pesadas para obtenção do peso seco (massa celular).

Ensaio de toxicidade com *Allium cepa*

Para essa etapa seguiu-se as metodologias de Bagur-González et al. (2011), Sommaggio (2016), Silva; Tofolo (2017) e Leles (2017), utilizando a semente de *Allium cepa* (cebola) como bioindicador. Após a obtenção dos extratos líquidos, iniciou-se a montagem das UE em placas de Petri, contendo papel filtro em formato circular, posicionadas no interior das placas de Petri expostas a luz ultravioleta por 15 minutos na capela de fluxo laminar para esterilização.

Em cada placa, devidamente identificada, foram adicionadas 10 sementes de *Allium cepa* sobre o papel filtro estéril e 2 mL de amostra de extrato líquido obtido após filtração do meio líquido. As placas foram incubadas no escuro por 6 dias (144 horas), para a germinação das sementes e crescimento das radículas.

As análises macroscópicas foram realizadas após o período de incubação das sementes de *Allium cepa*, conforme as etapas seguintes: (i) Quantificação das sementes germinadas; (ii) Medição do tamanho das raízes; (iii) Registro de possíveis alterações nas raízes (morfologia – formato, textura, comprimento, espessura e mudança de cor); (iii) Determinação dos índices macroscópicos. As equações 1, 2, 3, 4 e 5 foram utilizadas para os cálculos dos índices macroscópicos.

$$GRS = \frac{\text{número de sementes germinadas com amostra}}{\text{número de sementes germinadas no controle negativo}} * 100 \quad (1)$$

Onde: GRS é a germinação relativa das sementes.

$$CRR = \frac{\text{Comprimento médio da radícula com amostra}}{\text{comprimento médio da radícula no controle negativo}} * 100 \quad (2)$$

Onde: CRR é o crescimento relativo da radícula.

$$IG = \frac{GRS * CRR}{100} \quad (3)$$

Onde: IG é o índice de germinação.

$$IGN = \frac{\text{Germ x} - \text{Germ controle}}{\text{Germ controle}} \quad (4)$$

Onde: IGN é o índice de germinação residual normalizado, Germ x é a porcentagem média de sementes germinadas em cada amostra e Germ controle é a porcentagem de sementes germinadas no controle.

$$IER = \frac{\text{Along x} - \text{Along controle}}{\text{Along controle}} \quad (5)$$

Onde: IER é o índice de alongamento radical residual normalizado, Along x é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas em cada amostra e Along controle é o comprimento médio da radícula das sementes germinadas no controle.

Segundo a metodologia de Bagur-Gonzales et al. (2011), os índices de IGN e IER são classificados por meio de diferentes níveis de toxicidade, como mostra o Quadro 1.

ÍNDICES	NÍVEL DE TOXICIDADE
Maior que 0	Hormese
0 a -0,25	Toxicidade Baixa
-0,25 a -0,5	Toxicidade Moderada
-0,5 a -0,75	Toxicidade Alta
-0,75 a -1,0	Toxicidade muito Alta

Quadro 1: Níveis de toxicidade considerando os índices de germinação.

A hormese corresponde a baixas concentrações de contaminante, não significando que este não seja prejudicial aos organismos presentes no meio.

Resultados e discussão

O lixiviado utilizado neste estudo possuía pH de 8,24 e condutividade elétrica de 24,74 μ S sendo considerado um lixiviado estabilizado (DANTAS, 2021).

As características das colônias analisadas para a identificação dos fungos estão apresentadas na Tabela 1 e na Figura 3.

Gênero	Características Macroscópicas	Características Microscópicas
<i>Candida</i>	Coloração âmbar, tamanho pequeno, aspecto seco, bordas irregulares e superfície rugosa.	Levedura - possui pseudo-hifas com blastoconídios alongados
<i>Trichophyton</i>	Coloração branca, tamanho médio, aspecto Algodonoso, bordas inteiras e superfície lisa.	Fungo filamentososo – possui hifas cenocíticas e reprodução assexuada com presença de conidióforo oval.

Tabela 01: Características macro e microscópicas das colônias fúngicas selecionadas.

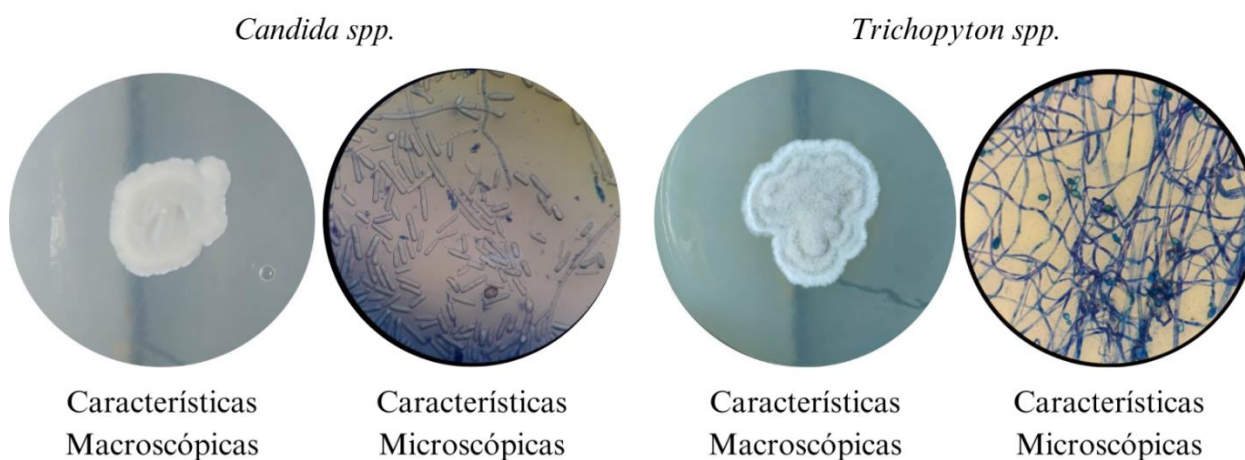


Figura 3: Características macro e microscópicas das colônias fúngicas selecionadas.

Segundo Tramontini (2013) fungos que formam pseudo-hifas possuem um crescimento radial diferenciado que possibilita um maior contato com o poluente, podendo acelerar a degradação de matéria orgânica e consequentemente reduzir os compostos presentes no meio.

Durante o experimento a levedura semelhante ao gênero *Candida* apresentou um bom desenvolvimento fúngico. Sua massa celular teve seu ápice na UE-10% indicando que o fungo foi hábil em degradar a matéria orgânica presente no lixiviado e a UE-50% possui o menor valor de massa celular, indicando que em altas concentrações de lixiviado a levedura apresenta inibição no seu crescimento. Não foi possível quantificar a UE-100%, para esse gênero. O fungo filamentososo *Trichophyton spp.* possui um alto valor de massa celular na UE-0%, indicando que o meio foi propício para o desenvolvimento fúngico, e a UE-100% possui o menor valor de massa celular, indicando que o desenvolvimento do fungo filamentososo é prejudicado em altas concentrações de lixiviado. Na Figura 03 é possível observar as massas celulares de cada fungo nas UEs.

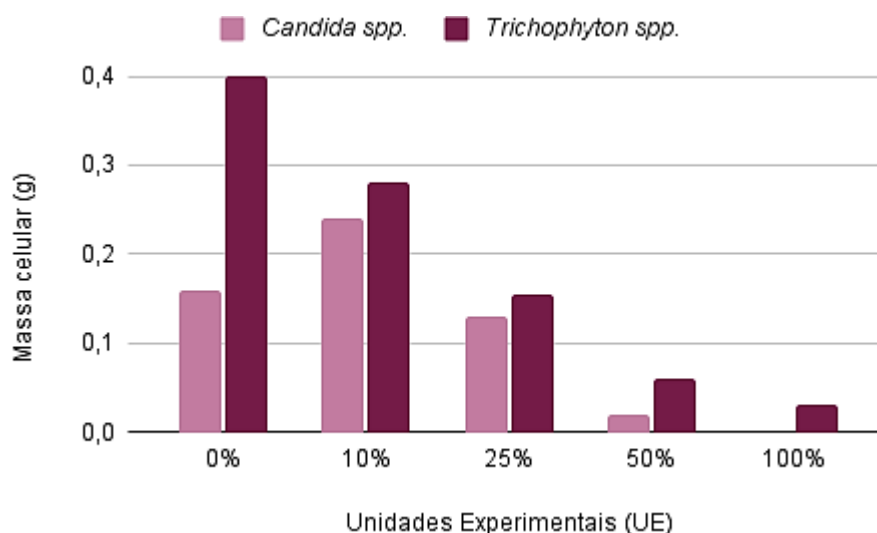


Figura 03: Comparativo da massa celular após o processo de microrremediação entre os gêneros *Candida* e *Trichophyton*.

Analisando a Figura 03 é possível averiguar que o fungo *Trichophyton spp.* possui maior massa celular do que a levedura *Candida spp.* em todas as UEs. Devido a diferenças estruturais, onde fungos filamentosos são multicelulares (formação de micélios) e leveduras são unicelulares, a massa celular de fungos filamentosos é maior do que de leveduras, não sendo um indicativo de melhor eficiência ou desenvolvimento. A Figura 03 exibe como as diferentes concentrações de lixiviado influenciam no crescimento fúngico de cada gênero, visto que quanto maior a concentração do efluente menor é a massa celular fúngica.

Na Tabela 02 podem-se visualizar os índices calculados a partir dos resultados dos testes de toxicidade após o processo de micorremediação.

Unidade Experimental	<i>Candida spp</i>					<i>Trichophyton spp</i>				
	GRS (%)	IG (%)	CRR (%)	IGN (%)	IER (%)	GRS (%)	IG (%)	CRR (%)	IGN (%)	IER (%)
0%	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00	100,00	100,00	100,00	0,00	0,00
10%	106,32	165,92	156,06	0,66	0,56	71,43	42,37	59,32	-0,58	-0,41
25%	87,55	159,54	182,22	0,60	0,82	21,43	2,19	10,23	-0,98	-0,90
50%	18,76	14,89	79,37	-0,85	-0,21	0,00	0,00	0,00	-1,00	-1,00
100%	6,25	4,25	68,03	-0,96	-0,32	0,00	0,00	0,00	-1,00	-1,00

(GRS) = Germinação relativa das sementes; (CRR) = Crescimento relativo da radícula; (IG) = Índice de germinação; (IGN) = Índice de germinação residual normalizado; (IER) = Índice de alongamento radical residual normalizado.

■ Hormese ■ Toxicidade baixa ■ Toxicidade Moderada ■ Toxicidade Alta ■ Toxicidade Muito Alta

Tabela 02: Índices macroscópicos calculados a partir dos resultados dos testes de toxicidade das unidades experimentais (UEs).

Conforme os índices macroscópicos apresentados na Tabela 02 verifica-se que para a levedura *Candida spp.* o valor de GRS para a UE-10% é maior do que a UE-0%, indicando que a porcentagem de germinação da UE com concentração de 10% de lixiviado é maior do que a UE sem lixiviado (0%). A UE-25% também apresenta bons valores de GRS. As UE 50 e 100% possuem os piores valores de GRS, assim como de IG. As UE 10 e 25% possuem índices de CRR maiores do que a UE-0%, indicando que nas concentrações 10 e 25% de lixiviado obteve-se um crescimento radicular melhor do que na concentração 0%. As UE 50 e 100% possuem valores de CRR menores do que a UE-0%, mas ainda são resultados positivos. Analisando os índices GRS, IG e CRR para as UE 50 e 100% há um indicativo de que a concentração alta de lixiviado inibiu a germinação das sementes, mas não seu crescimento, ou seja, as sementes de *Allium cepa* que conseguiram germinar nestas concentrações obtiveram um bom crescimento radicular.

Os índices IGN e IER classificam as UE 10 e 25% como hormese (baixas concentrações de poluentes, não significando que não seja prejudicial aos organismos presentes no meio). As UE 50 e 100% são classificadas como toxicidade muito alta pelo índice IGN e toxicidade baixa e moderada, respectivamente, pelo índice IER.

Alguns gêneros de levedura vêm sendo testados na inoculação de biorreator com membranas, inoculado com biomassa leveduriforme como alternativa para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Uma levedura que se destaca neste tratamento é a *Saccharomyces cerevisiae* (BRITO, 2013; OLIVEIRA, 2016; MORAVIA, et al., 2017; SILVA, 2017). Os autores Moravia et al. (2017) e Silva (2017) obtiveram resultados promissores com o tratamento empregado na redução de matéria orgânica, dos compostos orgânicos e da amônia do efluente, porém não foi tão eficaz na redução da toxicidade.

A levedura do gênero *Candida* é empregada para tratar diversos poluentes, como corantes, petróleo, águas residuais, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e metais tóxicos (SOARES et al., 2011; DURVAL, 2017).

Os autores Camargo e Corso (2002) utilizaram algumas espécies do gênero *Candida* para realizar a biosorção de corante amarantho obtendo uma redução do corante em níveis superiores a 90% para as espécies *Candida catenulata* e *Candida Kefyr*. O trabalho realizado pelos autores Amorim et al. (2014) indica que a levedura do gênero *Candida lipolytica* é um bom agente remediador de óleo motor e de poluentes ambientais gerados pela indústria de petróleo. A autora Marinho (2009) estudou a eficiência da levedura *Candida oleophila* de remover a carga orgânica, o teor de polifenóis totais e a toxicidade da água residual da produção de azeite, com remoção de 50, 83 e superior a 50%, respectivamente, revelando que a levedura possui boas capacidades depurativas e de redução de toxicidade. Estas pesquisas corroboram com o presente estudo evidenciando a versatilidade e o alto potencial remediador da levedura *Candida spp.*

Estudos mostram que algumas espécies de *Trichopyton spp* são eficientes remediadores de corantes azo e pentaclorofenol, porém esse gênero fúngico ainda é pouco estudado (SANTOS, 2023).

Verifica-se na Tabela 02 que para o fungo filamentoso *Trichophyton spp.* o índice GRS possui um bom resultado na UE-10% e um resultado mediano no índice CRR, indicando que apesar das sementes germinarem neste meio, pode ter ocorrido a inibição do crescimento radicular. As UE 50 e 100% não apresentam germinação de sementes, sendo um indicativo de que o meio continua muito tóxico.

Os índices IGN e IER classificam as UE 25, 50 e 100% como toxicidade muito alta e a UE-10% é classificada como toxicidade alta pelo índice IGN e moderada pelo índice IER. Na Figura 04 apresenta-se a comparação entre os níveis de toxicidade das UEs inoculadas com a levedura do gênero *Candida* e com o fungo filamentoso do gênero *Trichophyton*.

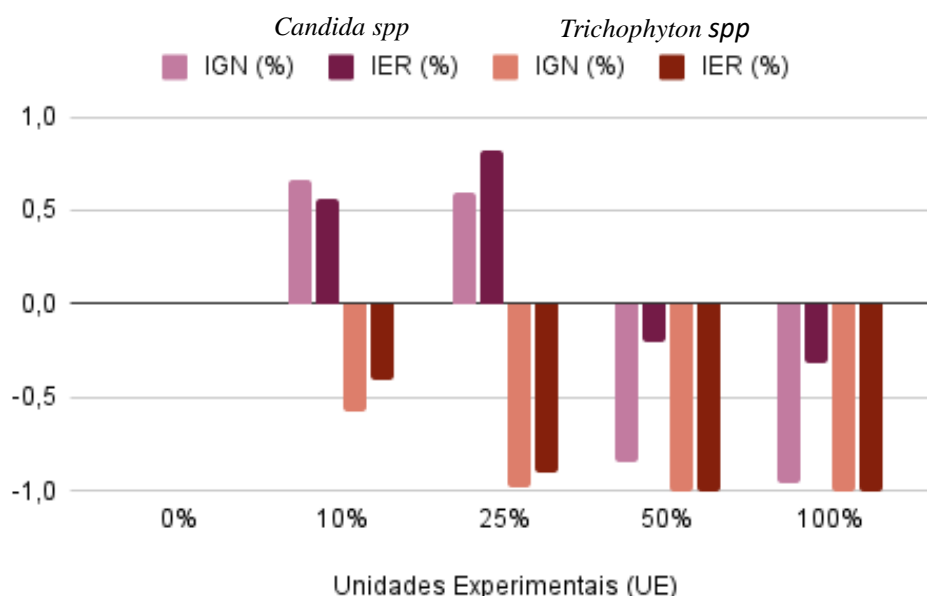


Figura 04: Comparativo dos níveis de toxicidade das unidades experimentais (UE) inoculadas com os fungos dos gêneros *Candida* e *Trichophyton*, após o processo de micorremediação.

Conforme os índices macroscópicos expostos e analisando na Figura 04 é possível perceber que a levedura *Candida spp.* apresenta os melhores resultados em todas as UEs, indicando que a levedura é mais eficiente como organismo remediador da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário do que o fungo filamentosos de gênero *Trichophyton spp.*

Considerações finais

Por meio das análises de massa celular fúngica verifica-se que a levedura *Candida spp.* foi capaz de se desenvolver na UE-10%. Observou-se também o crescimento fúngico nas diferentes concentrações de lixiviado, onde quanto maior a concentração do efluente, menor a massa celular fúngica, indicando que altas concentrações de lixiviado influenciam no crescimento fúngico dos gêneros estudados neste trabalho.

Pelo teste de toxicidade com a *Allium cepa* (cebola) constatou-se que a levedura foi capaz de reduzir a toxicidade do lixiviado no nível de hormese nas concentrações mais baixas de lixiviado. Comparando ambos os fungos, a levedura do gênero *Candida* se mostrou mais eficiente na remediação da toxicidade de lixiviado proveniente de aterro sanitário do que o fungo filamentosos *Trichophyton spp.*

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

Amorim, H. S. et al. 2014. Formulação do biossurfactante produzido por *Candida lopolytica* para aplicação na remoção de poluentes ambientais gerados pela indústria de petróleo contidos em água do mar. ANAIS – Congresso Brasileiro de Engenharia Química.

Andrade, F. N. 2022. A influência da recirculação de lixiviado na produção e qualidade do biogás gerado em aterros sanitários: revisão sistemática. Dissertação (Mestrado em engenharia ambiental) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Bagur-González, M. G. et al. 2011. Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*, v. 11, p. 281–289.

Brito, G. C. B. Avaliação do desempenho do uso de biorreator com membranas inoculado com leveduras (*Saccharomyces cerevisiae*) no tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

Camargo, A. T; Corso, C. R. 2002. Remoção do corante amaranço (C.I. 16.185) por biomassa de leveduras do gênero *Candida* através de biosorção. *Ciências Biológicas e da Saúde*, v. 8, p. 75-85.

- Dantas, E. R. B. et al. 2021. Identificação de compostos orgânicos em lixiviado de aterro sanitário durante tratamento por processo fenton. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, v. 12, p. 274-287.
- Durval, I. J. B. Estudo de um biossurfactante produzido por espécies de *Bacillus* isoladas de água do mar e seu potencial para biorremediação de derramamento de petróleo. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia Industrial) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017.
- Franco, H. A. et al. 2018. Avaliação do potencial de impacto do lixiviado de aterro sanitário sobre organismos aquáticos. Gaia Scientia, v. 12, p. 109-116).
- Hassan, A. et al. 2020. Bioaugmentation assisted mycoremediation of heavy metal and/metalloid landfill contaminated soil using consortia of filamentous fungi. Biochemical Engineering Journal, v. 157.
- Ikechi-Nwogu, G. C; Akpan, D. 2022. Mycoremediation Potential of Edible Mushroom (*Lentinus squarrosulus* Mont.) for Reduction of Physicochemical Properties and Microbial Load of Landfill Leachate obtained from Choba Dumpsite, Rivers State, Nigeria. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, v. 26, p. 2101-2106.
- Kao, L. S. 2023. Estudo de métodos para avaliação da degradação de bisfenol a (BFA) por fungos filamentosos. Foz do Iguaçu.
- Leles, D. Avaliação ecotoxicológica de efluente têxtil com corante utilizando sementes de *Lactuca sativa* e *Allium cepa*. Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2017.
- Marinho, C. M. A. Q. A. Caracterização físico-química e microbiológica de águas residuais de lagares de azeite. Seleção de leveduras para aplicação ao tratamento de águas ruças. Tese (Doutorado em Ciências do Ambiente) – Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2009.
- Moravia, G. W. et al. 2017. Avaliação do biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário visando a remoção de compostos recalcitrantes e toxicidade. Anais – Congresso ABES Fenasan.
- Nascimento, V. F. et al. 2015. Evolução e desafios no gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Brasil. Revista Ambiente & Água, v. 10, p. 890-902.
- Oliveira, J. F. R. Avaliação ecotoxicológica do efluente da ETE-MARATOAN utilizando sementes de *Lactuca sativa* L. e *Cucumis sativus* L. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Ambiental e Sanitária. Universidade Federal do Ceará, Crateús, 2021.
- Oliveira, S. M. A. C. Desempenho de "air stripping" conjugado com biorreator com membranas inoculado com biomassa leveduriforme (*Saccharomyces cerevisiae*) para remoção de matéria orgânica, amônia e toxicidade de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2016.
- Perna, G. P. A. Biorremediação do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. Monografia de conclusão de curso em Microbiologia Aplicada. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.
- Prado, A. F. Estimativa de concentração de substâncias húmicas em lixiviados de aterro de resíduos sólidos urbanos. Projeto Final de Curso (Graduação em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.
- Ribeiro, B. M. G; Mendes, C. A. B. 2018. Avaliação de parâmetros na estimativa da geração de resíduos sólidos urbanos. Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento, v. 7, p. 422-443.
- Santos, G. K. S. Isolamento de fungos filamentosos em sistema aberto de tratamento do soro do leite por microalgas. Trabalho de Conclusão de Curso Bacharelado em Engenharia Química, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2023.
- Silva, C. R. F; Tofolo, L. Avaliação do potencial citotóxico e genotóxico do rio alegria, medianeira – pr utilizando bioensaios com *Allium cepa*. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnólogo em Gestão Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2017.
- Silva, N. C. M. Avaliação do processo de nanofiltração integrado ao biorreator com membranas inoculado com leveduras para

tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2017.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre o Saneamento. Diagnóstico Temático Manejo de Resíduos Sólidos. 2021

Siqueira, M. M; Moraes, M. S. 2009. Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 14, p. 2115-2122.

Siracusa, G. et al. 2020. Mycoremediation of Old and Intermediate Landfill Leachates with an Ascomycete Fungal Isolate, *Lambertella* sp. *Water*, v. 12.

Soares, I. A. et al. 2011, Fungos na biorremediação de áreas degradadas. *Periódico Instituto Biológico*, v. 78, p. 341-350.

Sommaggio, L. R. D. Avaliação da possibilidade de detoxicação e utilização agrícola de lodo de esgoto, após bioestimulação, por meio de diferentes bioensaios. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2016.

Tramontini, L. Micorremediação de solo contaminado com a mistura diesel/biodiesel. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

Walsh, T. J. et al. 2018. *Larone's medically important fungi: A guide to identification*. Washington, DC: ASM Press, 6th. ed.

AVALIAÇÃO DA COMPETÊNCIA DO CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO PARÁ NOS CRITÉRIOS E NORMAS RELATIVOS À OUTORGA DE DIREITO DE USO DAS ÁGUAS

Ralime da Luz Silva¹, Pedro Henrique Farias Vianna¹, Sarah Wysllana Souza Viana¹, Charlyel da Costa Correia¹, Cristiane Hellen Silva Sousa¹, Rogério Martins Campos¹ & Adriano Frutuoso da Silva¹

¹ Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Roraima, raliluz@hotmail.com, pedrofanna@gmail.com, wysllanaufr@gmail.com, charlyel.lan.lar@gmail.com, cris.sousa2701@gmail.com, rogerio.mar.eng@hotmail.com e adriano.silva@ufr.br

Resumo

A avaliação da competência do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará nos critérios e normas relativos à outorga de direito de uso das águas é um tema de extrema importância para a gestão adequada dos recursos hídricos no estado. A outorga de direito de uso das águas é um instrumento fundamental para garantir a distribuição equitativa e sustentável desse recurso escasso, além de promover o uso racional e a proteção dos corpos d'água. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará é o órgão responsável por tomar decisões relacionadas à outorga de direito de uso das águas no estado. Sua competência envolve a análise e a aprovação dos pedidos de outorga, levando em consideração os critérios e normas estabelecidos pela legislação vigente. Esses critérios e normas têm o objetivo de garantir a sustentabilidade dos recursos hídricos, protegendo os ecossistemas aquáticos e atendendo às demandas das diferentes atividades que dependem da água. Para o desenvolvimento do trabalho, foram buscados os atos administrativos do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará (CERH-PA) no período de 2012 a 2021. Após tentativas sem sucesso no site da SEMAS-PA, foi feito um pedido de informação pelo e-SIC. Finalmente, após algumas tentativas, foi disponibilizado um link do Google Drive com os documentos, exceto os atos de 2015. A fiscalização e o monitoramento do cumprimento das outorgas concedidas são elementos importantes na avaliação da competência do Conselho. É necessário verificar se o órgão tem os recursos e a capacidade necessários para acompanhar o uso efetivo das águas e se as condições estabelecidas nas outorgas estão sendo cumpridas pelos usuários. A avaliação da competência do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará revelou uma atuação limitada na outorga de direito de uso das águas. Foram identificados apenas dois atos administrativos ao longo de nove anos, destacando a necessidade de maior engajamento na elaboração de critérios e normas. A escassez de atos compromete a transparência e a sustentabilidade dos recursos hídricos, exigindo esforços contínuos e participação da sociedade para uma gestão eficaz. A avaliação periódica e a busca por melhorias são fundamentais para garantir a preservação dos recursos hídricos no estado. Por fim, a articulação e a integração do Conselho com os demais órgãos e entidades envolvidos na gestão dos recursos hídricos também são fatores relevantes. A cooperação entre diferentes atores é fundamental para a efetividade das ações de gestão e para a solução de conflitos entre os diversos usos da água.

Palavras-chave: Gestão Hídrica no Pará; Atos administrativos; Outorga de direito de uso das águas.

Abstract

The evaluation of the competence of the State Council of Water Resources of Pará in the criteria and norms related to the granting of the right to use water is an issue of extreme importance for the proper management of water resources in the state. The granting of water use rights is a fundamental instrument to guarantee the equitable and sustainable distribution of this scarce resource, in addition to promoting the rational use and protection of water bodies. The State Water Resources Council of Pará is the body responsible for making decisions related to granting the right to use water in the state. Its competence involves the analysis and approval of grant requests, taking into account the criteria and norms established by current legislation. These criteria and norms aim to guarantee the sustainability of water resources, protecting aquatic ecosystems and meeting the demands of different activities that depend on water. For the development of the work, the administrative acts of the State Council of Water Resources of Pará (CERH-PA) in the period from 2012 to 2021 were sought. After unsuccessful attempts on the SEMAS-PA website, a request for information was made by e-SIC. Finally, after a few attempts, a Google Drive link was made available with the documents, except for the 2015 acts. Inspection and monitoring of compliance with granted grants are important elements in assessing the Board's competence. It is necessary to verify that the body has the necessary resources and capacity to monitor the effective use of water and that the conditions established in the grants are being fulfilled by users. The evaluation of the competence of the State Council of Water Resources of Pará revealed a limited performance in the granting of water use rights. Only two administrative acts were identified over nine years, highlighting the need for greater engagement in the development of criteria and standards. The scarcity of acts compromises the transparency and sustainability of water resources, requiring continuous efforts and society's participation for effective management. Periodic evaluation and the search for improvements are essential to ensure the preservation of water resources in the state. Finally, the articulation and integration of the Council with the other bodies and entities involved in the management of water resources are also relevant factors. Cooperation between different actors is essential for the effectiveness of management actions and for the resolution of conflicts between the different uses of water.

Keywords: Water Management in Pará; Administrative acts; Granting of water use rights.

Introdução

Todos os estados do Brasil contam com conselhos de recursos hídricos ou instituições equivalentes, compostas principalmente por representantes do poder público, usuários de água e membros da sociedade civil. Essas entidades colegiadas têm como principais objetivos revisar e monitorar a implementação do Plano Nacional de Recursos Hídricos, além de facilitar a compreensão das políticas setoriais relacionadas à água e arbitrar conflitos hídricos em todo o território nacional, entre outras responsabilidades (ANA, 2022). Apesar de representarem arranjos institucionais inovadores, surgem dúvidas quanto à capacidade desses conselhos administrativos de promover práticas inovadoras na administração pública e garantir a efetiva democratização dos procedimentos administrativos. É importante analisar mais profundamente o desempenho e a eficácia desses conselhos, a fim de avaliar sua contribuição efetiva para a gestão dos recursos hídricos e o alcance dos objetivos propostos.

De maneira breve, é importante ressaltar, conforme destacado por Pellez et al. (2018), que o Brasil detém aproximadamente 12% da água doce disponível no mundo. No entanto, é necessário enfatizar que, diferentemente do que se possa pensar, a água ainda não foi oficialmente reconhecida como um Direito Fundamental no país. As características que conferem importância à água estão fundamentadas nos princípios ambientais que prevalecem no Brasil, bem como em resoluções, tratados internacionais e convenções da ONU relacionadas ao elemento hídrico.

De acordo com Nunes et al. (2016), ao longo do século XX, a água passou por uma transformação significativa, sendo reconhecida como um elemento indispensável para a economia. Durante esse período, houve uma mudança na percepção da água, deixando de ser vista apenas como um recurso natural para ser considerada um recurso hídrico, resultando em diversas classificações distintas. Dentre essas classificações, destacam-se as águas subterrâneas, que compreendem os lençóis freáticos presentes nos subsolos, e as águas superficiais, que englobam rios e lagos localizados na superfície terrestre. Essa redefinição ampliou a compreensão da importância da água e permitiu uma visão mais abrangente sobre suas diferentes formas e usos na sociedade.

A preocupação em torno da problemática reside na falta de gestão dos recursos hídricos e na ausência de uma legislação sistematizada capaz de abranger a complexidade dos resultados negativos decorrentes da possibilidade de escassez global de água em um curto prazo (Parcio; Caramello, 2021). É essencial abordar essas questões de forma abrangente e eficiente, considerando a importância estratégica da água para a sustentabilidade socioambiental.

Conforme afirmado por Lehfeld et al. (2019), muitos dos problemas que levam à escassez dos recursos naturais, especialmente a água, são resultado dos impactos causados pelo consumo desenfreado desses recursos, especialmente no que se refere à geração de resíduos sólidos que são descartados no meio ambiente, frequentemente contaminando diretamente os corpos d'água. Embora seja um problema histórico no processo civilizatório, somente recentemente essa preocupação alarmante tem ganhado destaque, afetando diversos setores sociais e despertando a necessidade de reconhecer e valorizar positivamente a importância dos recursos hídricos e da natureza em geral para a subsistência humana (Pellez et al., 2018). É crucial abordar essas questões de forma abrangente, promovendo a conscientização e a adoção de práticas sustentáveis em relação ao consumo e ao descarte de recursos naturais, a fim de preservar a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos para as gerações futuras.

A promulgação da Constituição Federal de 1988 conferiu aos Conselhos um papel de extrema importância como instrumentos de consolidação da democracia representativa do Estado, assim como no controle de suas políticas públicas. No contexto das políticas públicas, os Conselhos desempenharam um papel fundamental na representação coletiva, promovendo mudanças significativas que inclusive transformaram a perspectiva dos direitos fundamentais. Essas transformações resultaram na inclusão de vozes diversas na tomada de decisões e na ampliação do acesso aos direitos básicos, fortalecendo, assim, a democracia participativa e a garantia de uma sociedade mais justa e igualitária. A participação ativa da população em geral no exercício da cidadania atribuída a eles tem sido fundamental nesse processo (Barbosa, 2014).

Para garantir o adequado e legal funcionamento da administração pública, é indispensável a existência do controle institucional e jurisdicional dos atos administrativos, respaldado por diversos dispositivos legais, como a Lei de Improbidade Administrativa e a Lei de Responsabilidade Fiscal. O ordenamento jurídico, baseado nessas fundações, também prevê uma série de mecanismos para controlar os atos administrativos, incluindo o controle exercido pelos poderes Executivo, Legislativo e Judiciário, conforme estabelecido no artigo 74 da Constituição de 1988. É crucial que os três poderes mantenham, de forma integrada, um sistema de controle interno, visando à transparência, eficiência e responsabilidade na gestão dos recursos públicos, com o objetivo de assegurar o interesse coletivo e o cumprimento dos princípios democráticos e republicanos que regem o Estado (Leal; Coelho, 2020). O estabelecimento desses mecanismos de controle é fundamental para promover a confiança da sociedade na administração pública e para garantir a prestação de serviços de qualidade em prol do bem comum.

De acordo com Di Pietro (2018), em um de seus estudos, o ato administrativo consiste em uma declaração emanada pelo Estado ou por seus representantes, gerando efeitos jurídicos imediatos conforme o esperado, sempre em conformidade com a legislação vigente. É importante ressaltar que tais atos podem ser objeto de controle pelo Poder Judiciário a qualquer momento. Além disso, no que se refere aos atos normativos, é vedada a criação de normas retroativas que restrinjam direitos ou interesses juridicamente protegidos. Essa proibição tem o objetivo de salvaguardar a segurança jurídica e preservar os princípios fundamentais do Estado de Direito, garantindo a proteção dos direitos individuais e coletivos em conformidade com os preceitos constitucionais e legais em vigor. Essa abordagem visa garantir a estabilidade e a previsibilidade das relações jurídicas, promovendo a confiança dos cidadãos no sistema jurídico.

A gestão dos recursos hídricos é essencial para garantir o uso sustentável e equitativo dos recursos hídricos em uma determinada região. Nesse contexto, os conselhos estaduais de recursos hídricos desempenham um papel fundamental na regulamentação e controle dos direitos de uso das águas, por meio da outorga de direito de uso.

O presente trabalho tem como objetivo principal avaliar a competência do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará nos critérios e normas relativos à outorga de direito de uso das águas. Pretende-se analisar a efetividade das ações do conselho na aplicação dos critérios estabelecidos, na análise dos pedidos de outorga, no monitoramento do cumprimento das condições e na fiscalização do uso das águas.

A relevância desse estudo justifica-se pela importância estratégica da gestão dos recursos hídricos no estado do Pará, que possui uma abundância de rios e nascentes. A avaliação da competência do Conselho Estadual de Recursos Hídricos nos critérios e normas relativos à outorga de direito de uso das águas permitirá identificar possíveis lacunas ou deficiências na sua atuação, contribuindo para o aprimoramento das políticas e práticas de gestão dos recursos hídricos no estado. Além disso, uma análise mais aprofundada dessa temática é fundamental para garantir a eficiência, transparência e equidade na concessão dos direitos de uso das águas, promovendo a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos.

Material e Métodos

Para o desenvolvimento deste trabalho, a classificação, descrição, fonte e data dos atos administrativos do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará – CERH-PA, foi sumarizada, no qual foi levado em consideração os atos administrativos emanados por meio das reuniões ordinárias e extraordinárias e pelas resoluções no período 2012-2021. Inicialmente, foi realizada pesquisa no site da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS-PA), instituição responsável por presidir o Conselho, nos meses de dezembro de 2021, porém, o site institucional não havia nenhuma ata de reunião, resolução ou portaria.

Logo após foi realizado pedidos de informação, por meio do Sistema Eletrônico do Serviço de Informação ao Cidadão – e-SIC, no qual foi solicitado todas as atas das reuniões ordinárias e extraordinárias e das portarias e resoluções do CERH-PA, no período informado. O primeiro pedido foi realizado no dia 25/03/2022 por meio do protocolo 727/2022, no qual foi informado que a solicitação seria respondida no prazo de 20 dias, de acordo com o Decreto Estadual nº 1.359/2015, e logo após o prazo foi solicitado a prorrogação por mais 10 dias, onde responderam informando que no período em que foi questionado quanto aos assuntos relacionados ao CERH-PA, o site estava apresentando problemas, dificultando o seu acesso e que já havia normalizado e os acessos aos arquivos já estavam disponíveis, porém, a resposta era mentirosa, porque houve a tentativa de acesso pelo link que enviaram, mas não houve sucesso.

No dia 06/07/2022, foi protocolado mais um acesso à informação, por meio do Protocolo 1883/2022, no qual informei que não havia tido sucesso por meio do site da SEMAS-PA, no qual foi solicitado que o órgão anexasse os documentos no próprio sistema ou que enviasse por e-mail e depois de alguns dias o órgão respondeu a solicitação, e informou um link de uma pasta do Google Drive, onde finalmente foi possível ter acesso aos documentos, infelizmente não foi possível o acesso aos atos emitidos no ano de 2015.

Resultados e Discussão

O Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará foi criado com base na Lei Estadual de Recursos Hídricos, que estabelece as diretrizes para a gestão, proteção e uso sustentável dos recursos hídricos no estado (PARÁ, 2011).

O Conselho é composto por representantes do poder público, dos usuários de água e da sociedade civil, e tem como principais atribuições deliberar sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, estabelecer diretrizes para o planejamento e gestão dos recursos hídricos, aprovar planos de bacias hidrográficas, entre outras atividades relacionadas à gestão dos recursos hídricos (PARÁ, 2011).

Entre as suas responsabilidades, o CERH-PA, também tem a função de promover a participação da sociedade na gestão dos recursos hídricos, por meio de audiências públicas, consultas e outros mecanismos de participação popular (PARÁ, 2011).

A Figura 5 traz o quantitativo de atos administrativos emitidos de 2012 a 2021 do CERH-PA, onde foram verificados atos emanados de 29 atas de reuniões, sendo 20 atas de reuniões ordinárias e 9 atas de reuniões extraordinárias e leitura e organização de 10 resoluções e 1 portaria, sendo que das 29 reuniões do Conselho, 2 não houveram nenhum tipo de aprovação de atos.

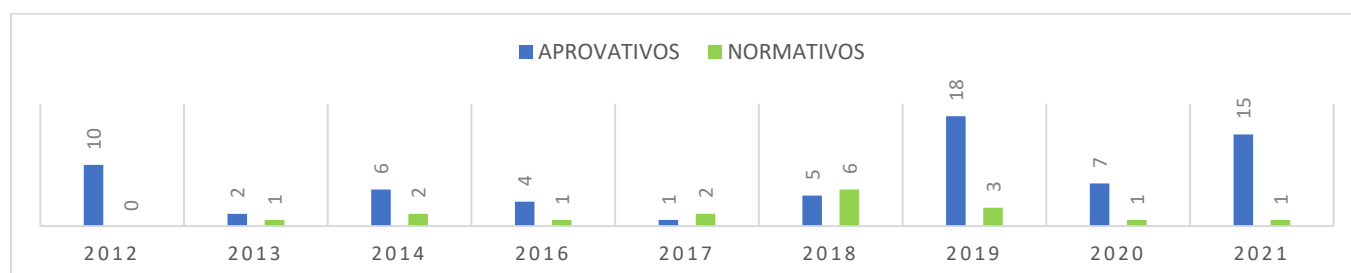


Figura 1 – Gráfico da quantidade de atos administrativos emitidos de 2012 a 2021 do CERH-PA.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Dentre os documentos, foram constatados 85 atos administrativos, 68 (80%) constituem atos aprovativos e apenas 17 (20%) são do tipo de atos normativos. Ao longo dos anos, a distribuição dos atos administrativos, segregados por tipo, permite destacar alguns aspectos. No intervalo analisado, contou-se que dos 68 atos aprovativos, 22 (32,35%) foram aprovando atas de reuniões, 10 (14,70%) aprovando atas de reuniões e 9 (13,23%) aprovando plano de metas e relatórios do PROGESTÃO. Os outros 27 atos foram aprovando nomeações de conselheiros, criação de grupos de trabalhos, entre outros. Já os dos 17 atos normativos não tem uma divisão de trabalho clara, ou seja, são atos que normatizam várias ações do Conselho, sem repetição, como por exemplo, criação do Comitê de Bacia do Rio Marapanim, estabelece diretriz para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas, entre outros.

Das 15 competências do CERH-PA estabelecidas pela Lei Estadual nº 6.381, de 25 de julho de 2001 (Quadro 1), as deliberações constantes nos atos administrativos no intervalo de 2012 a 2021 contemplaram apenas 7 destas competências, sendo que a grande maioria das deliberações foram categorizadas na competência “Exercer funções normativas e deliberativas relativas à Política Estadual de Recursos Hídricos”, onde foram classificados 57 atos administrativos, representando 67,06%. Trata-se em sua grande maioria de atos relacionados a aprovação de atas e atas de reuniões, e também de autorregulação e autogestão, tais como a instituição de câmaras técnicas e comissões, composição de membros, entre outros. Este dado é especialmente maior quando analisado o ano de 2019 e 2021, totalizando 27 atos nessa competência (31,76%), nos quais foram 15 atos relacionados a aprovação de atas e atas de reuniões e 8 atos relacionados a autorregulação e autogestão, evidenciando uma desproporção entre os atos relacionados ao próprio CERH-PA com as demais atividades decisórias

Quadro 1 – Quadro de distribuição temporal dos atos administrativos, classificados segundo as competências do CERH-PA.

Competências do CEMACT-PA	Distribuição Anual										Total por Competência	%
	2012	2013	2014	2016	2017	2018	2019	2020	2021			
1 - Promover a articulação do planejamento de recursos hídricos com os planejamentos nacional, estaduais, municipais e de setores usuários;	1	0	1	0	0	1	0	1	0	4	4,70%	
2 - Deliberar sobre projetos de aproveitamento dos recursos hídricos cujas repercussões extrapolem a área de atuação de um Comitê de Bacia Hidrográfica;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
3 - Deliberar sobre questões que lhe tenham sido encaminhadas pelos Comitês de Bacias Hidrográficas;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
4 - Estabelecer diretrizes complementares para implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, aplicação de seus instrumentos e atuação do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos;	0	1	0	0	0	1	0	0	1	3	3,53%	
5 - Exercer funções normativas e deliberativas relativas à Política Estadual de Recursos Hídricos;	9	2	6	3	1	4	13	5	14	57	67,06%	
6 - Aprovar e acompanhar a execução do Plano Estadual de Recursos Hídricos e determinar as providências necessárias ao cumprimento de suas metas;	0	0	1	2	1	1	6	1	1	13	15,30%	
7 - Aprovar os critérios e normas relativos à cobrança pela utilização dos recursos hídricos;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
8 - Aprovar os critérios e normas relativos à outorga de direito de uso dos recursos hídricos;	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2,35%	
9 - Aprovar os critérios e normas relativos ao rateio, entre os beneficiados, dos custos das obras e serviços de usos múltiplos dos recursos hídricos, de interesse comum ou coletivo;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
10 - Aprovar os relatórios bienais sobre a situação dos recursos hídricos no Estado do Pará, a ser divulgado à sociedade;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
11 - Estabelecer os critérios e normas relativos à criação dos Comitês de Bacia Hidrográfica;	0	0	0	0	1	2	0	0	0	3	3,53%	
12 - Aprovar as propostas de instituição dos Comitês de Bacia Hidrográfica e estabelecer critérios gerais para a elaboração de seus regimentos internos;	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	
13 - Encaminhar ao Governador do Estado as propostas de criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%	

14 - Decidir, em última instância administrativa, os conflitos sobre os usos das águas de domínio do Estado	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
15 - Aprovar os programas estaduais de capacitação, desenvolvimento tecnológico e educação ambiental focada em gestão dos recursos hídricos	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3	3,53%	
Total por Ano	10	3	8	5	3	11	21	8	16	85	100%	

Fonte: Elaborado pelos autores.

No que se refere à competência "Aprovar e acompanhar a execução do Plano Estadual de Recursos Hídricos e determinar as providências necessárias ao", observou-se a publicação de 13 atos administrativos, representando 15,30% do total. Dentre esses atos, 12 estavam relacionados à criação de grupos de trabalho, planos e metas, bem como relatórios do PROGESTÃO. Por outro lado, apenas um ato estava relacionado à aprovação da minuta de Resolução, que estabelece a composição das câmaras técnicas (CTIL, CTPERH, CTCEAR). Esses dados revelam que a maioria dos atos administrativos está focada nas etapas iniciais do processo de planejamento e implementação do Plano Estadual de Recursos Hídricos. A criação de grupos de trabalho e a definição de planos e metas demonstram um esforço em direção à elaboração e organização das ações relacionadas aos recursos hídricos.

No que se refere à competência "Promover a articulação do planejamento de recursos hídricos com os planejamentos nacional, estaduais, municipais e de setores usuários", foram publicados 4 atos, representando 4,70% do total. Desses atos, 2 foram aprovativos e 2 foram normativos. Os atos aprovativos estiveram relacionados à aprovação do método de indicação formal para selecionar os representantes de segmentos específicos, como transporte hidroviário e navegação, agropecuário e usuários de recursos hídricos com finalidade de lazer e turismo, pertencentes à categoria de usuários de recursos hídricos. Além disso, foi feita uma solicitação de avaliação dos conselheiros em relação a um incidente ocorrido há dois anos na região de Barcarena, que resultou em um transbordamento de rejeitos com graves impactos ambientais e repercussão mundial. Por outro lado, os atos normativos consistiram na moção CERH nº 004, que solicita apoio técnico e financeiro da SRHU/MMA para a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Pará (PERH/PA), e no estabelecimento de um regimento interno que preveja a preferência pela representação de servidores efetivos nos órgãos públicos.

Esses atos demonstram uma preocupação com a articulação do planejamento de recursos hídricos em diferentes esferas, bem como a busca por apoio técnico e financeiro para a elaboração do PERH/PA. Além disso, a solicitação de avaliação do incidente em Barcarena evidencia a importância de monitorar e lidar com situações de grande impacto ambiental. A definição do regimento interno também tem como objetivo garantir a participação qualificada dos representantes dos órgãos públicos.

No que diz respeito às competências "Estabelecer diretrizes complementares para implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, aplicação de seus instrumentos e atuação do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos", "Estabelecer os critérios e normas relativos à criação dos Comitês de Bacia Hidrográfica" e "Aprovar os programas estaduais de capacitação, desenvolvimento tecnológico e educação ambiental focada em gestão dos recursos hídricos", foram publicados 3 atos para cada competência.

No âmbito da primeira competência, destaca-se a aprovação do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Pará, o qual estabelece as diretrizes fundamentais para a gestão dos recursos hídricos no estado. Essa ação reflete a importância de direcionar e complementar a implementação da Política Estadual de Recursos Hídricos, bem como o aprimoramento dos instrumentos e do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

No que se refere à segunda competência, merece destaque a criação do Comitê de Bacia do Rio Marapanim, o qual é responsável por promover a gestão participativa e integrada dos recursos hídricos nessa bacia hidrográfica específica. Essa ação evidencia a importância de estabelecer critérios e normas para a criação dos Comitês de Bacia, a fim de garantir uma gestão eficiente e envolver os diferentes atores locais na tomada de decisões.

Por fim, na terceira competência, foi aprovada uma resolução que dispõe sobre o Plano Estadual de Capacitação em Recursos Hídricos. Essa ação demonstra o compromisso com a capacitação, o desenvolvimento tecnológico e a educação ambiental voltados para a gestão dos recursos hídricos. Investir na formação e qualificação dos profissionais envolvidos nesse campo é fundamental para garantir uma gestão eficiente, sustentável e alinhada com as demandas e desafios atuais.

Esses atos administrativos evidenciam a importância de estabelecer diretrizes, critérios e programas que contribuam para a implementação da política estadual de recursos hídricos, promovam a participação social e capacitem os atores envolvidos. A aprovação do Plano Estadual de Recursos Hídricos, a criação de comitês de bacia e a elaboração de um plano de capacitação demonstram o compromisso do estado do Pará em fortalecer a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, visando à preservação e ao uso racional desses recursos essenciais.

No que se refere aos atos normativos relacionados à competência "Aprovar os critérios e normas relativos à outorga de direito de uso dos recursos hídricos", foram identificados apenas 2 atos, representando 2,35% do total. Ambos os atos foram classificados como normativos.

O primeiro ato normativo consistiu na normatização do encaminhamento da Resolução 009/2009, que estabelece um volume máximo de 40m³/dia para a Declaração de Dispensa de Outorga para uso residencial. Essa ação tem como objetivo regulamentar e padronizar os critérios para a dispensa de outorga em situações específicas relacionadas ao uso residencial.

O segundo ato normativo foi a Resolução 01/2010 do Estado de Pernambuco, que estabeleceu diretrizes específicas para a atuação da Câmara Técnica de Assuntos Institucionais e Legais (CTIL). Além disso, houve a alteração da Resolução do CERH nº 001/2007, com o objetivo de criar a Câmara Técnica de Outorga e revogar um dispositivo na Resolução do CERH nº 17/2018. Essa ação busca aprimorar a estrutura e o funcionamento das câmaras técnicas, garantindo a eficiência e a qualidade dos processos relacionados à outorga de direito de uso dos recursos hídricos.

Embora tenham sido identificados apenas dois atos normativos, é importante ressaltar que a aprovação de critérios e normas relacionados à outorga de direito de uso dos recursos hídricos é uma competência fundamental para a gestão adequada e sustentável desses recursos. Essas normativas visam estabelecer diretrizes claras, assegurar a equidade no acesso à água e garantir a preservação dos recursos hídricos, promovendo uma gestão eficiente e responsável.

Considerações Finais

A avaliação da competência do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará nos critérios e normas relativos à outorga de direito de uso das águas revelou um cenário preocupante. Ao longo dos nove anos analisados, foram identificados apenas dois atos administrativos relacionados a essa competência, indicando uma atuação limitada e insuficiente do conselho nesse aspecto crucial da gestão dos recursos hídricos.

Essa constatação evidencia a necessidade de um maior engajamento e esforço por parte do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará na elaboração, aprovação e atualização de critérios e normas relacionados à outorga de direito de uso das águas. A gestão adequada e sustentável dos recursos hídricos requer um arcabouço normativo robusto e eficiente, capaz de garantir a equidade no acesso à água e a preservação dos recursos.

A escassez de atos administrativos publicados ao longo do período analisado revela uma lacuna na regulamentação e na implementação dos procedimentos de outorga no estado do Pará. Essa falta de ação compromete a eficácia e a transparência do processo de concessão de direitos de uso das águas, bem como a proteção dos interesses coletivos e a sustentabilidade dos recursos hídricos.

Portanto, é imprescindível que o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará intensifique seus esforços na elaboração e aprimoramento dos critérios e normas referentes à outorga de direito de uso das águas. É necessário um trabalho contínuo e sistemático, em consonância com as demandas e os desafios atuais, visando estabelecer diretrizes claras, transparentes e eficazes para o uso responsável e equitativo dos recursos hídricos.

Além disso, é fundamental promover a conscientização e a participação da sociedade civil e demais partes interessadas no processo de outorga. A participação ativa dos usuários de recursos hídricos e da sociedade em geral contribui para uma gestão mais democrática e inclusiva, fortalecendo a tomada de decisões e a garantia da sustentabilidade dos recursos hídricos.

Por fim, ressalta-se a importância de um acompanhamento constante e uma avaliação periódica da atuação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Pará nessa competência específica. Somente por meio de uma análise contínua e crítica será possível identificar pontos de melhoria e promover as mudanças necessárias para aprimorar a gestão dos recursos hídricos e garantir a sua preservação para as futuras gerações. O desafio está lançado, e é fundamental que o conselho assuma um papel de liderança nesse processo, trabalhando em prol da efetiva implementação dos critérios e normas relacionados à outorga de direito de uso das águas no estado do Pará.

Agradecimentos

O presente trabalho está sendo realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001 e do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - PROFÁGUA, Projeto CAPES/ANAAUXPE Nº. 2717/2015.

Referências

ANA, Agência Nacional das Águas. Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos. PROGESTÃO. Disponível em: < encurtador.com.br/auOT7 >. Acesso em: 14 de junho de 2023.

BARDIN, L. Análise de Conteúdo. 1ª ed. São Paulo: Edições 70, 1977.

BARBOSA, A. Q. dos S.; CUNHA, M. M. V. A importância dos conselhos de políticas públicas para a efetivação dos direitos fundamentais e consolidação da democracia. Direitos Fundamentais e Democracia III, 2014.

CASTRO, Sara de. Ata; Brasil Escola. Disponível em: <https://brasilecola.uol.com.br/redacao/ata.htm>. Acesso em 14 de junho de 2022.

DI PIETRO, M. S. Z. Transformações do direito administrativo. Revista de Direito da Administração Pública, v. 1, n. 2, 2016.

LEAL, G. C.; COELHO, P. M. B. A efetividade do controle dos atos administrativos como fator de segurança jurídica. Brazilian Journal of Development, Curitiba, v. 6, n. 3, p. 10869-10881, 2020.

LEHFELD, L. de S.; ZEFERINO, M. A. P.; QUEIROZ, S. A. B. Apontamentos jurídicos acerca do ciclo de vida dos produtos e da servitização como instrumentos de mitigação à geração de resíduos sólidos. Revista Internacional de Direito Ambiental, Caxias do Sul, Ano VIII, n. 22, p. 213-226, 2019.

NUNES, A.; MOREIRA, C. O.; PAIVA, I. R.; CUNHA, L. S. Territórios de Água. Coimbra: CEGOT, 2016. 564p.

PARCIO, J. A.; CARAMELLO, N. Proteção jurídico-normativa da água. Nature and Conservation, v.14, n.1, p.169-180, 2021.

PELLEZ, M.; CAVALHEIRO, L. P. R.; AQUINO, S. R. F. de. Análise da legislação brasileira sobre a água: A necessidade de um redimensionamento diante de sua imprescindibilidade para a manutenção da vida. Revista Direito Ambiental e Sociedade, v. 7, n. 2, p. 61-81, 2018.

PROPOSTA DE REUTILIZAÇÃO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS EM UMA INDÚSTRIA DE GALVANOPLASTIA

¹Julia Mendes de Lima, ²José Irivaldo Alves de Oliveira Silva, ³Giselly Batista Landim Dantas, ⁴Andrêza Leite de Araújo.

¹Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: julia.lima@estudante.ufcg.edu.br; ²Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: jose.irivaldo@professor.ufcg.edu.br; ³Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: giselly.batista@estudante.ufcg.edu.br; ⁴Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: andreza.leite@estudante.ufcg.edu.br.

Resumo

As indústrias de galvanoplastia utilizam substâncias químicas potencialmente poluidoras, especialmente uma diversidade de banhos químicos e de soluções de metais pesados são empregados no processo, consequentemente necessitam de consideráveis volumes de água como insumo em seus procedimentos produtivos realizados, desta forma geram uma quantidade demasiada de efluente que tem o potencial de causar graves problemas nos ecossistemas aquáticos e ao ser humano. É bem sabido que é de fundamental importância o uso de água nestes processos, confere a certeza de um revestimento metálico eficiente, garantindo qualidade às peças produzidas e confiabilidade na resistência à corrosão, todavia há possibilidades de empregar tratamentos que permitam a reutilização destas águas nas próprias linhas de produção, conferindo cumprimento legal, redução financeira e de impactos ambientais. Desenvolveu-se uma observação em uma indústria do ramo, situada no estado da Paraíba, onde se pôde visualizar e comparar a situação físico-química dos efluentes gerados, tanto o bruto quanto o tratado, e assegurar que este último tem condições suficientes de ser empregado novamente nos processos produtivos, bem como em atividades adjacentes, sem interferir na qualidade dos produtos finais.

Palavras-chave: Reúso de água; Galvanoplastia; Tratamento de efluentes galvânicos.

Introdução

Metais e reativos químicos são essenciais nos processos de tratamento de superfície. A utilização destes componentes produz resíduos químicos e efluentes que irão afetar de forma drástica o meio ambiente bem como causar sérios problemas de saúde na população. Alguns efeitos podem ser observados rapidamente, outros levam alguns anos até se manifestarem em sua forma mais agressiva. É importante salientar que, independentemente de sua concentração ou nível de toxicidade, todo efluente deve ser tratado de maneira apropriada (PONTE, 2006).

Para a maioria das empresas, a água é um dos insumos básicos para suas operações, e, ao mesmo tempo, os efluentes gerados são potencialmente danosos ao meio ambiente. Dessa forma, cresce o número de empresas que adotam posturas proativas para gestão e uso racional da água. A gestão ineficiente desse insumo aumenta os riscos de danos à imagem das empresas, pode comprometer o atendimento legal, aumenta os gastos de produção e o risco de escassez de água (GERBENS-LEENES; HOEKSTRA, 2008).

Por muito tempo o homem só se preocupou com o problema da poluição das águas relacionado à presença de organismos causadores de doenças. Contudo, com o aumento das atividades industriais, o homem também passou a se preocupar com os efeitos, sobre a sua saúde, das águas contaminadas com substâncias nutrientes, pesticidas, metais pesados, óleos, sedimentos, substâncias radioativas e calor, que também podem ter efeitos diretos e indiretos sobre o meio ambiente, colocando em risco a sua própria existência no Planeta (HESPANHOL, 1999) e (MEYBECK, CHAPMAN e HELMER, 1990).

De acordo com o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (2018), a demanda global por água continuará a crescer significativamente nas próximas duas décadas, sendo que as demandas domésticas e pelo setor industrial provavelmente crescerão mais rapidamente do que a demanda agrícola. O uso da água pela indústria, que atualmente representa cerca de 20% do consumo total, é dominado pela produção de energia, responsável por aproximadamente 75% da demanda industrial. A porcentagem restante, 25%, refere-se ao uso da água no setor industrial para fabricação.

Na maioria dos casos o que Olivier (2006) cita em seu trabalho ainda é bastante atual, pelo fato de que os resíduos perigosos constituem, no Brasil, um fator que revela preocupação por parte das autoridades e órgãos ambientais, seja devido às quantidades que vem sendo gerados, principalmente como resultado da elevada concentração industrial em algumas regiões do país, seja pela carência de instalações e locais adequados para o tratamento e destino final destes resíduos.

Quanto à prevenção da poluição, o principal procedimento adotado consiste no direcionamento dos efluentes gerados a partir dos diversos processos industriais para um sistema de tratamento de efluentes, no qual são utilizadas técnicas de tratamento que visam adequar às características desses efluentes aos padrões de lançamento estabelecidos em legislações e/ou normas. Este conceito é denominado de tratamento de fim de tubo, ou mais conhecido como “*end of pipe treatment*”. Atualmente, é perceptível que o foco da gestão ambiental tem se tornado cada vez mais a empresa e não o meio ambiente, pois

o aumento da produtividade e competitividade manterá a empresa no mercado, mas é através da melhoria de seus produtos, processos e serviços que a redução dos impactos ambientais por eles causados serão obtidos (TANAKA, 2014).

Os efluentes gerados em operações de galvanoplastia consistem nos descartes periódicos dos diversos banhos concentrados que fazem parte do processo (desengraxantes, decapantes, cromatizantes, banhos de eletrodeposição, etc.), assim como nas águas de lavagem posterior as operações nos banhos concentrados, em resíduos sólidos diversos, solventes e emissões atmosféricas (PONTE, 2006)

O acompanhamento da emissão de efluentes, quantificação, tratamento, destinação final e seus impactos no meio ambiente por vezes não foram nem são prioridades das indústrias, entretanto a legislação vigente e a conscientização ambiental fazem com que algumas indústrias desenvolvam atividades para mensurar a vazão e determinar a composição de seus resíduos líquidos. A geração dos efluentes líquidos industriais é relacionada com o tempo de funcionamento de cada linha de produção e com as características do processo, da matéria-prima e dos equipamentos, podendo ser constante ou bastante variada (MOTA, 1997).

De acordo com Macklin et al. (2003) e Olivier (2006), os resíduos líquidos provenientes dos processos de tratamento de superfície de metais podem ser reunidos, basicamente, em dois grupos principais: os concentrados e os diluídos. Os concentrados são descartados periodicamente e os diluídos são descartados, geralmente, de forma contínua, pois provêm das águas de lavagem das peças, águas de lavagem de equipamentos e de suas purgas, do piso, dos lavadores de gases, por exemplo.

A Lei 9.433 de 08/01/1997, conhecida por Lei das Águas, criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e estabeleceu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) do Brasil (BRASIL, 1997). Porém, a questão diretamente relacionada à disposição de efluentes no meio ambiente é detalhada pela Resolução nº 430 de 2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011).

A Resolução CONAMA 430/2011 refere-se a padrões exigidos em lançamentos diretos e indiretos de efluentes em corpos receptores, exceto quando o efluente for liberado em solo, não podendo neste caso, poluir ou contaminar as águas superficiais ou subterrâneas, bem como enfatiza a obrigatoriedade do tratamento dos efluentes, antes do lançamento, conforme o artigo 3º (BRASIL, 2011):

Art. 3º - Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis.

O artigo 16º da deliberação do CONAMA apresenta as condições físico-químicas para o lançamento de efluentes em corpos receptores, conforme os itens abaixo sintetizados (BRASIL, 2011):

- a) pH do efluente deve estar entre 5 a 9;
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não excederá à 3°C no limite da zona de mistura;
- c) permite-se a presença de óleos e graxas minerais até 20mg/L e vegetais até 50mg/L;
- d) é proibido nos efluentes o lançamento de poluentes orgânicos persistentes (POP's);
- e) processos industriais em que possam surgir dioxinas e furanos deve-se utilizar tecnologia adequada para a redução ou eliminação completa destes componentes;
- f) é possível a presença de material sedimentável até 1 ml/L, com exame de cone Imhoff por uma hora;
- g) para corpos receptores lagos e lagoas não deve haver material sedimentável;
- h) proibido material flutuante no efluente;
- i) vazão máxima do efluente pode ser uma vez e meia (1,5) a vazão média do período diário.

O vigésimo quarto artigo desta resolução salienta a responsabilidade que os gestores das fontes poluidoras dos recursos hídricos necessitam ter em relação a praticar o automonitoramento para controle e acompanhamento periódico dos efluentes lançados nos corpos receptores, na premissa da realização de uma amostragem representativa dos mesmos. A tabela 1, abaixo, mostra os padrões dos parâmetros averiguados pela empresa em questão, baseados nos tipos de efluentes que são formados na mesma.

Padrões de lançamento de efluentes - Resolução 430/2011 CONAMA	
Parâmetros inorgânicos	Valores máximos
Cianeto total	1,0 mg/L CN
Cobre dissolvido	1,0 mg/L Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg/L Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg/L Cr ⁺³
Níquel total	2,0 mg/L Ni
Zinco total	5,0 mg/L Zn
pH	5 - 9

Tabela 1: Parâmetros CONAMA.
Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

A iniciativa para a conservação de água no setor industrial provém, principalmente, da imprescindível gestão de redução de custos, tanto os relacionados ao consumo de água quanto ao tratamento de efluentes, atendimento de requisitos legais cada vez mais restritivos, proteção ambiental, bem como indisponibilidade hídrica.

Segundo Ecopolo, citado por Telles e Costa (2010), os custos elevados da água industrial no Brasil, particularmente nas regiões metropolitanas, têm estimulado as indústrias a implantarem sistemas de reúso de água que viabilizem a maximização da eficiência no uso dos recursos hídricos. Essa atividade tende a se ampliar perante legislações associadas aos instrumentos de outorga e cobrança pela utilização dos recursos hídricos, tanto na captação da água quanto no despejo de efluentes. Pode-se citar como principais benefícios da aplicação do reúso no setor industrial:

- Maximização da eficiência na utilização dos recursos hídricos;
- Benefícios referentes à imagem da empresa;
- Garantia na qualidade da água tratada;
- Viabilização de um sistema fechado, com descarte mínimo de efluentes;
- Independência do sistema público e de suas instabilidades.

A reutilização da água nas atividades industriais e afins baseia-se, também, na utilização industrial de efluente tratado, em vez de sua disposição no meio ambiente. A finalidade específica do uso da água na indústria definirá padrões de qualidade e, portanto, os processos e operações unitárias necessárias para o condicionamento desse efluente aos padrões estabelecidos.

O reúso, independente da modalidade, é uma importante ferramenta para a conservação da água no setor industrial. Em geral, as indústrias que consomem um grande volume de água, obviamente, têm maior potencial para reutilizar as águas residuais. A tecnologia de membranas surgiu como uma alternativa viável aos processos convencionais de tratamento, uma vez que economiza custos operacionais e consumo de água (Kim et al apud Petrinic et al, 2015).

Tendo em vista a enorme variedade de indústrias e diversidade de processos produtivos, é recomendado, para cada caso, um estudo dos processos produtivos e de apoio que fazem uso da água, da geração dos diversos tipos de efluentes, padrões de qualidade requeridos para o uso da água, os custos envolvidos na aquisição de água, no tratamento de efluentes, e das tecnologias aplicáveis para propiciar a adequação da água ao reúso pretendido (ROCHA, 2019).

Júnior e Carrara (2000) estudaram a viabilidade do reúso de efluentes gerados nos enxágues das peças em processos de galvanoplastia do zinco, níquel-cromo e fosfatização, desenvolvidos em uma indústria de freios automobilísticos.

Em termos de proteção ambiental, particularmente no que concerne à conservação e ao reúso de água, a indústria química brasileira vem respondendo adequadamente aos preceitos estabelecidos no SAICM (termo em inglês, traduzido significa “Abordagem estratégica para o gerenciamento internacional de produtos químicos”) (ABIQUIM, 2008). As indústrias químicas associadas à Associação Brasileira de Indústrias Químicas (ABIQUIM), apresentaram uma redução do indicador de consumo de água de 9,22 metros cúbicos por tonelada de produtos fabricados para 6,99, o que equivale a uma redução de aproximadamente 24%. Em termos de redução da emissão de efluentes, o indicador variou de 4,19 metros cúbicos por tonelada de produto para 1,89, o que equivale a uma redução de aproximadamente 55%.

As variações extremamente positivas dos indicadores de consumo e de emissão de efluentes ocorreram, certamente, em função do crescimento da prática do reúso efetuado pelas empresas do setor. O aumento dessa prática, ocorrido durante um período de 6 anos (2001 a 2007), foi superior a 88%, variando de 3,7% de reúso sobre o total para 31,5%, logo a CNI (2017) é bem incisiva em relatar que as companhias as quais não incluem conceitos ambientais aos seus planos estratégicos se arriscam a perder oportunidades em mercados que são continuamente moldados por fatores interligados ao meio ambiente, assim como podem possuir outro resultado benéfico gerado pela aplicação de ideais corretos de gestão ambiental, a obtenção de uma imagem empresarial positiva que pode trazer retornos superiores àqueles proporcionados por programas extensivos de propaganda e marketing.

Dentro deste enfoque este trabalho objetiva acompanhar uma indústria de galvanoplastia, situada no estado da Paraíba, a qual realiza os processos de cromagem, niquelagem e zincagem, no tratamento dos seus efluentes e nos resultados apresentados mediante os parâmetros que a mesma julga essencial controlar, concentrações de cromo trivalente e total, cianeto total, cobre dissolvido, níquel e zinco, pH, tanto dos efluentes brutos quanto dos mesmos já tratados, e mediante as características físico-químicas presentes, verificar a possibilidade do reúso destes nas águas de lavagem presentes nas linhas de produção, bem como no uso em atividades indiretas.

Material e Métodos

A indústria referida é localizada no Distrito Industrial da cidade de Campina Grande, localizada no estado da Paraíba, região Nordeste do Brasil. A mesma separa seus efluentes brutos em seis tipos, concentrados ácidos e alcalinos, cobre ácido, cianeto, cromo e gerais, estes são encaminhados, partindo das linhas de produção para ETE por encanações distintas e independentes onde cada um segue para seu respectivo tanque de armazenamento, os quais comportam em média 23 m³, e posteriormente são destinados para os reatores de tratamento, totalizando quatro, um para cada tipo de reagente, cianeto, cromo, cobre ácido e gerais, os três primeiros tem capacidade de 8 m³ e o último, 15 m³, os concentrados ácidos e alcalinos são adicionados mediante a necessidade em cada reator para auxiliar no tratamento dos mesmos.

Os efluentes brutos são coletados no reator de tratamento e são analisados por titulometria.

Á medida que cada batelada de efluente é tratada coleta-se uma amostra e esta é analisada por colorimetria, marca Labortec, e por espectrofotometria visível, modelo DR 3900, marca Hexis.

Utiliza-se o kit colorimétrico correspondente e/ou os reagentes requeridos pelo espectrofotômetro, conforme metodologias informadas pelos fabricantes, a concentração do ânion ou do cátion que se deseja saber, de acordo com o tipo de efluente tratado.

Resultados e Discussão

Parâmetro Analisado	Efluentes Brutos				Concentração (mg/L)	pH
	V1 (mL)	V2 (mL)	V3 (mL)	Média dos Volumes (mL)		
Cianeto	0,2	0,6	0,4	0,40	519,43	9,9
Cobre Ácido	0,8	1	0,8	0,87	1375,83	2,1
Cromo Trivalente	0,9	0,9	1,1	0,97	168,72	2,5
Conc. Ácido	4	4	4	4,00	1462,52	1,1
Conc. Alcalino	5	5	5	5,00	16041,60	12,3
Cobre – Gerais	1,8	2,2	1,6	1,87	2963,34	12,4
Níquel – Gerais	3	2,6	2,8	2,80	8207,56	12,4
Zinco – Gerais	0,4	0,4	0,4	0,40	653,08	12,4

Tabela 2: Concentrações pré-tratamento físico-químico.
Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

Parâmetro Analisado	Efluente Tratados	
	Concentração Média (mg/L)	
Cianeto	0,10	
Cobre Ácido	0,68	
Cromo Trivalente	0,01	
Cobre – Gerais	0,67	
Níquel – Gerais	1,53	
Zinco – Gerais	4,07	

Tabela 3: Concentrações pós-tratamento físico-químico.
Fonte: Elaborado pela autora, 2023.

A tabela 2 explana os valores médios das concentrações, bem como os pH, dos efluentes brutos, ou seja, águas provenientes dos processos produtivos sem tratamento.

Segundo os dados repassados, por dia são tratados cerca de 60 m³ de água e utiliza-se em torno de 57 m³ de água de lavagem nos setores citados anteriormente, logo o que é liberado pela ETE (Estação de Tratamento de Efluentes), em um dia, é suficiente para abastecer as linhas de produção, bem como manter uma quantidade armazenada.

Conforme resultados fica evidenciado a eficiência do tratamento dos efluentes implantados pela empresa, tendo como efeito disto, as concentrações finais dentro dos parâmetros requeridos pela resolução do CONAMA, um dos maiores focos do tratamento, pois atendendo a estes, é possível agregar a empresa uma ótima imagem tanto do ponto de vista interno quanto externo, a partir da confiabilidade nos tratamentos feitos e do cumprimento de sua responsabilidade socioambiental.

A tabela 3 mostra as concentrações médias dos principais metais após o tratamento dos efluentes realizados pela empresa de galvanoplastia estudada.

Portanto vale salientar que as características físico-químicas dos efluentes tratados certifica que os mesmos podem ser reutilizados com primazia nas linhas de produção, principalmente nos processos de zincagem, niquelagem e retratamento de peças fora do padrão, na realização de limpezas do maquinário e setores, pelo fato de serem processos e atividades com maior grau de aceitação de agentes externos.

Pela qualidade das águas tratadas subte-se que as mesmas agregarão de uma maneira bastante positiva, pelo ponto de vista da economia de água, insumo este primordial para a realização de todo e qualquer processo industrial, o qual apresenta-se de maneira tão escassa, principalmente na região onde a indústria observada se localiza, também pelo ponto de que não influenciará na qualidade das peças produzidas, visto que o ideal é reutilizar os efluentes tratados onde são inicialmente originados, por exemplo, empregar o efluente do cianeto nas águas de lavagem antes e/ou após os banhos de cobre alcalino, visto que a partir destes que procedem estas tais águas residuais, a fim de se evitar o arraste de íons indesejados ao processo.

Há inúmeros ganhos para a empresa, desde os financeiros, é bem sabido que este é um dos mais relevantes, visto que toda indústria tem suas estratégias baseadas na redução de custos, o socioambiental, pois as águas que serão poupadas podem ser utilizadas para outros fins e por mais pessoas, fator que oferece melhoria para as famílias e estabelecimentos que dependem da água da rede de distribuição, a imagem da empresa no mercado externo se torna mais valorizada, pois nos dias de hoje tem-se consumidores mais preocupados em saber da onde, como e por quem o produto a ser adquirido provém, o grau de seletividade e preocupação nos impactos que as empresas podem causar ao meio ambiente são bastante levados em consideração no momento da escolha do fabricante.

Considerações Finais

- As águas residuais dos processos de niquelagem, zincagem e decapagem de peças defeituosas da indústria de galvanoplastia estudada, localizada no estado da Paraíba, após serem submetidas aos tratamentos físico-químicos na Estação de Tratamento de Efluentes, seguindo os critérios essenciais para obedecer aos parâmetros requeridos pela Resolução 430/2011 do CONAMA, estão aptas para serem reutilizadas dentro dos próprios processos, assim, praticamente se terá um circuito fechado, onde irá facilitar no tratamento desses efluentes, bem como reduzir os insumos químicos necessários para isso, pelo fato de se tornar possível aumentar o fluxo de troca das águas e as concentrações dos íons monitorados irão decrescer.
- Sugere-se à indústria adquirir tanques de armazenamentos, bombas hidráulicas, tubos de PVC e registros a fim de comportar as águas tratadas, liberadas pelos reatores de tratamento, para posteriormente serem distribuídas, conforme as necessidades dos setores e atividades que serão realizadas.
- Os benefícios alcançados pela empresa serão a nível macro, alguns poderão ser vistos em curto prazo, como uma economia considerável na parte das finanças e em longo prazo tem-se toda a parte de redução nos impactos sobre o meio ambiente e consequentemente o destaque no campo da visibilidade mercadológica internamente e externamente.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de 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

Confederação Nacional da Indústria. **O uso racional da água no setor industrial**. Federação das Indústrias do Estado de São Paulo. – 2 ed. – Brasília: CNI, 2017.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (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. **Diário Oficial da União**: nº 92, de 16/05/2011, p. 89. Online. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.

CONNOR, Richard; COATES, David; UHLENBROOK, Stefan; KONCAGÜL, Engin. **Relatório mundial das Nações Unidas sobre desenvolvimento dos recursos hídricos 2018: soluções baseadas na natureza para a gestão da água, resumo executivo**. UNESCO. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261594_por.

GERBENS-LEENES, P. W.; HOEKSTRA, A. Y. **Business water footprint accounting: a tool to assess how production of goods and services impacts on freshwater resources worldwide**. 2008. Disponível em: http://waterfootprint.org/media/downloads/Report27-BusinessWaterFootprint_1.pdf. Acesso em: 18 abr. 2017.

HESPANHOL, Ivanildo. **Água e saneamento básico - uma visão realista. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. Tradução. São Paulo: Escrituras, 1999. Acesso em: 07 jul. 2023.

MACKLIN, M. G. et al. The long term fate and environmental significance of contaminant metals releases by the January and March 2000 mining tailings dam failures in Maramures Country, upper Tisa Basin, Romania. *Appl. Geochem.* v. 18, p. 241-257, 2003.

MEYBECK, Michel; CHAPMAN, Deborah V; HELMER, Richard. **Global freshwater quality: A first assessment / Global freshwater quality: A first assessment**. Cambridge; Basil Blackwell; 1990. 306 p. ilus.

MIERZWA, José Carlos. **O uso racional e o reúso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria – estudo de caso da Kodak Brasileira**. 2002. Tese (Doutor em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2002.

MOTA, S. **Introdução à engenharia ambiental**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997. 280 p.

OLIVIER, Samantha. **Avaliação dos impactos ambientais gerados pela produção de resíduos industriais do ramo metalúrgico: recuperação e reciclagem**. 2006. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) – Departamento de Ciências Geográficas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2006.

PETRINIC, I., et al. A feasibility study of ultrafiltration/reverse osmosis (UF/RO) – based wastewater treatment and reuse in the metal finishing industry. **Journal of Cleaner Production**, 2015, v. 101, p. 292-300. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.04.022. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652615003753>. Acesso em: 24 jul. 2018.

PONTE, H. A. **Tratamento de efluentes líquidos de galvanoplastia**. Evento de Extensão, Departamento de Tecnologia Química, Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

ROCHA, L. C. P. **Viabilidade de reúso de efluente tratado em indústria de galvanoplastia**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Bauru, 2019.

TANAKA, Juliana Tiemi. **Preparação para a implantação do sistema de gestão ambiental de uma empresa do setor de galvanoplastia**. 2014. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2014.

TELLES, Dirceu D.; COSTA, R. H. P. G. (coord.). **Reúso da água: conceitos, teorias e práticas**. 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 2010.

USO DE REATOR DE LEITO FIXO EM MEIO SUPORTE BIOBOB[®], OPERANDO EM ESCALA PILOTO NA REMOÇÃO DE DQO E NITROGÊNIO TOTAL DE ESGOTO SANITÁRIO

¹Tatiane Martins de Assis, ²Fabiane Paulitsch Burgath, ³Priscila Arcoverde Wosiak, ⁴Elaine Macedo Stole, ⁵João Victor Tischler Nizer, ⁶Gabriel Scremim Correa da Cunha, ⁷Gabriel Lopes de Proença Queiros, ⁸Ana Claudia Barana

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: tatianemassis@yahoo.com.br; ² Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: fabi_paulitsch@hotmail.com; ³ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: priarcoverdew@gmail.com, ⁴ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: e.elaine.macedo@gmail.com, ⁵ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: joaovictortischler@gmail.com, ⁶ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: gabriellcunha02@gmail.com; ⁷ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: gabriellopesdeproenca@gmail.com; ⁸ Universidade Estadual de Ponta Grossa, e-mail: acbarana@uepg.br.

Palavras-chave: Nitrificação e Desnitrificação Simultânea, Aeração Intermitente, Remoção de Matéria Orgânica.

Resumo

Diante da importância de se levar saneamento básico à crescente população mundial e otimizar os processos de remoção de DQO e nitrogênio existentes, este trabalho se dedicou a operar um reator piloto, instalado em uma estação de tratamento de esgoto sanitário da cidade de Castro, município do Paraná-Brasil. O reator tinha leito fixo empacotado de Biobob[®], estrutura comercial feita em polietileno de alta densidade com poliuretano expandido, volume total de 5,65m³ e útil de 3,20m³ e fluxo ascendente. O objetivo do reator foi a remoção de Nitrogênio Total via NDS (Nitrificação e Desnitrificação Simultânea) e remoção simultânea de DQO. Para atingir o objetivo, além do meio suporte que possibilitou a formação de ambientes anóxicos, o reator operou com aeração intermitente e TDH de 10, 12 e 20h, alimentação com substrato contendo esgoto bruto/efluente de UASB na proporção de 1:1 (v:v) e substrato contendo 100% de efluente do UASB. Como principal resultado o reator demonstrou resiliência para suportar as variações de carga e condições presentes na ETE, adversidades comuns de sistemas que operam em larga escala. A etapa E2, onde o reator foi alimentado com a relação 1:1 (bruto:UASB) atingiu as melhores eficiências com média de remoção de N de 55% e remoção média de DQO em 81%. As imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) demonstram que o meio suporte cumpriu o objetivo de manter em sinergia bactérias nitrificantes, desnitrificantes e arqueas metanogênicas.

Introdução

O novo marco legal do saneamento, Lei N.º 14026/2020, têm como um dos principais focos aprimorar as condições estruturais do saneamento básico para atender toda a população brasileira. As regras impostas por esse marco já seriam suficientes para incentivar pesquisas em sistemas de tratamento de esgoto sanitário, porém o crescimento populacional e o grande espaço físico ocupado pelas estações de tratamento justificam pesquisas em unidades compactas e que promovam processos simultâneos de remoção de nutrientes e matéria orgânica.

Reatores do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*/Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) são largamente empregados no tratamento do esgoto sanitário, porém por se tratar de sistema anaeróbio, esse modelo de reator é ineficiente na remoção de nutrientes, como nitrogênio. O nitrogênio em suas diferentes formas tem seu padrão de lançamento em corpos hídricos designado pelas resoluções do CONAMA 357/2005 e 430/2011, o seu lançamento fora dos padrões estabelecidos pode gerar problemas de saúde pública e ambientais, como a metahemoglobinemia e a eutrofização.

O reator proposto neste trabalho, se trata de um reator compacto de fluxo ascendente, cujo ambiente anóxico, possibilita de forma simultânea, remoção de carbono e nitrogênio, onde o nitrogênio é removido por uma via metabólica denominada Nitrificação e Desnitrificação Simultânea (NDS) (POLAK, 2018).

Para que o processo NDS ocorra são necessários ambientes aeróbios, para a nitrificação, que transforma o nitrogênio amoniacal para nitrito e nitrato, e anóxicos, onde o nitrito é transformado a gás nitrogênio e devolvido ao ambiente (BARANA, et al., 2013; LOPES, et al., 2022). Pensando nesses processos simultâneos, um meio suporte que promova ambientes óxicos e anóxicos, aliado a uma condição de aeração intermitente, pode ajudar a solucionar a problemática apresentada. Nesse sentido o Biobob[®], meio suporte comercial com estrutura em espuma, tem cumprido o papel de promover ambiente anóxico nas camadas mais internas e óxico nas externas (POLAK, 2018; OLIVEIRA, 2020; STOLLE, 2022).

Diante das justificativas apresentadas este trabalho teve como objetivo avaliar a remoção de nitrogênio e DQO de esgoto bruto e efluente de UASB em um reator em escala piloto de leito empacotado preenchido com Biobob[®], operando com aeração intermitente.

Material e Métodos

O experimento foi realizado sob coordenação da UEPG em parceria com a SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), que permitiu a implantação do reator em escala piloto na ETE (Estação de Tratamento de Esgoto) IAPÓ, localizada na cidade de Castro-PR, e a empresa Bioproj Tecnologia Ambiental, desenvolvedora do meio suporte Biobob[®] usado como forma de imobilização de biomassa no reator.

O aparato experimental é composto por dois tanques de sedimentação seguidos por um tanque de equalização e, na sequência, um reator.

Os tanques de decantação estão instalados em sequência. Cada um tem volume de 0,8 m³ e recebe o esgoto bruto que passou pelas etapas de gradeamento e desarenação. Depois de passar por estes dois tanques o esgoto segue para o tanque pulmão.

O tanque pulmão tem volume de 1,0 m³ e pode receber efluente do UASB e esgoto bruto proveniente do tanque de decantação. Este tanque tem uma moto bomba submersível de rotor semi aberto Sulzer, modelo Piranha 08/2, com capacidade de vazão de até 7,5 m³.h⁻¹, responsável pela alimentação do reator.

O reator foi construído em fibra de vidro em formato cilíndrico. Tem volume total de 5,65m³ e útil de 3,20m³, 1,5m de diâmetro e 3,2m de altura, dividido em 3 compartimentos (i) leito de mistura, (ii) leito de Biobob[®] e (iii) saída do efluente. O sistema de aeração do reator é formado por 2 sopradores de ar operando em série, da marca Aeromack, modelo CRE-03, com vazão de ar na faixa de 3,2 m³.m⁻¹ e pressão estática de 2,20 MCA. Os sopradores ficam ligados a um temporizador que possibilita a entrada de ar na porção inferior do reator de forma intermitente.

O Biobob[®] usado como meio suporte para crescimento de biomassa microbiana é formado por uma espuma de poliuretano envolvida em uma estrutura vazada de polietileno de alta densidade, com geometria cilíndrica de 45 mm de diâmetro, 60 mm de altura, 90% de porosidade e massa seca unitária de 12 g.

O esquema do reator piloto está ilustrado na Figura 1.

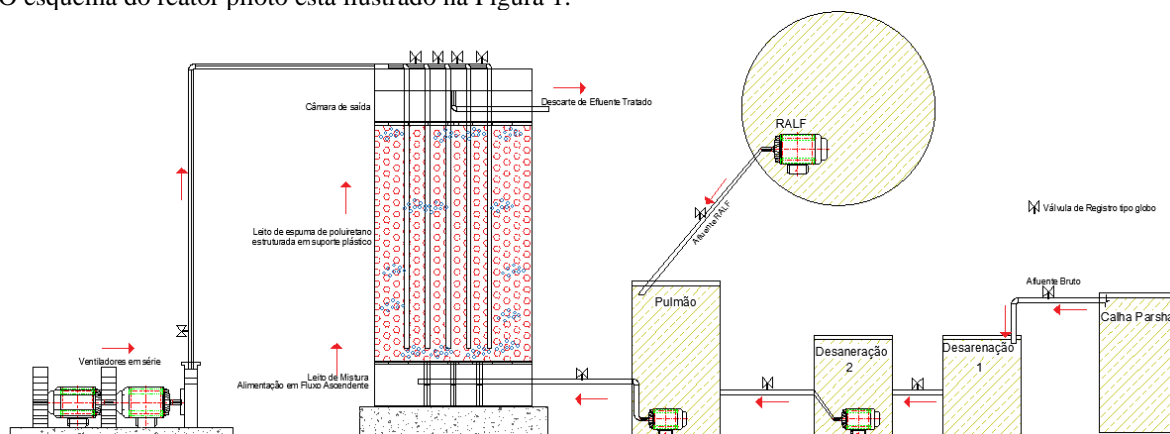


Figura 1 Ilustração do aparato experimental do reator piloto de leito fixo empacotado usado no tratamento do esgoto sanitário. Fonte: Adaptado de POLAK, 2018.

A operação do reator, excluindo paradas ocasionadas por adversidades próprias de reatores operados em escala piloto, (oscilações na rede de energia, flutuações de vazão de esgoto na elevatória, entre outras), teve duração de 192 dias. As estratégias de operação foram divididas em 6 etapas e estão resumidas na Tabela 1.

As análises físico-químicas de monitoramento do experimento foram: nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio (DQO) e seguiram metodologia descrita em APHA (2005). A biomassa fixada no Biobob[®] foi avaliada através de imagens de microscopia eletrônica de varredura obtidas por emissão de campo (FEG, Modelo Mira 3, Marca Tescan).

Tabela 1. Condições experimentais utilizadas no presente experimento.

ETAPA	Alimentação	Aeração	TDH	Afluente	Duração (dias)
1 (partida)	Batelada	Contínua	30 dias	100% EU	30
2	Contínua	15 min AER/15 min SEM	20 h	50% EB + 50% EU	15
3	Contínua	15 min AER/15 min SEM	10 h	50% EB + 50% EU	35
4	Contínua	15 min AER/15 min SEM	12 h	100% EU	39
5	Contínua	Sem aeração	12 h	100% EU	46
6	Contínua	45 min AER/15 min SEM	12 h	100% EU	27

*EB: Esgoto Bruto. EU: Efluente de reator UASB. AER: Aerando. SEM: Sem aeração.

Resultados e Discussão

Na Tabela 2 está apresentada a caracterização média do afluente usado na alimentação do reator piloto.

Tabela 2. Caracterização média do esgoto bruto e efluente do UASB utilizados na alimentação do reator piloto

Amostra	NTK*	DQO	ST	SV	SF	SST	SSV	SSF
	(mg L ⁻¹)							
Esgoto Bruto	45,9±19	269,7±66	195±70	32±25	163±43	121,6±3	0,01±0,01	121±3
Efluente do UASB	35,1±12	156,9±91	208±25	90±56	118±82	11,4±15	0,0019±0,03	114±15

*não houve diferença significativa entre os valores de NTK e N-NH₄⁺.

A Figura 2 apresenta o comportamento temporal do reator em relação as eficiências nas etapas de nitrificação, desnitrificação e remoção de DQO.

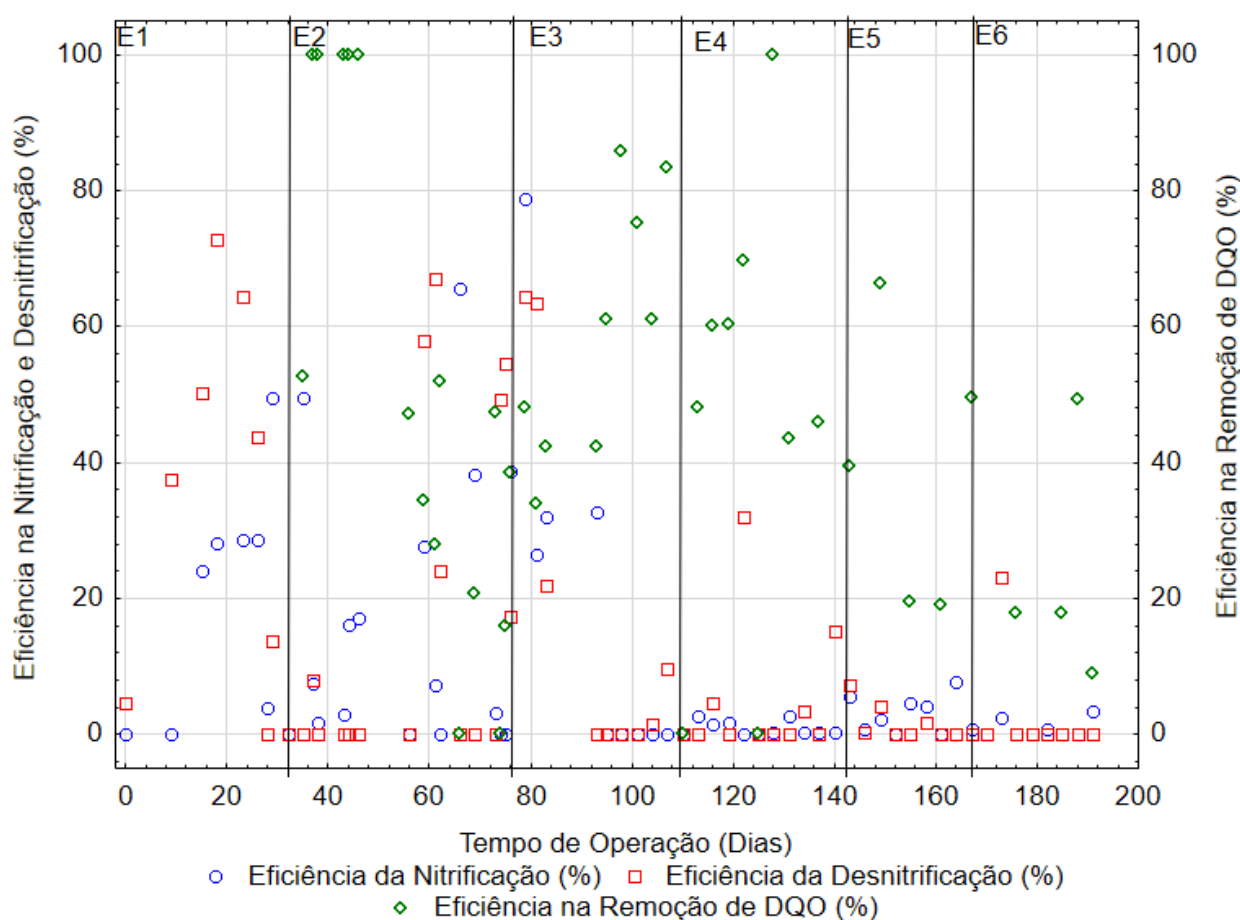


Figura 2 Comportamento da Nitrificação e Desnitrificação Simultânea e Eficiência da Remoção de DQO durante a condução do experimento. Fonte: próprio autor, 2023.

As bactérias responsáveis pela nitrificação autotrófica, rota bioquímica considerada neste projeto, apresentam taxas menores de desenvolvimento quando comparadas às bactérias heterotróficas. Dessa maneira, o monitoramento da partida do reator, Etapa 1, foi feito acompanhando-se a formação de nitrato, mostrando que a nitrificação está ocorrendo (BARANA et al, 2013). Após 30 dias de partida o reator já apresentava 55% do nitrogênio amoniacal presente no afluente transformado em nitrato, indicando ocorrência de nitrificação. Esse parâmetro permitiu a evolução das condições experimentais para redução do TDH e início da aeração intermitente.

Os resultados obtidos na Etapa 2 mostram taxas de nitrificação e desnitrificação próximas a 64% e de DQO superiores a 80%. Nessa etapa, mais de 50% das amostras apresentaram taxas de remoção de DQO acima de 50%. Neste tipo de reator, a matéria orgânica pode ser removida tanto na fase aeróbia, por bactérias heterotróficas aeróbias, quanto na anóxica, por bactérias facultativas desnitrificantes, justificando as remoções de DQO. Ao término da etapa 2 o reator sofreu uma parada de funcionamento que durou 72 dias. A interrupção se deu por instabilidades na rede elétrica, que causou danos aos equipamentos, que precisaram ser substituídos.

Por causa da parada, a Etapa 3 demandou nova observação sobre o acúmulo de nitrato para verificação de ocorrência de bactérias nitrificantes. O reator se mostrou resiliente no processo de nitrificação, pois nos primeiros 10 dias da etapa 3, já se observava, novamente, ocorrência da nitrificação, com eficiência de 40%. Porém, devido à diminuição da eficiência da nitrificação e desnitrificação, o TDH foi aumentado de 10 para 12h na Etapa 4.

Na Etapa 4 nova pane elétrica ocorreu, provocando quebra da bomba de alimentação de esgoto bruto, e o reator passou a ser alimentado, então, apenas com efluente do reator UASB. Nessas condições, não se observou a ocorrência nem da nitrificação, nem da desnitrificação. A não ocorrência da desnitrificação pode ter sido ocasionada pela falta de matéria orgânica, já que o reator estava sendo alimentado apenas com efluente do UASB, que tem DQO média de $156,9 \pm 91$ mg L⁻¹. Porém, a remoção de DQO se manteve superior a 40%, com valor máximo de remoção chegando a 100%.

Sistemas operados em larga escala, entre eles a escala piloto, estão susceptíveis as problemáticas operacionais do dia a dia, de uma estação de tratamento e a Etapa 5 traduziu bem essa situação. Novamente, devido a oscilações de energia elétrica que influenciaram na capacidade de operação dos sopradores, essa etapa precisou ser conduzida em anaerobiose, inviabilizando a remoção de nitrogênio via NDS, porém foi possível notar a remoção de DQO de, no máximo, 20%.

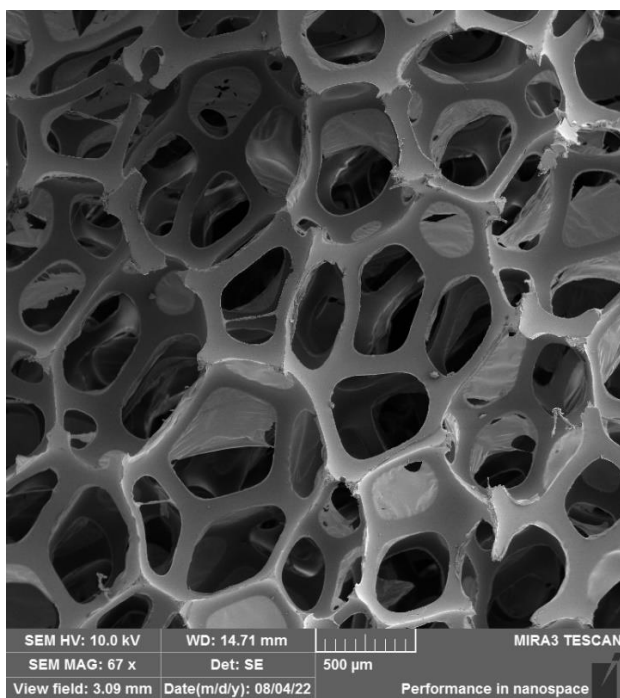
Na Etapa 6, foi possível reiniciar as condições de aeração. Porém o curto tempo de operação, não possibilitou alcançar índices expressivos de remoção de nitrogênio e DQO.

A ETE onde foi realizado o experimento tem outorga de lançamento de DQO de 225 mg L⁻¹ (Portaria 1045/2020 – IAT). Portanto, mesmo com baixas eficiências de remoção, o reator piloto foi eficiente no atendimento da legislação ambiental vigente.

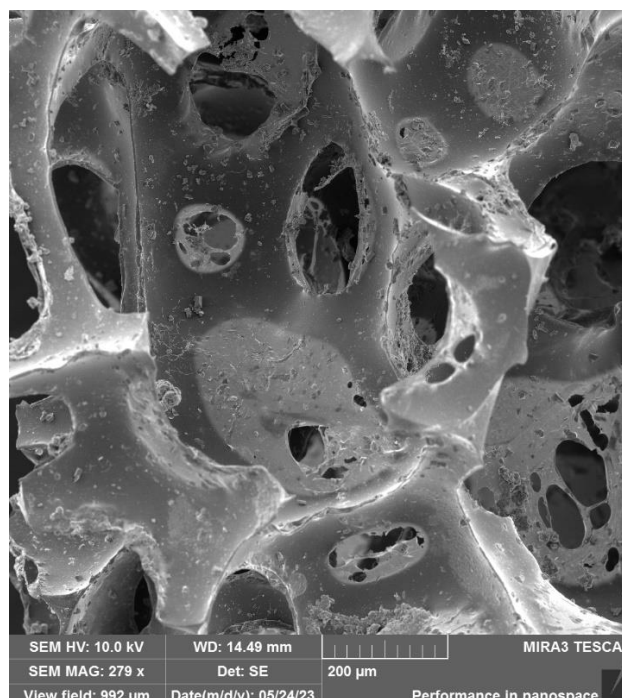
As imagens da Figura 3, obtidas por microscopia eletrônica de varredura, apresentam a estrutura do Biobob[®] antes da inoculação do reator (A) e ao final do experimento (B) e (C).

A partir da imagem A foram calculados o diâmetro médio e a dimensão média das paredes entre os poros. Os poros do Biobob[®] sem biomassa tiveram diâmetro médio de 376,07 µm, já os espaços entre os poros tiveram dimensão média de 79,65µm, pela imagem (B) nota-se fixação das bactérias nas estruturas de poliuretano entre os poros. Como as bactérias têm dimensão aproximadas de 5 µm (imagem C), observa-se que a estrutura cumpriu o papel de fixação da biomassa que, em conjunto com aeração intermitente, foi importante para manter o ambiente anóxico do reator que influenciou na resiliência observada no mesmo.

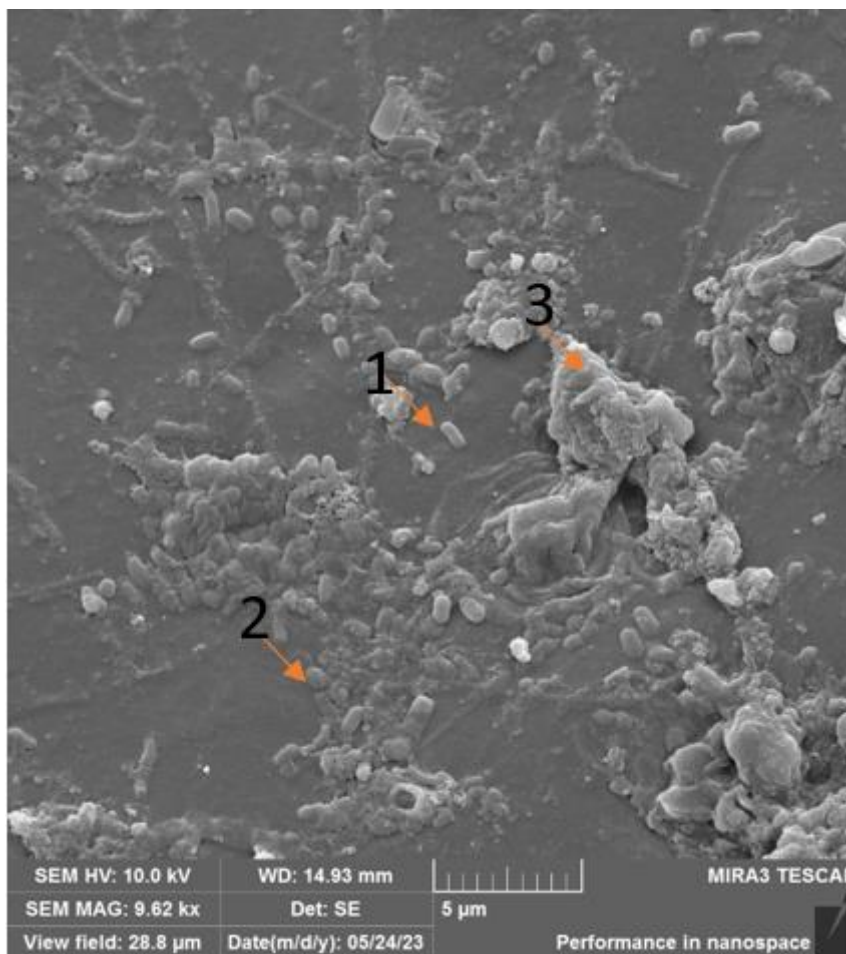
As estruturas celulares observadas na imagem C são compatíveis com cocos e bacilos curtos e alongados, mesmas estruturas morfológicas identificadas por Azevedo et al. (2022) e Oliveira et al. (2013) ao analisar lodo nitrificante e desnitrificante. Também é possível de se observar na imagem a presença de microrganismos filamentosos, que é a estrutura morfológica típica de arqueas metanogênicas, segundo Pereira et al. (2009). As observações dos autores citados reforçam que o Biobob[®] foi capaz de prover um ambiente aeróbio e anóxico, ideal para que a via NDS de remoção de nitrogênio e DQO, acontecessem de forma simultânea.



A. Espuma de poliuretano antes da inoculação do reator.



B. Espuma de poliuretano ao final do experimento.



C. Morfologia das bactérias fixadas no Biobob®, imagem obtida ao final do experimento.
1: Bacilos curtos; 2: Cocos; 3: Microrganismos filamentosos (Arqueas Metanogênicas)

Figura 3 Imagens do Biobob® obtidas por microscopia eletrônica de varredura, antes da inoculação do reator (A) e ao final do experimento (B) e (C).

Considerações Finais

Como conclusões de maior importância pode-se destacar que o reator foi eficiente no atendimento aos padrões de lançamento de DQO para a ETE onde ele está inserido. O processo de remoção de nitrogênio via NDS foi obtido no reator e a sinergia entre bactérias nitrificantes e desnitrificantes foi visualizada no meio suporte usado no reator.

O reator de leito fixo empacotado, usando Biobob® como meio suporte, se mostrou resiliente nas adversidades habituais que podem ocorrer em escala piloto, demonstrando sua viabilidade de sua utilização.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Empresa Bioproj pela parceria durante a pesquisa, e da mesma forma à Fundação Araucária e Sanepar (Companhia Paranaense de Saneamento) pelas bolsas e recursos de fomento à pesquisa recebidos na Chamada Pública 17/2021 do Programa PPPSA.

Referências Bibliográficas

APHA (2005) American Public Health Association, AWWA, WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Ed., Washington.

AZEVEDO, C.S.; CORREA, C. Z.; LOPES, D.D.; PESCI, R.R.; PRATES, K.V.M.C; BARANA, A.C.. (2022). Aeration and non-aeration cycles (AE/NA) time: influence in combined organic matter and nitrogen removal and features of biofilm, *Environmental Technology*, 43:16, 2443-2456.

BARANA, A. C.; LOPES, D. D.; MARTINS, T. H.; POZZI, E.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; DEL NERY, V.; FORESTI, E. (2013) Nitrogen and organic matter removal in an intermittently aerated fixed-bed reactor for post-treatment of anaerobic effluent from a slaughterhouse wastewater treatment plant. *J. Environ. Chem. Eng.*, v.1, p.453-457.

BRASIL (2020). Lei nº 14026/2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico.

CONAMA (2005) 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.

CONAMA (2011) Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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).

LOPES, C.L.; ASSIS, T.M.; PASSIG, F.H.; LIMA MODEL, A.N.; MEES, J.B.R.; CERVANTES, F.J.; GOTARDO, J.T.; GOMES, S.D. (2022) Nitrogen removal from poultry slaughterhouse wastewater in anaerobic-anoxic-aerobic combined reactor: Integrated effect of recirculation rate and hydraulic retention time. *J. Environ. Manag.*, v.303, p.114162.

OLIVEIRA, A. C. G.; BLAICH, C. I.; LOPES, D. D.; SANTANA, S. V.; PRATES, K. (2013). NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. *Revista DAE*. n. 192, p. 60-70.

OLIVEIRA, J.G. B. (2020) *Pós-tratamento de efluente de UASB em reator de leito empacotado com aeração intermitente em escala piloto*. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia em Alimentos), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.

Paraná. **Portaria nº 1045/2020**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes da ETE Iapó. INSTITUTO ÁGUA E TERRA – IAT.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F (2009). Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168.

POLAK, R. (2018) *Reator de leito empacotado em escala piloto para remoção de matéria orgânica e nitrogenada de esgoto sanitário*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.

STOLLE, E. M. (2022) *Remoção de nitratos de água de drenagem agrícola utilizando biorreatores com diferentes fontes de matéria orgânica*. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.

O USO DE FOSSAS IRREGULARES NA CIDADE DE JURANDA (PR) COMO REALIDADE EM PEQUENAS CIDADES DO PARANÁ

¹Larissa Donato; ²Bruno da Costa Paes; ³Valéria Barreiro Postali Santana

¹Universidade Estadual do Paraná, e-mail: donato.lari@gmail.com ; ²Universidade Estadual do Paraná, e-mail: bruno_costa950@hotmail.com; ³Universidade Estadual do Paraná, e-mail: valeria_postali@yahoo.com.br
campus de Campo Mourão - curso de Geografia

Palavras-chave: Saneamento básico; Políticas públicas; Fossas

Resumo

Podemos considerar que o Saneamento Básico é um dos principais desafios enfrentados pela sociedade brasileira e, apesar de constituir-se como direito de todos assegurado por lei, e nas últimas décadas ensaiar um avanço, essa infraestrutura é extremamente deficiente, principalmente se formos considerar o gerenciamento de dejetos humanos, sendo por estação de tratamento de esgoto (ETE) em pequenas cidades. De acordo com o Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (2019), o índice de atendimento de tratamento de esgoto na área urbana brasileira é de 61,9% e é justamente nas pequenas cidades que esse sistema se torna mais falho. Apesar de atingir a maioria das cidades, há ainda uma grande porcentagem sem o uso deste serviço. A distribuição do tratamento de esgoto é pautada nas diferenças socioeconômicas, e, por este motivo, a cidade de Juranda (PR) foi escolhida como local de estudo com objetivo de analisar a atual situação da utilização de fossas, com intuito de compreender a utilização correta desse componente do saneamento para a saúde das pessoas e do meio ambiente. Como metodologia, foram realizados levantamentos bibliográficos em relação à temática, aplicação de questionários a membros da comunidade e do órgão público municipal, além de mapeamento das fossas sépticas da área urbana. Posteriormente, foi realizada a análise espacial em relação ao posicionamento desses casos, identificando se há uma centralidade nas áreas que utilizam fossas irregulares ou se esse caso é pertinente em toda a área da cidade. Com isso, foi possível localizar espacialmente, por meio do Sistema de Informação Geográfica (SIG), os diferentes tipos de fossas presentes na cidade, colaborando assim para a compreensão de como o mau uso desse recurso pode afetar diretamente na vida das pessoas. Ao analisarmos esses resultados, considerou-se que a cidade analisada apresenta alguns avanços no que diz respeito ao uso correto das fossas sépticas, porém como a maioria dos municípios brasileiros, necessita de políticas públicas que promovam o uso correto do descarte dos dejetos sépticos, não só na construção de fossas sépticas, mas também na promoção da conscientização por parte da população frente a essa necessidade básica da humanidade. Trazendo para a realidade local, podemos considerar que a cidade de Juranda (PR) não possui nenhum descarte de esgotos a céu aberto e o uso de fossas irregulares não é unânime dentro da área urbana, porém ainda assim, esse modelo é predominante nos domicílios da área estudada, o que demanda de políticas públicas para suprir a necessidade de ampliar os domicílios que possuem fossa séptica. A necessidade de implementação de políticas nesse setor vai além da construção de estruturas físicas, mas também da conscientização da população para que futuramente seja instalada uma ETE na cidade. Em comparação à outras pesquisas em grupos de estudos, percebemos que esta é a realidade de diversas pequenas cidades da região direta do município.

Introdução

De acordo com o Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (2019), o índice de atendimento de tratamento de esgoto na área urbana brasileira é de 61,9%. Dessa maneira podemos compreender que mais da metade de toda área urbanizada do Brasil possui um serviço de tratamento de esgoto que, quando comparado no âmbito do processo histórico de formação das cidades brasileiras, representa um número significativo. Entretanto, há ainda uma grande porcentagem sem o uso deste serviço. Convém salientar que, a sua distribuição encontra-se pautada nas diferenças socioeconômicas.

De maneira geral, entende-se por saneamento básico aqueles serviços que são considerados fundamentais para promover um desenvolvimento socioeconômico de uma localidade, independentemente da escala geográfica. As atividades que compõem este serviço são: tratamento e abastecimento dos recursos hídricos, drenagem urbana e o esgotamento sanitário. É sobre esse último serviço que analisaremos a sua distribuição na cidade de Juranda (PR).

É nesse contexto que surge a discussão dessa pesquisa, trazendo essa realidade para a cidade de Juranda (PR), fundada em 1981. Como mostra a Figura 01, o município de Juranda está localizado na mesorregião centro-ocidental paranaense e, segundo os dados de 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), possui 7.611 habitantes. A cidade não possui um sistema de rede coletora para tratamento de esgoto, fazendo uso das chamadas fossas irregulares para o descarte de dejetos sépticos. Em uma análise prévia pode-se avaliar que em certos casos essas fossas são feitas sem a devida regularização ambiental e de maneira incorreta.

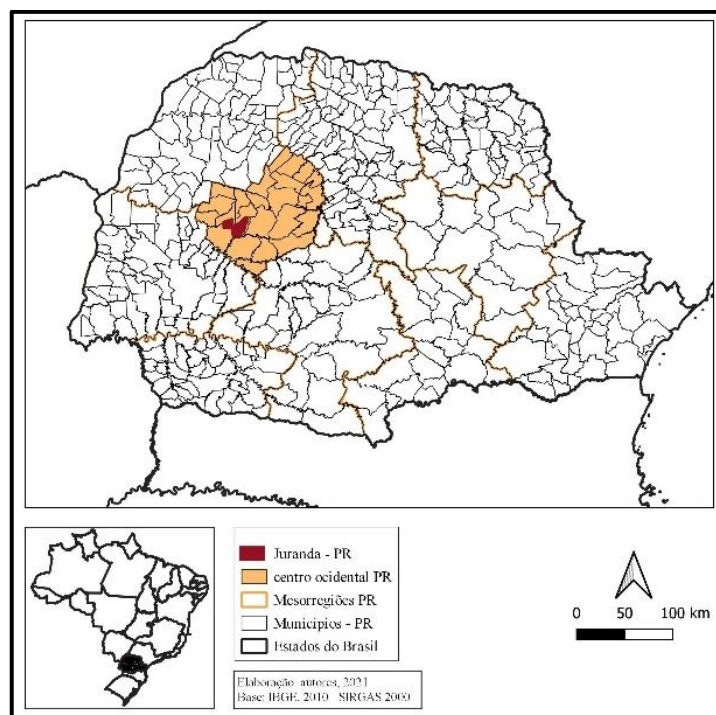


Figura 01: Localização do município de Juranda-PR
Elaboração: Autores, 2022.

Com base nessa necessidade de conhecimento e delimitação do problema, o principal objetivo desta pesquisa de Trabalho de Conclusão do Curso de Bacharelado em Geografia, foi analisar a atual situação da utilização de fossas sépticas na cidade de Juranda (PR), procurando entender a importância da utilização correta desse componente do saneamento para a saúde das pessoas e do meio ambiente.

Material e Métodos

Cabe ressaltar que, no decorrer da pesquisa no momento da entrevista, utilizamos a terminologia de “Fossa Negra” para contato direto com os entrevistados, uma vez que é o usual e, inclusive tecnicamente utilizado na literatura. No entanto, por entender ser um termo de uso não mais regular socialmente, comunicamos que, aqui, usaremos sempre a nomenclatura de “Fossas Irregulares” por acreditarmos ser mais adequada, tanto cientificamente e legalmente, para além das questões sociais. Para o desenvolvimento da pesquisa, foram realizadas sondagens bibliográficas em relação aos elementos do saneamento básico, o que permitiu a compreensão sobre os principais conceitos relacionados ao tema e como se faz presente dentro da perspectiva do desenvolvimento social. Isso foi adquirido por meio de leituras e interpretações de dissertações, teses e principalmente artigos publicados dentro do campo da pesquisa.

A maior parte dos artigos referenciados nesse trabalho foram extraídos da plataforma *Google Acadêmico*, esta que realiza suas buscas a partir de descritores delimitados para se obter acesso aos artigos com temática semelhante à da pesquisa realizada por estes autores. Dentro dessa premissa, foram escolhidos nove artigos científicos, que de formas diferentes fazem correlação com a temática, sendo que todos colaboram para compreensão sobre a situação do tratamento de esgotos no território brasileiro.

De início, para realizar a busca pelos artigos, foi utilizado o descritor “tratamento de esgotos no Brasil”, conseguindo aproximadamente 129.000 resultados, sendo que grande parte era de livros, trabalhos de conclusão de curso e também artigos. A coleta se limitou apenas nas sete primeiras páginas da plataforma, na qual foram extraídos cinco artigos que concederam um panorama geral sobre o tema abordado. Em seguida, foi utilizado o delimitador “fossas irregulares” para realizar a busca pelos artigos, resultando em aproximadamente 17.300 textos, nos quais foram recolhidos dois artigos que estavam nas cinco primeiras páginas da busca. Esses artigos possibilitaram uma visão acerca dos problemas enfrentados pelas pequenas cidades e áreas afastadas dos grandes centros urbanos, no que diz respeito ao indevido descarte de dejetos, bem como, as doenças que podem afetar a população com o mal gerenciamento do esgotamento sanitário.

Por fim, buscou-se artigos a partir do delimitador “saneamento e poder”, que apresentou aproximadamente 198.000 resultados, dos que foram escolhidos apenas dois, que colaboraram na compreensão de como esse setor é desigual nas mais variadas regiões do território brasileiro e como o poder público deve lidar com esse problema. A desigualdade social e territorial é marcada na apresentação dos meios de saneamento no Brasil.

Os artigos selecionados estão interligados entre si e os mesmos forneceram informações valiosas para a interpretação sobre a atual situação do saneamento básico no Brasil. A maioria das obras referenciadas não tratava diretamente sobre o tema do recorte do ensaio, mas cada um é dotado de dados que colaboraram para a interpretação de como o tratamento de esgotos ocorre

de maneira desigual no território brasileiro e que, apesar dos avanços na área, ainda é um grande desafio e que deve ser pauta das políticas públicas. Assim, foi possível realizar um comparativo entre o cenário nacional e a realidade local da cidade de Juranda.

Além da análise e interpretação de dados obtidos através do referencial teórico, foram aplicados questionários fechados para uma parcela aleatória da população, com cálculo de amostragem pautado em Gil (2008), referência em método de pesquisa social, realizada por meio da plataforma *Google Forms*, que buscou compreender se os cidadãos entendem a importância dos serviços de saneamento básico e qual é o modelo de fossa construída em suas devidas propriedades. Com isso, foi feita uma análise dos dados obtidos, tendo uma amostragem de como a população entende o serviço de saneamento básico local.

Em seguida, foi realizado um levantamento sobre a localização das fossas sépticas das amostras e, posteriormente, produzido um mapa com a plataforma de georreferenciamento *Qgis* sobre as áreas citadas nos questionários. Seguidamente, ocorreu a realização de uma análise espacial em relação ao posicionamento desses casos, identificando se há uma centralidade nas áreas que utilizam fossas irregulares ou se esse caso é pertinente em toda área da cidade. Após o levantamento de dados indiretos e diretos, os índices foram analisados e apresentados.

A Questão do Saneamento Básico no Brasil

Para a sua subsistência, a humanidade passou a fazer uso de vários produtos e, o consumo desses, consequentemente gerou uma grande quantidade de descarte, quer seja do resíduo produzido ou até mesmo daquilo que foi processado pelo nosso sistema digestivo. Dessa maneira, surgiu a necessidade de se desenvolver técnicas para que todo esse material de descarte seja direcionado a um destino correto, para que não traga males à sociedade, como doenças, impactos socioambientais, contaminações, etc.

Quando se trata de descartes recicláveis ou orgânicos, desenvolveu-se nas mais diversas localidades, sistemas de coleta seletiva, porém quando se trata de descarte de dejetos sépticos, muitos países enfrentam problemas com a destinação desse material. A solução para esse problema é o tratamento de esgotos, que é um componente do saneamento básico, no entanto, nem todos os lugares conseguem adotar esse tipo de tratamento, seja por falta de planejamento, falta de recursos financeiros, recursos espaciais ou até mesmo por falta de capacitação de profissionais qualificados. Essa realidade está longe de ser inserida, principalmente em áreas menos atendidas pelas políticas públicas.

Em vista dessa realidade, muitas localidades adotam o modelo de fossas sépticas para suprir a falta de um tratamento de esgotos no descarte de dejetos humanos. Se essa ação for feita de maneira correta, tomando cuidado com a impermeabilização do solo para que essas matérias não o contamine, pode ocasionar poucos impactos negativos no ambiente e na sociedade, passíveis de mitigação e sustentabilidade. Isso é defendido por Britto e Quintslr (2020) que salientam que, várias localidades, para suprir a necessidade de um tratamento de esgoto, se utilizam de fossas para depósitos de dejetos fecais, por exemplo.

Entendemos que essa prática pode ser uma medida paliativa com uma redução nos impactos socioambientais, desde que haja o manuseio correto das fossas, adotando os cuidados necessários para a impermeabilização do solo, evaporação e até mesmo tratamento e reutilização, entre outras técnicas indispensáveis em seu manejo. Porém, como ressalta Marcelino *et al.* (2020), o grande problema é quando em algumas localidades são realizados sistemas precários, nos quais são escavados poços sem nenhuma impermeabilização. Nessas escavações é depositado todo efluente doméstico que em contato com o solo e proximidade ao lençol freático, ocasiona sua contaminação. Essas obras irregulares recebem o nome de “fossas irregulares”.

Interagindo com a ideia defendida por Moura Netto, Guisso e Schaffer (2019), na maioria das pequenas cidades que possuem uma baixa densidade populacional, locais nos quais os domicílios estão distantes uns das outras, é comum a utilização de técnicas de descarte do esgoto domésticos mais viáveis com sistemas individuais e simples, na qual quase sempre as ações para o devido manejo são inapropriadas.

Entendemos que as fossas irregulares representam um grande problema na realidade brasileira, haja vista que no contexto do país ocorre muita desigualdade e, dessa maneira, nem todos têm condições financeiras para instalar em sua propriedade um sistema correto de fossa séptica, para além da manutenção necessária. Dessa maneira entende-se que o problema da falta de tratamento de esgotos não é somente uma problemática ambiental, mas também social, pois nela se expressa as diferenças socioeconômicas de uma população.

Saiani (2018) ressalta que o atendimento e a regulação dos serviços de saneamento básico no Brasil são bastante desiguais em função das variadas características municipais e domiciliares, tal fato pode decorrer pela demanda de diferenças das capacidades de pagamento pelos acessos, das conscientizações ambientais e sobre saúde.

Conforme Silva *et al.* (2017), o depósito de dejetos sépticos que não possui o devido tratamento, pode comprometer a qualidade do ambiente e assim colocar em risco a saúde da população que tem contato com essa localidade. Através dessa ideia, podemos compreender que o mal uso de um esgotamento sanitário pode ocasionar a contaminação da área próxima, destacado o que toca aos recursos hídricos, que entra em contato direto com o dejetos humanos provocando doenças e outras complicações na saúde coletiva. Uhr *et al.* (2016) retrata que, além de doenças diarreicas que desencadeiam a desidratação de um organismo, ao entrar em contato com o corpo humano um material contaminado pode causar complicações como: febre tifoide, febre paratifoide, amebíase, ancilostomíase, esquistossomose, teníase e leptospirose.

Dessa maneira, entendemos que a utilização das fossas irregulares pode trazer grandes complicações na saúde da população, pois ao contaminar o solo, os coliformes fecais podem entrar em contato com a água e assim retornar ciclicamente para o cotidiano das pessoas. Conforme Souza (2015), a ausência de saneamento ambiental é um dos principais fatores relacionados às doenças humanas no mundo, principalmente, as de veiculação hídrica, proporcionando o surgimento de doenças como: febre tifoide, febre paratifoide, amebíase, ancilostomíase, diarreia infecciosas, esquistossomose e teníase.

Sebastiany (2012) chama a atenção ao fato de que as crianças são as mais afetadas pela falta de tratamento de esgotos, uma vez que são mais propícias a entrarem em contato com os materiais contaminados, sendo que nos grandes centros urbanos, principalmente na periferia, pode-se encontrar depósitos de materiais fecais a céu aberto. Ao correlacionarmos as ideias apresentadas, podemos notar que, além de gerar prejuízos físicos à população, a falta de saneamento básico ou a negligência do mesmo, pode gerar grandes prejuízos ao poder público ao tratar da doença, e não da saúde.

Podemos imaginar que com a ocorrência de doenças nas pessoas, uma considerável quantia da renda pública passa a ser investida para o tratamento das infecções causadas pelo péssimo gerenciamento desse setor. Cartaxo *et al.* (2018) aponta que, ter acesso a um bom sistema de coleta e tratamento de esgoto e, conseqüentemente, a água de qualidade, desempenham um papel fundamental na sobrecarga do sistema de saúde, sendo que as mazelas causadas pela irregularidade dessas infraestruturas ocupam uma vasta quantidade de leitos dos hospitais.

Oliveira (2017) dá enfoque em outra problemática que norteia o gerenciamento do serviço de tratamento de esgotos no Brasil: a desigualdade. O autor observa que mesmo esse setor sendo um elemento de direito humano básico, o mesmo passa a ser um profundo campo de disputas que envolve poder entre os diferentes setores dos segmentos sociais. Assim, pode-se considerar que o estabelecimento de ETE ocorre de maneira desigual no território nacional, sendo que em várias ocasiões atinge o interesse de um determinado grupo social, geralmente os que possuem um poder maior em relação ao território.

Como em diversas questões sociais, os grupos menos favorecidos recebem uma desvantagem em relação aos recursos proporcionados, sendo que a parcela da população que mais é atingida pelo mal gerenciamento dos sistemas básicos são as de baixa renda.

Com o novo marco regulatório, a Lei nº 14.026/2020, o Governo Federal busca universalizar os serviços de saneamento básico para todos os lares brasileiros, além de promover o aumento da participação do setor privado na realização desse trabalho. Isso nos permite considerar que há uma tentativa de inserção desses elementos básicos na sociedade, porém é dever da população acompanhar a situação municipal do saneamento básico, pois além de ser um serviço essencial para a qualidade de vida, também é um fator que promove a dignidade humana.

Analisando essas colocações, consideramos que é de extrema importância a divulgação da necessidade do uso e descarte correto em saneamento doméstico. Com a conscientização do indivíduo é adquirida uma visão crítica por parte da sociedade, ocasionando por parte da população, cobranças em relação ao governo para que promova políticas públicas voltadas à implementação dos serviços de saneamento básico da saúde.

Resultados e Discussões

Com os levantamentos bibliográficos, foi possível apreender a realidade do saneamento básico no contexto nacional e assim trazê-la para a escala local, facilitando o entendimento da situação deste serviço na cidade de Juranda (PR). Além disso, a leitura de obras com a temática em questão possibilitou contemplar e analisar de maneira crítica os fenômenos ocorridos na área de estudo. A partir das leituras realizadas, foi possível elaborar um plano de aplicação de questionários à população, bem como definir a quantidade de questões e quais seriam essas questões.

Para compreender o tipo de fossa utilizada em determinado domicílio, foi aplicada a seguinte pergunta: Na sua residência o esgoto é destinado em fossas sépticas ou fossas irregulares? Com as seguintes alternativas: **a)** Fossa séptica (com sistema de filtragem em que os dejetos não são depositados diretamente no solo); **b)** Fossa negra (sem sistema de filtragem onde os dejetos são depositados diretamente no solo - mesmo que em um buraco fechado) e, **c)** Não sei informar.

Outra pergunta norteadora deste trabalho que também foi aplicada à população em amostragem foi: Você sabia que Juranda não tem rede de tratamento de esgotos? Sendo as respostas limitadas a sim e não.

Para selecionar a amostragem, foi feita inicialmente uma pesquisa no site do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES), para saber quantos domicílios tem a área urbana do município de Juranda, que com base no censo demográfico do IBGE de 2010 resultou num total de 1.897 domicílios. Fundamentando-se nos cálculos estatísticos de amostragem de Gil (2008), foi delimitado um total de 330 domicílios para serem aplicados os questionários. Porém, devido ao curto tempo para o desenvolvimento da pesquisa, foi conseguido apenas 225 respostas. Este índice não interfere de maneira brusca no resultado do estudo, uma vez que o mesmo autor defende que antes de se atingir o número delimitado de amostra, a ocorrência de repetição nos resultados tende a se repetir até o final do levantamento de dados. Além disso, Gil (2008) afirma que em pesquisas sociais, nem sempre a quantidade é o fator determinante, mas podendo ser, entre outros, a distribuição. Portanto, os resultados apresentados neste trabalho são relevantes no entendimento do saneamento básico da cidade, sendo que o foco não foi na quantidade das fossas, mas sim em sua espacialização e percentual de envolvimento.

Respondendo à pergunta sobre qual é o modelo predominante de fossas na cidade, conforme o Gráfico 01, pode-se compreender que a diferença da quantidade entre os modelos utilizados é consideravelmente distinta. Dos 225 domicílios que responderam ao questionário, 67,1% afirmaram que utilizam o modelo de fossas sem filtragem dos dejetos e com o depósito destes diretamente ao solo sem nenhum tipo de recapeamento; 16,9% não souberam informar. Porém, podemos deduzir que as pessoas que utilizam os modelos de fossas sépticas possuem uma preocupação maior com o saneamento, além de conhecimento sobre seu funcionamento e custo de instalação e manutenção, portanto saberiam responder essa questão, o que nos leva a considerar que as pessoas que optaram por essa alternativa possuem o modelo de fossas irregulares, em um caso extremo podendo elevar a 84 o percentual da resposta da primeira pergunta, o que é um número bastante elevado no contexto municipal.

Por fim, 16% dos domicílios que responderam ao questionário afirmaram que fazem uso das fossas sépticas como forma de esgotamento sanitário.

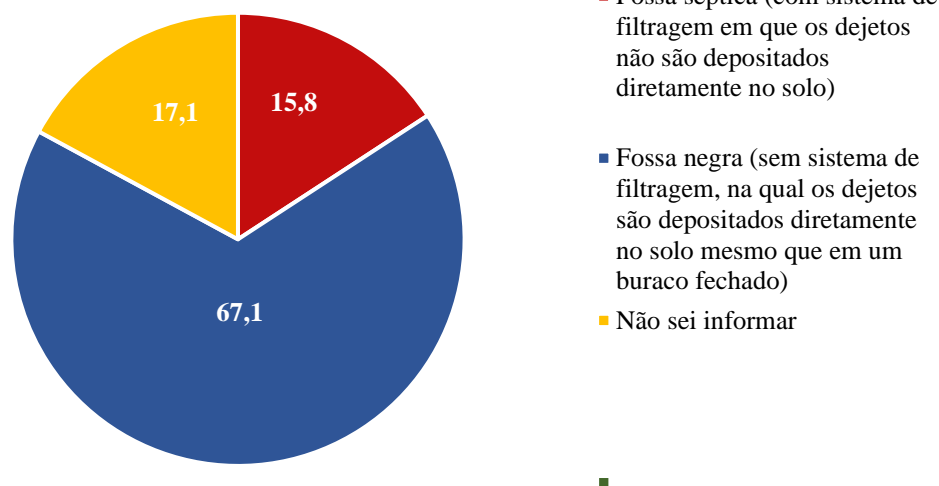


Gráfico 01: Respostas da amostragem sobre o tipo de esgotamento sanitário utilizado
Elaboração: Autores, 2022.

No que diz respeito ao entendimento da população ao saneamento básico da cidade de Juranda, foi aplicada a seguinte pergunta: Você sabia que Juranda não tem rede coletora de esgotos? Sendo as respostas limitadas a sim e não. De acordo com o Gráfico 02, podemos notar que a grande maioria das pessoas que participaram da coleta de dados responderam que sim, que sabiam que Juranda não possuía uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE), sendo que as respostas afirmativas chegaram a um total 78,7%. As pessoas que alegaram não saber que cidade não tinha uma ETE somaram 21,3% das respostas a essa questão.

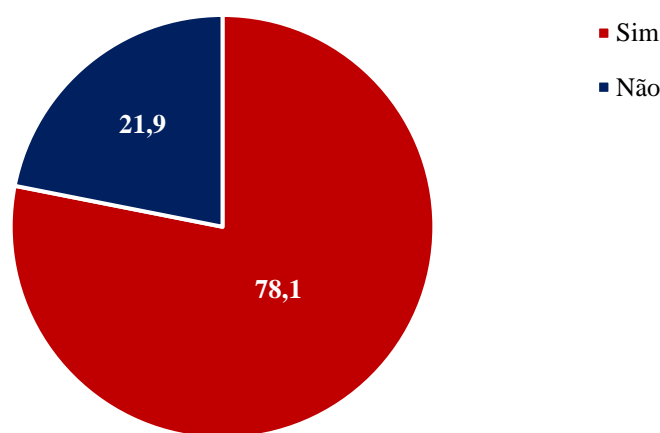


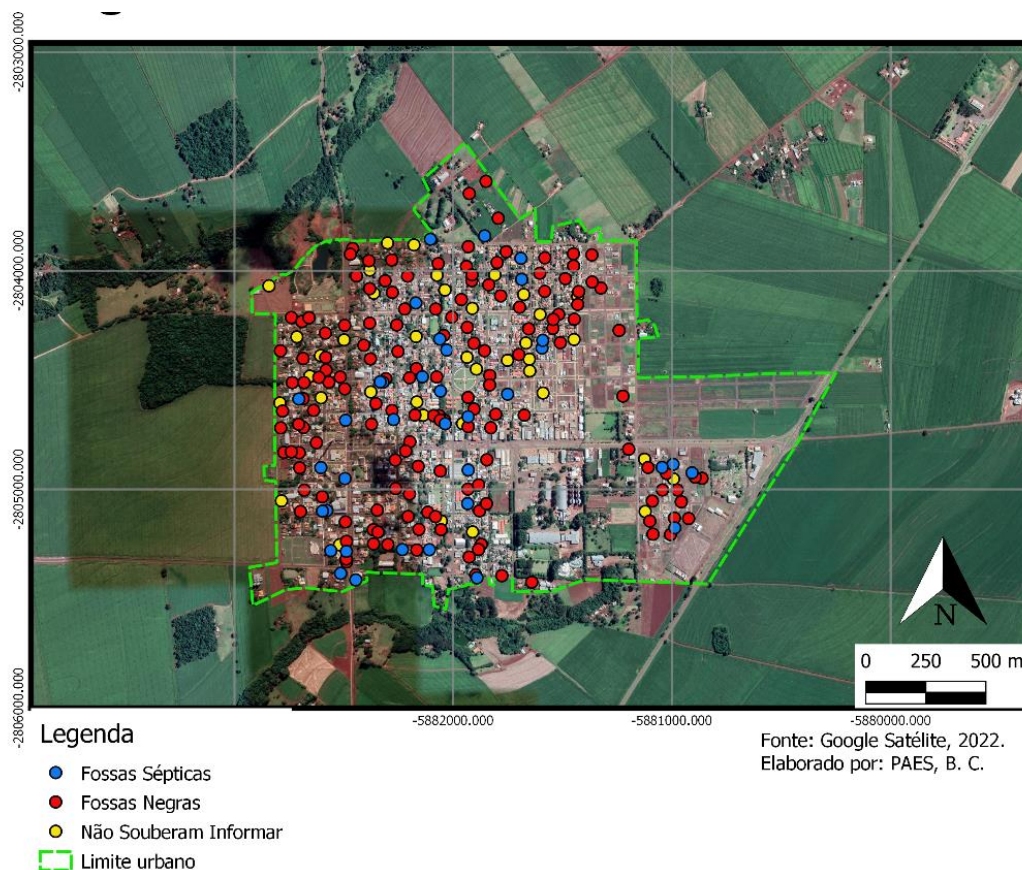
Gráfico 02: Conhecimento da amostra dos domicílios sobre a existência de um sistema de tratamento de esgoto
Elaboração: Autores, 2022.

Se compararmos os dois gráficos, podemos considerar que o número de pessoas que desconhecem a existência de uma ETE na cidade de Juranda se aproxima à quantidade de respostas que não souberam informar qual era a fossa utilizada em seus domicílios. Isso indica que uma parcela considerável da população não se preocupa com o descarte de dejetos, podendo esse fenômeno estar inserido em algo maior, que é a falta de informação por parte da sociedade brasileira no que diz respeito à gestão de serviços básicos para a subsistência da humanidade e da promoção de sua saúde coletiva.

Na aplicação do mencionado questionário, foi possível perceber a diferença de interação com o aplicador entre as pessoas que responderam que possuíam um sistema de fossa séptica em casa em relação às pessoas que possuíam o modelo de fossa negra ou não souberam responder. Quem optou pela primeira resposta, se mostrou mais interessado na pesquisa e na maioria das vezes buscou sempre justificar as suas respostas recorrendo à importância do tratamento dos dejetos, enquanto quem optou pela segunda e terceira resposta, demonstrou menor interesse na justificativa de suas escolhas. Essa informação nos leva a reafirmar o que foi mencionado anteriormente, que o interesse pelo saneamento básico se dá através da conscientização da população em relação aos elementos ligados à saúde coletiva e às relações socioambientais.

Houve também a preocupação com a localização dos modelos de esgotamento sanitário presentes na cidade, para tanto foi realizado um mapeamento com a finalidade de entender onde estavam localizados os modelos de fossas irregulares, tendo como questionamento: Será que esses modelos de descarte de dejetos estão localizados nas áreas mais afastadas do centro ou é um fenômeno recorrente em toda área urbana?

De acordo com o Mapa 02, a adoção de modelos como fossas irregulares atinge quase toda a cidade, mostrando ser bem espacializada a distribuição, não tendo um padrão espacial e, portanto, sem a possibilidade de distinguir uma área mais ou menos desenvolvida nesse serviço.



Mapa 02: Distribuição das fossas em Juranda (PR)
Elaboração: Autores, 2022.

Ao analisarmos esses resultados, podemos concluir que a cidade pesquisada apresenta alguns avanços no que diz respeito ao uso correto das fossas sépticas, porém como a maioria dos municípios brasileiros, necessita de políticas públicas que promovam o uso correto do descarte dos dejetos sépticos, não só na construção de fossas sépticas, mas sim na promoção da conscientização por parte da população frente a essa necessidade básica da humanidade. Através da educação socioambiental e da saúde coletiva, várias aberturas à implementação ao saneamento básico nas áreas urbanas brasileiras podem ocorrer. Uma população consciente e educada ambientalmente é a base do desenvolvimento sustentável e assim será possível garantir a salubridade das futuras gerações.

Comentários Finais

Ao interpretarmos e compararmos os artigos científicos citados nesse trabalho, podemos considerar que o Saneamento Básico é um dos principais desafios enfrentados pela população brasileira no que tange ao desenvolvimento. Apesar de ser um direito de todos assegurado por lei, e nas últimas décadas ensaiar um avanço, essa infraestrutura é extremamente deficiente, principalmente se formos considerar o gerenciamento de dejetos humanos, sendo por ETE ou por fossa séptica (sendo que essas segundas devem ser consideradas apenas como um tratamento paliativo em caso de ausência do primeiro).

A falta de um tratamento adequado de esgotos pode gerar várias doenças na população, sendo que as pessoas menos favorecidas socioeconomicamente são as que mais sofrem com as complicações causadas pela contaminação, tanto dos solos quanto dos recursos hídricos que, consequentemente afetam sua saúde. Desta maneira, podemos considerar que é papel fundamental do poder público promover a instalação de redes coletoras para a ETE ou o a instalação regularizada das fossas sépticas. Além disso, deve-se destacar também o acesso à informação para toda a população, incentivando assim, o conhecimento e a conscientização não somente do descarte correto dos dejetos, mas para a disseminação da educação ambiental como um todo.

Trazendo para a realidade local, podemos considerar que a cidade de Juranda não possui nenhum descarte de esgotos a céu aberto e o uso de fossas irregulares não é unânime no espaço intraurbano, porém ainda assim, esse modelo é predominante nos domicílios da cidade estudada, o que evidencia a elaboração de políticas públicas a fim de expandir o número de domicílios que possuem fossa séptica. A necessidade de implementação de políticas públicas nesse setor vai além da construção de estruturas físicas, mas também na conscientização da população para que futuramente seja instalada uma Estação de Tratamento de Esgotos em Juranda (PR).

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei n. 8.080 de 19 de setembro de 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/18080.htm>. Acesso em: 18/12/2021.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25 Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos. Brasília: SNS/MDR, 2020. 183 p.: il.

BRITTO, Ana Lúcia Nogueira de Paiva; QUINTSLR, Suyá. Políticas e programas para esgotamento sanitário na metrópole do Rio de Janeiro: um olhar na perspectiva das desigualdades ambientais. **Cadernos Metrópole**, São Paulo, v. 22, n. 48, p. 435-456, mai./ago. 2020. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cm/a/TCtRjyJJF6QbDWQXSWnWJYH/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 23 out 2021.

CARTAXO, Amanda da Silva Barbosa *et al.* Saneamento ambiental no Brasil: água e esgoto – desafios e perspectivas. **Ecogestão Brasil**, João Pessoa, v. 7, p. 249-255, out. 2018. Disponível: <http://eventos.ecogestaobrasil.net/congestas2019/trabalhos/pdf/congestas2019-et-02-020.pdf>. Acesso em: 20 out. 2021.

GARCIA, Mariana Silva Duarte; FERREIRA, Mateus de Paula. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. **Dignidade Re-Vista**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 3, p. 12, jul. 2017. Disponível em: <http://periodicos.puc-rio.br/index.php/dignidaderevista/article/view/393>. Acesso em: 17 out. 2021.

GIL, Antonio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2010**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

IPARDES. INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICA E SOCIAL. **Caderno estatístico: município de Juranda**. Curitiba: IPARDES, 2022.

MARCELINO, Marcelo *et al.* Desenvolvimento e construção de protótipo de fossa séptica biodigestora para uso como ferramenta de ensino sobre o tratamento de esgoto doméstico. **Revista Engenho**, v. 12, n. 1, dez. 2020. Disponível em: <https://revistas.anchieta.br/index.php/RevistaEngenho/article/view/1695/1512>. Acesso em: 13 out. 2021.

MOURA NETTO, Charles; GUISSO, Sandra Maria; SCHAFFER, Leandro José. Avaliação da Destinação Final do Esgoto Doméstico na Região Alta da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória. **Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais**, Fortaleza, v. 10, nov. 2017. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2019/VIII-065.pdf>. Acesso em: 22 out. 2021.

OLIVEIRA, Marcus Roberto. O exercício de poder e os serviços de abastecimento de água, tratamento e coleta de esgoto sanitário no Brasil. **Geographia Opportuno Tempore**, Londrina, v. 3, n. 1, p. 124-134, 2017. Disponível em: <https://www.uel.br/revistas/uel/index.php/Geographia/article/download/31858/22926>. Acesso em: 23 out. 2021

PREFEITURA MUNICIPAL DE JURANDA. **Nossa cidade**. Disponível em: <<http://www.juranda.pr.gov.br/index.php?sessao=b054603368ncb0&id=1859>>. Acesso em: 07/09/2021

SAIANI, Carlos C. S.; OLIVEIRA, Welber Tomás de. **Desigualdades de acesso a serviços públicos de saneamento básico: evidências de seletividade das políticas e efeitos do crescimento econômico**. Disponível em: <https://www.anpec.org.br/encontro/2018/submissao/files_I/i5-2f244f2077229023c3b69eaeab56280f.pdf>. Acesso em: 15/09/2021

SEBASTIANY, Giana Diesel. Meio ambiente e saúde: indicadores de qualidade de vida e desenvolvimento humano. **Capital Científico**, Guarapuava, v. 10, n. 2, jul./dez. 2012. Disponível em: <https://revistas.unicentro.br/index.php/capitalcientifico/article/view/2031/1846>. Acesso em: 22 out. 2021.

SILVA, Suzana de Araújo *et al.* Saneamento básico e saúde pública na Bacia Hidrográfica do Riacho Reginaldo em Maceió, Alagoas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Maceió, v. 22, n. 4, jul./ago. 2017. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/s7Kw6wtzM8cPGJHkJT6n6jb/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 18 out. 2021.

SOUZA, Karyne Francielle de Oliveira. **Fossas negras: um problema para o meio ambiente e para a saúde pública**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Tecnologia em Gestão Ambiental) – FAEMA, Ariquemes (RO), 2015. Disponível em: <http://repositorio.faema.edu.br/bitstream/123456789/531/1/SOUZA%2c%20K.%20F.%20O.%20%20FOSSAS%20NEGRAS%20UM%20PROBLEMA%20PARA%20O%20MEIO%20AMBIENTE%20E%20PARA%20A%20SA%c3%9aDE%20P%c3%9aBLICA.pdf>. Acesso em: 14/09/2021

UHR, Júlia Gallego Ziero *et al.* Relação entre saneamento básico no Brasil e saúde da população sob a ótica das internações hospitalares por doenças de veiculação hídrica. **Revista de Administração, Contabilidade e Economia da FUNDACE**, Ribeirão Preto, v. 7, n. 2, jun. 2016. Disponível em: https://www.fundace.org.br/revistaracef/index.php/racef/article/view/104/pdf_19. Acesso em: 20 out. 2021.

AVALIAÇÃO EM RELAÇÃO AO TRATAMENTO DE ESGOTOS E CONFIABILIDADE DA ETE-MELCHIOR

¹ Leonardo Rezende Suguimoto, ² Rodrigo Marques da Rocha, ³ Henrique Mendonça de Faria
⁴ Antônio Almeida Nobre Júnior, ⁵ Lucijane Monteiro de Abreu, ⁶ Mauro Roberto Felizatto,
⁷ Bruna Marinho de Melo

¹Universidade Nacional de Brasília, e-mail: Irsmax2008@hotmail.com; ²Universidade Nacional de Brasília, e-mail: rodrigorochoa783@gmail.com; ³Universidade Nacional de Brasília, e-mail: henrique_faria@yahoo.com.br,

⁴Universidade Nacional de Brasília, e-mail: nobrejr@unb.br; ⁵ Universidade Nacional de Brasília, e-mail: lucijane@unb.br,

⁶ Universidade Nacional de Brasília, e-mail: mauro.felizatto@unb.br; ⁷ Universidade Nacional de Brasília, e-mail: brunamarinhoadvogada@gmail.com.

Palavras-chave: Confiabilidade; Desempenho; DBO

Resumo

O trabalho teve como objetivo realizar uma análise de eficiência de remoção e confiabilidade da ETE-Melchior no que tange ao parâmetro químico Demanda Biológica do Oxigênio (DBO), em um período amostral de 5 anos, com dados secundários fornecidos pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal. A confiabilidade é a probabilidade de algo exercer a sua função de forma adequada, em conformidade com condições específicas, por um determinado tempo. Neste trabalho, utilizamos a metodologia de Niku et al. (1979) para o parâmetro DBO e obtivemos para o coeficiente de confiabilidade (CDC) valores de 0,24, 0,34 e 0,53 para níveis de confiabilidade de 95%, 90% e 80% respectivamente, e valores de projeto (ideal) de DBO de lançamento no corpo receptor de 28,3 mg/l, 41 mg/l e 63 mg/l para níveis de confiança adotados de 95%, 90% e 80% respectivamente, valores esses bem próximo ou inferiores a média amostral analisada de 34,4 mg/l. Quanto a eficiência do processo na remoção da DBO, a rota tecnológica analisada mostrou-se satisfatória, com redução de DBO média de 92,35% para o período analisado, quanto à qualidade do corpo receptor os dados mostram que em 100% do tempo a ETE lançou valores de DBO menor do que o valor máximo recomendado pelo CONAMA 430/2011 e o enquadramento dos corpos hídricos com classificação Classe 4 das águas do Rio Melchior foi respeitado, conforme classificação do CONAMA 357/2005. Por fim, uma análise conjunta da confiabilidade e eficiência da unidade estudada mostrou o bom desempenho da estação na redução de matéria orgânica.

Introdução

Segundo organização das Nações Unidas (ONU), os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) são um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e de prosperidade. Dentre os 17 objetivos para alcançar as metas de desenvolvimento sustentável faz-se necessário destacar o ODS 6 da agenda 2030 cuja premissa é: Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos.

O lançamento de esgoto, sem o devido tratamento ou o esgoto tratado de forma ineficiente nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), em corpos hídricos, além de comprometer a qualidade da água para consumo direto humano nas áreas urbanas e rurais, impacta a saúde e o bem-estar da população, o que dificulta o abastecimento, irrigação, o lazer e a contemplação paisagística dos corpos hídricos.

O esgoto sanitário contém, aproximadamente, 99,9% de água. O restante, 0,1%, é a fração que inclui sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como os micro-organismos Von Sperling (2005), e é devido a essa pequena fração de sólidos que o tratamento das águas residuárias é de extrema importância a fim de evitar-se a poluição dos mananciais de abastecimento.

O tratamento das águas residuárias domésticas, em sistemas de tratamento controlado, tem por finalidade acelerar o processo de degradação da matéria orgânica, o que em condições normais, ocorreria na natureza. Sendo assim, as ETE's objetivam à redução da matéria orgânica, dos microrganismos patogênicos, dos sólidos em suspensão e, em circunstâncias especiais, dos nutrientes presentes nos esgotos sanitários e podem adotar diferentes tecnologias para o tratamento do efluente, mas de modo geral seguem um fluxo que compreende alguns níveis de tratamento, conforme afirma Baird (2002), os níveis deste sistema no tratamento de esgotos domésticos são divididos em: preliminar, primário, secundário e terciário

O tratamento de esgoto sanitário brasileiro ainda é precário, principalmente, em relação ao tratamento dos efluentes gerados. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS (2021), 50,3% dos esgotos do país são tratados em Estação de Tratamentos de Esgoto, entretanto o Distrito Federal mostra-se na contramão dessa realidade, segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental- Abes (2021), a CAESB ocupa o 2º lugar entre as capitais brasileiras no ranking Abes da universalização do saneamento com coleta de 89,4% do esgoto e tratamento de 100% dele.

No Distrito Federal, a empresa que tem como uma de suas atribuições o tratamento de esgoto e disposição final dele é a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (CAESB), cuja organização segue os conceitos de uma empresa estatal na categoria de Sociedade de Economia Mista. A empresa criada pelo Decreto-Lei nº 524 de 8 de abril de 1969 nasce

com o nome de Companhia de Água e Esgotos de Brasília – Caesb, porém em 18 de janeiro de 2005, a Lei nº 3.559 alterou a denominação da empresa para Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, ampliando a área de atuação da empresa para outros países, bem como incluindo, em suas competências, a possibilidade de prestar serviços na área de resíduos sólidos (CAESB,2023).

Dentro desses contextos, ações e pesquisas que visam proporcionar embasamento teórico e geração de um histórico de dados de eficiência do sistema de tratamento de esgoto a fim de verificar a conformidade com a legislação vigente fazem-se necessários. Por tratar-se de um tema atual e relevante, o estudo do desempenho de estações de tratamento de esgoto e o impacto causado nos corpos receptores é peça fundamental para atingir a garantir sustentabilidade. Neste artigo, será estudado a eficiência na remoção da Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO) em um sistema de tratamento de reatores anaeróbios de fluxo ascendente (RAFA) seguido de reatores aerados difusos e será aplicada uma análise de confiabilidade seguindo a metodologia de Niku et al. (1979) para avaliação da ETE-Melchior para esse parâmetro químico.

Material e Métodos

A microbacia hidrográfica do Rio Melchior é delimitada dentro da bacia do Rio Descoberto no Distrito Federal, tendo como afluentes o Ribeirão Taguatinga e Córregos do Valo e Gatumé, que forma o Rio Melchior e deságua no Rio Descoberto, abrangida por uma população absoluta de 901.691 habitantes, o que corresponde a 32% da população do Distrito Federal (PDAD 2021).

A Resolução Conama nº 357/2005 estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes para corpos hídricos de domínio do Distrito Federal e naqueles delegados pela União, prescreveu que as águas doces de classe 4 não contempla as condições e padrões para a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), embora seja considerado para emissão de outorga, a qual é estabelecida pela Lei nº 9.433/1997 que dispõe da Política Nacional de Recursos Hídricos, e estabelece diretrizes para o enquadramento dos corpos hídricos e das bacias hidrográficas. O Conselho de Bacia Hidrográfica Paranaíba determinou o enquadramento do Rio Melchior em Classe 4, e nos córregos afluentes em Classe 2, conforme apresentados na figura 1.



Figura 1: Classificação dos trechos do Rio Melchior, adaptado de ADASA.

Dessa forma, a Agência Reguladora das Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa) estabelece, em sua Resolução Nº. 13/2011, os critérios técnicos para emissão de outorga para fins de lançamento de efluentes em corpos hídricos de domínio do Distrito Federal e naqueles delegados pela União, considera o valor de referência da DBO de 13 mg/L na foz do Rio Melchior, como limite admissível para respeitar o enquadramento do Rio Descoberto após sua confluência com o Melchior (ADASA, 2022). Dessa forma, os dados de monitoramento da Adasa mostram que a DBO à montante e a jusante da ETE Melchior e, também, no ponto de controle estão em conformidade, atendem ao limite máximo de 13mg/L (Figura 2).

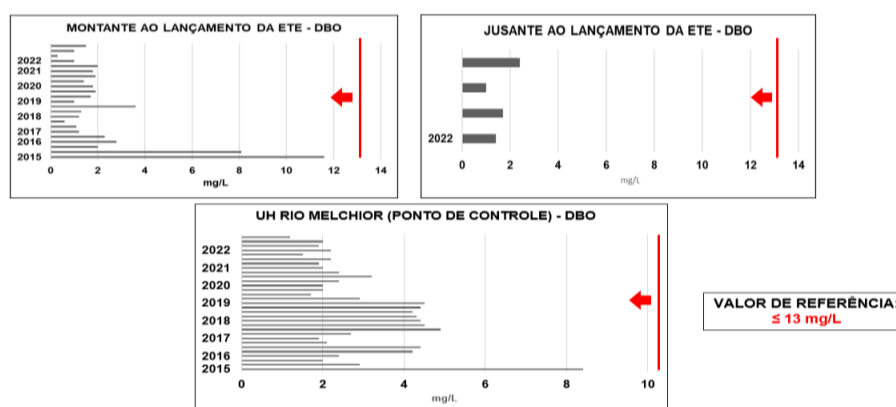


Figura 2: Monitoramento a montante e a jusantes da ETE-Melchior, fonte (ADASA,2022).

De acordo com CAESB (2023), a ETE-Melchior possui uma vazão de projeto de 1469 l/s e trata uma vazão média de 1152,3 l/s, atendendo as cidades de Taguatinga, Ceilândia, parte de Águas Claras e parte de Samambaia, o tratamento utilizado é composto, de forma resumida, por tratamento preliminar, 9 reatores de fluxo ascendente além de 4 reatores aerados difusos, o efluente tratado da estação é lançado no ribeirão Melchior.

A seguir uma foto que mostra uma panorâmica da ETE-Melchior e Samambaia, representada pela figura 3.



Figura 3: Vista área da ETE-Melchior (abaixo) e ETE-Samambaia (acima), fonte (CAESB,2023)

O tratamento preliminar da unidade estudada tem como função a remoção de sólidos grosseiros, tais como: gordura e areia, que porventura, possam estar presentes no afluente da ETE, a remoção desses componentes, dá-se por meio de operações físicas, logo, o principal objetivo deste tratamento está principalmente na proteção dos dispositivos de transporte (bombas e tubulações), proteção das unidades de tratamento subsequentes e proteção dos corpos receptores (VON SPERLING, 1996).

No tratamento primário de esgotos, cuja unidade estudada dispõe de 9 reatores, o objetivo é a remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e conseqüentemente a redução da matéria orgânica, de modo a reduzir os valores de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e DQO (Demanda Química de Oxigênio). Assim sendo, Von Sperling (1996) define o tratamento primário como mecanismos físicos de remoção, podendo compreender atividades de sedimentação, decantação, flotação e digestão de sólidos.

No Brasil, os principais reatores anaeróbios utilizados são do tipo RALF (Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado) trata-se de uma tecnologia de tratamento anaeróbio de esgotos que foi desenvolvido na década de 70, na Holanda, através da Universidade de Agricultura na cidade de Wangningen pelos professores Van der Meer e Gatzte Lettinga.

Esses tipos de reatores foram implantados no Brasil, a partir dos anos 80, devido ao clima tropical, e as características como: pouca demanda de área, baixo custo operacional e manutenção, baixo ou nenhum gasto energético, produção de metano e o conseqüente reuso como fonte de energia e remoção satisfatória de DBO₅ e DQO (na ordem de 65 a 75 %), baixa produção de lodo etc. Esses tipos de reatores são utilizados no tratamento de esgoto, previamente tratado, visando principalmente, à remoção biológica da matéria orgânica, que se dá sem a adição ou com a ausência de oxigênio, cumprindo um papel de decantador primário, um reator biológico e um digestor de lodo (CHERNICHARO, 2007).

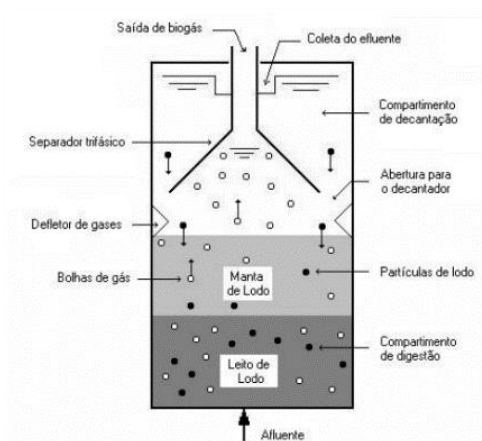


Figura 4 - Desenho esquemático de um reator RALF (Chernicharo, 1997)

A nível secundário de tratamento a unidade estudada dispõe de 4 reatores aerados difuso (figura 5 e 6), o tratamento aeróbio é realizado no "Unitank", por meio do processo de lodos ativados. Neste tipo de tratamento, microrganismos são mantidos em suspensão sob aeração e as fases sólida e líquida separadas em tanques de sedimentação, sendo parte do lodo retornado para o reator, em suma, utiliza a aeração como princípio para a oxidação da matéria orgânica e decantação para a fase de separação entre o efluente tratado e o lodo (biomassa ativa).



Figura 5 e 6 - Reatores Aerados Difusos da ETE-Melchior, fase de aeração e decantação, fonte: acervo pessoal.

Bacia Hidrográfica e a ETE-Melchior:

O Distrito Federal apresenta baixa disponibilidade de recursos hídricos superficiais, uma vez que seus rios são de cabeceira e, embora perenes, possuem pequenas áreas de drenagem e, por consequência, pequenas vazões, dessa forma, estudos que apresentem subsídios para fundamentar o uso do solo e os impactos às águas são relevantes.

Segundo Caesb (2023), a ETE remove as cargas poluentes do esgoto através de processos físicos, químicos ou biológicos, devolvendo ao ambiente o efluente tratado, em conformidade com os padrões exigidos pela legislação ambiental. No DF, são 15 unidades de tratamento operadas pela Companhia e espalhadas por 4 bacias Hidrográficas, a saber:

Bacia Hidrográfica	ETE
Rio Descoberto	Brazlândia
	Samambaia
	Melchior
Rio Corumbá	Recanto das Emas
	Gama
	Alagado
	Santa Maria
	Riacho Fundo
Rio Paraná	Brasília Sul
	Brasília Norte
	Paranoá
	Planaltina
São Bartolomeu	Sobradinho
	Vale do Amanhecer
	São Sebastião

Tabela 1 – ETE's operadas pela CAESB e suas respectivas Bacias Hidrográficas

Para o estudo em questão, ressaltamos a Bacia Hidrográfica do Rio Descoberto, cuja unidade estudada faz parte; possui uma área de 895,9 km², onde o rio Descoberto percorre toda a porção oeste do Distrito Federal, ele abastece atualmente 70% da população do DF, por meio da barragem do Descoberto. Ela nasce a 1.300 m de altitude na região noroeste do Distrito Federal, desenvolvendo-se inicialmente nos contrafortes da Chapada da Veredinha no Planalto Central e segue na direção noroeste, após a confluência de seus formadores: os córregos Capão da Onça e Bucanhão.

A área da bacia encontra-se situada no DF e no estado de Goiás, possui como limite à leste o Lago de Santa Maria, onde está localizado o Parque Nacional de Brasília; a oeste a Bacia do Rio Verde, onde estão os municípios goianos de Santo Antônio do Descoberto e Padre Bernardo; ao norte a Bacia do Rio Maranhão e ao sul a sub-bacia do Rio Melchior.

Sobre a metodologia para realização dessa pesquisa foram levantados dados secundários de DBO afluente e DBO efluente junto à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal, os dados foram solicitados seguindo a Norma Regulamentadora NR 17/2023 da companhia, termo de responsabilidade foram assinados e os dados foram obtidos via GDOC em junho de 2023.

Os dados fornecidos são de Outubro de 2018 a Maio de 2023, totalizando um total de 94 dados amostrais, perfazendo um período amostral de 5 anos, as análises de DBO foram realizadas seguindo a metodologia internacionalmente reconhecida do *Standard Methods*, de posse dos dados realizou-se uma comparação gráfica com os valores encontrados da DBO efluente e o limite máximo estabelecido pelo órgão fiscalizador do Distrito Federal para lançamento desse parâmetro no corpo receptor, a eficiência de remoção de DBO alcançada também será representada graficamente.

A estatística descritiva será demonstrada por meio de gráficos *boxplots* tanto para os dados de DBO afluente como DBO efluente e a ferramenta utilizada para síntese do gráfico foi o *Microsoft Excel*, também será apresentado o histograma, a curva de distribuição dos dados e a aderência à distribuição lognormal pelo teste gráfico "*probability – probability plot*" do

software Statística 12, destaca-se ainda que os dados fornecidos pela companhia já estão revisados, dessa forma, não serão removidos os *outliers* da amostragem.

Sobre o valor exigido para lançamento de efluente da concentração de DBO será levado em consideração o valor da Resolução do Conama, cujo conteúdo dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpo de água. Segundo o Conama 430/2011, no item Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários, alínea d, dispõe sobre a quantidade máxima de lançamento:

“A Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.”

Sobre a análise de confiabilidade, a priori, determinar-se-á o desvio padrão (σ_x) e a média de distribuição (μ_x) do parâmetro analisado (DBO). Após isso, encontrar-se-á o coeficiente de variação (CV) através da equação 1.

$$CV = \frac{(\sigma_x)}{(\mu_x)} \quad (1)$$

Onde:

CV = coeficiente de variação
 σ_x = Desvio Padrão
 μ_x = Média da Distribuição

Valendo-se das relações entre a lognormal e a distribuição normal, juntamente com poucas modificações algébricas, levando em consideração o coeficiente de variação (CV), a média de distribuição (μ) e o limite para cada parâmetro (X), os autores encontraram a Equação 2, que é de fácil utilização, a equação 2 surge da integração da função densidade de probabilidade da distribuição lognormal.

$$Z_{1-\alpha} = \frac{\ln X_s - \left[\ln \mu_x - \frac{1}{2} \ln(1 + CV_x^2) \right]}{\sqrt{\ln(1 + CV_x^2)}} \quad (2)$$

Onde:

$Z_{1-\alpha}$ = variável normal reduzida correspondente à probabilidade de não excedência; $1-\alpha$;
 X_s = padrão estabelecido pela legislação.

Ao calcular o valor de $Z_{1-\alpha}$, adotamos 1,645 para 95% de nível de confiabilidade, a etapa posterior será o cálculo do coeficiente de confiabilidade (CDC), equação 3. Esses coeficientes foram desenvolvidos por Niku et al. (1979), podendo ser empregados para determinação de confiabilidade das ETES, isto é, a partir do tempo que o valor de um parâmetro efluente da estação não ultrapassa um determinado valor padrão de referência (LOMBARD-LATUNE et al., 2018).

$$CDC = \sqrt{(CV^2+1)} \cdot \exp \left[-Z_{1-\alpha} \sqrt{\ln(CV^2+1)} \right] \quad (3)$$

De posse dos CDC é possível obter valores de projeto e operação necessário para que o efluente atinja a meta especificada pela legislação supracitada.

$$m_x = CDC * X_s \quad (4)$$

Onde:

m_x = concentração média do constituinte (concentração ideal)

Dessa forma, a metodologia do trabalho para o cálculo da concentração de projeto, concentração ideal, seguirá as seguintes etapas, na ordem: Cálculo do CV, cálculo de $Z_{1-\alpha}$, cálculo do CDC e por fim cálculo da concentração de projeto (ideal).

Resultados e Discussão

Distribuição lognormal dos dados:

De acordo Oliveira (2006), o teste gráfico “probability – probability plot” é usualmente utilizado para verificar a aderência de uma distribuição teórica dos dados observados, a função de distribuição cumulativa observada é plotada versus a distribuição cumulativa teórica. No trabalho, foram testados diferentes distribuições para os dados e a mais adequada foi a distribuição lognormal, representada na figura abaixo, observamos que na literatura a distribuição de dados de concentração de constituintes oriundos de estações de tratamento de esgoto, a distribuição lognormal fornece o melhor ajuste aos valores de concentração efluente (OLIVEIRA, 2006; MONTEIRO, 2009; SILVEIRA, 2011; ALDERSON et al., 2015). Logo, para a aplicação de metodologia de Niku et al (1979) assumimos uma distribuição lognormal para os dados trabalhados.

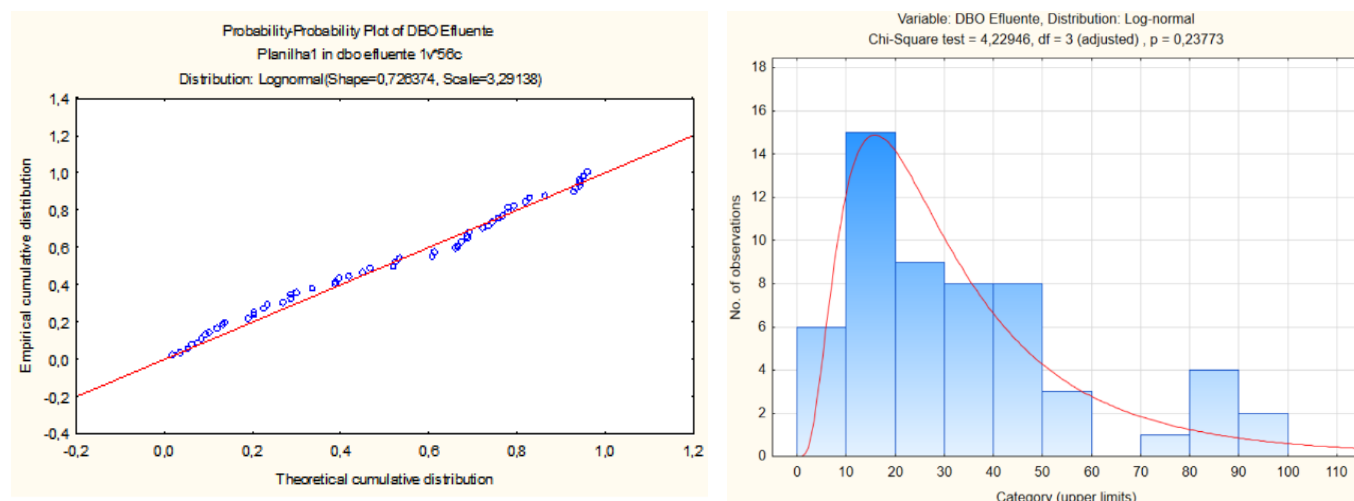


Figura 7 – Distribuição lognormal dos dados amostrais da ETE, elaborado pelos autores.

Descrição dos dados:

A estatística descritiva dos dados foi realizada por meio dos dados obtidos, sintetizamos e apresentamos na tabela 2 com os seguintes dados: Média Aritmética, Mediana, Moda Desvio Padrão, Valores de máximo e Valores de mínimo. A fim de facilitar a compreensão dos dados e de forma a ilustrar o artigo, elaboramos gráficos do tipo *plot-box* com auxílio do programa *Microsoft Excel*, a seguir os resultados obtidos:

	DBO Afluente	DBO Efluente
Média	430,5	34,4
Mediana	422,9	28,1
Desvio Padrão	109,60	24,10
Valor máximo	778	99,3
Valor Mínimo	209,5	6,0
Coefficiente de variação (CV)	25%	70%

Tabela 2 – Resultados da Estatística Descritiva dos dados.

De acordo com os dados da Figura 8, os maiores valores médios de DBO afluente foram obtidos no ano de 2020, nesse ano, nota-se uma maior heterogeneidade dos dados com valor máximo de DBO afluente de 778 mg/l enquanto o valor mínimo ,para o mesmo ano, foi de 443 mg/l. Também é possível notar que em 2018 os dados apresentaram uma maior homogeneidade. Conforme o encontrado em literatura, os dados da DBO afluente estão em conformidade com o que diz Von Sperling (2005): As concentrações usuais de DBO nos esgotos domésticos brutos varia entre uma faixa de 200 e 500 mg/L, com valores típicos de 350 mg/L, conforme a condição do esgoto.

Destaca-se que a unidade de tratamento de esgotos ETE-MELCHIOR analisada, até junho de 2019, recebeu chorume do Aterro Sanitário de Brasília – ASB/SLU do Governo do Distrito Federal, conforme consta no documento Termo de Referência nº 47083134, É possível observar , dados apresentados na figura 8, os valores de DBO afluentes até o ano de 2020, a DBO apresenta valores maiores decorrentes de inserção de produto externo e ter influenciado os indicadores de DBO afluente no período, conforme demonstrado no gráfico da figura 8.

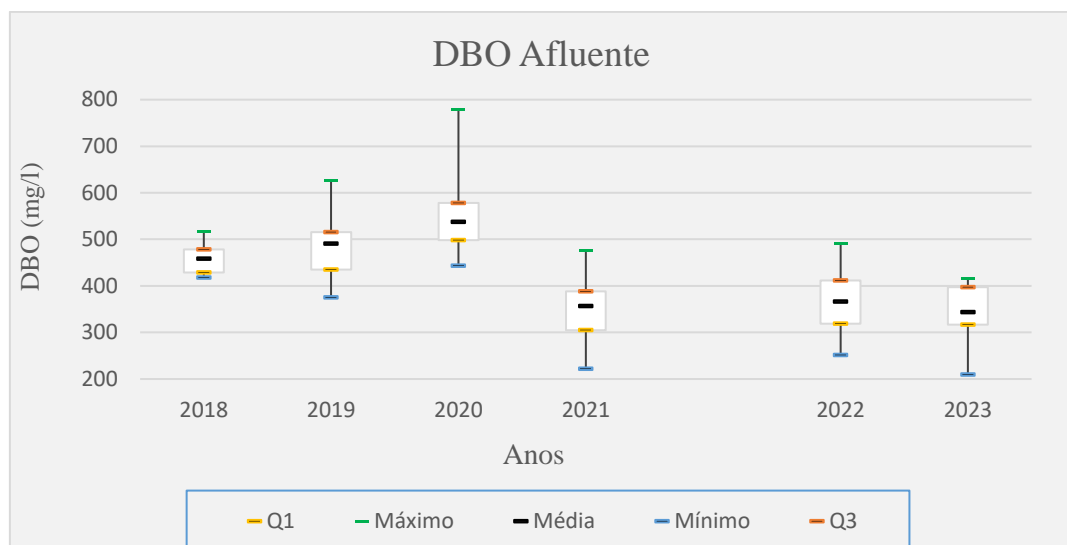


Figura 8 – Gráfico boxplot da DBO Afluente, elaborado pelos autores.

A seguir, o gráfico boxplot da concentração da DBO efluente média para os anos de 2018 a 2023, demonstrados pelos dados da Figura 9, ressalta-se que para o ano de 2023, somente há valores dos meses de janeiro a maio. Até o momento, os dados de DBO efluente apresentam pouca variabilidade e concentrações muito abaixo da permitida pelo Conama 430/2011 para lançamento no corpo receptor, dos dados obtidos para o ano de 2023, todos apresentaram valores abaixo de 10 mg/l. Para a rota tecnológica de tratamento analisada (tratamento preliminar, reatores de fluxo ascendente e reatores aerados difusos) houve bons resultados do parâmetro químico analisado, em nenhum dos anos analisados o valor médio da concentração superou 6mg/l de DBO.

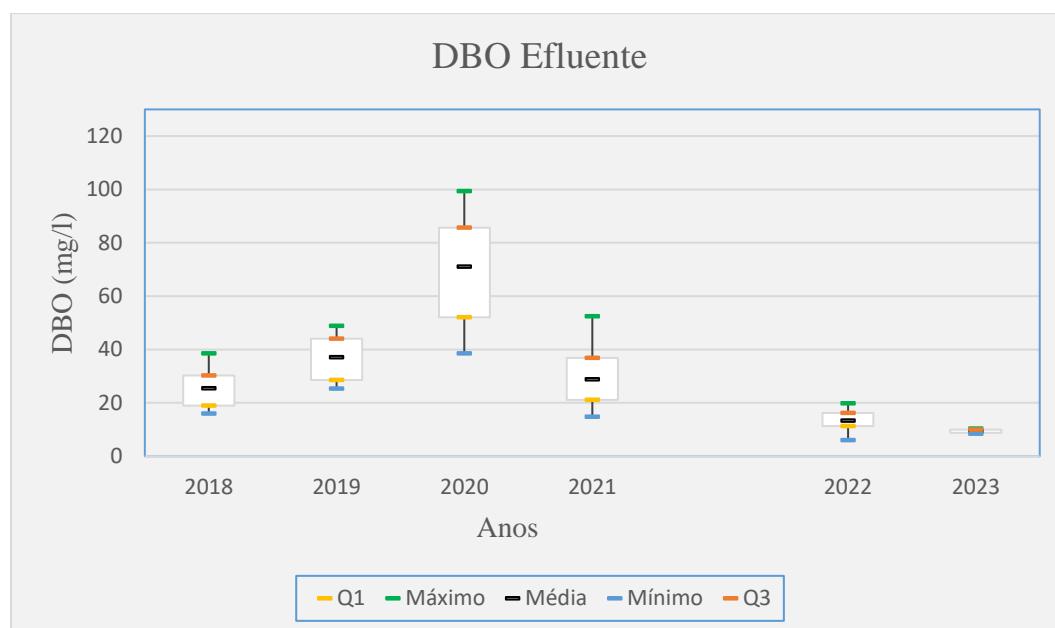


Figura 9 – Gráfico boxplot da DBO Efluente, elaborado pelos autores.

Eficiência na remoção de DBO:

Os resultados médios da remoção da DBO da ETE analisada, conforme os dados da Figura 10, levam em consideração os dados de DBO afluente e efluente e no eixo secundário do gráfico é apresentada a eficiência média mensal de remoção da matéria orgânica em termo percentual e levando em consideração todo o processo de tratamento da fase preliminar até a última etapa do tratamento. Os resultados alcançados apontam um valor mínimo de eficiência em maio de 2021 de 78,16% e um valor de eficiência máxima de 98,29% em agosto de 2022.

Para o período amostral analisado a eficiência média na remoção da DBO foi de 92,35% enquanto a mediana foi de 93,21%.

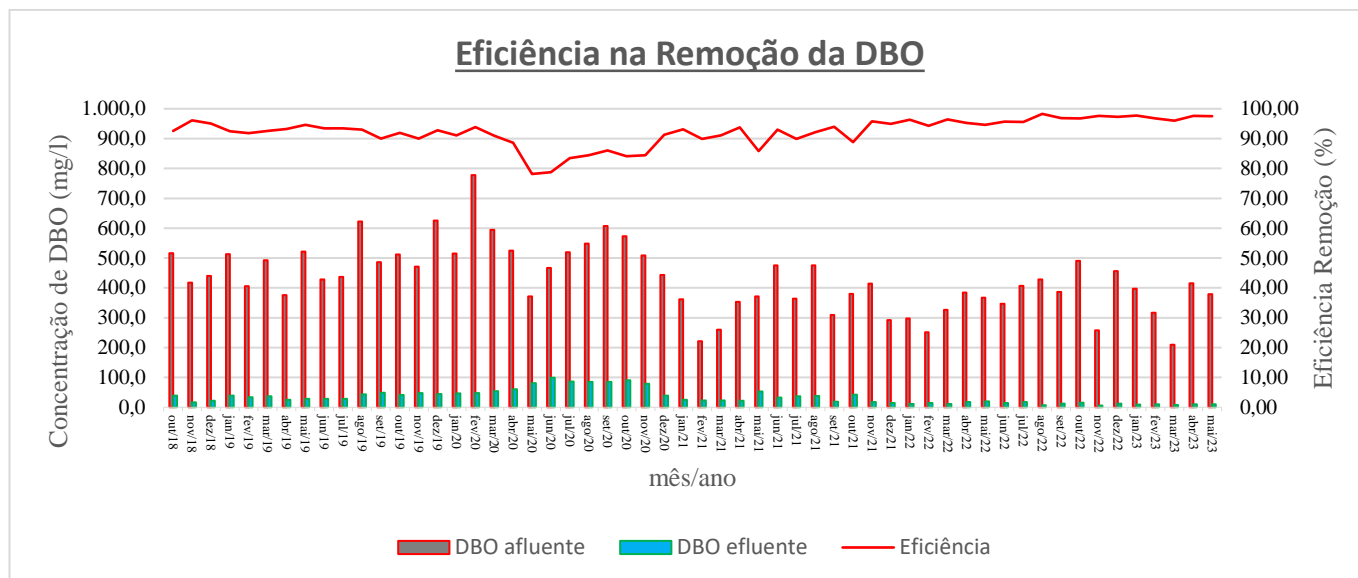


Figura 10 – Gráfico da eficiência na remoção de DBO

Atendimento ao Conama 430/2011:

A partir da análise de que a ETE-Melchior obteve concentrações de DBO em 100% do tempo abaixo do valor máximo adotado pelo padrão de lançamento que prevê 120mg/l para efluentes de sistema de tratamento de esgoto, conforme demonstrado na figura 11, é importante frisar que mesmo em caso de não conformidade no alcance do valor exigido para lançamento, a ETE estudada atingiu uma remoção de eficiência mínima superior a 60% para o período analisado.

Logo, pela análise do gráfico e dos dados fornecidos pela CAESB ficou evidenciado positivamente o desempenho operacional da estação para o parâmetro químico analisado.

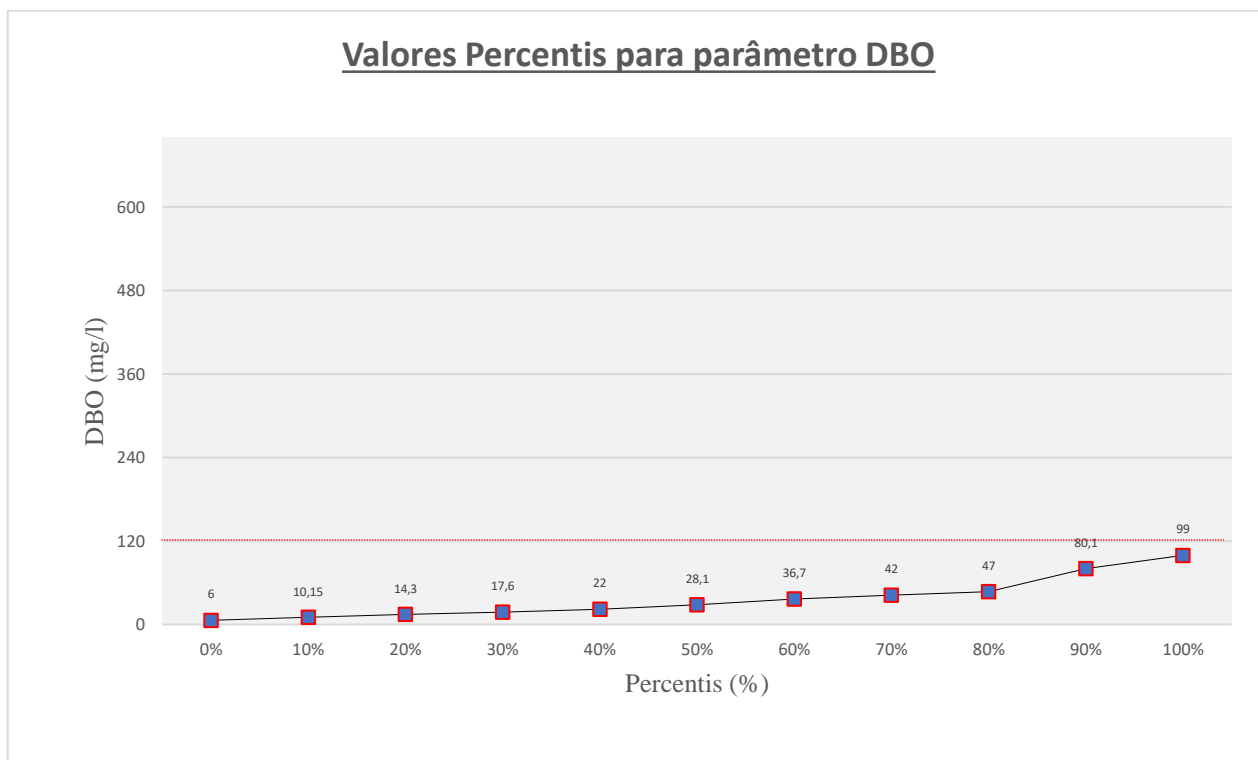


Figura 11 – Valores percentis para DBO na ETE estudada, elaborado pelos autores.

Análise de Confiabilidade:

Para o parâmetro estudado assumiu-se uma distribuição lognormal, pois esse modelo de distribuição, segundo Von Sperling e Oliveira (2007), mostra-se como mais adequado para análises desse tipo. Calculou-se os CDC e as concentrações médias efluentes para o nível de confiabilidade adotado de 95%, 90% e 80% valor esse escolhido baseado na observação desse valor em trabalhos publicados com a mesma temática (Tabela 3).

ETE Melchior	μx (mg/l)	CV	CDC	$m x$ (mg/l)	Valor máximo (mg/l)
95% nível de confiabilidade	34,4	0,71	0,24	28,37	120
90% nível de confiabilidade	34,4	0,71	0,34	41	120
80% nível de confiabilidade	34,4	0,71	0,53	63	120

Tabela 3 – Coeficiente de confiabilidade da ETE tratando DBO

Identificamos a partir dos dados apresentados na Tabela 3 que a ETE apresenta uma concentração de DBO efluente operacional, média amostra, de 34,4 mg/l bem abaixo das concentrações ideais ou de projeto encontrada pelo coeficiente de confiabilidade para um nível de confiança de 80% (63 mg/l) e 90% (41 mg/l), ou seja, operacionalmente a ETE já está adequada ao padrão de legislação para os intervalos de confiança citados. Para um intervalo de confiança de 95% a concentração foi bem próxima ao valor ideal de 28,37 mg/l.

Considerações Finais:

Uma questão importante a ser abordada é que outros parâmetros físico-químicos devem ser analisados para uma análise mais complexa da eficiência de uma estação de tratamento de esgoto, contudo analisar a DBO é de grande relevância, por se tratar da quantidade de oxigênio consumida por microrganismos presentes no efluente, níveis elevados desse parâmetro estão diretamente relacionados à poluição das águas. É o parâmetro mais utilizado para medir o nível de poluição dos corpos de água uma vez que esses microrganismos realizam a decomposição da matéria orgânica no meio aquático por meio de processos oxidativos, sobretudo pela respiração.

Em uma análise conjunta dos coeficientes de confiabilidade, concentração de projeto (ideal), concentração de operação (real), eficiência na remoção da DBO constatou-se alta confiabilidade e eficiência da ETE-Melchior para o parâmetro DBO no período amostral analisado, por fim a análise de confiabilidade pode ser utilizada como uma ferramenta importante para avaliação de desempenho de sistemas de tratamento de esgoto.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores agradecem à Comissão Científica do VII Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis, à Universidade de Brasília (UnB) e também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Por fim, agradecemos a Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) pela disponibilização dos dados.

Em especial, aos professores da disciplina Instrumentos para Gestão dos Recursos Hídricos (IGRH), professores Antônio Nobre e Lucijane Monteiro do programa de mestrado em gestão e regulação dos recursos hídricos – PROFÁGUA por ter proporcionado excelentes aulas com diversos profissionais da área de gestão ambiental.

Referências Bibliográficas

ALDERSON, M. P.; DOS SANTOS A. B.; MOTA FILHO C. R. Reliability analysis of low-cost, full-scale domestic wastewater treatment plants for reuse in aquaculture and agriculture. *Ecological Engineering*, v. 82, p. 6–14, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.081>.

BAIRD, C. Química Ambiental. 2. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2002.

CAESB: histórico. In: A CAESB. Brasília: CAESB, 2023. Disponível em: <https://www.caesb.df.gov.br/empresa/a-caesb/historico.html>. Acesso em: 4 jun. 2023.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores Anaeróbios. 2. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2007, 379 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v.5).

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil, Brasília). Governo Federal. 15/05/2011. Condições e padrões de efluentes, Brasil, 13 maio 2011.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil, Brasília). Governo Federal. 17/03/2005. 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, Brasil, 18 março 2005.

ESTAÇÕES de Tratamento de Esgoto: ETE-Melchior. In: Estações de Tratamento de Esgoto: ETE-Melchior. Brasília:CAESB,2023.Disponível em:<https://atlas.caesb.df.gov.br/portal/apps/MapJournal/index.html?appid=d6486720d22d4f88ae1433cfe4ac5ab1>. Acesso em: 4 jul. 2023.

MONTEIRO, Carlo Rannyêr Lopes. Análise da eficiência e confiabilidade de 56 estações de tratamento de esgoto localizadas na região metropolitana de Fortaleza. 2009. Dissertação (Mestre em engenharia civil) - Universidade Federal do Ceará, [S. l.], 2009.

NIKU, S; SCHROEDER, E. D., SAMANIEGO, F. J. Performance of activated sludge processes and reliability-based design. Journal Water Pollution Control Federation, Estados Unidos v. 51, n. 12, p.2841-2857, dez. 1979.

NO BRASIL, 85,7% dos municípios têm coleta de esgoto. In: No Brasil, 85,7% dos municípios têm coleta de esgoto. Brasília: Agência Brasil, 13 dez. 2022. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2022-12/no-brasil-857-dos-municipios-tem-coleta-de-esgoto>. Acesso em: 4 jul. 2023.

OLIVEIRA, Silvia Maria Alves Corrêa. Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgoto. 2006. 209 f. Tese (Doutor em Saneamento e Meio Ambiente) - UFMG, [S. l.], 2006. Disponível em: <https://repositorio.ufmg.br/handle/1843/ENGD-6RFQ6F>. Acesso em: 7 jul. 2023.

RANKING abes universalização do saneamento: capitais. In: Ranking ABES da universalização do Saneamento.Brasil:ABES,2021.Disponível em:https://abesdn.org.br/wpcontent/uploads/2021/06/Ranking_2021_1917_7_compresse.pdf. Acesso em: 4 jul. 2023.

SILVEIRA, A. G. M. Análise de eficiência e confiabilidade em sistemas de baixo custo de tratamento de esgotos do tipo lagoas de estabilização. Dissertação. Fortaleza, 108 p., 2011.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 1. ed. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996, 240 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v1. 2a edição revisada. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade de Água e ao Tratamento de Esgotos. 3 ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: DESA/UFMG. V1, 3.ed. 2005. 452p.

AVALIAÇÃO DA PRESENÇA DE FÁRMACOS EM LODO PROVENIENTE DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS, ANTES E APÓS PROCESSO DE BIORREMEDIAÇÃO

¹Miriam Moreira Bocchiglieri, ²Suzete Maria Lenzi Caminada, ³Wanderley da Silva Paganini, ⁴Edivaldo Domingues Velini

¹SABESP, e-mail: miriammoreira@sabesp.com.br; ²Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo, e-mail: slcaminada@gmail.com; ³Faculdade de Saúde Pública - Universidade de São Paulo, e-mail: paganini@usp.br;

⁴Faculdade de Ciências Agrônomicas - Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho (UNESP) - Campus de Botucatu, e-mail: velini@fca.unesp.br

Palavras-Chave: esgotos, compostagem, fármacos, biorremediação

Resumo

A presença de fármacos residuais no ambiente é um problema crescente e de abrangência global, amplamente pesquisado, visando sua determinação e quantificação. Porém, seu comportamento e efeitos no ambiente e para o ser humano ainda não são bem conhecidos. No presente trabalho foram avaliados sete fármacos: Atenolol, Carbamazepina, Clonazepan, Ibuprofeno, Paracetamol, Sinvastatina e Fluoxetina, em amostras de lodo proveniente de uma estação de tratamento de esgotos do sistema público. A extração dos compostos na matriz foi baseada na lixiviação dos compostos em água e a quantificação analítica foi determinada por um sistema de cromatógrafo líquido de ultra performance acoplado ao espectrômetro de massas. Os resultados indicam a possível movimentação de alguns fármacos da fase aquosa para a sólida. Observou-se que a compostagem do lodo pode favorecer a biodegradação ou mobilização dos compostos, pois houve redução significativa nas concentrações, quando comparados os valores obtidos para o lodo antes e após o processo de compostagem. A não detecção de um composto não significa necessariamente que ele tenha sido degradado por microrganismos, entretanto, estudos pretéritos chegaram a resultados semelhantes, o que corrobora com a adequação da proposta metodológica e dos procedimentos adotados, contribuindo para a produção de resultados confiáveis.

Introdução

Nas últimas décadas, tem-se observado uma crescente e ampla produção bibliográfica a respeito da presença de fármacos e/ou seus metabólitos nas várias matrizes ambientais, tendo sido apontada como causadora de inúmeras modificações tanto em nível fisiológico como genético, e com potencial de causar distúrbios ao homem. Embora os estudos tenham iniciado na década de 70 nos Estados Unidos da América (EUA), estes alcançaram maior progresso apenas em meados dos anos 90 com o desenvolvimento de técnicas analíticas com limites de detecção de $\mu\text{g/L}$ a ng/L . 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 quanto aos possíveis efeitos à biota e aos humanos, da presença dessas substâncias no ambiente, o que tem causado preocupação.

A grande preocupação ambiental não é necessariamente o volume de produção de um fármaco, mas sua persistência no ambiente e atividade biológica, toxicidade, bioacumulação, biodegradação, dentre outros. 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).

Em estudos realizados por Caldas et al (2013) e Fent (2006), foi relatada a eficiência de remoção de fármacos em plantas de tratamento de esgotos, demonstrando grande variação dependendo do grupo farmacêutico avaliado.

No Brasil, 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.

Rotas de exposição de fármacos em matrizes ambientais

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 esgotos, ou na sua ausência, o corpo receptor.

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. Desse modo, este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento dos fármacos Atenolol, Carbamazepina, Clonazepan, Ibuprofeno, Paracetamol, Sinvastatina e Fluoxetina, em lodo proveniente da estação de tratamento de esgotos, antes e após o

processo de biorremediação por compostagem. Caminada (2021) aborda as propriedades físico-químicas e ecotoxicidade dos fármacos escolhidos para o estudo, utilizando o modelo QSAR (ECOSAR-EPA) e visando identificar o potencial de bioacumulação e ecotoxicidade dessas substâncias.

Efeitos em organismos aquáticos

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 de organismos aquáticos a essas substâncias e seus metabólitos. Entretanto, a magnitude, frequência e duração da exposição ainda não foram completamente exploradas.

A maioria dos estudos analisa a ecotoxicidade de um único composto farmacêutico, no entanto, os fármacos estão normalmente presentes nos ecossistemas sob a forma de misturas complexas, podendo, portanto, ocorrer diferentes interações.

Efeitos dos contaminantes emergentes na saúde humana

Os fármacos possuem propriedades intrínsecas bioativas, portanto a exposição prolongada a eles e/ou aos produtos resultantes das reações metabólicas, mesmo em baixas concentrações, pode conduzir a efeitos adversos para os seres humanos e ecossistemas. Um exemplo que requer preocupação especial são os hormônios sexuais, que podem atuar como desreguladores endócrinos em organismos não-alvo a baixas concentrações, além dos antineoplásicos e imunossupressores utilizados em quimioterapia, conhecidos por serem potentes agentes mutagênicos. Deve-se destacar que alguns aditivos utilizados em medicamentos, como: parafinas, corantes, estabilizadores e surfactantes são reportados na literatura como produtos extremamente tóxicos (EC50 <0.1 mg/L-1).

Atividades de farmacodinâmica, ao se unirem a ecotoxicologia de fármacos, são ciências que podem apresentar resultados mais conclusivos sobre o risco dos medicamentos e suas formulações causarem problemas ambientais (Sanderson et al., 2004).

Os impactos de substâncias químicas, inclusive os fármacos, podem incluir qualquer nível de hierarquia biológica: células, organismos, populações e ecossistemas. Efeitos sutis podem incluir seleção genética, rompimento endócrino, genotoxicidade e subsequentemente alteração do comportamento metabólico e funções da espécie no ecossistema (Jorgensen; Halling-Sorensen, 2000).

A habilidade para distinguir a relação entre normal ou saudável, anormal ou doente, em sistemas complexos, é muito relativa, devido à falta de sistemas comparativos e de como eles são afetados.

A mudança de paradigma na toxicologia atual para aquela que é baseada em evidências tende a afastar-se do teste clássico em animais para a nova toxicologia *in vitro* e *in silico*, bem como a toxicologia mecanística. Essa mudança torna-se ainda mais evidente ao considerar que muitos estudos toxicológicos ainda são realizados em animais, foram projetados há muito tempo, como nos anos 50 ou 60 e os sinais de segurança regulatória sofreram uma mudança notavelmente pequena durante esse período. Ao mesmo tempo, a tecnologia nas ciências da vida tem avançado muito e muito rápido, portanto, a toxicologia precisa de uma adaptação para as novas tecnologias e conhecimentos.

Diante das diferenças que podem ocorrer quando se avalia o potencial tóxico de um xenobiótico em organismos aquáticos e animais, em relação aos efeitos que eles poderiam causar ao ser humano, a Toxicologia Baseada em Evidências, por meio do programa Toxicologia para o Século 21 (Tox21), representa um avanço na área toxicológica, principalmente em relação às contaminações ambientais.

Biorremediação por compostagem de lodo de ETE

A escolha da compostagem como objeto de estudo se deu por vários fatores, destacando-se que o lodo proveniente de ETE possui população microbiana numerosa e variada, fato que contribui para o processo de compostagem. Além disso, o aumento da temperatura característico do processo de compostagem interfere diretamente na população dos organismos que participam do processo. A população denominada mesófila, que apresenta crescimento entre 15°C e 43°C, é muito importante na fase inicial da compostagem, quando, na presença de oxigênio, ocorrem as reações aeróbias e exotérmicas. A partir desse momento, o calor liberado favorece o aumento da temperatura e o crescimento dos microrganismos denominados termófilos, que crescem na faixa entre 40°C e 85°C, contribuindo para as reações de degradação dos compostos mais complexos, como fármacos, contaminantes emergentes ou contaminantes de difícil degradação.

Desenvolvimento

Descrição da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) Lageado, localizada em Botucatu, um município da região oeste do estado de São Paulo. A ETE utiliza o processo de tratamento em nível secundário, operando com uma vazão média de 300 L/s. O lodo gerado na estação é desaguado por processo mecânico de centrifugação até atingir teor de sólidos entre 20% e 25%. A produção diária de lodo é de aproximadamente 15 m³/dia.

Processo de compostagem

Os dados referentes ao projeto, instalação e aspectos operacionais do processo de compostagem estão descritos na Tabela 1, tendo sido desenvolvidos em parceria com a Faculdade de Ciências Agrônomicas – FCA (Universidade Estadual Paulista – Unesp) e com a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo – Sabesp.

Tabela 6 - Dados operacionais do processo de compostagem

Dados operacionais da leira de compostagem	
Dimensões aproximadas	2,75m x 8,0m x 0,85m
Agente estruturante	poda de árvore (proveniente da poda realizada pela Prefeitura Botucatu-SP)
Volume de lodo desidratado	~ 10m ³
Volume total da leira (agente estruturante + lodo desidratado)	~ 20m ³
Datas de revolvimento da leira de compostagem	15/05/2019; 07/06/2019; 24/06/2019

Fonte: Caminada (2021)

A leira foi composta por lodo desidratado, proveniente da ETE Lageado, e poda de árvore, utilizado como agente estruturante, na proporção de 1:1. O processo utilizado foi por leiras revolvidas, instaladas em galpão coberto.

Preparo e conservação das amostras do afluente e do lodo da ETE

Foram realizadas seis campanhas de amostragem no período de maio a julho de 2019, nas datas: 08/05/2019; 22/05/2019; 05/06/2019; 19/06/2019; 03/07/2019; e 17/07/2019.

Coleta de amostras do esgoto afluente à estação

A coleta de amostras do afluente da estação considerou amostragem composta no período de 24 horas, considerando a coleta de uma alíquota a cada 6 horas.

Coleta de amostras de lodo

As amostras do lodo gerado foram realizadas por meio de coletas simples, respeitando-se o tempo de detenção hidráulica da estação, considerando as datas da amostragem do afluente.

A amostragem do lodo foi realizada segundo a NBR 10.007/2004 (ABNT, 2004). As amostras coletadas foram devidamente identificadas e conservadas, permanecendo congeladas a -20°C até o posterior preparo e análise quantitativa.

A coleta foi realizada como indicado a seguir:

- Amostragem de extrato proveniente do lodo bruto, coletado no afluente do adensador;
- Amostragem de extrato proveniente de lodo centrifugado/desaguado;
- Amostragem do material compostado, considerando o acompanhamento do processo de em leira de compostagem durante 75 dias, sendo que as amostras foram coletadas no início do processo (tempo zero), 15 dias, 30 dias, 45 dias, 60 dias e, posteriormente, com 75 dias, garantindo-se a estabilização do biossólido compostado.

Desenvolvimento dos ensaios para identificação e quantificação de fármacos em matrizes ambientais

Os ensaios quantitativos de identificação dos fármacos em estudo foram realizados no Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia (Nupam), localizado na Unesp, campus Lajeado, na cidade de Botucatu-SP.

Metodologia de extração baseada na saturação dos compostos em água

Considerando que os procedimentos de extração utilizando ácidos ou solventes não retratam as condições naturais a que o biossólido estará exposto – tratando da sua disposição na agricultura –, um novo procedimento de extração foi realizado, buscando condições normalmente encontradas no ambiente e considerando a eventual exposição desse biossólido, baseado no princípio de saturação dos compostos em água desenvolvido em Macedo et al. (2020).

Para a realização do processo de extração das amostras referentes ao lodo desidratado e provenientes do sistema de compostagem, inicialmente foram descongeladas e peneiradas em peneira nº6 (Mesh), abertura 3,36mm, para retirada de material grosseiro e homogeneização. Foi pesado, aproximadamente, 4g da amostra sólida, transferidas para tubo de ensaio, adicionado 2ml água MilliQ e devidamente fechadas. Elas foram armazenadas por 24 horas, em temperatura ambiente, ao abrigo da luz para obtenção do lixiviado. Passado o período de armazenamento, as amostras foram centrifugadas em Centrífuga Hettich-Zentrifugen, modelo ROTANTA 460R por 5 minutos, em 5000rpm, para obtenção do extrato. Em seguida, os extratos obtidos foram filtrados com Millex® HV, marca Millipore, PVDF 0,45µm, diâmetro 13mm, transferidos para vial, marca Analítica, volume 1,5ml, tipo rosca 9mm, AMBAR, com tarja, 11,6*32mm, devidamente identificados para quantificação analítica, utilizando UFLCTM e espectrômetro MS-MS.

As amostras referentes ao afluente e lodo bruto foram extraídas utilizando 10ml de cada e submetidas a centrifugação por 5 minutos a 5000rpm, além disso, uma alíquota 2ml de cada amostra não foi submetida ao processo de extração.

Condições experimentais – Método cromatográfico

Os fármacos foram analisados e quantificados separadamente e, posteriormente, em conjunto (MIX), estabelecendo as melhores condições cromatográficas para a separação e quantificação, visualizado na Figura 3.

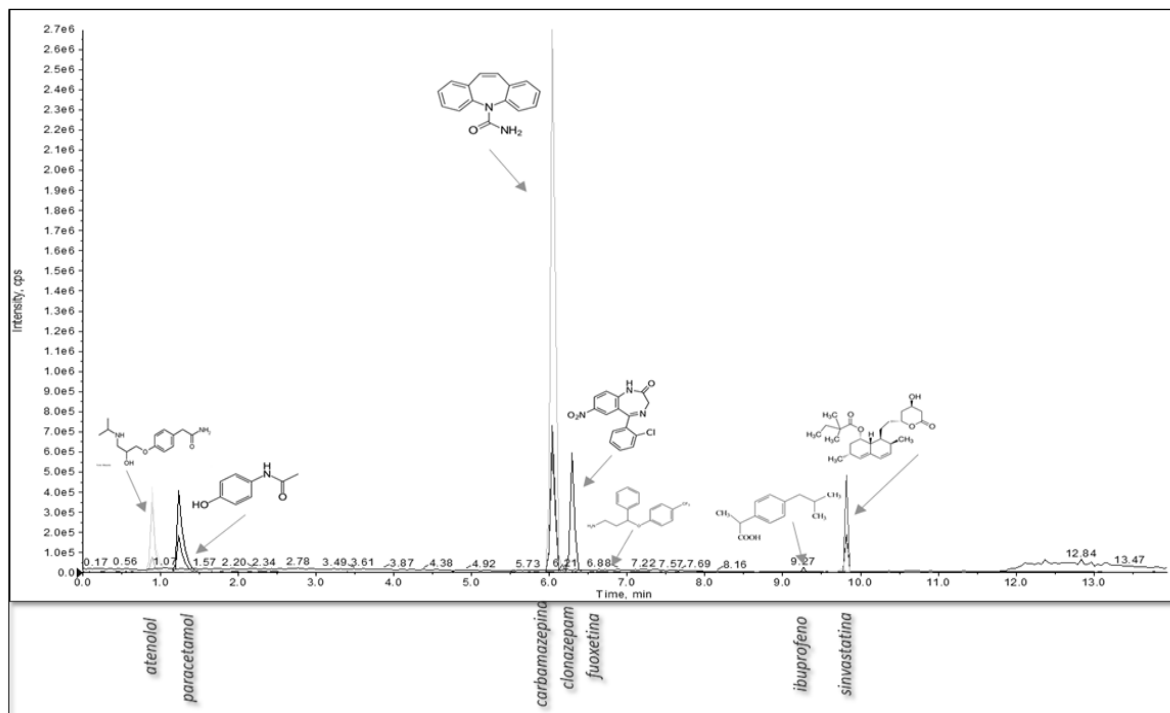


Figura 15 – Cromatograma obtido pela injeção de mix dos fármacos avaliados
Fonte: Caminada (2021)

Para a identificação e quantificação dos fármacos foi utilizado um sistema composto de cromatógrafo líquido de ultra performance UPLCTM, Shimadzu, com as seguintes unidades: INJETOR: SIL-20AC HT; Controlador: CBM 20A; Degaseificador: DGU 20A^{3R}; 2 Bombas LC-20AD; Forno da coluna: CTO-20AC. Acoplado ao sistema cromatográfico, foi utilizado espectrômetro de massas, modelo - AB SCIEX, TRIPLE QUADTM 4500. A fase móvel para determinação dos fármacos foi preparada pela combinação de duas fases: Fase A = 1% de ácido Fórmico em água e Fase B = 1% de ácido Fórmico em metanol, coluna cromatográfica SynergyTM 2.5 μ m Hydro-RP 100 Å, LC Column 50x4.6mm, H18-253411. As condições cromatográficas, assim como todos os parâmetros e gradientes utilizados podem ser visualizados na Tabela 2.

Tabela 7 – Condições cromatográficas para determinação dos fármacos

Gradiente de eluição: Fase móvel			Equipamento: UFLC TM Shimatzu
Tempo (minutos)	Fase A	Fase B	Condições cromatográficas:
	(Água)	(Metanol P.A)	
2	60%	40%	Coluna cromatográfica: Synergy TM 2.5 μ m Hydro-RP 100 Å, LC Column 50x4.6mm
2 - 4	40%	60%	Fase móvel: H ₂ O:MeOH + Acido Fórmico 0,1% (conforme discriminado ao lado)
4 - 6	40%	60%	Injeção: 20 μ l amostra
6 - 8	5%	95%	Temperatura da coluna: 40°C; Temperatura Fonte: 450°C
8 - 10 min	5%	95%	Modo de ionização da fonte: eletrospray (+)
10 - 12	60%	40%	Fluxo: 0,6ml/min
14	stop		

Fonte: Caminada (2021)

Soluções-Padrão Analítico

Os padrões analíticos dos fármacos utilizados no presente estudo foram adquiridos na Sigma-Eldrich (Paracetamol, Atenolol, Sinvastatina e Ibuprofeno) os demais (Carbamazepina, Clonazepam e Fluoxetina) obtidos por meio de doação de fabricantes dos medicamentos. As soluções-padrão e estoque dos fármacos em estudo foram preparadas nas concentrações de 100ppm (μ g/ml) em metanol, na proporção 50:50 (MeOH:H₂O). Na sequência, foram preparadas as soluções-padrão intermediárias, por diluições sucessivas, utilizando fase 50:50(MeOH:H₂O), partindo da solução estoque, tendo sido preparadas no ato do procedimento. Todas as soluções preparadas foram mantidas no congelador, na temperatura de -20°C e ausência de luz. Desta forma, foi obtido um mix, contendo todos os compostos de interesse, na faixa de concentração 100 μ g/ml (ppm) à 25 ng/ml (ppb). A Figura 3 apresenta o cromatograma obtido pela injeção de mix dos fármacos a serem avaliados.

Resultados e Discussões

O método analítico desenvolvido no Laboratório NUPAM mostrou-se eficiente para quantificação dos compostos avaliados, sendo eles: Carbamazepina, Clonazepan, Ibuprofeno, Paracetamol, Atenolol, Sinvastatina e Fluoxetina, utilizando o procedimento experimental de extração baseado no princípio de lixiviação dos compostos em água. A Tabela 3 apresenta a compilação dos dados referentes às faixas lineares (curvas analíticas) de cada fármaco em estudo.

Tabela 8 – Equações de regressão linear, coeficiente de correlação (r) e coeficiente de determinação (r^2) para os fármacos em estudo.

CAS	COMPOSTOS	EQUAÇÃO DA RETA ($y = ax + b$)	Coeficiente de Correlação (r)	Coeficiente de determinação (r^2)
15687-27-1	Ibuprofeno	$Y = 9.54e+003 x + 1.29e+004$	0,9939	0,9878
103-90-2	Paracetamol	$Y = 9.43e+004 x + 3.24e+003$	0,9985	0,9970
79902-63-9	Sinvastatina	$Y = 1.19e+004 x + -15.2$	0,9948	0,9896
29122-68-7	Atenolol	$Y = 1.86e+005 x + 8.7e+003$	0,9939	0,9878
1622-61-3	Clonazepam	$y = 1.82e+004 x + 343$	0,9994	0,9988
298-46-4	Carbamazepina	$y = 5.55e+005 x + 1.17e+004$	0,9998	0,9996
54910-89-3	Fluoxetina	$y = 1.2e+005 x + -2.44e+003$	0,9989	0,9978

Fonte: Caminada (2021)

A partir de injeções de padrões preparados no extrato da matriz, foram avaliadas as razões sinal/ruído (s/n), calculado pelo software do equipamento, o LOQ (Limite de Quantificação), e o LOD (Limite de Detecção), expressos em massa. Considerando que a relação sinal/ruído foi superior a 10 para vários compostos na menor concentração avaliada (0,1953 ng/ml = 195,3 pg/ml) podemos considerar esse o LOQ e LOD para quase todos os compostos, exceto Ibuprofeno, sendo expresso corretamente como LOQ < 0,1953 ng/ml para esses compostos. Tendo sido injetado o volume de 0,02 ml, a massa do composto injetada corresponde a 3,906 pg (picograma = 10^{-12} g). A apresentação dos valores LOQ e LOD em massa apresenta-se interessante visto que outros sistemas analíticos poderão utilizar volumes de injeção distintos. Em relação ao composto Ibuprofeno esse mostrou significativa interferência da matriz, apresentando valor LOQ correspondente a 62,5 pg (picograma), o que equivale a 3,125 µg/ml.

Avaliação das propriedades físico-químicas e farmacocinéticas dos fármacos em estudo

A Tabela 4 representa uma compilação dos dados obtidos em relação aos fármacos em estudo, no que se refere às propriedades físico-químicas e farmacocinéticas, visando a avaliação da presença desses compostos na matriz em estudo, mostrando que os fármacos se apresentam, predominantemente, na forma de metabólitos, sendo apenas uma pequena parte disponível na forma inalterada, o que sugere o grande volume de consumo desses compostos.

Tabela 9 – Princípios ativos (fármacos) selecionados para o estudo, propriedades físico-químicas e farmacocinéticas

PRINCÍPIO ATIVO	PROPRIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS				FARMACOCINÉTICA	
	Caráter ácido	pka	Log Kow	Solubilidade água (mg/L)	Absorção, distribuição	Excreção
Ibuprofeno	Moderado / Fraco	5,2	3,79	21	99% ligado a proteínas plasmáticas	90% urina e fezes, sendo 15% forma inalterada
Clonazepan	Moderado	1,5	2,53	100	82-86% ligado a proteínas plasmáticas	50-70% urina e, aproximadamente, 30% nas fezes. <2% inalterado
Sinvastatina	Fraco	12,2	4,68	0,03	5% dose absorvida, sendo 95% ligado a proteínas plasmáticas	Urina, fezes e bile
Paracetamol	Fraco	9,4	0,46	14.000	90-95% metabolizado por conjugação	90% excretado na urina, sendo 1 a 4% inalterado
Atenolol	Extremamente fraco	59,6	0,16	13.300	Absorção incompleta, 90% da quantidade absorvida na forma inalterada	Grande parte na urina, na forma inalterada
Carbamazepina	Fraco	13,9	2,30	112	75% ligado a proteínas plasmáticas	72% na urina (2% inalterado), 28% fezes
Fluoxetina	Fraco	9,8	3,82	60,28	94,5% ligado a proteínas séricas	Aproximadamente 20% inalterada na urina

n.r = não reportado

Fonte: Caminada (2021)

Identificação e quantificação dos fármacos.

Foram analisadas amostras referentes ao efluente, lodo bruto, lodo desidratado e do lodo gerado durante o processo de compostagem, conforme mencionado. Para a etapa analítica, todas as análises foram realizadas em quintuplicata. A concentração média expressa em $\mu\text{g.L}^{-1}$ e o desvio-padrão relativo (DPR) das análises para cada composto avaliado podem ser visualizados na Tabela 5.

Nas Figuras 4 a 9, a representação gráfica (A) do extrato apresenta os resultados na ordem de ppb (ng.ml^{-1}) e se referem ao volume de extrato contido no vial de análise utilizado para realização do ensaio. Os gráficos de barras com o intervalo de confiança (B), plotados no SgimPlot – versão 12.5, apresentam os resultados em ng/g e se referem aos valores obtidos considerando a massa de biossólido e o lodo utilizado para a realização das análises. Ressalta-se que o Ibuprofeno não foi detectado em nenhuma amostra analisada.

Tabela 10 – Resultados das análises de resíduos dos fármacos (Valores médios em $\mu\text{g.L}^{-1}$)

FÁRMACOS	EFLUENTE	LODO BRUTO	LODO SECO	DATAS DAS COLETAS (PROCESSO DE COMPOSTAGEM)						
				AMOSTRA 1	AMOSTRA 2	AMOSTRA 3	AMOSTRA 4	AMOSTRA 5	AMOSTRA 6	
				08/05/2019	22/05/2019	05/06/2019	19/06/2019	03/07/2019	17/07/2019	
Ibuprofeno	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
DPR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paracetamol	7,508	13,270	0,832	1,416	2,040	3,080	4,084	3,752	1,714	
DPR	2,932	5,307	0,061	0,736	0,358	0,579	0,588	0,718	0,268	
Sinvastatina	0,386	0,900	1,620	1,602	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
DPR	0,097	0,208	0,363	0,305	-	-	-	-	-	
Atenolol	0,684	0,396	0,408	0,154	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
DPR	0,074	0,072	0,034	0,045	-	-	-	-	-	
Clonazepam	N.D.	N.D.	N.D.	2,008	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
DPR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Carbamazepina	0,591	0,577	0,709	0,326	0,245	0,136	0,082	0,088	0,110	
DPR	0,014	0,010	0,022	0,011	0,009	0,006	0,004	0,010	0,012	
Fluoxetina	0,027	0,027	0,061	0,064	0,199	0,076	0,047	0,043	0,041	
DPR	0,002	0,001	0,013	0,005	0,026	0,004	0,007	0,005	0,003	

N.D. = não detectado DPR=Desvio Padrão Relativo

Fonte: Caminada (2021)

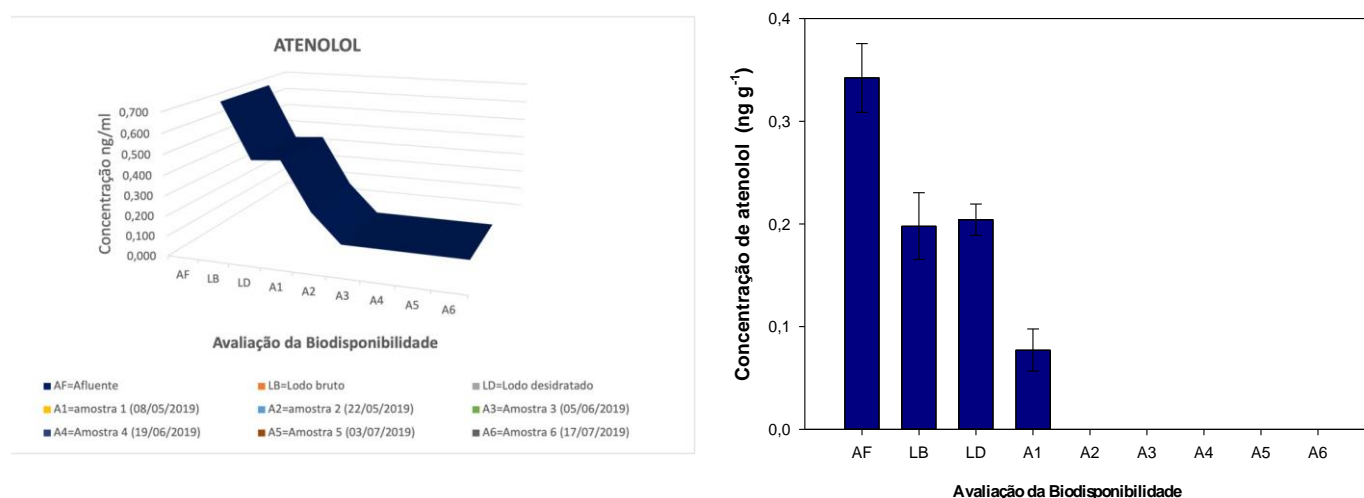


Figura 16 – Atenolol: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B), com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

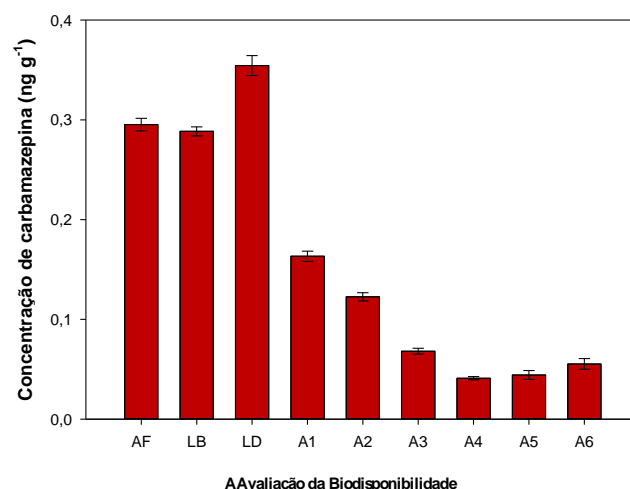
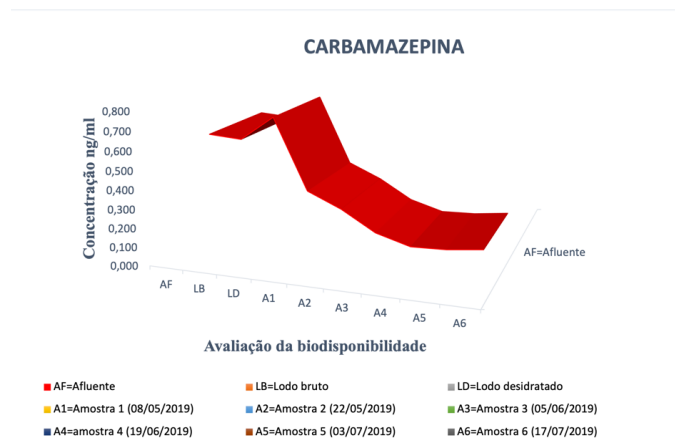


Figura 17 – Carbamazepina: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B), com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

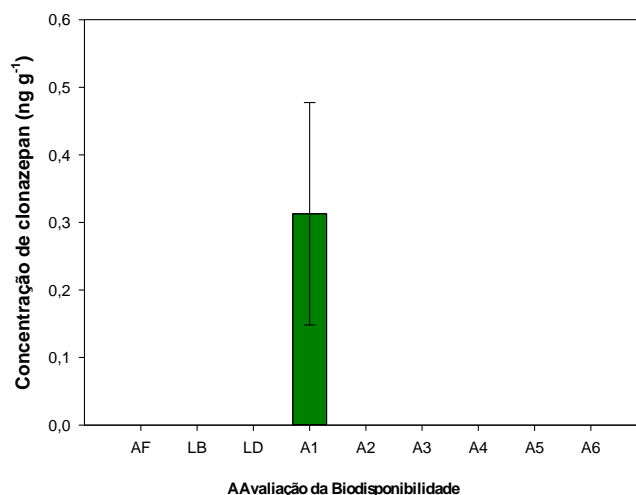
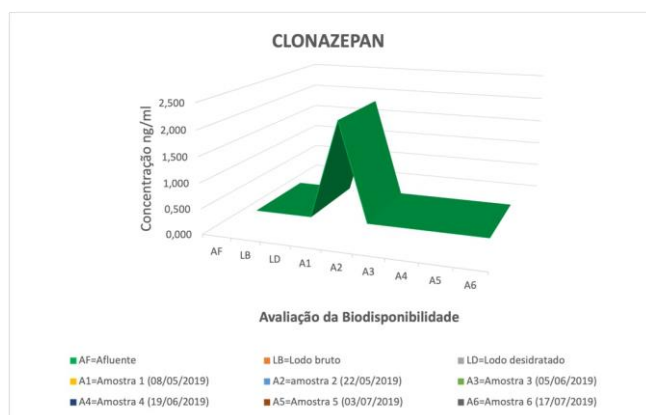


Figura 18 – Clonazepan Paracetamol: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B) com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

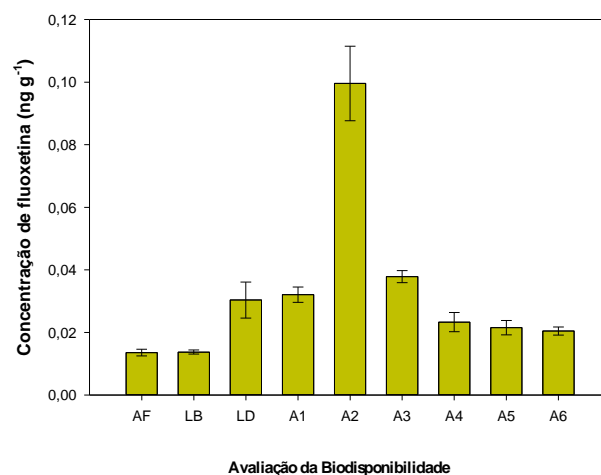
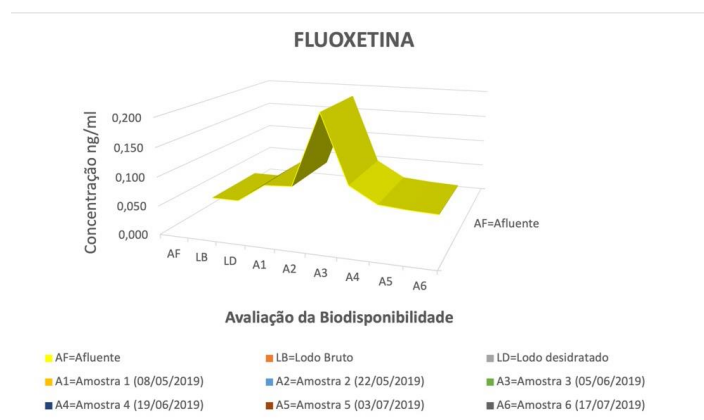


Figura 19 – Fluoxetina: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B), com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

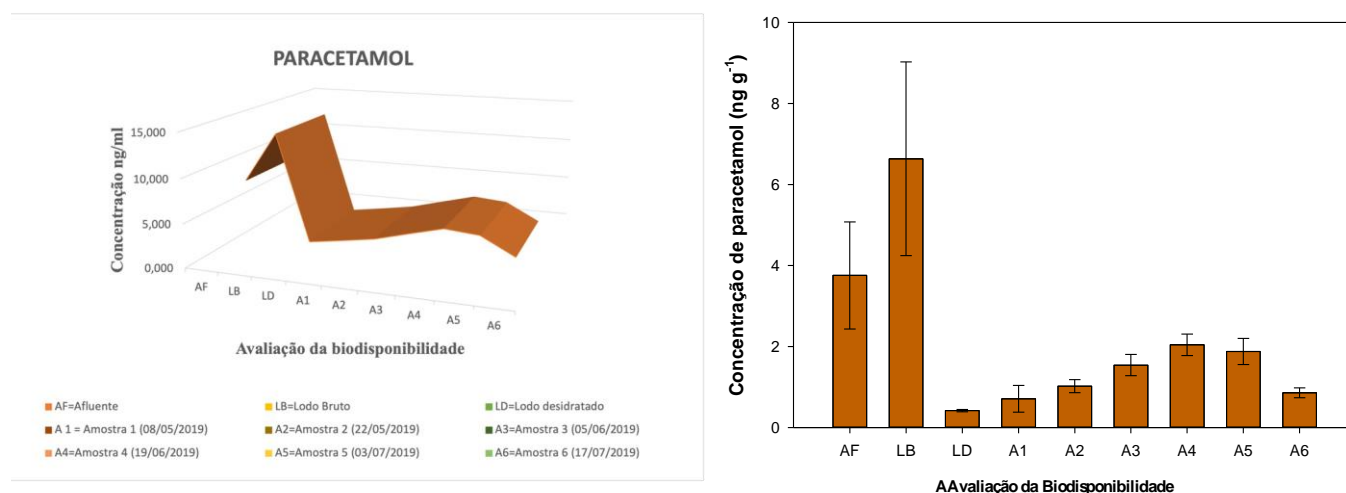


Figura 20 – Paracetamol: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B), com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

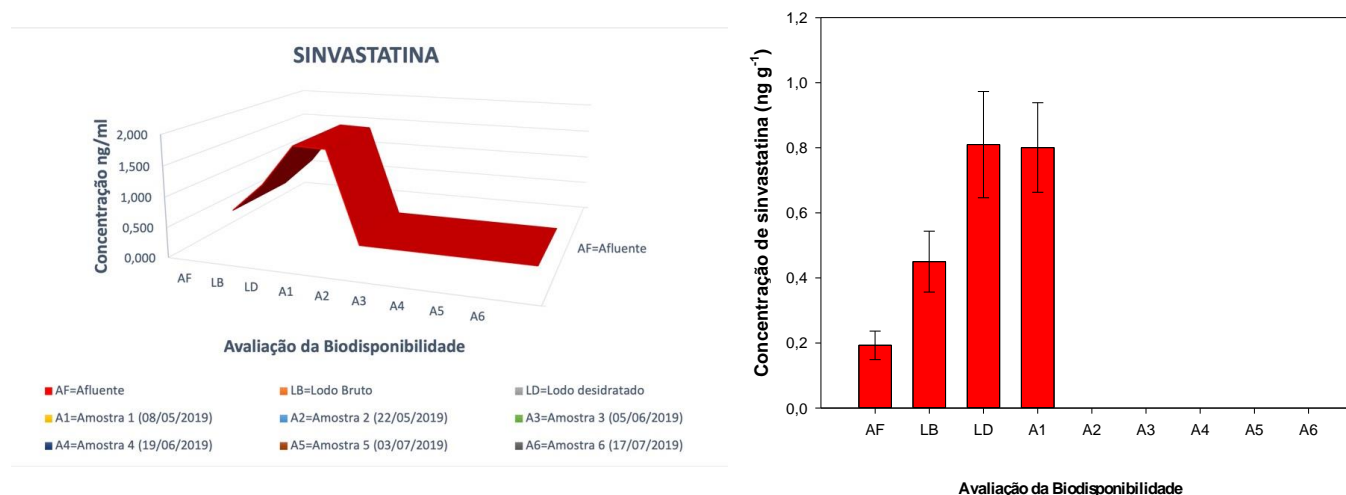


Figura 21 – Sinvastatina: representação gráfica (A) e gráfico de barras (B), com intervalo de confiança, plotados no SgimPlot

Processo de redução da concentração dos fármacos no lodo de esgotos e processo de compostagem

A sorção à fase sólida, durante o processo de tratamento de esgotos, é uma importante via de remoção dos contaminantes do efluente final, visto que os compostos com caráter hidrofóbico, pouco solúveis, tendem a particionar para os sólidos do lodo.

No processo de compostagem quando a temperatura atinge a faixa entre 40 à 85°C, a população de microrganismos mesófilos e patógenos (todos mesófilos) são destruídos.

Biodegradação e Imobilização

A maioria dos fármacos em estudo foram detectados no afluente da ETE, comprovando a presença desses compostos na matriz. A redução significativa na concentração de paracetamol, considerando a amostra afluente e o lodo seco, justifica-se pela alta solubilidade em água, sugerindo que grande parte – em torno 90% – foi eliminada no processo de desaguamento, o mesmo pode ser observado com o atenolol, ainda que em proporção menor, cerca de 60%. Considerando os fármacos Sinvastatina, Carbamazepina e Fluoxetina, houve comportamento inverso dos demais, tendo sido constatado um aumento na sua concentração quando avaliados em relação ao afluente e lodo seco. Esses dados se justificam pela menor solubilidade em água e coeficiente de partição (log Kow), que sugerem tendência de sorção no lodo, tendo sido, portanto, eliminados parcialmente no processo de desaguamento.

Os resultados encontrados indicam que o processo de compostagem pode favorecer a biodegradação dos compostos, tendo sido identificada a redução significativa na sua concentração quando comparada com os dados iniciais identificados no afluente e nas amostras provenientes do lodo, antes do processo de compostagem.

As concentrações residuais observadas para os analitos Carbamazepina, Fluoxetina e Paracetamol, considerando os valores relativos ao pH do meio (pH=6,2 ao final processo compostagem) e pKa=13,9; 9,8; 9,38 respectivamente, considerados ácidos fracos, indicam que estariam preferencialmente na forma não ionizada, o que sugere sua adsorção no lodo. No entanto, após a realização do processo de extração, ocorre a dissociação deles para a fase aquosa, tendo sido possível sua detecção e quantificação.

Em estudo realizado por Peysson e Vulliet (2013), os resultados obtidos foram similares aos encontrados nesta pesquisa, apresentando residual para os mesmos compostos – Paracetamol, Carbamazepina e Fluoxetina – nas concentrações correspondentes a 464ng/g, 17ng/g e 56ng/g, respectivamente. Esse fato sugere que a metodologia e procedimentos adotados em nosso estudo para a identificação e avaliação dos compostos foram adequados e produziram resultados satisfatórios.

Aspectos ecotoxicológicos para os fármacos analisados

Com o desenvolvimento no campo QSAR, agências internacionais (USEPA, OECD, Comunidade Europeia e outros) disponibilizaram ferramentas para avaliação da toxicidade que, além de gerarem informações confiáveis, auxiliam no desenvolvimento de novos produtos químicos, proporcionando uma seleção racional de compostos candidatos, considerando as variáveis (eco)toxicidade, persistência, bioacumulação, redução de custos, tempo e experimentação animal.

Os residuais obtidos para os analitos Paracetamol, Carbamazepina e Fluoxetina, embora não tenham apresentado efeito agudos sob aspecto ecotoxicológico para as concentrações obtidas, quando avaliados sob o aspecto da Tox21, são considerados como passíveis de apresentar efeitos aos seres humanos e, conseqüentemente, à saúde pública.

Considerações Finais

As rotas de exposição de fármacos em matrizes ambientais, assim como seu comportamento, ainda não são bem conhecidos. A baixa volatilidade dos produtos farmacêuticos indica que a distribuição no ambiente ocorrerá principalmente através de transporte aquoso. A presença destes compostos nas várias matrizes ambientais e as crescentes práticas voltadas para a utilização benéfica do lodo de esgotos, principalmente para fins agrícolas, denotam a importância das pesquisas e boas práticas operacionais.

O processo de compostagem estudado possibilitou constatar a contribuição da metodologia, para avaliar a redução ou eliminação dos compostos, a partir da concentração na solução de equilíbrio com o biossólido. O método de extração utilizado mostrou-se mais adequado para avaliações dessa natureza, pois considera as alterações que ocorrem naturalmente no ambiente.

Considerando o processo de biodisposição, após a avaliação dos compostos no processo de tratamento de esgotos e compostagem, os resultados obtidos indicam a redução na sua concentração, o que sugere tendência a biodegradação e/ou imobilização. A possibilidade de imobilização na matriz é um importante parâmetro, sugerindo a necessidade de novos trabalhos para essa avaliação. A eficiência do processo de compostagem mostrou-se adequada como alternativa para avaliação da disponibilidade de contaminantes presentes no lodo de esgoto.

Devido às características farmacocinéticas de cada composto e seus processos de metabolização, fica evidenciado que apenas uma pequena parte apresenta-se na forma inalterada, sendo que a maioria sofre vários processos de metabolização, eliminados, preferencialmente, na forma de metabólitos, os quais não foram investigados no processo analítico.

Em relação às concentrações residuais, deve-se considerar alguns efeitos que possam ocorrer, como sinergismo, antagonismo, efeitos aditivos e tantos outros possíveis, tendo em vista a mistura complexa de compostos residuais no ambiente e suas interações, o que poderia causar efeitos deletérios à biota e seres humanos.

Outro ponto a ser considerado é a possibilidade de bioacumulação, visto que os compostos são parcialmente degradados e apresentam características lipossolúveis, favorecendo os processos de bioacumulação.

Faz-se necessário uma avaliação diferenciada, utilizando novas tecnologias e programas quanto aos efeitos dos compostos no ser humano, visto que muitas vezes os efeitos observados em organismos-teste e mesmo em animais não representam os possíveis efeitos que possam ser observados em humanos, o que pode estar diretamente relacionado à saúde pública, tendo em vista a complexidade e as inúmeras variáveis envolvidas.

A redução da concentração observada durante o tratamento de esgotos desperta a hipótese e a possibilidade de que alguns dos compostos possam estar particionados no lodo, devido suas propriedades físico-químicas, fato esse que explica a redução da concentração no tratamento de esgotos.

Sabendo-se que a presença desses compostos no ambiente pode causar danos ou ameaças ao equilíbrio dos ecossistemas e à biodiversidade, os resultados produzidos nesse estudo apontam que a compostagem pode ser uma alternativa mitigadora a esses potenciais prejuízos ambientais, denotando a importância das pesquisas nessa área, bem como a adoção de boas práticas operacionais, visando garantir a qualidade e a segurança requeridas na utilização benéfica do lodo de esgotos, principalmente para fins agrícolas.

Agradecimentos

Faculdade de Saúde Pública (Universidade de São Paulo - USP); Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo-SABESP; Faculdade de Ciências Agrônômicas-FCA (UNESP) e Núcleo de Pesquisas Avançadas em Matologia-NUPAM (UNESP)

Referências

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR:10.007: Amostragem de Resíduos sólidos. 2. ed. Rio de Janeiro, 2004.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020, atualiza o marco legal do saneamento básico, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País... *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, Edição 16 jul. 2020. Seção 1, p.1.

- CALDAS, S. S. et al. Determination of pharmaceuticals, personal care products, and pesticides in surface and treated waters: method development and survey. *Environmental Science and Pollution Research*, Berlin, v. 20, n. 8, p. 5855-5863, 2013. DOI: 10.1007/s11356-013-1650-9
- CAMINADA, S.M.L. *Avaliação da presença de fármacos em biossólido compostado proveniente de Estação de Tratamento de Esgotos*. 2021. 236 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2021.
- FENT, K.; WESTON, A.A.; CAMINADA, D. Ecotoxicology of human. *Aquatic Toxicology*, Amsterdam, v. 76, p. 122-159; 2006. DOI: 10.1016/j.aquatox.2005.09.009
- GIDDINGS, J. M. et al. Community-level aquatic system studies-interpretation criteria (CLASSIC). *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*, Pensacola, 2002.
- HARRISON, E. Z. et al. Organic chemicals in sewage sludges. *Science of the total environment*, Amsterdam, v. 367, n. 2/3, p. 481-497, 2006. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.04.002
- JONES O.A.H.; VOULVOULIS N.; LESTER J.N. Human pharmaceuticals in the aquatic environment a review. *Environmental Technology*, Berlin, v. 22, p. 1383-1394, 2001. DOI: 10.1080/09593332208618186
- KOLPIN, D.W. et al. Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in US streams, 1999-2000: a national reconnaissance. *Environmental Science Technology*, Washington, DC, v. 36, v. 6, p. 1202-1211. 2002. DOI: 10.1021/es011055j
- JORGENSEN, S.E.; HALLING-SORENSEN, B. Drugs in the environment. *Chemosphere*, Amsterdam, v. 40, n. 7, p. 691-699, 2000. DOI: 10.1016/S0045-6535(99)00438-5
- MACEDO, G.C et al. Behavior of sulfentrazone in the soil as influenced by cover crop before no-till soybean planting. *Weed Science*, Cambridge, v. 68, n. 6, p. 673-680, 2020. DOI:10.1017/wsc.2020.70. 2020
- MARTIN, J. et al. 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*, Amsterdam, v. 239-240, p. 40-47, 2012. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.04.068
- PEYSSON, W.; VULLIET, E. Determination of 136 pharmaceuticals and hormones in sewage sludge using quick, easy, cheap, effective, rugged, and safe extraction followed by analysis with liquid chromatography-time-of-flight-mass spectrometry. *Journal Of Chromatography A*, Amsterdam, v. 1290, p. 46-61, 2013. DOI: 10.1016/j.chroma.2013.03.057
- SANDERSON, H. et al. Probabilistic hazard assessment of environmentally occurring pharmaceuticals acute toxicity to fish, daphnids and algae by ECOSAR screening. *Toxicology Letters*, Amsterdam, v. 144, n. 3, p. 383-395, 2003. DOI: 10.1016/s0378-4274(03)00257-1
- SANDERSON, H. et al. Ranking and prioritization of environmental risks of pharmaceuticals in surface waters. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, Amsterdam, v. 39, n. 2, p. 158-183, 2004. DOI: 10.1016/j.yrtph.2003.12.006
- WHITMEE, S. et al. Safeguarding human health in the Anthropocene epoch: report of The Rockefeller Foundation-Lancet Commission on planetary health. *The Lancet*, 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)

CONTRATOS DE PERFORMANCE DE ESGOTO: A ENGENHARIA COMO FERRAMENTA DE TRANSFORMAÇÃO SOCIAL

¹ Anelise Ziglio Ribeiro Pedro, ² Giselle Boschi, ³ Márcia Montoya Perestrelo

¹ Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, e-mail: azrpedro@sabesp.com.br;

² Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, e-mail: gboschi@sabesp.com.br;

³ Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP, e-mail: mperestrelo@sabesp.com.br.

Palavras-chave: Contrato de performance de esgoto; Universalização do Saneamento.

Resumo

Apesar de estar diretamente relacionada à saúde pública e proteção do meio ambiente, a universalização do esgotamento sanitário enfrenta desafios em muitos lugares do mundo, principalmente em regiões metropolitanas altamente adensadas. Mesmo com o esforço de diversos programas estruturantes para a expansão do sistema de coleta e tratamento de esgoto na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), ainda existem áreas sem esses serviços. No geral, essas áreas são densamente povoadas, em fundo de vale e, muitas vezes, apresentam ocupação irregular. Diante da desafiadora meta de despoluição do Rio Pinheiros até 2022, percebeu-se que o modelo de contratação convencional não seria suficientemente ágil para coletar e tratar o esgoto despejado nos córregos afluentes desse rio. Nesse cenário, foi desenvolvida a contratação por performance para obras de esgotamento, a fim de agilizar e potencializar os resultados, uma quebra de paradigma que iniciou uma nova etapa para o saneamento. Ao relacionar a remuneração com o atingimento de metas específicas, os contratos de performance alinham os objetivos do contratado e contratante: encaminhar o esgoto do maior número possível de imóveis para tratamento, no menor tempo possível, melhorando a qualidade dos corpos d'água. Ademais, também foi empregado o conceito de solução total, ou seja, a inclusão em um mesmo contrato de todos os serviços e obras necessários para o encaminhamento do esgoto a tratamento, inclusive com a execução de ligações intradomiciliares (na parte interna dos imóveis dos clientes). Para cada contrato, foram estabelecidas duas metas, diretamente relacionadas: economias a serem enviadas a tratamento e redução da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) na foz dos córregos. A experiência técnica adquirida com o Programa Córrego Limpo desde 2007 indica que valores de DBO menores ou iguais a 30 mg/L possibilitam a existência de vida aquática nos corpos d'água, cuja água fica com bom aspecto e sem mau cheiro. Com o objetivo de separar, resumir e quantificar as ações dos contratos de forma simples e visual, foi desenvolvido o balanço de esgotamento sanitário, que passou a ser amplamente empregado no planejamento de intervenções no sistema de coleta. Outra característica crucial dos contratos de performance de esgoto são sua forte ação socioambiental, pois o sucesso do projeto só pode ser alcançado com o apoio da população e sua adesão ao sistema de esgotamento sanitário. Portanto, foram previstas e incentivadas diversas ações socioambientais, entre as quais se destacam a construção da Estação Socioambiental (ESA), a Cooperativa de Reciclagem e diversas outras palestras e oficinas educativas, além da contratação da população local. Além disso, no modelo de contratação por performance o contratado é livre para propor soluções alternativas, desde que aprovadas pela contratante. Isso ampliou as possibilidades de atendimento com os serviços de coleta, afastamento e tratamento, principalmente nos locais onde o adensamento populacional e a ocupação irregular impossibilitavam a instalação de um sistema de esgotamento sanitário convencional. Outra distinção do contrato de performance é que ele dividido em três fases: implantação do escopo, apuração da performance e remuneração fixa, sendo que a remuneração se inicia apenas na fase de apuração, após a completa execução do escopo obrigatório. Entretanto, ao atingir um percentual mínimo da meta de economias, a contratada pode solicitar o adiantamento da remuneração durante a fase de implantação. Os resultados dos contratos de performance já executados foram céleres e impactantes: um rápido incremento dos índices de cobertura, coleta e tratamento; melhoria da qualidade de vida da população local (relação com o 11º ODS); retorno da fauna e flora aos córregos; redução de doenças de veiculação hídrica (relação com o 3º ODS); e redução do odor desagradável nas margens e retorno do bom aspecto das águas dos córregos. Por exemplo, nos três primeiros córregos a serem contemplados com contratos de performance, o Índice de Esgoto Coletado (IEC) atingiu níveis de universalização, ficando acima de 95%. Dessa forma, o novo modelo de contratação se provou muito mais ágil, eficiente e eficaz do que a contratação convencional, garantindo a execução das obras em puto tempo. Como reflexo, os contratos de performance beneficiam a população e o meio ambiente e contribuem para a universalização do saneamento (relação com o 6º ODS), através de soluções alternativas e convencionais, com forte atuação socioambiental, deixando um grande legado às futuras gerações.

Introdução

A universalização do esgotamento sanitário tem como objetivo garantir que todas as residências, empresas, comércios e áreas públicas estejam conectadas ao sistema de coleta e tratamento de esgoto e, dessa forma, assegurar a saúde pública e a proteção do meio ambiente. Entretanto, a universalização do esgoto é um desafio em muitos lugares do mundo, inclusive em regiões metropolitanas altamente adensadas.

Esse é o caso da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), onde, apesar dos esforços de diversos programas estruturantes para a expansão do sistema esgotamento sanitário, ainda existem áreas sem os serviços completos de coleta, afastamento e tratamento de esgoto.

Essa carência de infraestrutura sanitária normalmente advém do crescente adensamento populacional em áreas de fundo de vale, com topografia acidentada e, muitas vezes, com ocupação irregular, características que dificultam a instalação de um sistema de esgotamento convencional. A Figura 22 exemplifica essa situação.



Figura 22: Ocupação irregular sobre córrego na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).

O maior prejuízo da ausência de sistema de esgotamento sanitário é para a saúde e qualidade de vida da população, pois a má qualidade da água, o despejo incorreto do esgoto e a disposição inadequada do lixo contribuem para a proliferação de doenças e a poluição dos recursos hídricos urbanos e do meio ambiente. Além do fator de saúde, a falta de saneamento básico aumenta a desigualdade social, e também pode ocasionar a improdutividade das pessoas no emprego, com um aumento no índice de faltas por conta do aumento das doenças de veiculação hídrica.

A motivação

A expansão do sistema de esgotamento na RMSP enfrenta diversos desafios, que só podem ser superados através de inovações nas práticas da engenharia convencional. Em 2019, teve início o Programa Novo Rio Pinheiros, que estabeleceu a ousada meta de despoluir até 2022 esse importante rio urbano que atravessa o município de São Paulo. O Programa contou com ações de diversos órgãos públicos, como a CETESB, o DAEE, a EMAE e a Prefeitura de São Paulo. À Sabesp, coube a tarefa de coletar e enviar para tratamento o esgoto lançado nos córregos afluentes do Rio Pinheiros, atuando também nas áreas de difícil acesso.

Nesse cenário, o modelo de contratação convencional tornou-se insuficiente para atender ao desafio proposto, pois a elaboração de projetos executivos e posterior execução de obras é um processo moroso que não atenderia às mudanças dinâmicas da RMSP.

Portanto, a fim de agilizar e potencializar os resultados, foi elaborada a contratação por performance para obras de esgotamento sanitário, uma quebra de paradigma que iniciou uma nova etapa para o saneamento. Esse modelo de contrato relaciona a remuneração ao atingimento de metas específicas, de forma eficiente e eficaz.

Dessa forma, o diferencial do contrato de performance é alinhar os objetivos do contratado e contratante: encaminhar o esgoto do maior número possível de imóveis para tratamento, no menor tempo possível, e melhorar a qualidade do corpo d'água. Outra característica importante do novo modelo de contratação é a inclusão no mesmo contrato de todos os serviços necessários para o completo atendimento de cada bacia de esgotamento, o que agiliza os resultados.

Portanto, o contrato de performance agiliza a universalização do saneamento e contribui para a despoluição de rios e córregos, através de soluções convencionais e alternativas. A expansão do sistema de esgotamento sanitário através desse modelo de contratação melhora a saúde e a qualidade de vida da população, pois diminui a proliferação de doenças de veiculação hídrica e traz valorização imobiliária, econômica e educacional.

A solução: metodologia

Devido ao desafio da expansão do esgotamento sanitário às áreas de difícil acesso da RMSP, os contratos de performance tiveram como premissa a solução total, isto é, a inclusão de todas as etapas necessárias ao saneamento no mesmo contrato, a fim de agilizar os resultados. Deste modo, os contratos abrangiam não só as eliminações de lançamentos identificados, interligações no sistema existente e assentamento de redes e coletores, mas também a execução de ligações de esgoto convencionais e intradomiciliares (na parte interna do imóvel dos clientes).

Além disso, desde o início do planejamento dos contratos de performance de esgoto, percebeu-se que o sucesso só poderia ser obtido com forte engajamento da população, através de ações socioambientais e do envolvimento dos líderes comunitários. Para esse fim, foram estimuladas atividades que promovem a transformação social, tais como o emprego de moradores da região das obras, oficinas de trabalho, hortas comunitárias e palestras educativas.

O diagnóstico inicial das áreas dos contratos, delimitadas pelas bacias de esgotamento, incluiu o mapeamento dos lançamentos de esgoto cadastrados, das ligações de esgoto passíveis de execução e dos trechos críticos das redes coletoras. Os trechos críticos são segmentos da rede de esgotamento onde ocorrem desobstruções frequentes, que devem ser solucionados a fim de aumentar a eficiência da rede coletora.

Iniciou-se então a etapa de levantamento de todos os projetos existentes e de vistorias em campo para propor soluções tanto para os trechos críticos quanto para os lançamentos conhecidos, pois, a fim de universalizar o saneamento nas bacias de esgotamento, todos os lançamentos deveriam ser eliminados.

Além disso, também foram mapeados e estudados possíveis pontos de concentração de carga poluidora, como indústrias, comércios, feiras livres e pontos viciados (locais onde a população despeja lixo e entulho inadequadamente). Tanto as feiras quanto os pontos viciados são fatores relevantes, pois impactam diretamente na poluição difusa e, conseqüentemente, influenciam os níveis de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) do corpo hídrico.

O próximo passo foi a definição das duas metas para cada contrato:

1. Economias enviadas para tratamento;
2. Redução da DBO na foz do córrego, através da redução da carga orgânica lançada no corpo d'água.

Nota-se que a segunda meta é consequência da primeira, uma vez que aumentar a quantidade de economias (imóveis) cujo esgoto é enviado para tratamento contribui para a redução da DBO.

A fim de separar, resumir e quantificar as ações dos contratos, de forma simples e visual, foi desenvolvido o balanço de massas do esgotamento sanitário. Essa metodologia foi uma inovação essencial para o desenvolvimento do contrato de performance de esgoto, pois é através dela que se determina, de maneira ágil:

- A meta de economias encaminhadas para tratamento;
- A parcela de desafio, que compõe a performance do contrato, ou seja, as economias disponíveis para que a meta seja superada;
- As ações e obras necessárias para a universalização do saneamento na área da bacia do córrego, por diversos tipos de soluções, tais como interligações para a eliminação de lançamentos, implantação de coletor tronco, assentamento de rede, ou mesmo outro tipo de solução não convencional.

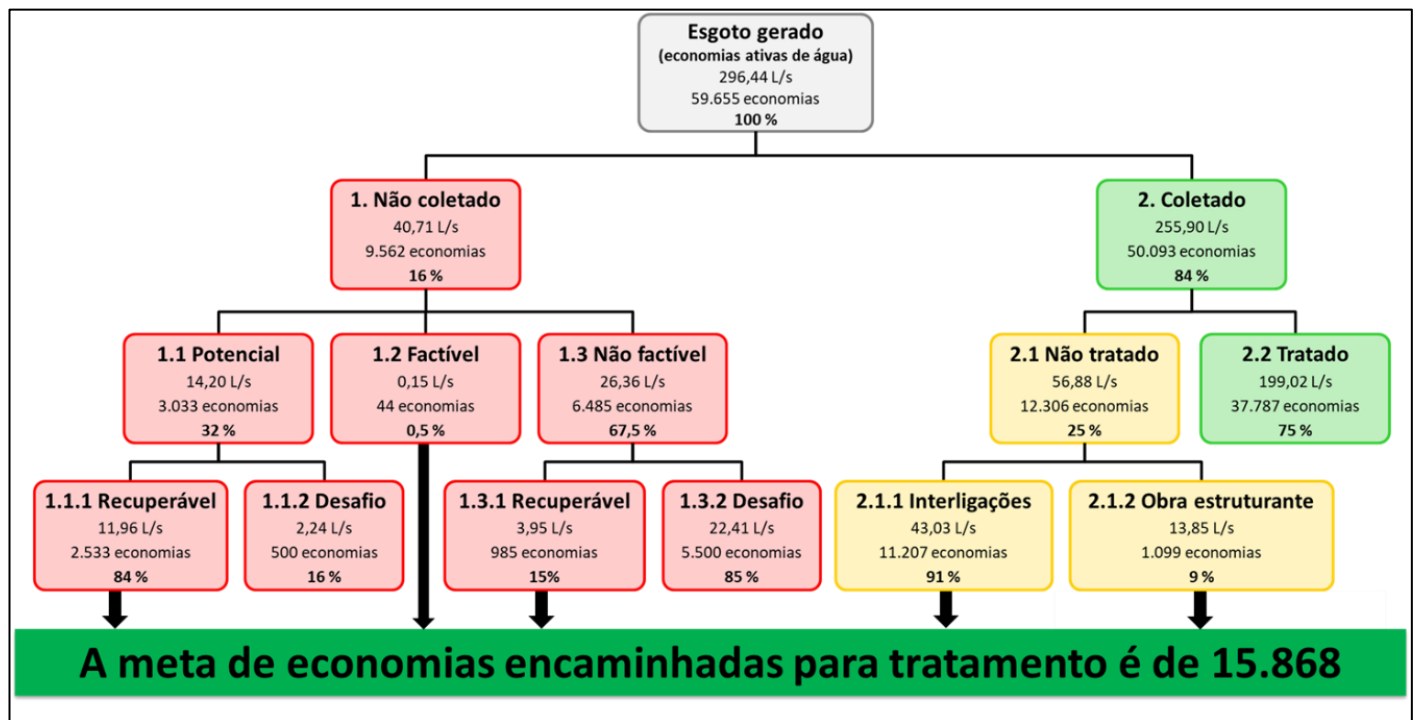


Figura 23: Exemplo de balanço de esgotamento para contrato de performance, com as diversas ramificações a partir das economias ativas de água (esgoto gerado).

Como exemplificado na Figura 23, o balanço de esgotamento é um fluxograma com ramificações a partir do total de economias ativas de água na área do contrato, que corresponde ao total de esgoto gerado. Para elaboração do balanço, são necessários dois tipos de informação para distinguir as diferentes situações das ligações de esgoto de cada bacia de esgotamento: informações cadastrais, isto é, o cadastro das ligações, referente ao número de economias e consumo mensal de água; e informações espaciais, isto é, a localização georreferenciada das ligações, do sistema de esgotamento sanitário e das intervenções a serem implantadas.

Como se vê na Figura 23, as caixas vermelhas, à esquerda, dependem de assentamento de rede coletora e novas ligações de esgoto para serem encaminhados a tratamento; as caixas amarelas, à direita, dependem de interligações e/ou obras estruturantes, como execução de coletores tronco, para chegarem a tratamento. O objetivo das contratações é sempre transferir economias das caixas amarelas e vermelhas para a caixa verde de esgoto coletado e tratado, com o propósito de universalizar o saneamento na bacia em estudo e reduzir os níveis de DBO dos córregos, através da adequação e melhoria da infraestrutura do sistema de esgotamento sanitário.

De acordo com o balanço de esgotamento, o esgoto gerado é classificado em:

1. **Não coletado:** esgoto de economias ativas não conectadas à rede de esgotamento sanitário, que dependem de assentamento ou prolongamento da rede coletora e da execução da ligação ao sistema de coleta;
 - 1.1. **Potencial:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde não há rede coletora, sendo necessário, além da execução da ligação em si, assentar ou prolongar a rede coletora;
 - 1.1.1. **Recuperável:** parcela de esgoto das economias potenciais que poderão ser atendidas com o assentamento da rede coletora, estipulada como percentagem de acordo com as características da bacia de esgotamento; compõem a meta do contrato;
 - 1.1.2. **Desafio:** parcela de esgoto das economias potenciais que dificilmente será atendida pelos métodos convencionais, em geral, por ficarem abaixo do nível da rede (soleira negativa), estipulada como percentagem de acordo com as características da bacia de esgotamento; compõem a performance do contrato;
 - 1.2. **Factível:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde há rede coletora e a ligação pode ser executada sem dificuldade; entende-se que todas as economias factíveis são recuperáveis, de forma que elas compõem a meta do contrato;
 - 1.3. **Não factível:** esgoto de economias ativas não coletadas em locais onde há rede coletora, porém que não podem ser atendidas por ela, em geral por estarem em soleira negativa;
 - 1.3.1. **Recuperável:** parcela de esgoto das economias não factíveis que pode ser atendida por assentamento de nova rede coletora, por autorização de passagem ou por métodos não convencionais, estipulada como percentagem de acordo com as características da bacia; compõem a meta do contrato;
 - 1.3.2. **Desafio:** parcela de esgoto das economias não factíveis que dificilmente será atendida pelos métodos convencionais ou alternativos, estipulada como percentagem de acordo com as características da bacia de esgotamento; compõem a performance do contrato;
2. **Coletado:** esgoto de economias ativas conectadas à rede de esgotamento sanitário;
 - 2.1. **Não tratado:** esgoto de economias ativas coletadas não encaminhadas para tratamento;
 - 2.1.1. **Interligações:** esgoto de economias coletadas, não enviadas para tratamento, que dependem de interligação/eliminação de lançamento, e compõem a meta do contrato;
 - 2.1.2. **Obra estruturante:** esgoto de economias coletadas, não encaminhadas para tratamento, que dependem de implantação de coletor tronco, e compõem a meta do contrato;
 - 2.2. **Tratado:** esgoto de economias coletadas encaminhadas para tratamento, que não requerem nenhuma ação do contrato.

A segunda meta do contrato de performance de esgoto é a redução da DBO na foz do córrego (ou no ponto mais a jusante da área de abrangência do contrato), através da redução da carga orgânica que é lançada no corpo d'água.

A experiência técnica adquirida com o Programa Córrego Limpo serviu de base para determinar a meta de DBO. Esse Programa acompanha a evolução da despoluição de córregos desde 2007, através do monitoramento permanente da DBO em sua foz. O índice de DBO menor ou igual a 30 mg/L alcança o objetivo do Programa, pois possibilita a existência de vida aquática, água com bom aspecto e sem mau cheiro.

Após a definição das metas, a etapa de elaboração dos orçamentos teve início, utilizando o diagnóstico e o balanço de esgotamento das bacias de esgotamento. No orçamento estão incluídas as atividades necessárias para o alcance das metas estipuladas, inclusive as ações socioambientais, essenciais para auxiliar a comunicação, o apoio da comunidade para acesso à área e execução das obras, o desenvolvimento profissional local e a adesão da população ao sistema de esgotamento sanitário.

Outra característica do modelo de contratação por performance de esgoto é que, ao contrário do modelo convencional, a contratada é livre para propor soluções alternativas, desde que aprovadas pela contratante. Isso amplia as possibilidades de atendimento com serviços de coleta, afastamento e tratamento, principalmente nos locais onde o adensamento populacional e a ocupação irregular impossibilitam a instalação de um sistema de esgotamento sanitário convencional.

No orçamento de um dos contratos, foi incluída a instalação de uma Estação Socioambiental (ESA) em um local de fácil acesso, a fim de disseminar as ações dos contratos e sensibilizar a população sobre a importância da despoluição do Rio Pinheiros.

A partir da conclusão do orçamento, foram estabelecidos os escopos mínimos obrigatórios e as bonificações em caso de superação da meta. Em seguida, foi calculada uma parábola para desembolso do investimento e definida a remuneração, que dependerá da performance da contratada, isto é, do percentual da meta alcançada. Caso a meta seja superada, a remuneração terá uma bonificação de no máximo 10%; por outro lado, se a performance for abaixo da meta, não haverá remuneração.

O contrato de performance é dividido em três fases (Figura 24), sendo a primeira de implantação do escopo mínimo, que compreende a execução das obras. Nessa fase, somente haverá adiantamento da remuneração caso atinja um percentual de 30% da meta de economias encaminhadas para tratamento, como um incentivo para que a meta seja cumprida o mais rápido possível. A segunda é a fase de apuração da performance, que só iniciará após a completa execução do escopo mínimo e o cumprimento da meta de economias enviadas para tratamento, na qual a remuneração variará de acordo com a performance da contratada. A terceira e última fase é a de remuneração fixa, que dependerá da performance média executada na fase de apuração.



Figura 24: Fases de um contrato de performance de esgoto.

Resultados alcançados

De dezembro de 2019 até junho de 2023, mais de 650 mil imóveis das bacias de esgotamento afluentes do Rio Pinheiros tiveram seus esgotos encaminhados para tratamento, um reflexo direto dos contratos em andamento para despoluição desse importante rio da RMSP.

Os resultados dos contratos foram impactantes: rápido aumento dos índices de cobertura, coleta e tratamento; melhoria da qualidade de vida da população local; retorno da fauna e flora aos córregos; redução de doenças de veiculação hídrica; e redução do odor desagradável nas margens dos córregos (Figura 25). A redução dos níveis de DBO na foz dos córregos contemplados foi expressiva, em muitos casos alcançando padrões que permitem a existência de vida aquática (DBO ≤ 30 mg/L) mesmo antes do término da fase de implantação do escopo obrigatório, devido à diminuição da carga orgânica lançada no corpo hídrico.

Por exemplo, a AMA/UBS Parque Santo Antônio, que acompanha 39.300 residentes na área abrangida pelo programa, relatou a redução de 1.458 casos de doenças de veiculação hídrica, como diarreia, entre dezembro de 2019 e dezembro de 2020, diminuindo de 2.600 para 1.142 casos no ano. Moradores também relataram a redução da presença de baratas e ratos. A gerente da AMA/UBS alertou que mordidas de rato podem transmitir raiva (ROCHA, 2021).

Os contratos também trouxeram um rápido incremento no Índice de Esgoto Coletado (IEC), calculado como a razão entre o total de economias providas de coleta e tratamento de esgoto e o total de economias providas de coleta de esgoto. Esse indicador é utilizado para acompanhar o percentual de tratamento da coleta de esgoto em municípios e bacias de esgotamento. A Figura 5 mostra o IEC dos primeiros córregos a serem contemplados com contratos de performance de esgoto; nota-se que todos chegaram a níveis de universalização, com IEC acima de 95%.



Figura 25: Antes e depois do Córrego Zavuvus, um dos afluentes do Rio Pinheiros contemplado com um contrato de performance de esgoto.

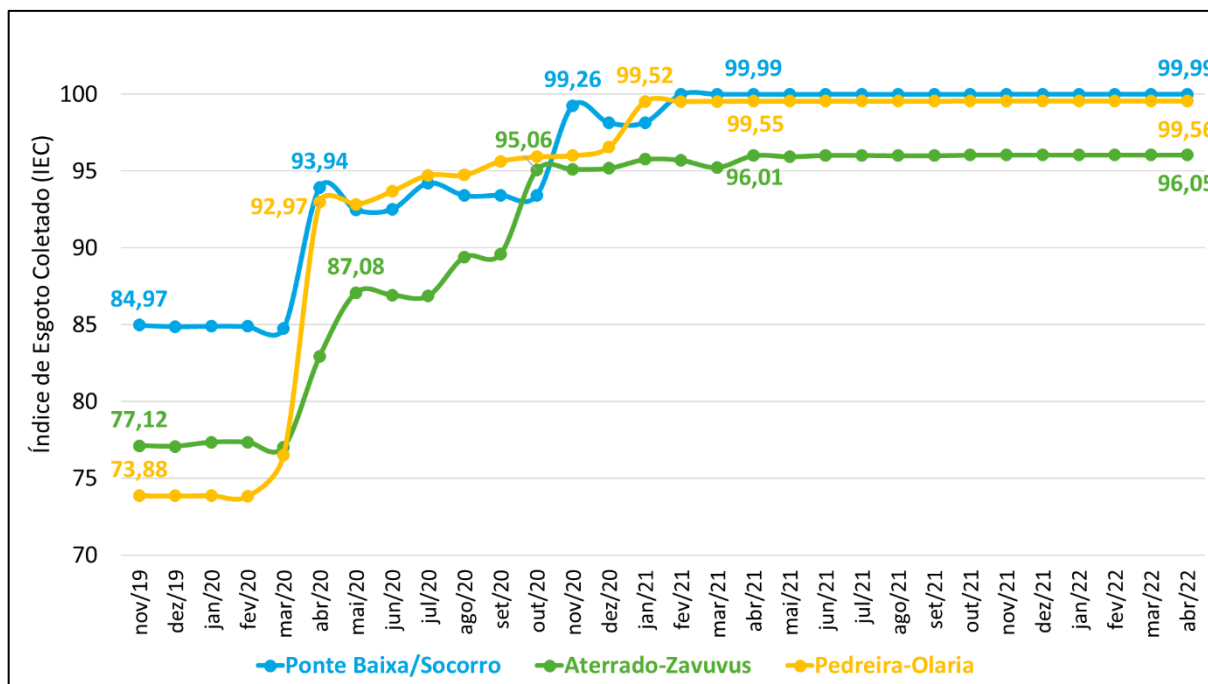


Figura 26: Incremento do Índice de Esgoto Coletado (IEC) das áreas dos Córregos Ponte Baixa/Socorro, Aterrado-Zavuvus e Pedreira-Olaria, de novembro de 2019 a abril de 2022.

Além dos benefícios para a saúde da população, também há geração de renda, através da coleta de materiais recicláveis e da contratação de moradores locais para as ações sociais. Durante a implantação dos contratos, foram realizadas diversas atividades socioambientais (Figura 27), tais como reuniões com lideranças comunitárias e subprefeituras, treinamento da comunidade para executar novas atividades, eventos de divulgação, cursos para as mulheres e crianças, implantação da garrafa pet coletora, doação de cesta básica e kits de higiene, implantação de governança colaborativa, mutirão da limpeza, e, por fim, a colaboração dos agentes de saúde na disseminação do projeto.

Uma das ações socioambientais implantada em um dos contratos foi a construção de uma Cooperativa de Reciclagem (Figura 28), para geração de renda para a população local, além da já mencionada Estação Socioambiental (ESA - Figura 29), que atrai tanto o público adulto quanto crianças, com visitas escolares.



Figura 27: Exemplos de ações socioambientais realizadas.



Figura 28: Eco-ponto e Cooperativa de Reciclagem construída na bacia do Córrego Ponte Baixa.



Figura 29: Estação Socioambiental (ESA) instalada na bacia do Córrego Aterrado-Zavuvus, próxima à estação de trem Jurubatuba.

Discussão dos resultados

A relação direta entre a remuneração e o atingimento das metas estipuladas, bem como o incentivo à superação dessas metas e implicações em caso de não cumprimento, tornaram a metodologia com o modelo de contratação por performance em uma ferramenta poderosa para implantação e adequação do sistema de esgotamento sanitário, responsável por encaminhar uma quantidade expressiva de economias a tratamento em um curto período e reduzir os níveis de DBO na foz dos córregos contemplados.

Dessa forma, a metodologia se prova muito mais ágil, eficiente e eficaz do que o modelo convencional, e garante a execução completa das obras em pouco tempo, ou seja, a solução total que beneficia a população e o meio ambiente.

O modelo de balanço de massa desenvolvido subsidiou uma visão simples dos objetivos e ações dos contratos, e pode ser utilizado não apenas para outros contratos de performance, mas também para o estudo e diagnóstico de qualquer bacia de esgotamento ou outra delimitação do sistema de esgotamento, pois auxilia no planejamento de qualquer intervenção.

O diagnóstico detalhado e correto da bacia de esgotamento é de suma importância, para que a meta estipulada de economias encaminhadas para tratamento seja ponderada, evitando ser menor do que o necessário para a redução dos níveis de poluição do córrego e, por consequência, não atingir a meta de DBO proposta, ou ser grande demais, de forma a impossibilitar o alcance da meta pela contratada no prazo estipulado.

Ademais, as intervenções nas vias públicas, áreas de concessionárias ou faixas de servidão necessitam de autorizações prévias, o que pode impactar negativamente no tempo de execução das obras, atravancando a agilidade do contrato. Por conta disso, é imprescindível verificar as áreas e projetos para solicitar tais autorizações o mais rapidamente possível aos órgãos competentes.

Para potencializar os resultados, é primordial que os contratos incluam ações socioambientais abrangentes, envolvendo e sensibilizando a população das áreas atendidas, com o foco de ressaltar a importância e os benefícios das obras para a sociedade.

O envolvimento das pessoas da comunidade local foi essencial, devido à influência para com os demais, por isso, foram contratadas várias pessoas da comunidade local. Além da oferta de trabalho, foram realizadas palestras e oficinas educativas, que abrangeram várias idades e auxiliaram no desenvolvimento educacional e profissional em diversas áreas.

Outra característica do modelo de contratação por performance de esgoto é que, ao contrário do modelo convencional, a contratada é livre para propor soluções alternativas, desde que aprovadas pela contratante. Isso amplia as possibilidades de atendimento com serviços de coleta, afastamento e tratamento, principalmente nos locais onde o adensamento populacional e a ocupação irregular impossibilitam a instalação de um sistema de esgotamento sanitário convencional.

Uma das soluções alternativas amplamente empregada foi a instalação de redes coletoras nas margens de córregos (Figura 30), que permitiu o atendimento de diversos imóveis em soleira negativa, inclusive em locais onde os imóveis estavam diretamente sobre o córrego.

A expansão do sistema de esgotamento sanitário através desse modelo de contratação melhora a saúde e a qualidade de vida da população, pois diminui a proliferação de doenças de veiculação hídrica e traz valorização imobiliária, econômica e educacional.



Figura 30: Exemplo de execução de solução alternativa, com assentamento de rede coletora de esgoto nas margens dos córregos.

O legado para a engenharia e a sociedade

A nova metodologia, empregada em conjunto com contrato de performance de esgoto, representa uma mudança na busca pela universalização do saneamento, pois, com eles, o contratado tem o mesmo objetivo do contratante, isto é, sanear a bacia ao encaminhar economias para tratamento e reduzir a carga poluidora do córrego.

Esse novo modelo garante a solução total com a execução de todas as ações necessárias para universalizar o saneamento e agrega valor para a companhia, sendo muito mais ágil, eficiente e eficaz do que o modelo de contratação convencional, como demonstrado pelos resultados obtidos. No modelo convencional, ocorria de um trecho ser considerado inexecutável e, portanto, a obra ficar inacabada ou não interligada, gerando transtorno não só para a companhia, como também para a população.

Ademais, o emprego do balanço de esgotamento foi responsável por otimizar o tempo para o levantamento de informações, agilizar a visualização das informações do sistema e facilitar a compreensão por pessoas que não estavam envolvidas no processo, de forma que se tornou uma importante ferramenta de gestão para a universalização do saneamento. A partir do balanço, foram quantificadas as ações dos contratos de performance, estabelecidas suas metas e validadas as previsões dos resultados.

O desenvolvimento desse modelo de contratação por performance incentiva a superação da meta proposta, ao mesmo tempo que penaliza o não cumprimento de um percentual mínimo da meta. Essa inovação, que envolveu uma equipe multidisciplinar, gerou renda e melhorou a qualidade de vida da população local e do meio ambiente, contribuiu para a universalização do saneamento e para a melhoria da qualidade das águas dos afluentes do Rio Pinheiros, como demonstrado pela presença de vida aquática nos córregos (Figura 10).



Figura 31: Retorno da fauna e flora aquática ao Córrego Ponte Baixa após as ações do contrato de performance de esgoto.

A despoluição do Rio Pinheiros deixará um legado para a população futura, conforme preconizado na Constituição Federal de 1988, em seu Artigo 225:

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações.”

Agradecimentos

O sucesso nunca é alcançado sem a ajuda de uma boa equipe. Por isso, pela participação em todas as etapas do desenvolvimento da metodologia, transformação social e quebra de paradigma, agradecemos à superintendência e aos departamentos da Unidade de Negócio Sul da Sabesp (MS): Planejamento, Administrativo, Engenharia, Unidades de Gerenciamento Regional de Santo Amaro, Guarapiranga e Interlagos.

Referências

Brasil. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em 27/06/2023.

ROCHA, A. “Websérie Todos pelo Rio Pinheiros - Ep3 / Temporada 2.” Youtube, 09/04/2021. Disponível em <<https://www.youtube.com/watch?v=i0RVpa7uE5Q&t=12s>>. Acesso em 27/06/2023.

AVALIAR A EFICIÊNCIA DA DUPLA FILTRAÇÃO CONVENCIONAL COM O SISTEMA NÃO CONVENCIONAL EM RELAÇÃO A REMOÇÃO DE TURBIDEZ NA ÁGUA TRATADA

¹ Thiago Norões de Albuquerque, ² Francisco Mauricio de Sá Barreto

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão, campus - IFMA, Campus Buriticupu thiago.albuquerque@ifma.edu.br; ² Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE, campus Fortaleza, barreto@ifce.edu.br

Palavras-chave: Turbidez; Dupla Filtração Convencional; Dupla filtração não convencional

Resumo

Com o aumento da degradação da qualidade das águas armazenadas em mananciais, e devido à necessidade de disponibilizar água tratada para a manutenção das atividades humanas, se busca elevar a eficiência das tecnologias de tratamento de água para que possam atender os parâmetros de qualidade exigidos na norma legal, despendendo o menor volume de recursos possível em sua utilização. No sistema de dupla filtração convencional, as três carreiras de filtração realizadas resultaram no mesmo tempo de duração: nove horas e trinta minutos, encerrando-se depois de constatado a perda de carga máxima estabelecida em projeto para a unidade de filtração descendente: 1,03 m. O filtro ascendente apresentou para as carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 0,41 - 0,51, e turbidez máxima variando entre 0,99 - 1,19. O filtro descendente, nos ensaios realizados, apresentou nas carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 0,31 - 0,33 e turbidez máxima variando entre 0,50 - 0,62. Ao final dos ensaios, a turbidez para as carreiras de filtração variavam entre 0,33 - 0,40 cumprindo as exigências estabelecidas na Portaria 888/21 do Ministério da Saúde, que determina valor máximo de 0,5 uT em 95% da amostras coletadas para água pós-filtração. Para os filtros não convencionais pressurizados (FP1 e FP2) as carreiras de filtração apresentaram duração de quatro horas, sendo o fator limitante de operação os elevados valores de turbidez da água filtrada, obtidos após esse período de funcionamento. O filtro pressurizado (FP1) apresentou para as cinco carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 1,09 - 1,41 e turbidez máxima variando entre 2,30 - 2,57. O filtro pressurizado 2 (FP2) apresentou para as carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 0,41 - 0,50, e turbidez máxima variando entre 0,68 - 0,77. Com relação à eficiência de remoção de turbidez para o filtro pressurizado 1 (FP1), observou-se valor médio de remoção de 70% da turbidez, inferior ao valor observado no filtro ascendente do sistema de dupla filtração convencional, que foi de 83% de remoção para o mesmo período. Para o filtro pressurizado 2 (FP2) foi observado valor de remoção turbidez entre 68% e 70%, sendo esse bem superior à média do filtro descendente do sistema de dupla filtração convencional. A maioria dos resultados de turbidez demonstrou que para água pós-filtrada, mesmo nas horas iniciais, os resultados já estavam próximos do valor máximo permitido, ou em desacordo com a Portaria 888/21 do Ministério da Saúde, que limita o valor máximo de 0,5 uT em 95%. A carreira de filtração do sistema de dupla filtração convencional apresentou tempo de funcionamento superior à dupla filtração modificada em mais de 5 horas de funcionamento possivelmente devido ao maior leito filtrante presente na unidade que permite retenção de flocos durante um maior tempo de operação. O valor de turbidez da água filtrada pelo sistema de dupla filtração convencional sempre se manteve inferior à turbidez do sistema de dupla filtração modificada, bem como de acordo com o valor máximo permitido pela Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde. O sistema de dupla filtração modificada apresentou dificuldade em atender os valores de turbidez exigidos pela Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde, mesmo nas horas iniciais de funcionamento.

Introdução

A escolha da tecnologia de tratamento a ser empregada na potabilização das águas se encontra diretamente relacionada às características qualitativas da água do manancial (BRASIL, 2005). Para águas com excelente qualidade, sistemas mais simplificados e de menor custo podem ser utilizados, mas à medida que a qualidade da água bruta se torna reduzida, tecnologias mais complexas e de maior custo financeiro são requeridas, podendo em alguns casos específicos se tornar economicamente inviável à exploração de um manancial (REIS, 2016).

De acordo com a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH, 2016), o município de Fortaleza apresenta redução da qualidade das águas superficiais utilizadas para o abastecimento da população, decorrente do prolongado período de escassez hídrica, fator esse que ocasiona a redução dos volumes e da qualidade de água armazenada nos açudes da região. Em virtude dos problemas naturais existentes e da dificuldade do sistema de tratamento atual em manter a qualidade da água exigida pela Portaria 888/2021 do Ministério da Saúde, que dispõem sobre os padrões de potabilidade de água para abastecimento, novas tecnologias de tratamento são estudadas com o intuito de aperfeiçoar a eficiência do tratamento e reduzir os custos operacionais.

Tecnologias modificadas baseadas no processo de dupla filtração convencional vêm ganhando espaço pelos bons resultados obtidos, alguns exemplos são: dupla filtração por filtros ascendentes estudada por Machado e Sens (2012); por

filtros pressurizados ou por filtros de lavagem contínua estudados por Lima e Capelo Neto (2015) e Sens (2002). Essas tecnologias em escala piloto quando testadas apresentaram bons resultados de qualidade e quantidade de água produzida, sendo indicadas como tratamento de águas para abastecimento público.

Dentre os parâmetros físicos, aqueles que mais apresentam destaque no monitoramento da qualidade da água, e para a escolha da tecnologia de tratamento a ser utilizada são: Cor e turbidez (LIBANIO, 2008).

Em relação ao parâmetro turbidez, a Portaria 888/2021 estabelece os valores máximos permitidos para a garantia da qualidade de água disponibilizada para o abastecimento humano. Segundo essa Portaria valores muito elevados, acima de 0,5 uT na saída dos sistemas de filtração rápido, podem vir a dificultar o processo de desinfecção, comprometendo a eficiência de tratamento. A dupla filtração é composta de filtro ascendente e descendente e surgiu como um avanço da tecnologia de filtração direta de tratamento de água (CERQUEIRA, 2008). Nesse sistema, o filtro de escoamento ascendente possui na composição do leito filtrante o material que pode ser areia grossa ou pedregulho, geralmente em camadas de granulometria decrescente na direção do escoamento (PROSAB, 2003). O filtro de escoamento descendente geralmente é constituído de areia ou outro material filtrante de pequena granulometria comumente utilizado em filtros rápidos descendentes (PROSAB, 2003).

De acordo com Alcântara (2010), os sistemas de dupla filtração podem ser utilizados para tratar água bruta com valores de turbidez da ordem de 150 uT, cor verdadeira de 100 uH e sólidos em suspensão de 150 mg/L.

Segundo Silva et al., (2015), o processo de tratamento por dupla filtração apresenta elevada eficiência na remoção de turbidez, biomassa algal e matéria orgânica sendo por isso frequentemente utilizada nos processos de potabilização de águas para consumo humano. Conforme Libânio (2008), os filtros de pressão são cilindros fechados de eixo vertical ou horizontal com meio filtrante geralmente constituído de areia e seixos. Os filtros de areia pressurizados necessitam possuir correto dimensionamento de modo a evitar possíveis rupturas em sua parede devido às pressões de trabalho impostas às unidades de tratamento (PINHO e OLIVEIRA, 2016).

A operação do filtro tem sua eficiência estimada através da retenção do material disperso na água bruta em sua matriz filtrante, após sua remoção os vazios serão colmatados e os valores de pressão sofrerão acréscimo até que seja identificada a necessidade de limpeza da camada. As vazões e pressões impostas no momento da retrolavagem estão sujeitas às características do filtro e a granulometria de seu leito filtrante (SALCEDO, TESTEZLAF, MESQUITA, 2011).

Com base no exposto, este trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência da dupla filtração convencional com o sistema não convencional, em relação à remoção de turbidez na água tratada.

Metodologia

A pesquisa foi realizada na unidade da Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará (CAGECE), denominada de Estação de Tratamento de Água Oeste (ETA Oeste), localizada no município de Caucaia-CE.

A estação de tratamento de água adota a tecnologia de tratamento por dupla filtração convencional, com capacidade total de operação de 5m³/s, mas atualmente produz cerca de 2,6 m³/s de água tratada. O sistema conta com 24 filtros ascendentes e 24 filtros descendentes, operando parcialmente com cerca de 12 unidades de cada modalidade de filtro.

Os sistemas de dupla filtração estudados, convencional e modificado, são de propriedade da CAGECE e foram projetados pelo corpo técnico da empresa.

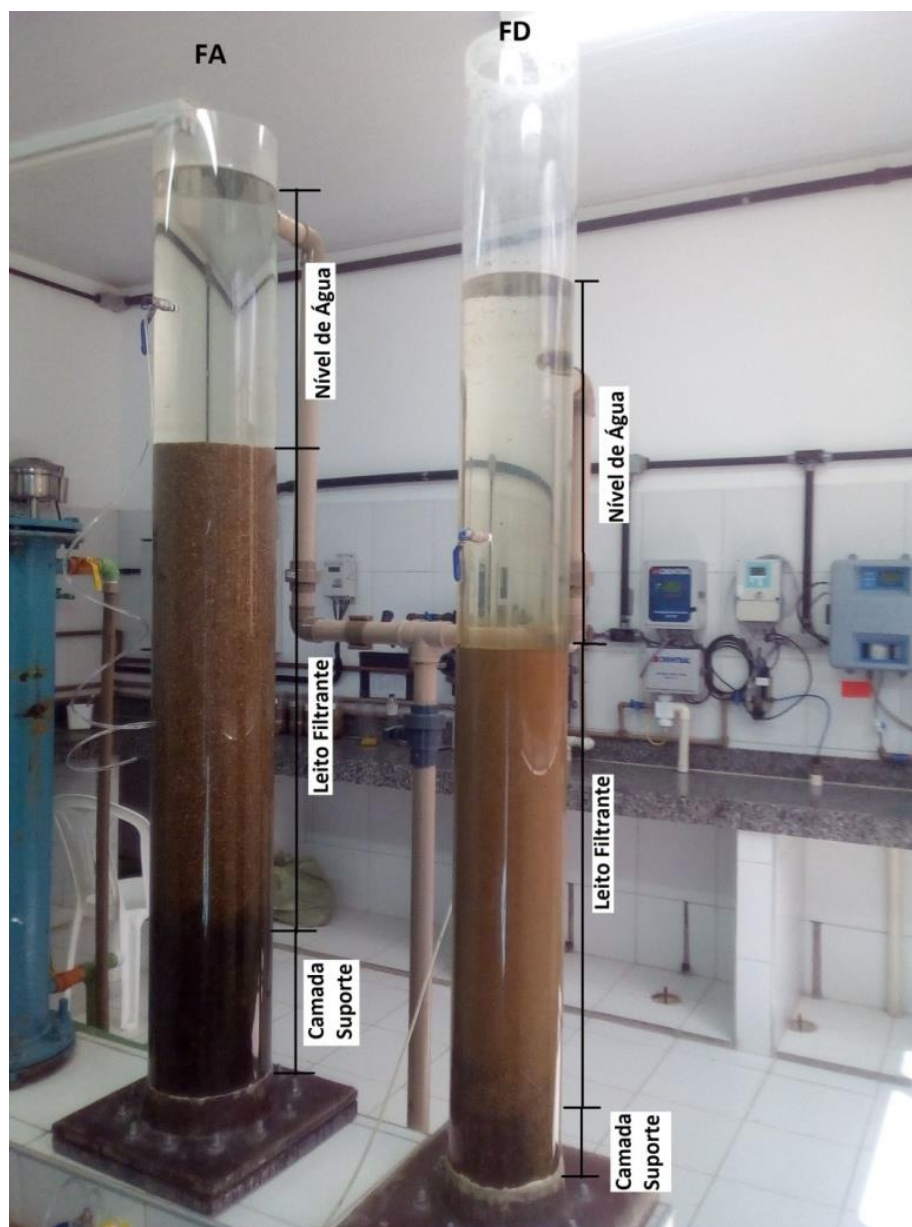
O sistema de dupla filtração convencional, em escala piloto, é utilizado para testar dosagens de produtos químicos, simular operações hidráulicas nos filtros, perda de carga, entre outros, operando com as mesmas condições do sistema de dupla filtração em escala real.

Os filtros sob pressão, em escala piloto, são utilizados para o desenvolvimento de pesquisas e outras no atividades relacionadas ao tratamento de água nas instalações piloto da CAGECE. Ambos os sistemas estão localizados no laboratório da ETA Oeste, denominados de ETA Piloto.

Inicialmente, os sistemas de filtração foram adaptados para a realização da pesquisa e, posteriormente, foram identificadas as dosagens ótimas dos produtos químicos, e em seguida realizado a operação dos sistemas de filtração. Ao término dos experimentos era coletada uma amostra de água filtrada para a determinação da turbidez.

A operação dos sistemas de filtração foram realizados entre os meses de janeiro a julho de 2017. Os experimentos foram realizados em três carreiras de filtração, e a coleta de dados referente à turbidez era feita a cada hora de funcionamento dos filtros. As análises de turbidez foi realizada no laboratório da ETA Oeste, de acordo com o método adotado pela empresa.

Foram utilizados dois sistemas de filtração na pesquisa. O primeiro, descrito na literatura como sistema de dupla filtração convencional, composto por dois filtros, sendo o primeiro de fluxo ascendente e o segundo de fluxo descendente (Figura 1).



Fonte: Autores (2018) – FA: Filtro Ascendente; FD: Filtro Descendente
Figura 1- Sistema de dupla filtração convencional em escala piloto

Os dois filtros do sistema possuem 2m de altura e foram construídos em acrílico, facilitando a visualização do processo de filtração. Ambos os filtros possuem leito filtrante de camada simples composto de areia, e camada suporte composta de pedregulhos de diferentes granulometrias, demais informações técnicas são apresentadas na tabela 1.

O segundo sistema utilizado foi denominado de sistema de dupla filtração modificado (ou não convencional) (Figura 2). A utilização de filtro pressurizado ocorreu pela possibilidade de trabalho com maiores taxas de filtração quando comparado à dupla filtração convencional, e pela possibilidade de reduzir a demanda de área e de volume de água para a lavagem dos filtros, aumentando deste modo a sua produtividade.

Tabela 1: Características dos filtros da dupla filtração convencional em escala piloto.

DUPLA FILTRAÇÃO CONVENCIONAL		
Características	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
Altura do filtro	2m	2m
Material do filtro	Acrílico	Acrílico
Material do leito filtrante	Areia	Areia

Leito Filtrante	Material	Diâmetro	Altura da camada	Material	Diâmetro	Altura da camada
Altura do leito filtrante	Areia	3,36 a 1,19mm	1m	Areia	1,41 a 0,3mm	0,85m
Altura da camada suporte	Pedregulho	38 a 25,4mm	0,15m	Pedregulho	19 a 12,7mm	0,075m
		25,4 a 19mm	0,15m		12,7 a 6,4mm	0,075m
		19 a 12,7mm	0,15m		6,4 a 3,36mm	0,075m
		12,7 a 6,4mm	0,15m		-	-
		6,4 a 3,36mm	0,15m		-	-
Diâmetro do tubo	250 mm			200 mm		
Área filtrante	0,049 m ²			0,031 m ²		

Fonte: Autores (2018)



Fonte: Autores (2018) - FPD1: Filtro Pressurizado Descendente 1; FPD2: Filtro Pressurizado Descendente 2

Figura 2- Sistema de dupla filtração modificada em escala piloto.

O sistema é composto de dois filtros metálicos, com 1,20m de altura, e sistema pressurizados de fluxo descendente (Tabela 2). O leito filtrante do filtro pressurizado 1 (FP1) apresentou a mesma granulometria do leito filtrante do filtro ascendente do sistema de dupla filtração convencional. Já o filtro pressurizado 2 (FP2) apresentou o leito filtrante com granulometria igual a granulometria do leito filtrante do filtro descendente da dupla filtração convencional.

A pressurização dos filtros é realizada por uma bomba periférica gamma QB60, com vazão máxima de água de 32 L/min.

Tabela 2: Características dupla filtração modificada em escala piloto

DUPLA FILTRAÇÃO MODIFICADA						
Características	Filtro Pressurizado 1			Filtro Pressurizado 2		
Altura do filtro	1,2m			1,2m		
Material do filtro	Ferro fundido			Ferro fundido		
Material do leito filtrante	Areia			Areia		
Leito Filtrante	Material	Diâmetro	Altura da camada	Material	Diâmetro	Altura da camada
Altura do leito filtrante	Areia	3,36 a 1,19mm	0,50 m	Areia	1,41 a 0,3mm	0,50m
Altura da camada suporte	Pedregulho	25,4 a 19mm	0,10m	Pedregulho	19 a 12,7mm	0,10m
		19 a 12,7mm	0,05m		12,7 a 6,4mm	0,05m
		12,7 a 6,4mm	0,05m		6,4 a 3,36mm	0,05m
		6,4 a 3,36mm	0,10m		2,4 a 3,2mm	0,10m
Diâmetro do tubo	200 mm			200 mm		
Área filtrante	0,031 m ²			0,031 m ²		

Fonte: Autores (2018)

Durante o processo de filtração foi investigada a eficiência da remoção de turbidez a cada hora do período da carreira de filtração, de maneira independente para cada um dos filtros. Foi avaliada também, o valor de turbidez água bruta a cada duas horas no laboratório da CAGECE ao longo de toda a carreira de filtração.

As carreiras de filtração eram consideradas encerradas quando:

- Atingia-se a perda de carga máxima (1,03m) proposta para o sistema piloto convencional;
- Ocorresse transpasse de turbidez, para água filtrada, superior ao limite estabelecido na Portaria 888/21 do Ministério da Saúde, ou seja, 0,5 uT.

Quando o ensaio de turbidez, durante a carreira de filtração, apresentava valor superior a (0,5 uT), outros dois ensaios eram realizados após 10 e 15min do resultado inicial, para confirmação do transpasse. Se os dois resultados para os ensaios de turbidez fossem superior ao valor inicial a carreira era finalizada, procedendo-se, em seguida, com a retrolavagem do filtro.

A turbidez foi medida por meio de um turbidímetro portátil de marca Hach, calibrado em fevereiro e novamente em maio de 2017.

Resultados e Discussão

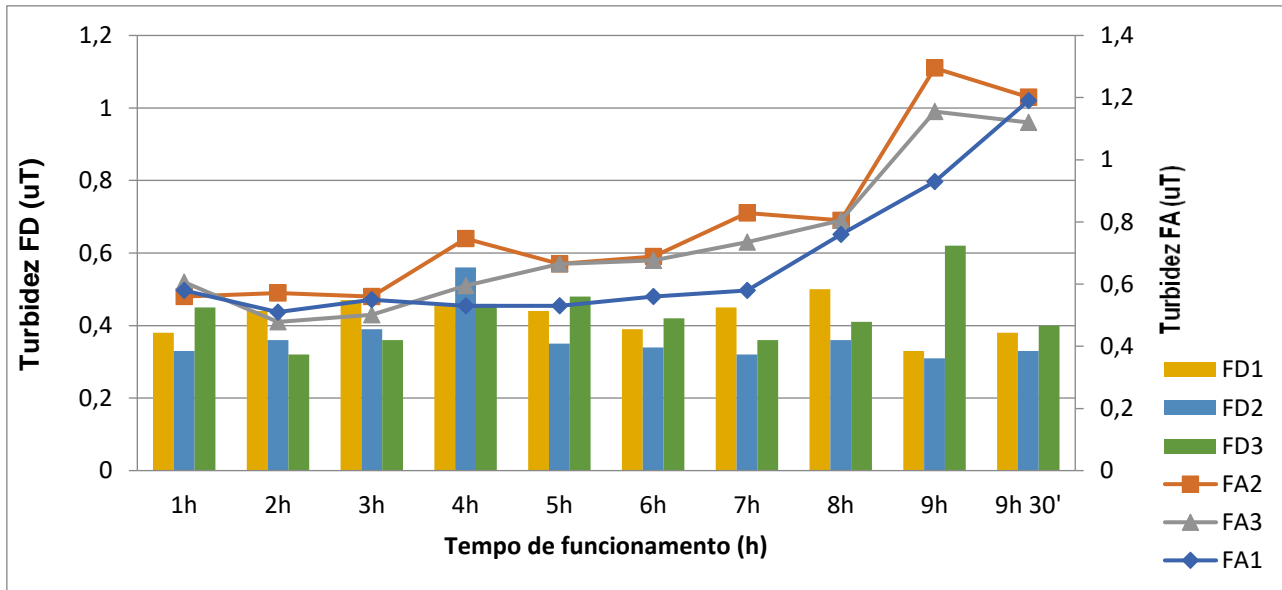
O filtro ascendente apresentou, para as carreiras de filtração, turbidez mínima variando entre 0,41 - 0,51 e turbidez máxima variando entre 0,99 - 1,19, conforme apresentado na figura 3

De acordo com o gráfico da figura 18, observa-se que os valores de turbidez da água filtrada, em ambos os filtros, aumentaram com o passar das horas de funcionamento, como resultado da colmatação do leito filtrante.

As elevações de turbidez da água filtrada se mostraram mais acentuadas após a 6ª h de funcionamento, decorrente de uma sobrecarga maior no filtro descendente, para manutenção da qualidade da água.

No arranjo de dupla filtração, o filtro ascendente recebe inicialmente uma grande quantidade de flocos, dos quais, aproximadamente, 50% ficam retidos em sua camada suporte, e os flocos restantes ficam retidos ao longo do leito filtrante. Nesse contexto, tanto a camada suporte quanto a camada filtrante passam a realizar o polimento das águas, de modo que quando os vazios se encontram preenchidos, ocorre à liberação mais acentuada de impurezas para a unidade posterior (BOTARI e DI BERNARDO, 2007, GHISI, 2016).

De acordo com Cirne (2014), em seus experimentos utilizando diferentes granulometrias e taxas de filtração para sistemas de dupla filtração, comprovou-se que através da redução da granulometria do leito filtrante em filtros ascendentes e descendentes é possível otimizar a remoção de turbidez na filtração. Entretanto, fatores como taxa de filtração e características granulométricas do leito filtrante acabam por modificar a perda de carga, assim para leitos filtrantes de menor granulometria maior será a perda de carga (BOTARI e DI BERNARDO, 2009).



Fonte: Autor (2017). FA-filtro ascendente; FD- filtro descendente. * A numeração designa a carreira de filtração.

Figura 3 - Valores de turbidez para a dupla filtração convencional

Para Kuroda (2002), a duração da carreira de filtração está diretamente associada à qualidade da água bruta, que afluem ao sistema. Para os sistemas de dupla filtração, é necessário que os filtros ascendentes operem nas primeiras horas retendo a maior parte flocos dispersos no meio líquido, evitando assim uma sobrecarga de remoção por parte dos filtros descendentes, para assegurar a eficiência do tratamento.

O filtro descendente nos ensaios realizados, apresentou nas carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 0,31 - 0,33 e turbidez máxima variando entre 0,50 - 0,62. Ao final dos ensaios, a turbidez para as carreiras de filtração variavam entre 0,33 - 0,40 cumprindo o que determina a Portaria 888/21 do M. S., que estabelece o valor máximo de 0,5 uT em 95% da amostras coletadas para água pós-filtração.

Estudos realizados por Braga (2005), mostraram que em sistemas de dupla filtração convencional, grande parte das impurezas são removidas no filtro ascendente, sendo portanto esse filtro responsável por um polimento adicional das águas filtradas nessa unidade. Ademais, segundo o mesmo autor, a qualidade da água do filtro descendente não foi influenciada imediatamente pela degradação da qualidade da água proveniente do filtro ascendente, pois sua matriz filtrante ainda permitia a retenção dos flocos presentes no meio líquido, porém devido à maior velocidade de colmatação do leito, a perda de carga apresentou rápida elevação dos seus valores.

Situação similar ocorreu no desenvolvimento desta pesquisa (figura 3), uma vez que a turbidez do filtro descendente se manteve relativamente constante durante todo o período, mas após o período de 6h de funcionamento, com a redução da qualidade das águas do filtro ascendente, a perda de carga do filtro descendente passou a sofrer significativo aumento nas horas posteriores.

Os valores de turbidez da água filtrada dos dois filtros apresentaram pequena variação ao longo das carreiras de filtração. Após a 6ª h de funcionamento o filtro ascendente passou a apresentar redução de sua qualidade, identificado por meio do ensaio de turbidez que demonstrou o transpasse dos flocos. Entretanto, a qualidade para as águas do filtro descendente se manteve relativamente constante.

No interior do filtro ascendente sua camada suporte atua como uma unidade de floculação em que os flocos, à medida que crescem, vão sendo retidos nas camadas superiores do leito filtrante. Porém, com a colmatação dos vazios no filtro ascendente, ocorre a redução da retenção dos flocos que passam a se deslocar para o filtro descendente. Isso ocorre em parte, pois com a redução dos vazios no filtro o processo de floculação na unidade tornasse menor, incidindo em um carregamento de partículas não floculadas com pequeno diâmetro para o filtro descendente.

A qualidade da água bruta apresentou maior variação de turbidez para a última carreira de filtração atingindo valores máximos de 8,60 uT e valores mínimos de 3,84 uT. Para as demais carreiras de filtração a qualidade da água bruta se manteve entre 3,17 e 6,32 uT, sempre tendendo a elevação de valores ao longo do dia. Tal condição poderia ser explicada devido ao processo de estratificação térmica presente no manancial, que pode provocar ressuspensão do fitoplâncton elevando os valores de turbidez das águas captadas (FUNCEME, 2002).

A eficiência de remoção média de turbidez no filtro ascendente variou entre 85% e 89%, para as carreiras de filtração (Figura 4). No decorrer do processo, com a colmatação do filtro ascendente, a eficiência de remoção de turbidez no filtro descendente passou a obter acréscimo, com eficiência média de remoção entre 28% e 41%. Os valores de turbidez da água tratada pelo sistema de dupla filtração convencional, sofreram pouca variação, e ao final de todas as carreiras de filtração sempre estiveram de acordo com o valor máximo permitido (0,5 uT) determinado pela Portaria n° 888/2021 do M.S.

Hora de coleta	Valores de Turbidez (uT)			Eficiência de Remoção de Turbidez	
	27/04/2017	1ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Ascendente	Filtro Descendente	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
1h	3,96	0,58	0,38	85%	34%
2h	-	0,51	0,44	87%	14%
3h	3,17	0,55	0,47	83%	15%
4h	-	0,53	0,46	83%	13%
5h	4,67	0,53	0,44	89%	17%
6h	-	0,56	0,39	88%	30%
7h	5,83	0,58	0,45	90%	22%
8h	-	0,76	0,50	87%	34%
9h	5,80	0,93	0,33	84%	65%
9h 30'	5,81	1,19	0,38	80%	68%
Hora de coleta	03/05/2017	2ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Ascendente	Filtro Descendente	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
	1h	4,70	0,48	0,33	90%
2h	-	0,49	0,36	90%	27%
3h	5,55	0,48	0,39	91%	19%
4h	-	0,64	0,56	88%	13%
5h	4,46	0,57	0,35	87%	39%
6h	-	0,59	0,34	87%	42%
7h	5,55	0,71	0,32	87%	55%
8h	-	0,69	0,36	88%	48%
9h	5,98	1,11	0,31	81%	72%
9h 30'	6,32	1,03	0,33	84%	68%
Hora de coleta	09/05/2017	3ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Ascendente	Filtro Descendente	Filtro Ascendente	Filtro Descendente
	1h	3,84	0,52	0,45	86%
2h	-	0,41	0,32	89%	22%
3h	5,32	0,43	0,36	92%	16%
4h	-	0,51	0,46	90%	10%
5h	5,04	0,57	0,48	89%	16%
6h	-	0,58	0,42	88%	28%
7h	7,97	0,63	0,36	92%	43%
8h	-	0,69	0,41	91%	41%
9h	5,66	0,99	0,62	83%	37%
9h 30'	8,60	0,96	0,40	89%	58%

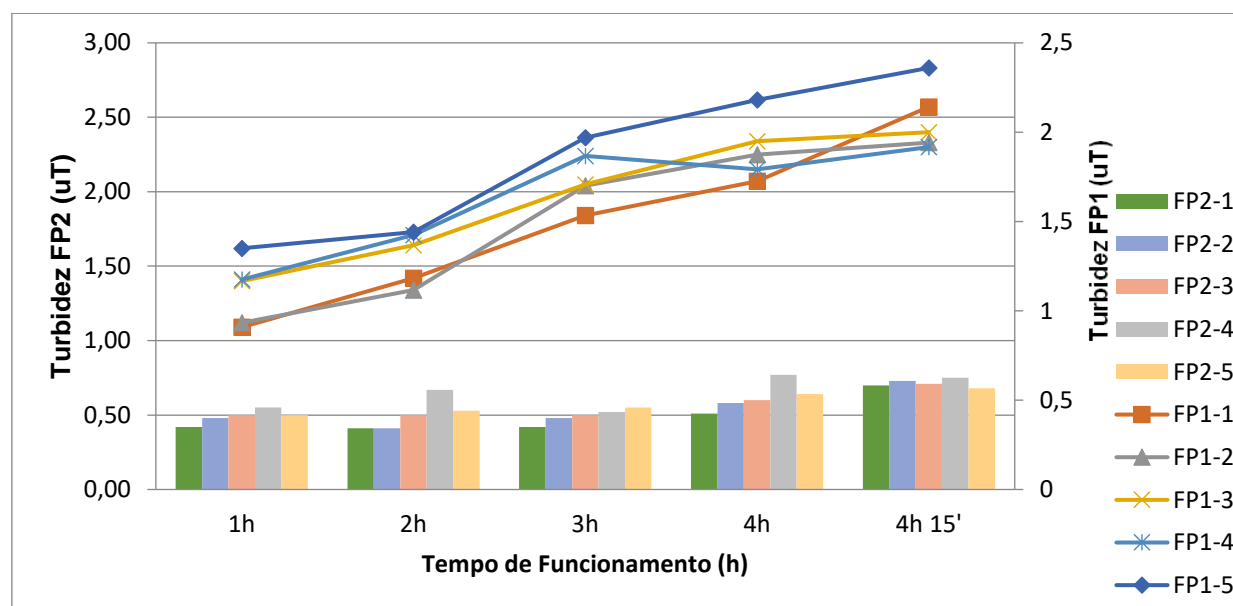
Fonte: Autores (2017).

Figura 4 - Valores de Turbidez no Sistema de Dupla Filtração Convencional.

Alcântara (2010) constatou que, a partir do estudo da eficiência de um sistema de dupla filtração para o tratamento de águas para abastecimento, foi possível amortecer de forma mais eficiente maiores variações de qualidade e encaminhar para o polimento final efluente para o filtro descendente assegurando uma maior eficiência no tratamento e maior tempo de operação do sistema de filtração. O mesmo fato foi identificado nessa pesquisa, em que o sistema de dupla filtração convencional suportou de forma satisfatória a variação de qualidade da água ao longo do dia.

Nessa pesquisa foi facilmente identificado que o filtro ascendente, nas horas iniciais, realizava a maior retenção de flocos, de modo que o afluente ao filtro descendente realizava o polimento final das águas filtradas corroborando com a pesquisa de ALCANTÁRA (2010).

Para os filtros pressurizados (FP1 e FP2) as carreiras de filtração apresentaram duração de quatro horas, sendo o fator limitante de operação os elevados valores de turbidez da água filtrada obtidos após esse período de funcionamento. O filtro pressurizado (FP1) apresentou para as cinco carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 1,09 - 1,41 e turbidez máxima variando entre 2,30 - 2,57, conforme apresentado na figura 5. Os valores demonstram uma elevação da turbidez do efluente filtrado com o passar das horas de funcionamento.



Fonte: Autor (2017). FP1: filtro pressurizado 1; FP2: filtro pressurizado 2; *A numeração final designa a carreira de filtração.

Figura 4 - Valores de turbidez para o sistema de filtração pressurizada.

Deus, Testezlaf e Mesquita (2015), estudando a eficiência de filtros de areia pressurizados para remoção de diferentes tamanhos de partículas na água de irrigação, constataram que taxas de até $75\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ os filtros são eficiente na remoção de areias com tamanhos maiores que $60\mu\text{m}$. Segundo esses autores, a diminuição da granulometria do leito filtrante pode aumentar a eficiência de remoção de pequenas partículas, mas em consequência passaram a elevar a perda de carga e reduzir o tempo de funcionamento da carreira de filtração.

Com base no sistema de dupla filtração modificado estudado, a retenção de flocos no filtro (FP2), que possuía um leito de menor granulometria, possibilitava um maior polimento quando empregado baixos valores de turbidez, decorrente de sua pequena granulometria, corroborando com a pesquisa anterior.

Em um sistema de dupla filtração modificado composto de um pré-filtro e dois filtros descendentes, foi observado que para que ocorra remoção da turbidez satisfatória nas unidades de filtração, quanto menor o material que deve ser removido menor será a granulometria do leito (LINHARES *et al.*, 2016).

Para o sistema de dupla filtração modificado pesquisado, observou-se que para a granulometria do filtro pressurizado 1 (FP1) os valores mínimos de turbidez obtidos estão acima de 1 uT. Estes valores indicam a dificuldade do leito filtrante em reter os microflocos presentes na unidade, ocasionando a redução da carreira de filtração da unidade posterior devido à maior concentração de flocos que será encaminhado a ela.

O filtro pressurizado, mesmo possuindo a mesma granulometria do filtro ascendente, por possuir um fluxo descendente e pressurizado, apresenta dificuldade em reter os microflocos produzidos, pois a pressurização no sistema aumenta a fluidificação da matriz filtrante, possibilitando o carreamento das partículas retidas no leito.

O filtro pressurizado 2 (FP2) apresentou para as carreiras de filtração turbidez mínima variando entre 0,41 - 0,50 e turbidez máxima variando entre 0,68 - 0,77. Ao final dos ensaios, a turbidez para as carreiras de filtração variavam entre 0,68 - 0,75. A maioria dos resultados de turbidez demonstrou que para água pós-filtrada, mesmo nas horas iniciais, os resultados já estão próximos do valor máximo permitido, ou em desacordo com a Portaria 888/21 do M. S. que limita o valor máximo de 0,5 uT em 95% das amostras coletadas, identificando a dificuldade de se obter uma remoção satisfatória de turbidez (Figura 5).

Hora de coleta	Valores de Turbidez (uT)			Eficiência de Remoção de Turbidez	
	31/05/2017	1ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2
1h	6,96	1,09	0,42	84%	61%
2h	-	1,42	0,41	80%	71%
3h	6,98	1,84	0,42	74%	77%
4h	-	2,07	0,51	70%	75%
4h 15'	5,95	2,57	0,70	57%	73%
Hora de coleta	01/06/2017	2ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2
1h	8,19	1,12	0,48	86%	57%
2h	-	1,34	0,41	84%	69%
3h	5,28	2,04	0,48	61%	76%
4h	-	2,25	0,58	57%	74%
4h 15'	6,99	2,33	0,73	67%	69%
Hora de coleta	01/06/2017	3ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2
1h	6,99	1,4	0,50	80%	64%
2h	-	1,64	0,50	77%	70%
3h	6,83	2,05	0,50	70%	76%
4h	-	2,34	0,60	66%	74%
4h 15'	6,26	2,40	0,71	62%	70%
Hora de coleta	07/06/2017	4ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2
1h	5,83	1,41	0,55	76%	61%
2h	-	1,71	0,67	71%	61%
3h	5,64	2,24	0,52	60%	77%
4h	-	2,15	0,77	62%	64%
4h 15'	4,60	2,3	0,75	50%	67%
Hora de coleta	07/06/2017	5ª Carreira			
	Água Bruta	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2	Filtro Pressurizado 1	Filtro Pressurizado 2
1h	4,49	1,35	0,5	70%	63%
2h	-	1,44	0,53	68%	63%
3h	8,64	1,97	0,55	77%	72%
4h	-	2,18	0,64	75%	71%
4h 15'	5,06	2,36	0,68	53%	71%

Fonte: Autor (2017).

Figura 5 - Valores de turbidez no sistema de dupla filtração pressurizado.

A qualidade da água bruta apresentou variação de turbidez com valores mínimo e máximos de, respectivamente, 4,49 uT e 8,64 uT. Esses valores encontram-se dentro dos valores apresentados pela literatura para águas superficiais lânticas do nordeste, que variam entre 2,4 e 10,3 uT (SENS *et al* 2002; BRAGA 2005; SÁ 2012).

Com relação à eficiência de remoção de turbidez para o filtro pressurizado 1 (FP1), observou-se valor médio de remoção de 70% da turbidez, inferior ao valor observado no filtro ascendente do sistema de dupla filtração convencional, que foi de 83% de remoção para o mesmo período. Para o filtro pressurizado 2 (FP2) foi observado valor de remoção de turbidez entre 68% e 70%, sendo esse bem superior à média do filtro descendente do sistema de dupla filtração convencional.

Comentários finais

- O valor de turbidez da água filtrada pelo sistema de dupla filtração convencional sempre se manteve inferior à turbidez do sistema de dupla filtração modificada, bem como de acordo com o valor máximo permitido pela Portaria n° 888/2017 do M.S.

- O sistema de dupla filtração modificada apresentou dificuldade em atender os valores de turbidez exigidos pela Portaria n° 888/2017 do M.S, mesmo nas horas iniciais de funcionamento.

- O sistema de dupla filtração modificada demonstrou-se ineficiente para remoção de turbidez nas concentrações exigidas na Portaria n° 888/2017 do M.S, a uma taxa de filtração de 300m³/m² dia.

Referências Bibliográficas

ALCANTARA, F. J. V. de. Estudo comparativo de dois leitos filtrantes com porosidades distintas em sistemas de dupla filtração para tratamento de água. 2010. 117 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2010.

BOTARI, A; DI BERNARDO, L. Modelação matemática macroscópica da perda de carga e da remoção de sólidos suspensos totais na filtração direta ascendente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.i], v. 12, p.149-159, 2007

BRAGA, F. M. G. **Dupla filtração em filtros ascendentes de pedregulho e filtros descendentes de areia aplicada à remoção de algas: influência da taxa de filtração e granulometria do filtro de areia.** 2005. 203 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2005.

BRASIL. Portaria de Consolidação n° 888 do Ministério da Saúde, de 04 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.

CERQUEIRA, D. A. **Remoção de oocistos de *Cryptosporidium parvum* e de indicadores no tratamento de água por ciclo completo, filtração direta descendente e dupla filtração, em escala piloto.** 2008. 214 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos Ceará. Qualidade das Águas dos Açudes Monitorados pela Cogerh – Campanha de Novembro/2015. Fortaleza: Cogerh, 2016. 15 p.

DEUS, F. P. de; TESTEZLAF, R; MESQUITA, M. Eficiência de filtros de areia pressurizados na remoção de diferentes tamanhos de partículas da água de irrigação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 50, p. 940-950, 2015.

FUNCEME - Fundação cearense de meteorologia e recursos hídricos. Projeto estudo da qualidade das águas em reservatórios superficiais da bacia metropolitana. Fortaleza: Srh/funceme/prourb-rh, 2002. 580 p.

GHSI, D. B. **Proposta de um modelo de projeto de filtro rápido bifluxo para tratamento de água de abastecimento.** 2016. 83 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

KURODA, E. K. Avaliação da filtração direta ascendente em pedregulho como pré tratamento em sistema de dupla filtração. 2002. 242 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2002.

LIBÂNIO, M. Fundamentos da qualidade e tratamento da água. 2. ed. Campinas: Átomo, 2008. 444 p.

LIMA, J. A. P; CAPELO NETO, J. Dupla filtração modificada utilizando filtro de pressão a montante de filtro ascendente no tratamento de águas eutrofizadas. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Fortaleza, v. 20, p.89-102, 2015.

LINHARES, H. P. et al. Remoção de cianobactérias em eta piloto de dupla filtração modificada CP.2016.PJ.0221. In: encontro de extensão, 25., 2016, Fortaleza. Anais... Fortaleza: UFC, 2016. p. 4102 - 4102.

MACHADO, B. C; SENS, Mo L. Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente. **Revista Dae**, [s.i], n. 190, p.21-26, 2012.

Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Filtração direta aplicada a pequenas comunidades**. São Carlos: PROSAB, 2003. 491 p.

PINHO, E. M. de; OLIVEIRA, C. F. de. Filtros utilizados para melhorias da qualidade da água na irrigação localizada. **Jornada Acadêmica UEG**, Santa Helena, v. 5, p.3968-3973, 2016.

REIS, C. G. Análise dos processos de clarificação e filtração da água para consumo humano estações de tratamento de água do Rio Grande do Sul. 2016. 43 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2016.

SÁ, M. A. de. **Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água com sistema de filtração direta ascendente em escala real**. 2012. 129 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2012.

MODELAGEM DO TRANSPORTE DE POLUENTE EM ÁGUAS SUBTERRÂNEAS DE EFLUENTES DISPOSTOS EM BACIAS DE INFILTRAÇÃO DE CIDREIRA - RS

¹Fabiane Cazulo Juchen, ²Fernando Mainardi Fan, ³Alessandro Gustavo Franck

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fabiane_juchen@hotmail.com; ²Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br; ³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: alessandro.franck@ufrgs.br

Palavras-chave: Bacias de infiltração; MODFLOW; MT3D.

Resumo

Uma alternativa para a disposição de efluentes no processo de tratamento de esgoto é o método de infiltração de efluente em solo. Este método consiste em dispor o efluente em bacias de infiltração, proporcionando o tratamento do esgoto através da infiltração. Neste processo substâncias poluentes podem chegar ao aquífero e causar a contaminação da água subterrânea. Desta forma, é de grande importância avaliar o transporte de poluentes em águas subterrâneas e para isso podem ser utilizados modelos matemáticos. Neste contexto, o presente estudo tem como objetivo testar uma abordagem de modelagem matemática para avaliar o comportamento da pluma de contaminação do nitrato em águas subterrâneas, oriundo de efluente sanitário que é disposto em solo. Para alcançar esse objetivo, foi realizada uma modelagem de fluxo de águas subterrâneas no MODFLOW, e de transporte de contaminantes no MT3D. A partir das simulações realizadas, obteve-se o fluxo das águas subterrâneas e a pluma de nitrato no aquífero. Os resultados obtidos demonstraram a efetividade do modelo em representar as condições hidrogeológicas da área de estudo, assim como o transporte do nitrato em meio poroso. Esses resultados evidenciaram a influência significativa das bacias de infiltração na recarga do aquífero e uma alta vulnerabilidade de contaminação deste, devido principalmente as suas características físicas. Destaca-se que os resultados quantitativos obtidos no presente trabalho não possuem caráter conclusivo, pois provêm de diversas simplificações.

Keywords: Infiltration basins; MODFLOW; MT3D.

Abstract

An alternative for the disposal of effluents in the sewage treatment process is the soil infiltration method. This method consists of disposing of the effluent in infiltration basins, providing sewage treatment through infiltration. In this process, polluting substances can reach the aquifer and cause groundwater contamination. In this way, it is of great importance to evaluate the transport of pollutants in groundwater, for which mathematical models can be used. In this context, the present study aims to test a mathematical modeling approach to evaluate the behavior of the nitrate contamination plume in groundwater, originating from sanitary effluent that is disposed of in soil. To achieve this objective, groundwater flow modeling was performed in MODFLOW, and contaminant transport in MT3D. Based on the simulations carried out, the flow of groundwater and the nitrate plume in the aquifer were obtained. The results obtained demonstrate the effectiveness of the model in representing the hydrogeological conditions of the study area as well as the transport of nitrate in porous media. These results showed the significant influence of infiltration basins on aquifer recharge and a high vulnerability to contamination, mainly due to its physical characteristics. It is noteworthy that the quantitative results obtained in the present work are not conclusive, as they come from several simplifications.

Introdução

O tratamento de esgoto é uma medida de saneamento básico que tem como objetivo acelerar o processo de purificação da água antes de ser devolvida ao meio ambiente ou reutilizada. O esgoto proveniente de imóveis residenciais, comerciais e industriais é transportado para as unidades de tratamento, conhecidas como Estação de Tratamento de Esgoto (ETE), onde passa por processos físico-químicos e/ou biológicos para a realização do tratamento. Uma alternativa no processo de tratamento é a disposição de esgoto em solo, que pode ser realizada pelo método de bacias de infiltração. Este método consiste em dispor o efluente tratado no solo, onde esse será infiltrado através do leito permeável, ocorrendo assim, a percolação de forma natural em direção à superfície freática.

O processo de infiltração tem capacidade de dissolver e arrastar para zonas mais profundas substâncias poluentes introduzidas nas zonas mais superficiais do solo. Isso depende do estado de saturação do solo, e pode causar a contaminação da água subterrânea. Um dos contaminantes provenientes do efluente sanitário que é infiltrado no solo é o nitrato, sendo este, o contaminante encontrado com maior frequência em aquíferos no mundo (REYNOLDS et al., 2006). O nitrato é utilizado como um indicador de poluição das águas subterrâneas devido a sua alta mobilidade, pois pode atingir extensas áreas (VARNIER et al., 2010), causando assim, significativos problemas ambientais nos recursos hídricos.

Sendo assim, é de suma importância o entendimento da dinâmica de poluentes na água subterrânea, e para isso podem ser usados modelos matemáticos, que são uma ferramenta alternativa para avaliação destes fenômenos. A partir deles é possível reproduzir um sistema natural com a compilação de informações obtidas em campo, permitindo assim uma melhor

compreensão do sistema, e auxiliando na avaliação de fenômenos hidrogeológicos sob diferentes condições. Também é possível analisar a incidência de cada um dos fatores ou variáveis intervenientes no sistema, permitindo comparar e/ou prever o comportamento do fenômeno em diferentes cenários.

Baseado nessas premissas, constitui objetivo deste trabalho testar a utilização de um modelo matemático para analisar o comportamento da pluma de contaminação do nitrato em águas subterrâneas, proveniente do efluente sanitário que é disposto em bacias de infiltração, considerando os processos de advecção e dispersão. A área de estudo do presente trabalho é a cidade de Cidreira, RS, que atualmente utiliza a disposição final de esgoto em bacias de infiltração.

Materiais e métodos

Área de estudo

A área de estudo (Figura 1) está localizada no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, no município de Cidreira. De acordo com informações do IBGE (2021), Cidreira tem uma área de 243.420 km² e uma população estimada de 16.897 habitantes. A Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) é a empresa responsável pela coleta e tratamento de esgoto sanitário do município, cuja disposição final é realizada através de bacias de infiltração. A estação de tratamento localiza-se no final da Avenida Júlio Bruneli no bairro Centro, em uma área cercada por banhados e dunas.

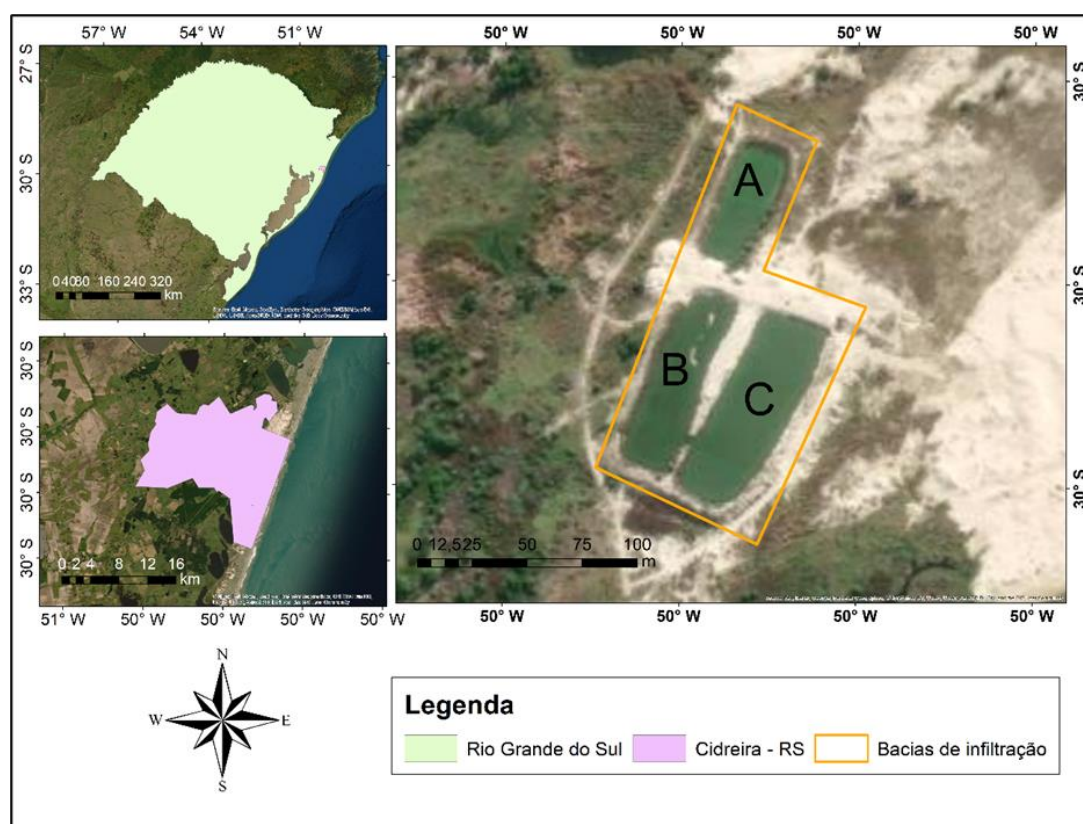


Figura 1: Localização da área de estudo.

A área possui três bacias de infiltração, como pode ser observado na Figura 1. A bacia denominada A tem 55 metros de comprimento e 20 de largura, a bacia B possui 85 metros de comprimento e 25 metros de largura, e a bacia C possui um comprimento de 90 metros e 30 metros largura. Todas as bacias de infiltração possuem uma altura de aproximadamente 2,6 metros e um nível d'água de 2 metros.

Quanto à hidrogeologia, a área de estudo é caracterizada pela ocorrência do Sistema aquífero costeiro (SAC), que representa uma importante reserva de água subterrânea no Estado do Rio Grande do Sul. Ocupando praticamente toda a extensão da faixa litorânea entre os municípios de Torres e Palmares do Sul, o SAC totaliza 120km de extensão. Litologicamente, esse sistema é composto por areias de granulometria média a fina, intercaladas com camadas de argilas com variadas espessuras (TROIAN et al., 2014). Segundo Soares (2016), esse sistema possui uma alta vulnerabilidade à contaminação nas porções mais superficiais, devido principalmente aos altos valores de porosidade e de permeabilidade.

De acordo com o modelo conceitual hidroestratigráfico proposto por Troian et al. (2020), o sistema aquífero costeiro no litoral norte do Rio Grande do Sul é caracterizado por quatro unidades hidroestratigráficas. A unidade mais superficial (objeto de interesse nesse estudo) é caracterizada pela ocorrência de sedimentos arenosos inconsolidados, possuindo uma distribuição relativamente homogênea ao longo da região, com espessuras entre 15 a 30 m, e apresenta uma porosidade total e efetiva de respectivamente 39% e 35%.

Levantamento de dados

Para levantar a topografia da área de estudo foi utilizado o modelo digital de elevação (MDE) do ALOS PALSAR (ASF DAAC, 2015) com resolução de 12,5 metros. Para a elaboração dos *shapefiles* do terreno, importados posteriormente para o modelo, foi utilizado o software QGIS 3.4.11 (QGIS, 2018) com o sistema de referência EPSG 31982 (SIRGAS 2000 / UTM zone 22S). O modelo digital de elevação foi recortado para a área de interesse, e posteriormente foi feita a delimitação das áreas das bacias de infiltração. Para a área de interesse, estabeleceu-se uma superfície de 507.127 m², onde foi considerada a área necessária para a possível abrangência da pluma de contaminante proveniente das bacias de infiltração.

Os dados litológicos da área foram obtidos através do poço tubular (número: 4300025374) do banco de dados do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS/CPRM, 2022). Este poço localiza-se cerca de 1,7 km da área de estudo. De acordo com esses dados, a área possui uma camada superior de 25 metros de areia e abaixo uma camada impermeável de argila.

O valor da condutividade hidráulica saturada do solo encontrada na área das bacias de infiltração foi medido através de ensaios de infiltração pelo método anéis concêntricos. O valor encontrado foi de 0,8 cm/min.

A vazão afluyente na Estação de Tratamento de Esgoto (Tabela 1), que é disposta nas bacias de infiltração, foi obtido a partir da Licença de Operação da Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), órgão ambiental estadual competente pelo licenciamento do empreendimento. Para a porosidade efetiva foi admitido o valor de 0,35 o qual foi determinado a partir do estudo proposto por Troian et al. (2020).

A área de estudo possui 4 poços de monitoramento de água subterrânea instalados os quais pertencem à CORSAN. Esses poços possuem dados piezométricos que foram utilizados para validar o modelo e a consulta destas informações foi realizada no Sistema Online de Licenciamento Ambiental (SOL) da FEPAM. Na Tabela 1 é apresentado a compilação de dados para o desenvolvimento do modelo numérico, os valores utilizados e a referência.

Tabela 1: Dados utilizados para o desenvolvimento do modelo numérico.

PARÂMETRO	VALOR/DESCRIÇÃO	REFERÊNCIA
Topografia	MDE com resolução de 12,5 metros	ASF DAAC (2015)
Espessura do aquífero - b	25 metros	SIAGAS/CPRM (2022)
Condutividade hidráulica – K	0,8 cm/min	Ensaio de infiltração
Vazão - Q	4,28 L/s	SEMA/FEPAM (2022)
Porosidade efetiva - ne	0,35	TROIAN et al. (2020)
Dados piezométricos	4 poços de monitoramento	SEMA/FEPAM (2022)

Modelo numérico

O modelo numérico foi simulado no software de interface gráfica ModelMuse (WINSTON et al., 2019). O fluxo d'água foi simulado com o software MODFLOW 6 (LANGEVIN et al., 2017), e o transporte do contaminante com o MT3D (BEDEKAR et al., 2016). A rotina de trabalho utilizada para o desenvolvimento do modelo numérico é apresentada no fluxograma da Figura 2.

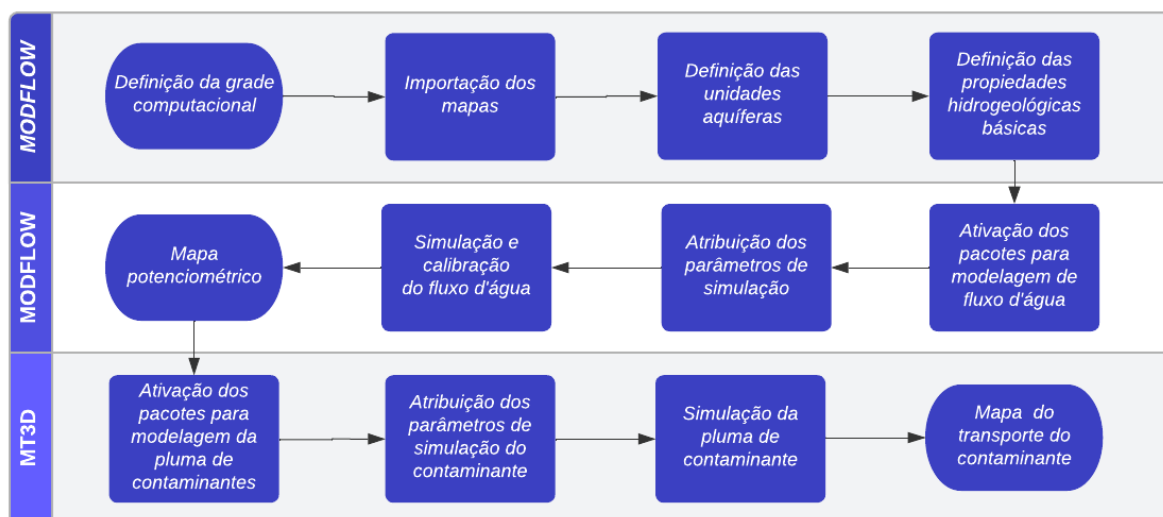


Figura 2: Fluxograma do desenvolvimento do modelo numérico.

Fluxo da Água subterrânea

Para desenvolver a simulação foram importados para o modelo numérico o MDE, os *shapefiles* com a delimitação da área de interesse e as bacias de infiltração que foram elaborados e também foram inseridos os quatro pontos de monitoramento na mesma localização em que se encontram os poços de monitoramento existentes no local. A Figura 3 apresenta a configuração dos parâmetros de avaliação dentro do modelo.

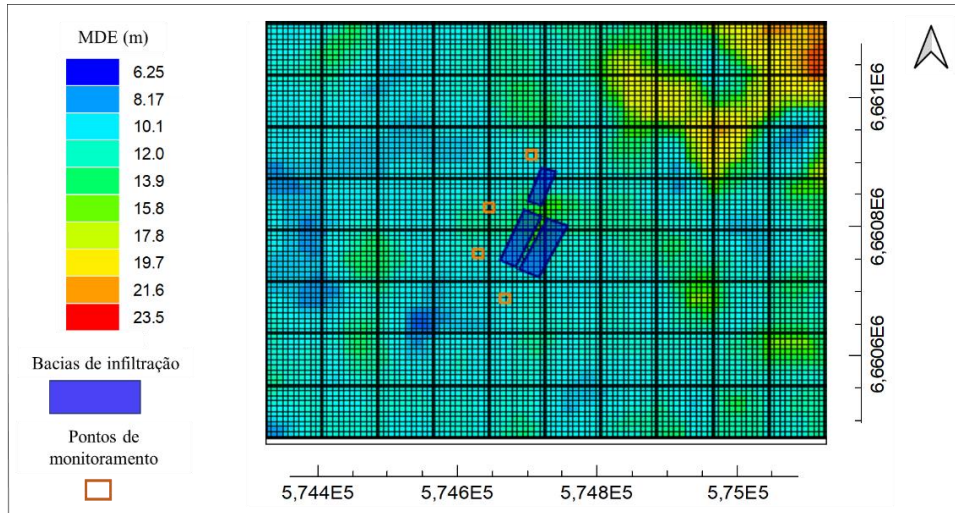


Figura 3: Malha computacional no modelo numérico.

Para a área analisada no presente estudo foi adotada uma malha computacional com células de 8 metros quadrados no plano de coordenadas cartesianas XY. Além do plano XY, é necessário estabelecer as informações da camada Z, que representa a espessura do aquífero ou do ambiente poroso que será analisado. Essa camada pode ser discretizada pelo modelo em quatro subcamadas: a elevação do terreno (fornecida pelo MDE) foi adotada como sendo o (*Model Top*); a borda superior do aquífero (*Upper Aquifer*) foi configurada para iniciar a uma profundidade de 2 metros (aproximadamente os valores encontrados na região); o meio do aquífero (*Middle Aquifer*) aos 15 metros; e a borda inferior do aquífero (*Lower Aquifer*) aos 25 metros, totalizando uma espessura total de 25 metros para o meio saturado.

Os valores de condutividade e porosidade efetiva foram atribuídos segundo valores da Tabela 1. Foi considerado que o aquífero é homogêneo e isotrópico, portando admitiu-se $K_x=K_y=K_z$, sendo essa uma das simplificações. A transmissividade foi calculada pelo modelo a cada interação do solver com base na condutividade hidráulica e na espessura da célula saturada.

Após serem adicionados os principais parâmetros do aquífero foram utilizados os pacotes de ferramentas necessárias para a simulação do fluxo de água subterrânea. As condições de contorno foram estabelecidas para as fronteiras do domínio adotando o pacote *Time-Variant Specified-Head* (CHD), que permite a simulação do modelo com base nas cargas hidráulicas, onde essas foram adotadas com um valor equivalente a 1 metro abaixo da elevação do terreno. Para as bacias de infiltração foi adotado o pacote *General-Head Boundary* (GHB), que simula o fornecimento de água do aquífero nas células do domínio, e o pacote *Well* (WEL), que permite inserir o dado de vazão proveniente do efluente nas bacias. A vazão inserida foi considerada equivalente para todas bacia, ou seja, foi de 1,46 L/s para cada, totalizando assim a vazão licenciada de 4,28 L/s.

O pacote de ferramentas utilizado para o fluxo d'água foi o *Node Property Flow* (NPF), e para o solucionador matemático o *Iterative Model Solution* (IMS), estes foram escolhidos com base em testes preliminares de simulação.

Simulação da pluma de contaminante

Dentre os contaminantes presentes no efluente sanitário, optou-se no presente trabalho pela simulação da pluma de contaminação do nitrato, visto que esse é um dos contaminantes encontrado com maior frequência em aquíferos (REYNOLDS et al., 2006). A transformação do nitrato na zona não saturada não foi abordada neste trabalho, sendo assim, assumiu-se que toda a concentração do contaminante é transportada para zona saturada.

Para a simulação foram considerados apenas os processos físicos de transporte, visto que o transporte de nitrato em águas subterrâneas é controlado majoritariamente pelos processos de advecção e dispersão (YEFANG e SOMERS, 2009). Ou seja, não foram considerados os processos de sorção, trocas iônicas e reações químicas. Sendo assim, foi considerado que as simulações do fluxo de contaminantes tiveram caráter conservativo.

Primeiramente, dentre os pacotes de ferramentas adotados para as simulações do transporte de contaminantes, o *Basic transport* (BTP) que permite a ativação dos pacotes do modelo MT3D foi adotado. Outros pacotes utilizados foram o *Advection* (ADV) e *Dispersion* (DSP), tornando possível assim a simulação dos processos de advecção e dispersão. Já o pacote *Sink in source mixing* (SSM) permite inserir o dado de concentração do contaminante. Por fim, o solucionador matemático utilizado foi o *Generalized conjugate gradiente* (GCG).

A concentração inicial de nitrato inserida em cada bacia foi definida de acordo com os valores indicados por Mota e Von Sperling (2005), que propuseram para a contribuição *per capita* em um esgoto doméstico bruto uma faixa de variação de

concentração de 0,0 – 0,2 g/hab.dia de nitrato, sendo adotado o valor médio de 0,1 g/hab.dia. Para fins de simplificações, visto que a concentração final do poluente não é o objetivo do presente trabalho, foi considerado o cenário mais extremo, em que 100% da população possui coleta de efluentes e que todo o efluente coletado chega nessa estação de tratamento, pensando em analisar uma possível projeção futura. Considerando a população do município de Cidreira e a vazão afluente na ETE, obteve-se um valor de 4,57 g/m³ para as 3 bacias, ou 1,52 g/m³ em cada bacia. Esse valor é conservador, considerando que o efluente que é disposto nessas lagoas é bruto e não passa pelo pré-tratamento recomendado.

Para estimar a dispersividade em aquíferos que não possuem dados disponíveis, é indicado pela USEPA (1985) a metodologia que define que o coeficiente longitudinal em meios porosos saturados é 10% do valor da trajetória percorrida pela partícula de soluto. Já para os coeficientes de dispersão transversal e vertical foram estabelecidos, que ambos são respectivamente 10% e 1% do coeficiente de dispersão longitudinal, segundo recomendado por Zheng e Wang (1999). Desta forma, adotou-se o valor do coeficiente longitudinal de 1 m, para dispersividade transversal 0,1 m e para a dispersividade vertical 0,01 m. O coeficiente de difusão efetiva do nitrato foi obtido através de valor referido em literatura de $0,89 \times 10^{-2}$ m²/ano (FONSECA NETO, 2007). A discretização temporal da pluma de contaminante foi estabelecida em um passo de meses, para um tempo total de simulação de 1 ano.

Resultados e Discussões

Fluxo de água subterrânea

A calibração e validação do modelo foi realizada a partir da comparação entre os dados de nível de água previstos pelo modelo com a média dos dados medidos nos poços de monitoramento existentes na área de estudo. Para tal, foi utilizada a métrica do erro médio absoluto (MAE). Na tabela 2 são apresentados os valores de nível de água observados e os previstos pelo modelo numérico, assim como o MAE, obtido para cada ponto de monitoramento.

Tabela 2: Valores de nível de água observados, previstos e resultado do MAE.

		PMA	PMB	PMC	PMD
Nível de água (m)	Dados observados	0,74	0,81	0,68	0,73
	Dados previstos	0,66	0,75	0,60	0,74
MAE (m)		0,08	0,06	0,08	0,01

Pode-se notar pelos valores de MAE que o modelo representou bem algumas regiões da área de estudo, apresentando um erro de apenas 1 cm no poço de monitoramento PMD, enquanto em outras regiões o erro foi maior (8 cm), indicando que pode haver outros processos que não foram representados pelo modelo. Como por exemplo, a evaporação e as descontinuidades no aquífero que influenciam na dinâmica da água subterrânea, além das simplificações dos dados de entrada, como a porosidade efetiva e a distribuição do fluxo d'água nas direções horizontais e verticais que podem ser uma possível causa para esse erro maior. Vale ressaltar que esse nível medido é em relação a superfície, sendo a espessura do aquífero simulado muito maior (25m), desta forma, o erro apresentado é relativamente pequeno quando comparado a essa espessura total.

Com os valores levantados, foi montado o modelo do fluxo de água subterrânea, obtendo como resultado o mapa potenciométrico da área de estudo, que considera a recarga das bacias de infiltração. A Figura 4 apresenta o resultado da simulação do fluxo d'água subterrânea na área de estudo.

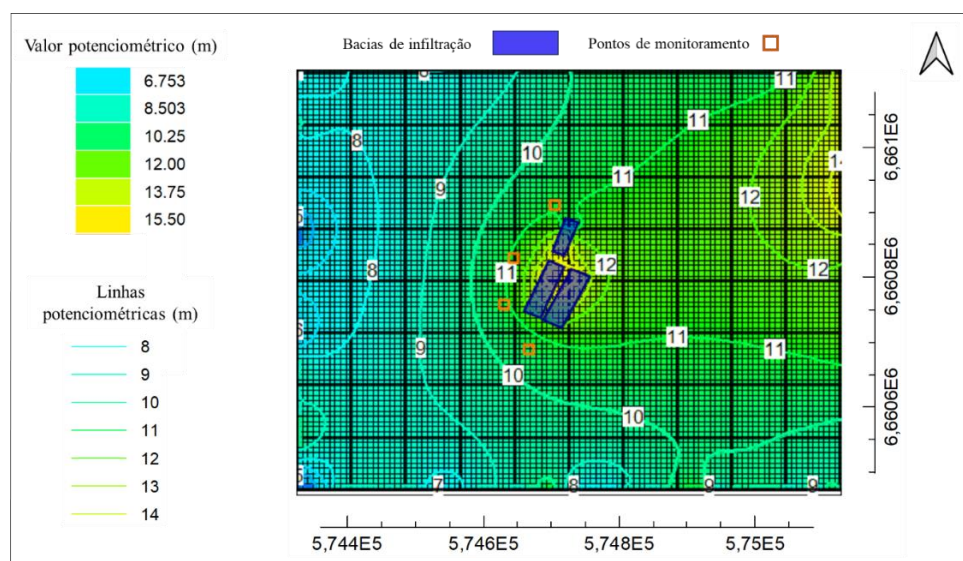


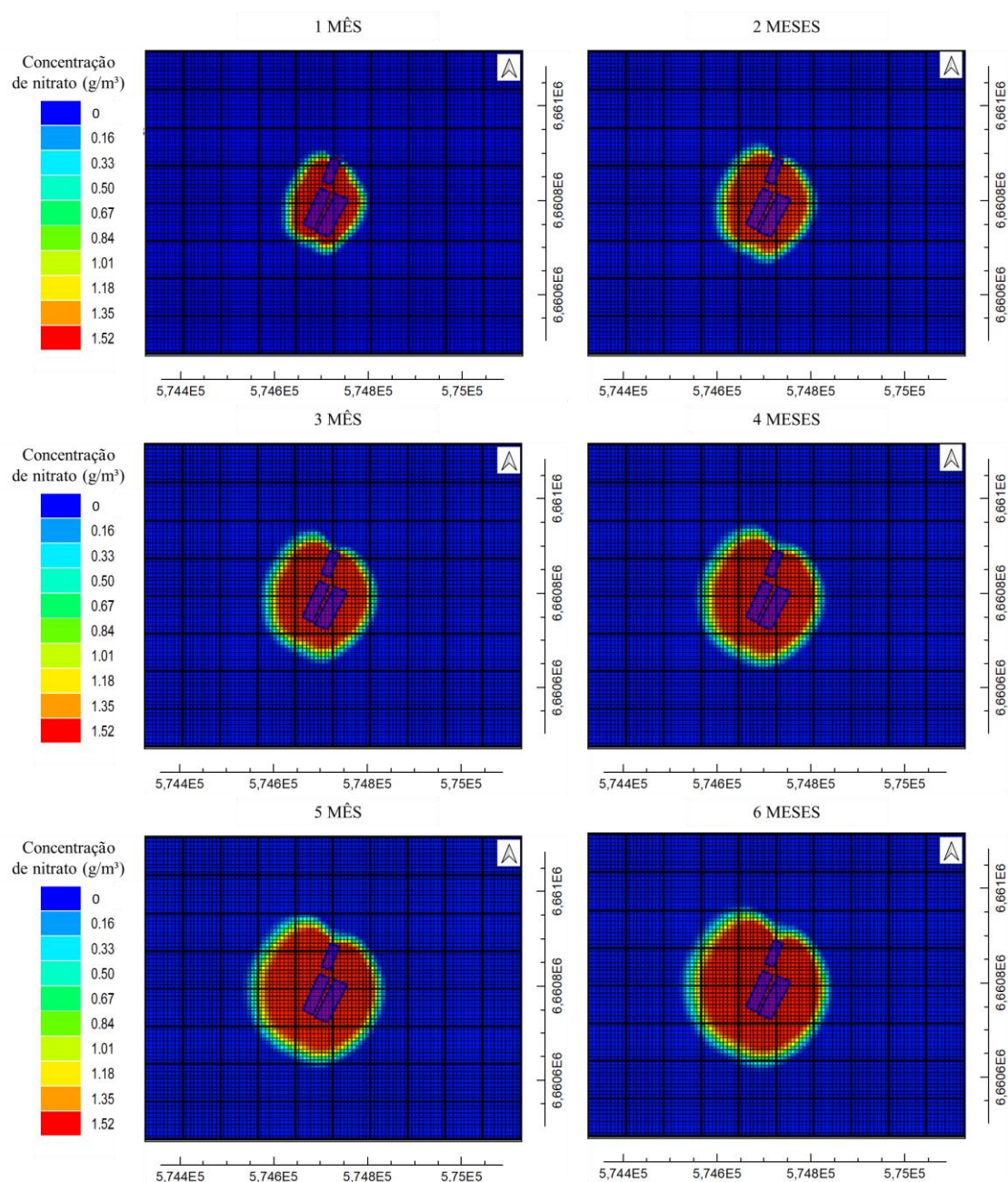
Figura 4: Mapa potenciométrico da área de estudo.

Pela figura 4 é possível notar uma tendência do fluxo de águas subterrâneas no sentido Leste-Oeste, indo da parte mais elevada do terreno para a parte mais baixa, sendo assim um resultado esperado. A faixa de variação do nível piezométrico foi de 6,75 m a 15,5 m, sendo que, na área em que se encontram as bacias de infiltração concentram-se cargas hidráulicas de aproximadamente 12 a 15 m, com a convergência de fluxo para as cargas mais baixas da direção oeste. O fluxo subterrâneo no aquífero apresentou velocidades entre $1,2 \times 10^{-7}$ e $5,9 \times 10^{-8}$ m/s, sendo coerente com seu respectivo potenciométrico.

Em geral, o modelo apresentou uma boa capacidade de representar as condições hidrogeológicas da região. No entanto, é importante ressaltar que para um resultado mais preciso são necessários dados mais detalhados da área de estudo, assim como mais dados de monitoramento para que se possa representar melhor a espacialidade do aquífero e as variações temporais, podendo-se assim realizar uma calibração mais detalhada. Os resultados foram satisfatórios, considerando-se as simplificações que foram adotadas na simulação, sendo assim, a simulação foi considerada válida para proceder com a simulação da pluma de contaminante.

Pluma de contaminante

Após a validação do modelo de fluxo das águas subterrâneas, foi possível realizar uma simulação do transporte do nitrato em meio poroso. A simulação foi realizada para um período total de 1 ano, considerando os processos físicos de transporte (advecção e dispersão). A Figura 5 apresenta o desenvolvimento da pluma de nitrato mensalmente.



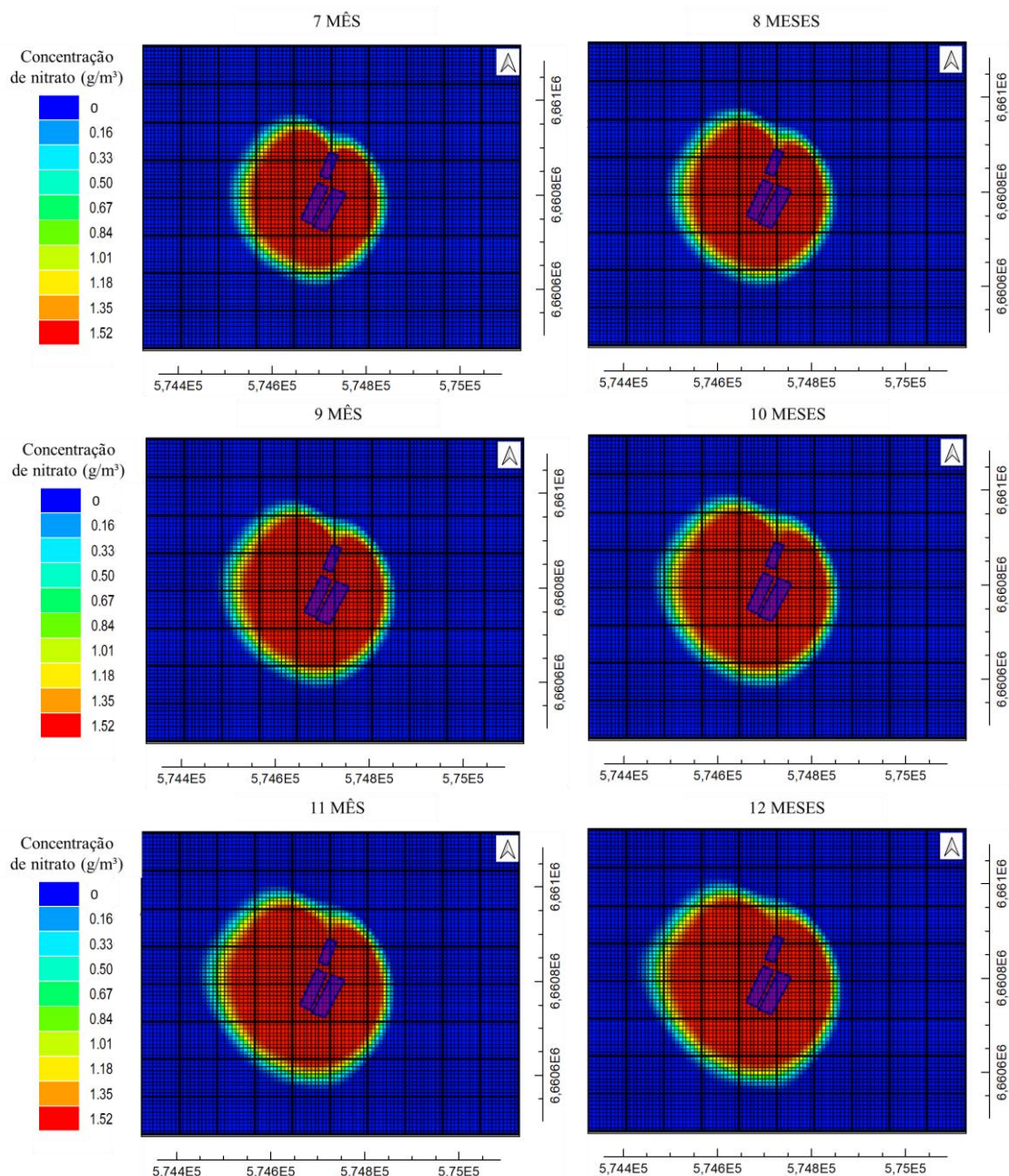


Figura 5: Desenvolvimento mensal da pluma de nitrato.

Analisando a Figura 5 podemos ver a expansão da pluma de contaminante. Lembrando que a movimentação da mesma mantém um caráter conservativo das concentrações ao longo do tempo, pois não foram considerados os fatores de sorção e degradação, os quais interferem no transporte de contaminantes no meio. Dessa forma, há uma acumulação do contaminante na área de estudo. Pela simulação é perceptível que o fluxo de contaminante segue a mesma tendência do fluxo d'água subterrânea, como esperado, ou seja, a pluma se expande mais rapidamente na direção Leste-Oeste.

As concentrações de nitrato variaram de 0,16 a 1,52 g/m³. De acordo com a Resolução CONAMA 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas, os valores obtidos estão abaixo do Valor Máximo Permitido (VMP) de nitrato para cada um dos usos considerados como preponderantes (10 g/m³ para consumo humano e para recreação, e 90 g/m³ para dessedentação animal).

Além disso, de acordo com a Resolução CONAMA 420/2019, que dispõe sobre a contaminação do solo em decorrência de atividades antrópicas, o valor máximo obtido se encontra abaixo do valor definido como mínimo necessário para uma investigação mais aprofundada em água subterrânea (10 g/m³).

No entanto, é importante lembrar que essa análise quantitativa contém diversas incertezas associadas a concentração inicial de nitrato utilizada, uma vez que a mesma não foi obtida pela caracterização do efluente que chega nas bacias de infiltração. Por fim, vale ressaltar que essa análise foi conduzida com base nas CONAMA 396 e 420 devido ao fato de não existir um enquadramento de águas subterrâneas estadual. No estado do Rio Grande do Sul, a FEPAM possui a Portaria N°

068/2019, que dispõe sobre os critérios para disposição final de efluentes líquidos sanitários e efluentes líquidos industriais em solo no RS, no entanto, a mesma nada fala sobre enquadramento. Essa Portaria trata apenas das condições e padrões de disposição de efluentes em solo, regendo os padrões de qualidade, impactos quali-quantitativos, dimensionamentos e projetos dos lotes, bacias e valas, entre outros. No caso da área de estudo, o empreendimento foi licenciado pela FEPAM.

Considerações finais

Em geral o modelo se apresentou como uma boa alternativa para representar as condições hidrogeológicas da região, apresentando erros médios absolutos na faixa de 1 a 8 cm. Esses erros podem ser diminuídos com mais informações e medições da área de estudo, no entanto, para uma análise preliminar os resultados obtidos foram satisfatórios. Outra vantagem do modelo é ser gratuito e facilmente encontrado na internet, além de contar com diversos manuais.

Como esperado, notou-se uma influência significativa das bacias de infiltração na recarga do aquífero no entorno da área de estudo, alterando a dinâmica das águas subterrâneas no local.

O MT3D possui um bom potencial na representação da pluma de contaminantes em meio poroso. Mesmo com algumas simplificações, esse apresentou um resultado preliminar plausível, e demonstrou a importância e a necessidade de um estudo mais detalhado no local para que se possa realizar um diagnóstico mais preciso, seja da influência dessas bacias de infiltração na dinâmica de águas subterrâneas e/ou na contaminação do aquífero local.

Ressalta-se que a simulação da dispersão de contaminante foi realizada para o nitrato, porém o efluente disposto nas bacias contém diversos contaminantes, como fósforo, coliformes e outros microrganismos patogênicos, entre outros. Ou seja, a contaminação no aquífero possivelmente é superior. Para que se tenha uma contaminação menor nas áreas adjacentes ao local de disposição, o efluente disposto deveria passar pelo pré-tratamento recomendado pelo método, algo que não foi constatado no local. Outra possibilidade é dispor esse efluente em locais com uma camada de solo mais espessa.

A simulação do transporte de contaminante demonstrou uma alta vulnerabilidade de contaminação da área de estudo, o que é explicado pelo fato de se tratar de um aquífero livre, com nível estático pouco profundo, juntamente com a camada vadosa constituída por sedimentos arenosos. Áreas deste tipo apresentam naturalmente um maior potencial à contaminação, pois a acessibilidade hidráulica é maior em função das características geológicas e hidrogeológicas do local.

Ressalta-se ainda que valor de concentração de nitrato simulado foi determinado com base em recomendações da literatura, e é um valor bastante conservador para o tipo de efluente encontrado no local. Idealmente deve-se caracterizar a concentração desse contaminante no efluente para que análises mais detalhadas possam ser conduzidas. No entanto, o objetivo desse trabalho era mostrar que independente da concentração do poluente, o mesmo tem um grande potencial de se espalhar pelo aquífero da região, podendo trazer problemas ambientais.

Além disso, outras simplificações adotadas foram: considerar 100% da população atendida com coleta de efluente; a conservação da concentração do nitrato ao passar pela zona não saturada; a condutividade hidráulica igual em todas as direções. Sendo assim, os resultados quantitativos da dispersão do nitrato apresentados aqui não devem ser utilizados como referência para outros trabalhos.

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 N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ASF DAAC - Alaska Satellite Facility Distributed Active Archive Center; 2022. ALOS PALSAR Radiometric terrain correction. Disponível em: <https://asf.alaska.edu/data-sets/derived-data-sets/alos-palsar-rtc/alos-palsar-radiometric-terrain-correction/>. Acesso em: 05 out. 2022.

Bedekar, V.; Morway, E.D.; Langevin, C.D.; Tonkin, M.; 2016. MT3D-USGS version 1: A U.S. Geological Survey release of MT3DMS updated with new and expanded transport capabilities for use with MODFLOW: U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A53, 69p.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 396, de 3 de abril de 2008.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução n° 420, de 28 de dezembro de 2009.

Fonseca, N.F.D.; 2007. Determinação da Difusão Efetiva de Nitrato e Potássio em Solo Argiloso Compactado. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. RJ, 113p.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística; 2022. Cidades e estados: Cidreira. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/cidreira.html>. Acesso em: 26 abr. 2022.

Langevin, C.D.; Hughes, J.D.; Banta, E.R.; Provost, A.M.; Niswonger, R.G.; Panday, S.; 2017. Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Flow Model: U.S. Geological Survey Techniques and Methods, book 6, chap. A55, 197 p., <https://doi.org/10.3133/tm6A55>.

Mota, F.S.B.; Von Sperling M.; 2005. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB. RJ, 430p.

QGIS. 2018. QGIS 3.4.11. Geographic Information System User Guide. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: https://docs.qgis.org/3.4/pt_PT/docs/user_manual/index.html.

Reynolds, V.J.; Fraile, J.; Hirata, R.; 2006. Trends in nitrate concentrations and determination of its origin using stable isotopes in groundwater of the western Central Valley, Costa Rica. *Journal of the Human Environment*.

SEMA/FEPAM. 2022. SOL - Sistema Online de Licenciamento Ambiental. Disponível em: <https://secweb.procergs.com.br/sra/>. Acesso em: 12 set. 2022.

SIAGAS/CPRM - Sistema de Informações de Águas Subterrâneas/ Serviço Geológico do Brasil; 2022. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>. Acesso em: 05 ago. 2022.

Soares, D.A.; 2016. Caracterização Hidrogeológica e Hidroquímica das Águas Subterrâneas do Município de Osório. Trabalho de Conclusão do Curso de Geologia do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. RS, 117p.

Troian, G.C.; Goffermann, M.; De Freitas, M.A.; 2014. Monitoramento Quali-Quantitativo do Aquífero Costeiro no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul. in: XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Anais... Belo Horizonte, MG. 10p.

Troian, G.C., Reginato, P.A.R., Marquezan, R.G., & Kirchheim, R.; 2020. Modelo conceitual hidroestratigráfico do sistema aquífero costeiro no litoral norte do Estado do Rio Grande do Sul. *Águas Subterrâneas*, 34(3), 264–274. <https://doi.org/10.14295/ras.v34i3.29883>

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency.; 1985. Water-quality assessment: a screening procedure for toxic and conventional pollutants in surface and ground water. Washington, D.C., EPA/600/6-85/002C.

Varnier, C.; Iritani, M.A.; Viotti, M.; Oda, G.H.; Ferreira, L.M.R.; 2010. Nitrato nas águas subterrâneas do Sistema Aquífero Bauru, área urbana do Município de Marília (SP). *Revista do Instituto Geológico*, v. 31, n. 1-2.

Yefang, J.; Somers, G.; 2009. Modeling effects of nitrate from non-point sources on groundwater quality in an agricultural watershed in Prince Edward Island, Canada. *Hydrogeology Journal*, 17, 707–724. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0390-2>

Zheng, C.; Wang, P.P.; 1999. MT3DMS: a modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide. Alabama Univ University, 220p.

Winston, R.B.; 2019. ModelMuse version 4—A graphical user interface for MODFLOW 6: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2019–5036, 10p.

ESTUDO DO DESEMPENHO DO CLORETO FÉRRICO E DO SULFATO DE ALUMÍNIO NO TRATAMENTO DE ÁGUA BRUTA COM ELEVADA TURBIDEZ

¹ Emilly Giacobbo, ² Caroline Menezes Manzatto, ³ Rafael Lucas Alexandre, ⁴ Robert William Florentino, ⁵ Carlos Magno de Sousa Vidal, ⁶ Jeanette Beber de Souza, ⁷ Gabriel Alfredo Carranza, ⁸ Giovana Wiecheteck

1 Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO); e-mail: emillygiacobbo26@gmail.com; 2 Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO) e-mail: carolmmanzatto@gmail.com; 3 Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO) e-mail: rafael.lucas.alexandre@gmail.com, 4 Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), e-mail: robertwilliam1517@gmail.com, 5: Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), email: cmsvidal@unicentro.br 6. Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO) email: jeanettebeber@yahoo.com.br, 7: University of Louisiana Lafayette: gabriel.carranza@louisiana.edu, 8: Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG), email: giovanawiecheteck@hotmail.com

Palavras-chave: Coagulação; Floculação; Decantação

Resumo

O sulfato de alumínio é amplamente utilizado no tratamento de água para abastecimento público devido ao seu baixo custo e bom desempenho no processo de coagulação, todavia existem algumas desvantagens associadas ao uso desse coagulante devido a formação de compostos secundários potencialmente prejudiciais à saúde humana associado por exemplo, a Doença de Alzheimer. Dessa forma, é fundamental monitorar cuidadosamente sua dosagem e considerar os impactos ambientais e de saúde ao utilizá-lo em larga escala. O objetivo desse trabalho foi avaliar e comparar a eficiência dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio no tratamento de água para abastecimento público. Os experimentos foram realizados em *jar-test* nas seguintes condições operacionais: coagulação em intensidade de mistura de 400 rpm e tempo de mistura rápida de 30 segundos, floculação em 40 rpm e tempo de mistura lenta de 20 min e dois tempos de sedimentação (1 minuto e 45 segundos e o tempo de 2 min e 90s), o que correspondeu as velocidades de sedimentação de 4 cm/s e 2 cm/s respectivamente. As dosagens dos dois coagulantes foram as mesmas para efeito comparativo: 10, 20, 30, 40, 50 e 60 mg/L do produto comercial. A água bruta foi caracterizada para os parâmetros pH, cor aparente e turbidez. O desempenho dos tratamentos foi avaliado com base na remoção de turbidez e cor da água bruta. Após a definição do melhor coagulante e dosagem foi realizado um experimento final combinando o uso desse coagulante associado a um polímero catiônico adicionando-se os seguintes volumes do mesmo: 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 1,5 mL. Com os ensaios desenvolvidos foi possível definir que o desempenho foi melhor com o cloreto férrico na dosagem de 20 mg/L combinado com 1mL de polímero catiônico obtendo-se turbidez residual de 3,7 uT, reduzindo-se assim de forma muito eficiente a elevada turbidez da água bruta (270uT), garantindo uma água de ótima qualidade para a etapa de filtração na ETA. Conclui-se que para água bruta estudada a substituição do sulfato de alumínio por cloreto férrico é vantajosa em termos de custo benefício, conferindo menos risco à saúde pública e ao meio ambiente.

Introdução

A água é um recurso essencial e indispensável para a manutenção da vida como um todo e sua utilização está associada a diversas atividades humanas. No entanto, com o crescimento populacional e o avanço industrial, sua disponibilidade em quantidade e qualidade adequadas vem reduzindo de forma preocupante. Por esta razão se torna cada vez mais necessário a busca por alternativas de tratamento de água que sejam eficientes e ao mesmo tempo sustentáveis (JUNIOR; CICILINSKI; DÖLL, 2019).

Nam *et al.* (2013) trazem a importância de se realizar experimentos de bancada utilizando o *jar-test* para a determinação das dosagens ideais de coagulantes, gradientes de mistura e velocidades de sedimentação como pontos de referência no projeto da ETA em escala plena. Libânio (2010) relata ainda a relação da concentração de partículas e a possível presença de patógenos, trazendo a importância do processo de coagulação para a diminuição dos índices de doenças que apresentam relação direta com a água contaminada.

Além da análise e controle de parâmetros físico-químicos de monitoramento, é importante também a escolha correta do melhor coagulante, de acordo com o tipo de água a ser tratada, para garantir a operação e funcionamento adequado das estações de tratamento. Atualmente existem diferentes tipos de coagulantes químicos empregados no tratamento de água. De acordo com Lo Monaco *et al.* (2014), o sulfato de alumínio destaca-se como o coagulante químico mais utilizado no Brasil, devido sua elevada eficiência na remoção de sólidos em suspensão da água e pelo seu baixo custo. No entanto, há inúmeros estudos nos quais o alumínio está relacionado com doenças, como é relatado por Schmidt (2015), que obteve dados sobre o efeito do cloreto de alumínio em ratos, mostrando alterações vasculares nos indivíduos expostos ao alumínio, o que pode desencadear diferentes tipos de doenças. Já Bondy e Campbell (2017) relataram a relação da exposição do alumínio com doenças neuro degenerativas como a Doença de Alzheimer, Doença de Parkinson e Doença de Hallervorden-Spatz.

Nesse contexto, torna-se importante pensar na substituição do sulfato de alumínio por outro coagulante, o que pode ser por exemplo, o cloreto férrico o qual é conhecido por formar flocos maiores e mais densos, o que é interessante para águas de turbidez elevada tal qual se insere no contexto da presente pesquisa. Além disso, o cloreto férrico é menos prejudicial ao meio ambiente e a saúde pois possui menor potencial de formação de subprodutos indesejados, como a presença de íons de alumínio na água tratada e no lodo. A vantagem desse tipo de coagulante se dá também devido à baixa solubilidade dos hidróxidos férricos formados, de forma que estes podem agir sobre uma ampla faixa de pH (FERRARI, 2015).

Com base na portaria nº 888/21 do Ministério da Saúde que descreve sobre os procedimentos de controle e vigilância em relação a qualidade da água e os padrões de potabilidade para o consumo humano (BRASIL, 2021) e nos diversos estudos relacionados com tratamento de água, se faz necessário o desenvolvimento de novas pesquisas a fim de explorar mais sobre o desempenho dos coagulantes, uso de produtos químicos menos prejudiciais a saúde humana e ao meio ambiente. Nesse contexto, o presente trabalho objetivou realizar uma comparação entre os coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico no tratamento de água bruta com elevada turbidez.

Material e Métodos

Para simular as etapas de coagulação, floculação e decantação foi utilizado um jar-test de 6 provas da marca Policontrol. A água bruta foi coletada em uma estação de tratamento localizada em um município do Paraná. Antes de iniciar os experimentos foi feito o preparo dos coagulantes cloreto férrico e sulfato de alumínio. Para isso foram preparadas duas soluções-mãe pesando-se para uma delas 10g de cloreto férrico e 10g de sulfato de alumínio, sendo em seguida ambas diluídas em 1L de água destilada, obtendo-se assim uma solução padrão de 10g/L dos coagulantes.

Para realização do ensaio de bancada, foram utilizadas concentrações diferentes dos coagulantes em 6 jarros do *jar-test*, sendo elas de 10, 20, 30, 40, 50 e 60 mg/L. Após o preparo dos coagulantes, foram iniciados os ensaios em *jar-test* nas seguintes condições operacionais: mistura rápida de 500 rpm, por 30 segundos, mistura lenta de 40 rpm por 20 min, tempo de sedimentação de 1 min e 45 s ($Vs1$: 2cm/min) onde ocorreu a primeira coleta de amostra do sobrenadante e logo em seguida sedimentação por mais 1 min e 45 s ($Vs2$: 4cm/min) onde ocorreu a segunda coleta do sobrenadante (tratado).

Em seguida, foram realizadas as análises seguindo as metodologias apresentadas na 21 edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, referentes a cor (2120), turbidez (2130) e pH (4500-H⁺), tanto para as amostras coletadas de sobrenadante, bem como para própria caracterização da água bruta. A cor foi determinada através do espectrofotômetro, Hach DR 6000, em comprimento de onda 455nm, a turbidez foi medida em turbidímetro da marca Hach 2100 P e o pH foi obtido com o auxílio de ph metro da marca Gehaka. O desempenho dos tratamentos foi avaliado com base na remoção de turbidez e cor da água bruta nos diferentes experimentos.

Na etapa final da pesquisa, para o coagulante que apresentou melhor desempenho foi realizado um novo ensaio em *jar-test*, combinando esse coagulante com um polímero catiônico, empregando-se os seguintes volumes: 0 (sem polímero-ensaio controle); 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 1,5 mL. As condições operacionais no *jar-test* foram as mesmas anteriores já supracitadas.

Resultados e Discussão

Verifica-se na Tabela 1 a caracterização básica da água bruta utilizada nos experimentos. Notam-se os elevados valores de turbidez e cor aparente na água proveniente desse manancial, especialmente em momentos de grandes volumes de chuva. O valor de pH estava elevado pois essa amostra foi coletada na torneira da ETA em que a água recebeu a adição de cal para facilitar o subseqüente processo de coagulação.

Tabela 1 – Caracterização físico-química da água bruta estudada.

Parâmetros	Água bruta
Cor aparente	1290 uC
Turbidez	270 uT
pH	8,43

Fonte: Autores

A água bruta, como se observa na Tabela 1 apresentava cor aparente de 1290 uC, um valor muito elevado. Verifica-se na Figura 1 que o tratamento com cloreto férrico se mostrou mais eficiente na concentração de 20 mg/L (cor remanescente de 142 uC), com eficiência de remoção de 89%, obtendo-se o melhor desempenho para a velocidade de sedimentação 2 cm/min (Vs 2). Já para o sulfato de alumínio observa-se na Figura 1 que foi possível obter eficiência de remoção de 91% de cor aparente, todavia, utilizando o dobro da dosagem de cloreto férrico para um desempenho similar, obtendo-se cor aparente remanescente de 115 uC para menor velocidade de sedimentação ($Vs2$).

Oliveira (2014) realizou um estudo com água para testar a eficiência da remoção de células de *Microcystis aeruginosa* e da microcistina-LR durante a coagulação, floculação e sedimentação, além de buscar resultados para remoção cor aparente e turbidez, sendo assim a autora, que utilizou os mesmos coagulantes do presente trabalho, também observou uma vantagem competitiva do uso do cloreto férrico para a remoção da cor aparente em comparação ao sulfato de alumínio.

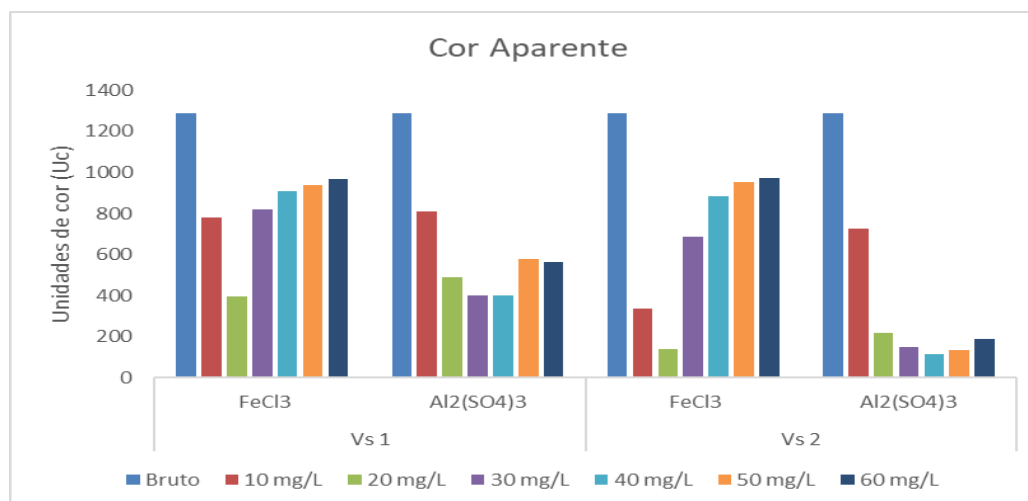


Figura 1 - Resultado das análises referentes a cor aparente, comparando-se a eficiência de dois coagulantes o cloreto férrico FeCl₃ e o sulfato de alumínio Al₂(SO₄)₃, variando-se a velocidade de sedimentação empregada (Vs 1= 4cm/min e Vs 2=2cms/min) e nas diferentes dosagens empregadas de coagulante. Fonte: Autores.

Observando-se a Figura 2 percebe-se que a água bruta apresentava turbidez de 270 uT, um valor elevado em que se recomenda tratamento em ciclo completo. Os dois coagulantes se mostraram muito eficientes na remoção de turbidez, porém o cloreto férrico novamente se sobressaiu em relação ao sulfato de alumínio. Com 20 mg/L de cloreto férrico houve redução de 92,26% de turbidez na velocidade de sedimentação 2 (vs2). Já para o sulfato de alumínio na concentração de 40 mg/L a remoção de turbidez foi a mesma, 92,26% na velocidade de 2 cms/min (Vs2). Souza *et al.* (2022), utilizando o *jar-test* para avaliar o desempenho no tratamento de água bruta da ETA do município de Careiro de Várzea - AM, também encontraram que o cloreto férrico foi mais eficiente na remoção de turbidez e cor aparente em comparação ao sulfato de alumínio, o que corrobora com os dados obtidos na presente pesquisa.

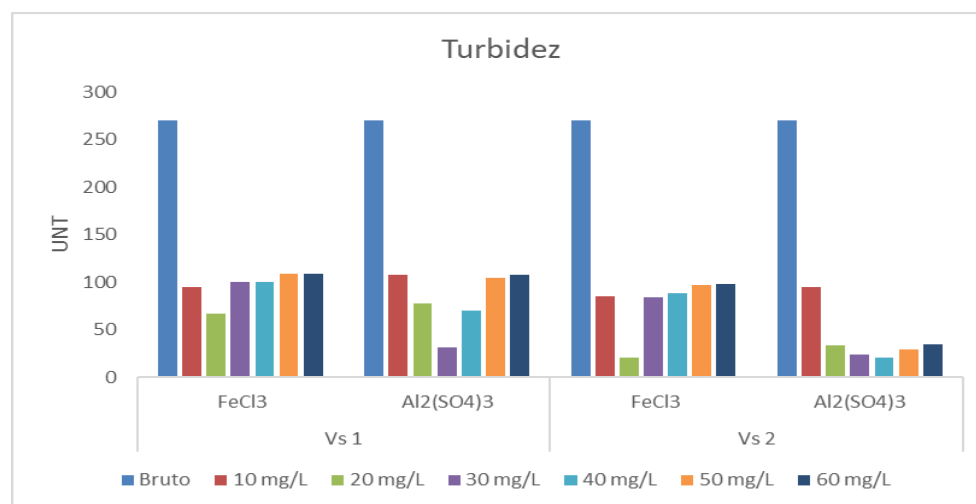


Figura 2 - Resultado das análises referentes a turbidez, comparando-se a eficiência de dois coagulantes o cloreto férrico FeCl₃ e o sulfato de alumínio Al₂(SO₄)₃, variando-se a velocidade de sedimentação empregada (Vs 1= 4cm/min e Vs 2= 2cms/min) e nas diferentes dosagens empregadas de coagulante. Fonte: Autores.

Verifica-se na Figura 3 os valores de pH que foram mensurados nas amostras de sobrenadante para a velocidade de sedimentação menor (2cms/min) em que foi obtido o melhor desempenho na remoção de turbidez e cor aparente. Na mesma figura nota-se a diminuição do pH após a adição dos coagulantes, conforme esperado uma vez que as reações de coagulação geram íons H⁺ que conferem acidez à água além do consumo de sua alcalinidade. Pimenta *et al.* (2017) realizando tratamento com água do Rio Santo Anastácio (SP) também encontrou em seus resultados que o aumento da dosagem de cloreto férrico culminou na redução do pH da água tratada. Neste quesito o sulfato de alumínio se mostrou mais interessante que o cloreto férrico, devido ao mesmo não alterar o pH de forma abrupta como aconteceu com o cloreto férrico nas maiores dosagens de coagulante. De acordo com Heller e Pádua (2006) os dois coagulantes apresentam característica ácida, porém o cloreto férrico é mais ácido em relação ao sulfato de alumínio o que explica os resultados encontrados no presente estudo.

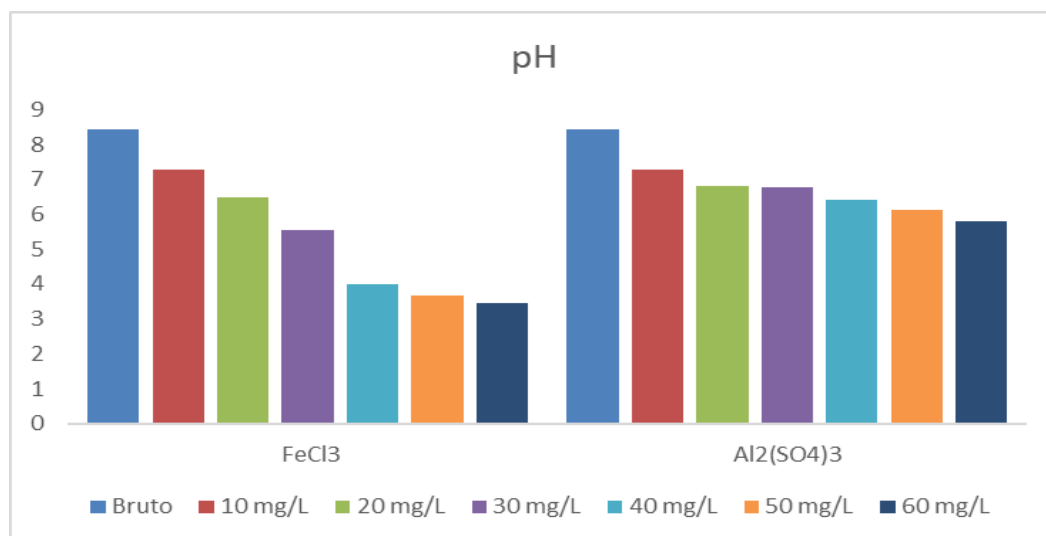


Figura 3 - Resultado das análises de pH para os dois coagulantes utilizados (cloreto férrico e sulfato de alumínio) nas diferentes dosagens empregadas. Aqui foram apresentados apenas os resultados obtidos no experimento na menor velocidade de sedimentação ($v_s2 = 2\text{cm/min}$). Fonte: Autores

Com os dados obtidos foi possível determinar que o melhor coagulante para as características da água estudada, foi o cloreto férrico na dosagem de 20 mg/L. Visando obter turbidez de água decantada menor que 5 uT, valor esse recomendado para etapa de filtração, foi feito um último experimento no *jar-test* na melhor concentração de coagulante (20mg/L de cloreto férrico), adicionando-se um polímero catiônico nos volumes de: 0,25; 0,50; 0,75; 1,0 e 1,5 mL. Os resultados desse ensaio encontram-se na Tabela 2.

Como se observa na Tabela 2 novamente foi na menor velocidade de sedimentação ($V_{s2} = 2\text{cm/min}$) em que foram obtidos os melhores resultados, o que era o esperado uma vez que os flocos formados tiveram maior tempo para sedimentar e assim obter maior clarificação da água. A adição do polímero foi mais eficiente no volume de 1 mL.

Tabela 2 - Resultados das análises de turbidez do sobrenadante (tratado) coletadas em duas velocidades de sedimentação no ensaio utilizando 20mg/L de cloreto férrico combinado com diferentes dosagens de polímero catiônico.

Fonte: Autores

Dosagens de polímero catiônico (mL)	Turbidez (uT)	
	VS1 (4cm/min)	VS2 (2cm/min)
Bruto	270 uT	
0 (controle)	19,5	6,98
0,25	14,1	6,73
0,50	12,9	5,30
0,75	11,8	8,85
1,00	11,2	3,70
1,50	7,64	5,06

Nota-se na Tabela 2 que o menor valor remanescente de turbidez (3,7 uT) foi obtido com 1mL de polímero, sendo excelente para que o processo de filtração funcione bem e com carreiras de filtração maiores de modo a evitar lavagens frequentes dos filtros.

Comentários finais

O tratamento da água bruta de turbidez elevada foi mais eficiente com cloreto férrico em comparação aos resultados obtidos com o sulfato de alumínio, empregando-se em torno de 50% a menos de coagulante. Com 20 mg/L de cloreto férrico obteve-se turbidez da água decantada de 20,9 uT. Com o uso combinado de cloreto férrico com polímero permitiu alcançar uma turbidez remanescente de 3,7 uT.

Com o cloreto férrico foi possível obter elevada remoção de cor e turbidez de uma água com elevada concentração de partículas, utilizando-se baixa dosagem de coagulante o que pode ser interessante na substituição, quando possível, do sulfato de alumínio como o principal produto utilizado nas ETA no Brasil e, portanto, evitando-se possíveis problemas de saúde pública e no meio ambiente.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer à SANEPAR e a Fundação Araucária pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

- American Public Health Association (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Water Works Association. Water Environmental Federation. Washington, DC, 2017.
- BONDY, S. C.; CAMPBELL, A. Aluminum and Neurodegenerative Diseases. **Advances in Neurotoxicology**, Irvine, 1 , 2017. 131-156.
- BRASIL. PORTARIA GM/MS 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 República Federativa do Brasil. Brasília, DF, v. 85, p. 127. 07 mai. 2021. Seção 1.
- DI BERNARDO, A. S. **Influência das condições de aplicação de polímeros catiônicos na eficiência da floculação**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.
- FERRARI, Crislaine Trevisan da Rocha Ribeiro. **Uso de coagulantes naturais no tratamento de efluentes da indústria de alimentos**. Orientador: Aziza Kamal Genena. 64 p. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. de. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2006.
- JUNIOR, J. F.; CICILINSKI, A. D.; DÖLL, M. M. R. **Avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação como tratamento de efluentes de lava car**. Revista de Engenharia e Tecnologia, v. 11, n. 2, p. 220-226, 2019.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 3ª. ed. Campinas: Editora Átomo, 2010.
- MONACO, Paola Lo; et al. **Tratamento de esgoto sanitário utilizando coagulante natural seguido de filtro orgânico**. Revista Caatinga, Mossoró, ano 2014, v. 27, n. 1, p. 29-40, 6 mar. 2014.
- NAM, S. -. et al. Streaming current titration for coagulation of high turbidity water. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, 20 Fevereiro 2013. 133-139.
- PIMENTA, J. A. A.; et al. **Avaliação do sulfato de alumínio, policloreto de alumínio e cloreto férrico no tratamento de água bruta do rio Santo Anastácio**. Colloquium Exactarum, v. 9, n.3, p. 38-56, 2017.
- OLIVEIRA, E. K. D. S. **Remoção de células de Microcystis aeruginosa em água de abastecimento por coagulação, floculação e sedimentação utilizando cloreto férrico e sulfato de alumínio e filtração por filtro de areia**. Dissertação, Campina Grande, 2014.
- SCHMIDT, P. M. **Efeitos da exposição aguda ao cloreto de alumínio (AlCl3) sobre a pressão arterial, reatividade vascular e estresse oxidativo em ratos**. Universidade Federal do Pampa. Uruguaiana, p. 79. 2015.
- SOUZA, C. D. R. de; et al. **Análise comparativa do cloreto férrico e sulfato de alumínio utilizado no processo de tratamento da água do Rio Solimões**. Brazilian Journal of Development, v. 8, n. 2, p. 13056-13070, 2022
- SPERLING, V. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª edição. Belo Horizonte. Editora UFMG, 2018.

AVALIAÇÃO DO PROCESSO DE REMOÇÃO DE CORANTE TÊXTIL UTILIZANDO COMPOSTO RESIDUAL DA PRODUÇÃO DO COGUMELO *PLEUROTUS OSTREATUS*

¹Amanda Tayara Ribeiro da Silva, ²Aline Trog Ferreira, ³André Aguiar Battistelli, ⁴Jeanette Beber de Souza, ⁵Kelly Geronazzo Martins, ⁶Carlos Magno de Sousa Vidal

¹Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: engamandat@gmail.com; ²Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: trogaline@gmail.com; ³Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: andreambiental@live.com, ⁴Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: jeanettebeber@yahoo.com.br; ⁵Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: kellygm77@gmail.com; ⁶Universidade Estadual do Centro-Oeste, e-mail: cmsvidal@unicentro.br

Palavras-chave: Azo corante; efluentes têxteis; biorremediação

Resumo

A indústria têxtil desempenha importante papel nos avanços da sociedade e na economia mundial. Contudo, a geração de grandes quantidades de efluentes atrelada à elevada carga poluidora, introduz a corpos hídricos características tóxicas e de difícil remoção. Diante deste cenário, este trabalho teve como objetivo identificar a melhor condição operacional para a remoção do corante Drimaren Red CL-7B utilizando o substrato residual da produção do cogumelo *Pleurotus ostreatus*. Neste estudo foram realizados ensaios de descoloração de um efluente têxtil sintético simulando um efluente real. As concentrações de substrato aplicado ao efluente foram 50; 100 e 150 g L⁻¹ e os valores de pH empregados foram: 5, 7 e 9 durante 6 horas de tempo de contato. Constatou-se que, com a utilização do substrato, o melhor desempenho foi obtido no pH 5 e na concentração de 150 g L⁻¹, alcançando taxas de remoção próximas a 70 %. Dessa forma, o aproveitamento do composto residual da produção de cogumelos comestíveis para o tratamento de efluentes têxteis apresenta-se como uma alternativa de elevado potencial.

Introdução

A indústria têxtil desempenha importante papel nos avanços da sociedade e na economia mundial. O setor têxtil no Brasil teve origem há, aproximadamente, 200 anos, sendo uma das atividades pioneiras no processo de industrialização do país. Atualmente, este setor representa 16,7% dos empregos gerados no Brasil (FUJITA *et al.*, 2015; ABIT, 2019). Além disso, ao longo da história, a indústria têxtil teve grande representatividade na luta pelos direitos civis, ampliação dos meios de trabalho e visibilidade das mulheres.

Atualmente, sabe-se que a influência da indústria nos hábitos de consumo, atrelada ao crescimento populacional, impulsiona a busca por produtos do segmento têxtil e, dessa forma, eleva o consumo de água e geração de grandes quantidades de resíduos ao longo dos processos de produção (FUJITA *et al.*, 2015; ZANONI; CARNEIRO, 2001).

Dentre as etapas de beneficiamento, a água é utilizada de forma direta, representando as etapas de lavagem, tingimento e amaciamento e, de forma indireta, sendo representada pelos processos de aquecimento e resfriamento (MORAN *et al.*, 1997). No que se refere ao uso de água dentro da indústria, seu consumo pode ser determinado conforme a disponibilidade de água e o custo que este serviço de cada região (TALARPOSHI *et al.*, 2001). As etapas responsáveis pelo maior consumo de água e contaminação são as de tingimento e acabamento (TOLEDO, 2004). Do ponto de vista ambiental, os efluentes altamente coloridos provenientes da fase de tingimento são os mais problemáticos, em razão de sua coloração, alta demanda química e bioquímica de oxigênio, compostos tóxicos e sólidos suspensos (DAÁSSI *et al.*, 2013; ARSLAN-ALATON *et al.*, 2007).

Dentro da indústria têxtil os corantes sintéticos são amplamente usados devido a sua variedade, aplicabilidade diversa, tendo ampla capacidade de fixação a diferentes tipos de materiais, podendo ser classificados conforme sua origem, método de aplicação à fibra e estrutura química (VÁZQUEZ-ORTEGA; LAGUNES; TRIGOS, 2020). Os corantes sintéticos da classe azo representam 65% dos corantes disponíveis comercialmente, são largamente utilizados devido à simplicidade na síntese de diazotização que resulta em um amplo espectro de cores (ZANONI; CARNEIRO, 2001).

Porém, cerca de 15% dos corantes são liberados durante sua aplicação, incorporando aos efluentes grande complexidade, uma vez que os corantes azo são altamente tóxicos, recalcitrantes e resistentes a diversas alternativas de tratamento (ALMEIDA; CORSO, 2014). O descarte de efluentes têxteis causa inúmeros impactos ambientais e riscos à saúde humana. A disseminação desses efluentes coloridos no ambiente aquático acarreta elevada carga tóxica e bioacumulativa, impedindo os processos fotossintéticos, criando um ambiente ausente de oxigênio e extinguindo diferentes formas de vida (O. YESILADA *et al.*, 2003).

Os métodos usualmente aplicados para o tratamento de efluentes têxteis, como é o caso dos processos físico-químicos, apresentam resultados eficientes na retirada de material particulado e na redução de matéria orgânica, porém, apresentam inúmeras limitações. Os sistemas primários e secundários são capazes de reduzir a estrutura dos corantes em aminas aromáticas, porém estes subprodutos podem ser mais nocivos do que sua forma original, além da geração de grandes

quantidades de lodo e o alto consumo de energia (ÇINAR; DEMIRÖZ, 2010). Os processos biológicos de tratamento responsáveis pela remoção de matéria orgânica apresentam obstáculos na degradação da estrutura dos corantes em decorrência de sua complexidade. Além disso, os corantes são preparados para resistir à degradação a fim de aumentar sua fixação aos tecidos, dessa forma estes compostos são altamente resistentes a degradação microbiana (ZHANG; YU, 2000).

Nesse viés, a busca por opções sustentáveis que sejam economicamente e ecologicamente viáveis são cruciais para o adequado tratamento destes efluentes. Para este fim, os processos de micorremediação apresentam elevada potencialidade, uma vez que utilizam a ação de fungos para remover e/ou abrandar contaminantes presentes no meio ambiente (STAMETS, 2015). Os fungos basidiomicetos, pertencentes ao Filo *Basidiomycota*, popularmente conhecidos como cogumelos, são amplamente produzidos comercialmente com objetivo de serem utilizados para fins comestíveis. Os fungos são microrganismo responsáveis pela reciclagem da matéria orgânica, pois seu sistema enzimático permite a degradação de substâncias complexas, tal qual a lignina, transformando-as em CO₂ e água (RINALDI *et al.*, 2008; ALEXOPOULOS *et al.*, 1996). Nesse contexto, estudos indicam que o sistema metabólico dos fungos basidiomicetos também é capaz de degradar, reduzir e mineralizar moléculas recalcitrantes e xenobióticas, tais como as usualmente presentes nos efluentes têxteis (GAYLARDE *et al.*, 2005).

Cabe ressaltar que, atualmente, o composto residual da produção de cogumelos comestíveis, após esgotada a fonte de nutrientes, é usualmente descartado por não apresentar destino rentável aos produtores (BATTISTELLI *et al.*, 2019). Todavia, após a finalização do ciclo de frutificação, o composto em questão encontra-se completamente colonizado pelos micélios dos cogumelos. Portanto, acredita-se que a utilização deste substrato como meio para o tratamento de efluentes têxteis, sobretudo para remoção de corantes, pode ser uma alternativa econômica e ambientalmente viável, cuja ação irá configurar-se em dois processos, na adsorção na superfície do substrato e na degradação enzimática pelas enzimas presentes no composto residual, as quais poderão transcorrer simultaneamente (STAMETS, 2005; BATTISTELLI *et al.*, 2019).

Materiais e Métodos

O substrato adicionado ao efluente têxtil nos ensaios é um composto residual (CR) da produção de fungos *Pleurotus ostreatus* (Jacq. ex Fr.) P. Kumm, cedido pela empresa NatuFungi, localizada no município de Guarapuava-PR. O substrato é composto formado por serragem e nutrientes inoculado com o fungo *Pleurotus ostreatus*.

Ao final do cultivo, os blocos de serragem são descartados, porém sua estrutura fica completamente colonizada pelas hifas e micélios que contém enzimas lignolíticas capazes de realizar a quebra de estruturas complexas (STAMETS, 2005).

A elaboração do efluente têxtil sintético utilizado nos ensaios seguiu o procedimento de Spagni *et al.* (2010), simulando o efluente têxtil real, posterior a fase do tratamento biológico. O efluente têxtil sintético empregado é formado pela mistura do corante azo reativo Drimaren Red Cl-7B e de substâncias químicas auxiliares usualmente empregadas na indústria têxtil, sendo preparados em três faixas de pH; 5, 7 e 9. A composição do efluente é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Composição do efluente têxtil sintético. (Fonte: Adaptado do Spagni *et al.* (2010).

Produto Químico	Concentração (g L ⁻¹)
Corante Drimaren Red CL-7B	0,04
Cloreto de amônio	0,23
Fosfato dipotássico	0,009
Fosfato monopotássico	0,017
Cloreto de ferro (III)	0,00125
Acetato de sódio	1,4
Cloreto de sódio	0,126
Bicarbonato de sódio	0,668

Com base nas características do efluente têxtil real, utilizou-se uma quantidade média de concentração de Cloreto de sódio (NaCl). O corante reativo utilizado foi cedido por uma empresa do ramo têxtil de Brusque-SC.

A pesquisa foi realizada em escala de bancada laboratorial, empregando-se béqueres (1 L) contendo 400 ml, nos quais foram aplicados o composto residual triturado em contato com o tempo de 6 horas. Para o detalhamento da cinética de remoção do corante, alíquotas de 10 ml foram retiradas a cada 1 hora. Posteriormente, as amostras foram centrifugadas a 3900 rpm por 30 minutos e filtradas em papel de filtro qualitativo de gramatura de 80 g/m². Diferentes condições operacionais foram avaliadas, as quais são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Níveis dos fatores utilizados no planejamento fatorial dos ensaios de descoloração.

Variáveis	Nível (-)	Nível (0)	Nível (+)
pH	5	7	9
Concentração do Substrato (g/L)	50	100	150

A eficiência de remoção do corante foi avaliada através do cálculo de porcentagem de descoloração conforme a Equação 1 abaixo:

$$R = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

R é remoção do corante (%), C_i é concentração inicial no efluente (mg/L) e C_f é concentração final no efluente (mg/L);

Para este fim, varreduras espectrais no efluente bruto utilizando espectrofotômetro de absorção UV/Vis HACH 6000 foram realizadas entre os comprimentos de 190 a 1100 nm (luz visível). As faixas de concentração utilizada foram de 10 a 50 mg/L para não haver interferências na saturação no Espectrofotômetro, no qual foram efetuadas as leituras. O pico de absorbância obtido foi de 2,042, sob o comprimento de onda de 517 nm.

O planejamento fatorial é uma ferramenta estatística em que sua principal função é avaliar o efeito de variáveis simultaneamente e selecionar as variáveis pertinentes de um experimento (VICENTINI *et al.*, 2011). Este sistema compila, reduz e arranja a quantidade necessária de ensaios necessários sem afetar a confiabilidade dos resultados (PERALTA-ZAMORA *et al.*, 2005). Os ensaios foram elaborados conforme o planejamento fatorial 3^2 para avaliar o efeito dos fatores pH e concentração, de forma combinada (Tabela 3).

Tabela 3: Planejamento fatorial para otimização da remoção de cor. (Legenda: X1 e X2: nível dos fatores.)

Ensaio	X1	pH	X2	Concentração (g/L)
1	-1	5	-1	50
2	-1	5	0	100
3	-1	5	+1	150
4	0	7	-1	50
5	0	7	0	100
6	0	7	+1	150
7	+1	9	-1	50
8	+1	9	0	100
9	+1	9	+1	150

As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio dos *softwares* Statistica e RStudio. Para determinar o efeito e interações das variáveis do experimento, utilizou-se a Análise de Covariância (ANCOVA), técnica estatística que permitiu detectar possíveis observações despercebidas, controle do erro experimental ampliando-se a precisão do experimento.

Resultados e discussão

As Figuras 1 e 2 apresentam o efeito das variáveis preditoras e suas interações, dessa forma, é possível determinar as condições operacionais otimizadas para o tratamento do efluente têxtil sintético.

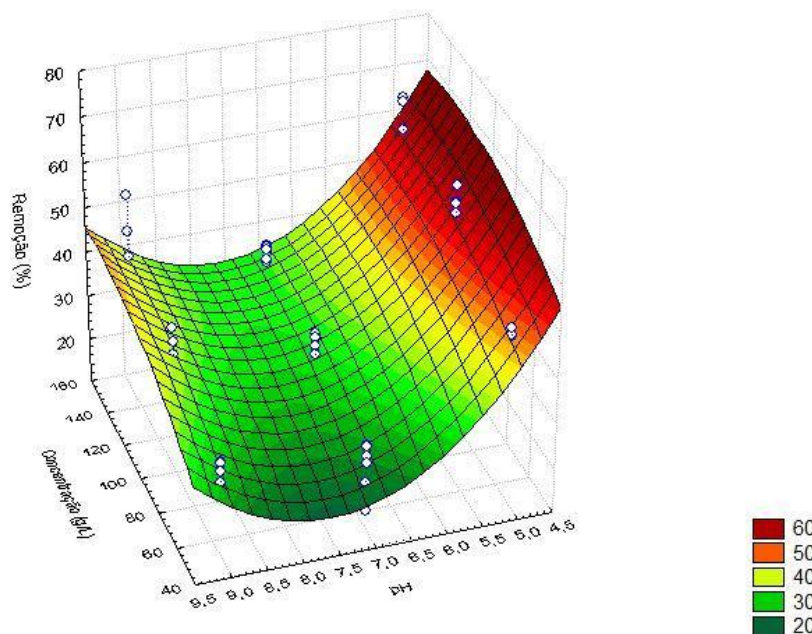


Figura 1 - Gráfico de superfície de resposta elaborado em função da remoção de cor.

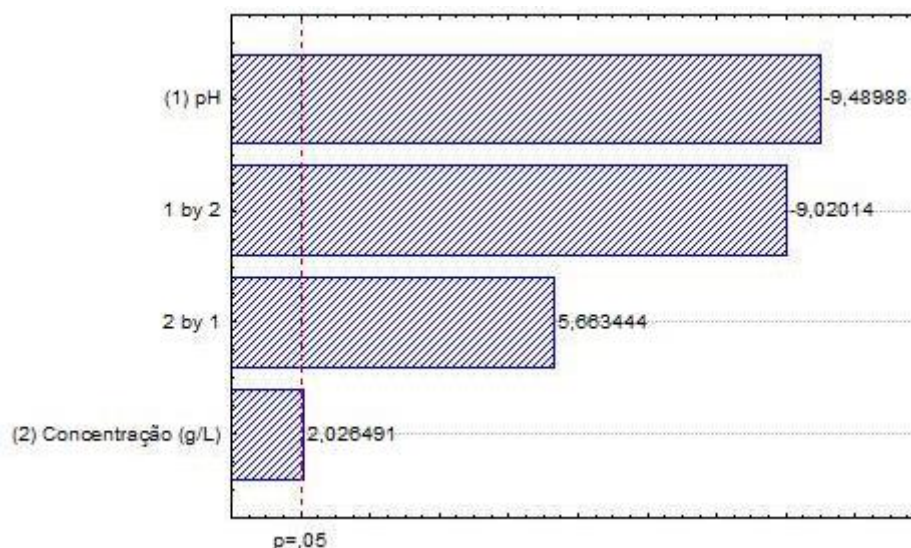


Figura 2 - Diagrama de Pareto dos efeitos das variáveis pH e concentração e de suas interações.

Observa-se que, para o fator concentração, as condições experimentais indicaram que as melhores remoções ocorreram na concentração de 150 g/L. A taxa de remoção de corante obtida para esta concentração foi próxima de 70%. De forma similar, para o fator pH as melhores remoções foram obtidas com pH 5.

Análise dos resultados

O efeito de mudança do pH na remoção do corante têxtil e a quantidade de substrato aplicado foram estudadas. Além disso, outros fatores envolvidos no processo de remoção, como tempo de agitação e concentração do efluente mantiveram-se estáveis. Com base na Figura 1, verifica-se que as maiores taxas de remoção restringem-se à faixa ácida de pH, a acidificação do meio proporciona maiores resultados de descoloração devido a sua relação com a estrutura do fungo e com o processo de adsorção. Da mesma forma, o diagrama de Pareto sustenta as proposições obtidas pela superfície de resposta e hierarquiza o efeito das variáveis preditoras sob o resultado final, mostrando o efeito significativo do pH e de sua interação com a concentração.

Os fungos basidiomicetos apresentam características simbióticas que permitem sua sobrevivência em condições extremas de *habitat*, desde que este ambiente seja fornecedor de carbono para seu desenvolvimento (HISCOX *et al.*, 2018). As especificações para o crescimento biológico, atividade enzimática e decomposição da madeira são influenciadas por algumas condições, como o pH e condições do substrato da madeira (EL-RAHIM; EL-ARDY; MOHAMMAD, 2009). O pH afeta intrinsecamente o crescimento micelial e atividade enzimática, que são favorecidos em condições ácidas (ALHUJAILY *et al.*, 2018).

Tal como os fungos, o processo de adsorção também apresenta algumas particularidades. Tal processo é influenciado por fatores como propriedade do adsorvente e do adsorvato, pH, área superficial, temperatura e origem do solvente. As características isotermas da adsorção determinam e quantificam o grau de adsorção (DO NASCIMENTO *et al.*, 2014).

A relação entre quantidade adsorvida e pH depende das características do composto residual utilizado e da disponibilidade de íons metálicos (MSAKY; CALVET, 1990). Uma vez que o adsorvente entra em contato com o adsorvato no pH 5, o meio ácido modifica a carga superficial do substrato, tornando-a positiva, corroborando para a adsorção de ânions. Tendo em vista que corantes reativos, quando diluídos, formam ânions, a adsorção é favorecida, diminuindo a competição por íons. A taxa de adsorção de íons negativos aumenta conforme a redução do pH, devido a redução da força de repulsão eletrostática (TAGLIAFERRO *et al.*, 2011; MARIN *et al.*, 2015).

A variável concentração de substrato também influencia a taxa de remoção de corante têxtil. Os valores de remoção alcançados nos três níveis de concentração no pH 5 são mais satisfatórios em relação aos resultados obtidos na faixa neutra e alcalina, porém, com o aumento da quantidade de substrato em contato com o efluente, maiores são os valores de descoloração. Esses resultados são atribuídos ao aumento da área superficial, que apresenta relação diretamente proporcional com a adsorção (SEKAR *et al.*, 2014).

Conclusão

A utilização do composto residual da produção do cogumelo *Pleurotus ostreatus* para o tratamento de efluentes têxteis sintéticos apresenta elevado potencial em decorrência da ação simultânea das enzimas lignolíticas e pela alta performance da adsorção na remoção de corantes têxteis. Este estudo integra-se como parte para confecção de uma metodologia eficaz para o tratamento de efluente têxteis e uma alternativa de reaproveitamento do composto residual da produção de cogumelos comestíveis.

De acordo com os resultados citados anteriormente, a melhor condição operacional para remoção do corante reativo Drimaren CL-7B sucedeu-se no pH 5 e na concentração de 150 mg/L, alcançando resultados próximos a 70%. Em vista disso, a variável pH tem papel fundamental nos resultados de remoção obtidos, bem como sua interação com a concentração. Dessa forma, a utilização de um resíduo agroindustrial apresenta-se como alternativa sustentável e de elevado potencial no tratamento de efluentes têxteis.

Referências Bibliográficas

Abit - Associação Brasileira Da Indústria Têxtil E De Confecção.;2019. Perfil do setor. Disponível em: <http://www.abit.org.br/cont/perfil-do-setor>. Acesso em: 7 nov. 2022.

Alexopoulos, C.J.; Mims, C.W.; Blackwell, M.; 1996. Introductory mycology. 4. ed. New York: John Iley & Sons, Inc., pp.870.

Alhujaily, A. et al.; 2018.Highly efficient and sustainable spent mushroom waste adsorbent based on surfactant modification for the removal of toxic dyes. Int. J. Environ. Res. Public Health, [s. l], v. 15, p. 1-15.

Almeida, E. J. R.; Corso, C. R.; 2014. Comparative study of toxicity of azo dye Procion Red MX-5B following biosorption and biodegradation treatments with the fungi *Aspergillusniger* and *Aspergillus terreus*. Chemosphere, [s. l], v. 112, pp. 317-322.

Arslan-Alaton, I.; Gursoy, B. H.; Schmidt, J. E.; 2007. Advanced oxidation of acid and reactive dyes: Effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes. Dyes and Pigments, v. 78, pp. 117-130.

Battistelli, A. A. *et al*, 2019. Avaliação da eficiência do composto residual da produção de fungo *Pleurotus ostreatus* na remoção de corantes em efluentes têxteis. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AMBIENTAL, Manaus. Anais [...]. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental, 2019. Trabalho II-134. Disponível em:<https://abesnacional.com.br/XP/XPEasyArtigos/Site/Uploads/Evento45/TrabalhosCompletoPDF/II-134.pdf>. Acesso em: 7 nov. 2022.

Çinar, O., Demiröz, K., 2010. Biodegradation of Azo Dyes in Anaerobic–Aerobic Sequencing Batch Reactors. In: Atacag Erkurt, H. (eds). Biodegradation of Azo Dyes -The Handbook of Environmental Chemistry, Berlin: Springer. cap. 1, pp. 59-72.

Daassi, D. *et al.*, 2013. Decolorization of the metal textile dye Lanaset Grey G by immobilized white-rot fungi. Journal Of Environmental Management, [s.l.], v. 129, pp. 324-332.

Do Nascimento, R. F. *et al.*, 2014. Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais. Fortaleza: Imprensa Universitária. E-book. 2014. 256 p. Disponível em: <http://www.repositorio.ufc.br/handle/riufc/10267>. Acesso em: 29 nov. 2002.

- El-Rahim, W. M. A.; El-Ardy, O. A. M.; Mohammad, F. H. A. 2009. The effect of pH on bioremediation potential for the removal of direct violet textile dye by *Aspergillus niger*. *Desalination, [s. l.]*, v. 249, n. 3, pp. 1206-1211.
- Fujita, R. M. L.; Jorente, M. J., 2015. A Indústria Têxtil no Brasil: uma perspectiva histórica e cultural. *Modapalavra E-periódico*, v. 8, pp. 153-174.
- Gaylarde, C. C. *et al.*, 2005. Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. *Biocologia Ciência & Desenvolvimento*, n. 34.
- Hiscox, J. *et al.*, 2018. Fungus wars: basidiomycete battles in wood decay. *Studies In Mycology, [s. l.]*, v. 89, n. 1, pp. 117-124.
- Martin, P. *et al.*, 1997. Avaliação do efeito da temperatura, pH e granulometria do adsorvente na adsorção do corante azul reativo 5G. *Engvista*, v. 17, n. 1, p. 59-68, mar. 2015.
- Moran, C.; Hall, M. E.; Howell, R. Effects of Sewage Treatment on Textile Effluent. *Journal of the Society of Dyers and Colourists*, v. 113, pp. 272-274.
- Msaky, J. J.; Calvet, R., 1990. Adsorption behavior of Copper and zinc in soils: Influence of pH on adsorption characteristics. *Soil Science*, v. 150, n.2, pp. 513-522.
- Peralta-Zamora, P.; Morais, J. L.; Nagata, N., 2005. Por que otimização multivariada? *Engenharia Sanitária e Ambiental, [s. l.]*, v. 10, n. 2, pp. 106-110.
- Rinaldi, A.C.; Comadini, O.; Kuyper, T. W., 2008. Ectomycorrhizal fungal diversity: separating the wheat from the chaff. *Fungal Diversity*, n. 33, pp. 1 – 45.
- Sekar, M.; Sakthi, V.; Rengaraj, S., 2014. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. *Colloid and Interface Science*, v. 279, pp. 307-313.
- Spagni, A. *et al.*, 2010. Treatment of a simulated textile wastewater containing the azo-dye reactive orange 16 in an anaerobic-biofilm anoxic-aerobic membrane bioreactor. *International Biodeterioration and Biodegradation, [s. l.]*, v. 64, n. 7, pp. 676–681.
- Stamets, P., 2005. *Mycelium running: how mushrooms can help save the world*. New York: Ten Speed Press. pp.340.
- Talarposhti, A. M.; Donnelly, T.; Anderson, G. K., 2001. Colour Removal From a Simulated Dye Wastewater Using a Twophase Anaerobic Packed Bed Reactor. *Water Research*, v. 35, n. 2, pp. 425-432.
- Tagliaferro, G. V. *et al.*, 2010. Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio (v) hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. *Química Nova*, v. 34, n. 1, pp. 101-105.
- Toledo, R. A. S., 2014. Tecnologia da Reciclagem. *Química Têxtil*, pp.8-14.
- Vázquez-Ortega, F.; Lagunes, I.; Trigos, A., 2020. Cosmetic dyes as potential photosensitizers of singlet oxygen generation. *Dyes And Pigments, [s. l.]*, v. 176, pp. 108248.
- Vicentini, F. C. *et al.*, 2011. Planejamento fatorial e superfície de resposta: otimização de um método voltamétrico para a determinação de ag(i) empregando um eletrodo de pasta de nanotubos de carbono. *Química Nova, São Paulo*, v. 34, n. 5, pp. 825-830.
- Yesilada, O.; Asma, D.; Cing, S., 2003. Decolorization of textile dyes by fungal pellets. *Process Biochemistry, [s. l.]*, v. 38, n. 6, pp. 933-938.
- Zanoni, M. V. B.; Carneiro, P. A., 2001. O descarte dos corantes têxteis. *Ciência Hoje*. v. 9, n. 174, pp. 61-64.
- Zhang, F.; Yu, J., 2000. Decolourisation of Acid Violet 7 with complex pellets of white rot fungus and activated carbon. *Bioprocess Engineering, [s.l.]*, v. 23, n. 3, pp. 295-301.

SISTEMA DE BAIXO CUSTO PARA DETECÇÃO DE VAZAMENTO EM REDES DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

¹Laura Maria Canno Ferreira Fais, ²Thiago Feitosa, ³André Luis Sotero Salustiano Martim, ⁴Talía Simões dos Santos Ximenes

¹Universidade Estadual de Campinas – FT/Unicamp, e-mail: laura@ft.unicamp.br; ²Universidade Estadual de Campinas – FT/Unicamp, e-mail: t224830@dac.unicamp.br; ³Universidade Estadual de Campinas - FECFAU/Unicamp, e-mail: sotero@fec.unicamp.br; ⁴Universidade Estadual de Campinas - FT/Unicamp, e-mail: talia@ft.unicamp.br

Palavras-chave: Leak; monitoring; sensors.

Resumo

Ao longo do tempo, a população foi afastando-se cada vez mais dos cursos de água, o que exigiu o desenvolvimento de sistemas de infraestrutura, especialmente redes de abastecimento de água potável. Uma questão importante nos sistemas de abastecimento de água é o controle das perdas, pois estas implicam perdas não só de água, mas também de recursos financeiros. Com o avanço da tecnologia, sensores foram desenvolvidos para auxiliar na previsão de problemas, e estes podem ser utilizados em diversas aplicações, nas mais diversas áreas. Nos sistemas de abastecimento de água, os sensores podem ajudar a detectar vazamentos nas tubulações, seja na distribuição ou até mesmo no interior das residências. Assim, este trabalho tem como objetivo a proposta de um sistema de baixo custo para monitoramento de uma rede de água, a fim de detectar vazamentos. Os testes foram realizados no Laboratório de Hidráulica e Mecânica dos Fluidos da Faculdade de Engenharia Civil e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FECFAU/UNICAMP), em uma rede simulada. Para os testes, foram utilizados sensores para medição de vazão, nível d'água, ruído, turbidez, temperatura e um extensômetro, para leitura em tempo real. As leituras foram recebidas e processadas por uma placa microcontroladora (Arduino UNO) e por meio de um módulo Wi-Fi (ESP8266), e os dados enviados para uma página da Web (linguagem PHP) para visualização dos resultados dos sensores. Além disso, foi desenvolvido um aplicativo, em linguagem Java, para visualizar o monitoramento da rede. Em testes de laboratório, os sensores se mostraram adequados para detectar vazamentos na rede e disparar alarmes sonoros e visuais em caso de vazamentos.

Abstract

Over time, the population moved further and further away from water courses, which required the development of infrastructure systems, especially drinking water supply networks. An important issue in water supply systems is the control of losses, as these imply losses not only of water, but also of financial resources. With the advancement of technology, sensors have been developed to help predict problems, and these can be used in several applications, in the most diverse areas. In water supply systems, sensors can help detect leaks in pipes, whether in distribution or even inside homes. Thus, this work aims to propose a low-cost system for monitoring a water network to detect leaks. The tests were carried out at the Laboratory of Hydraulics and Fluid Mechanics of the Faculty of Civil Engineering and Urbanism of the State University of Campinas (FECFAU/UNICAMP), in a simulated network. For the tests, sensors were used to measure flow, water level, noise, turbidity, temperature, and an extensometer, for real-time reading. The readings were received and processed by a microcontroller board (Arduino UNO) and through a Wi-Fi module (ESP8266), and the data sent to a Web page (PHP language) for viewing the sensor results. In addition, an application was developed, in Java language, to visualize the network monitoring. In laboratory tests, the sensors proved to be adequate for detecting leaks in the network and triggering audible and visual alarms in the event of leaks.

Introdução

O intenso processo de urbanização e crescimento populacional ao longo dos anos tornou necessário um desenvolvimento rápido de infraestrutura, especialmente de sistemas de abastecimento de água potável, já que a população foi se instalando cada vez mais distante dos cursos d'água (Silva et al., 2019).

As aplicações dos sistemas de tubulações abrangem o transporte de água, petróleo, gás, além de efluentes. Assim, é necessário a avaliação do material mais adequado para cada tipo de sistema, em função de sua extensão, diâmetro, fluido transportado, dentre outras variáveis. Além disso, essas tubulações estão sujeitas a forças externas, provocando deformação e, consequentemente vazamentos, que resultam em problemas ambientais e prejuízos financeiros. (Martim, 2011; Kousiopoulos et al., 2019; Gnatowski et al. 2021).

Além das questões de custo-benefício do material, é importante considerar que, para a realização de medições em sistemas mecânicos, é necessário entender como um objeto reage a diferentes estímulos ou forças. Quando esse objeto sofre alterações físicas como reação à essas forças, ocorre o processo de deformação, definida como a relação entre a variação de comprimento de um material e o seu comprimento original.

O avanço tecnológico tornou possível a medição de deformações utilizando sensores; dentre eles, pode-se citar o *strain gage*, que é um dos mais eficientes, e se mostrou adequado para medir diversos tipos de deformações. O *strain gage*

fornece em resposta à deformação um sinal elétrico que pode ter como base a resistividade, capacitância, indutância, ou ainda princípio óptico, mecânico ou fotoelétrico.

Ainda segundo Martim (2011), com um *strain gage* baseado na forma resistiva, combinado com uma ponte de Wheatstone, é possível medir a diferença nas suas resistências, quando submetidos a diferentes tipos níveis de deformação, obtendo um resultado com precisão adequada, que apresenta a combinação de esforços longitudinais e circunferenciais a que a tubulação está submetida. A partir destas medições, é possível o desenvolvimento de modelos de previsão de ruptura confiáveis.

Gnatowski et al. (2021) realizaram análises numéricas e investigações experimentais da deformação de tubos de polietileno para diferentes valores de carga externa aplicada. Foram medidas as deformações da superfície inferior e superior do tubo durante o carregamento, a partir da deformação de *strain gages* localizados na tubulação em distâncias iguais e os resultados obtidos a partir da análise numérica foram comparáveis aos obtidos a partir do estudo experimental. A medição das tensões foi baseada diretamente na relação entre a resistência elétrica e o comprimento do fio do sensor, através da equação (1):

$$R = \delta \frac{L_d}{A} \quad (1)$$

Onde:

R = resistência elétrica do sensor (Ω);

δ = resistência específica do sensor (Ω);

L_d comprimento do sensor (mm);

A = área da seção transversal (mm^2).

Ainda segundo os autores, o incremento relativo de resistência (ΔR) é proporcional a deformação do material (ΔL), e pode ser determinar a partir da relação expressa pela equação (2):

$$\frac{\Delta R}{R} = \frac{\Delta \delta}{\delta} + \frac{\Delta L_d}{L_d} - \frac{\Delta A}{A} \quad (2)$$

Onde:

$\frac{\Delta \delta}{\delta}$ = incremento relativo da resistência específica;

$\frac{\Delta L_d}{L_d}$ = deformação relativa do sensor;

$\frac{\Delta A}{A}$ = deformação relativa da seção transversal do sensor.

As deformações que ocorrem nas tubulações podem dar origem a rompimentos circunferenciais e, neste caso, podem ser utilizado um microfone de eletreto para verificação acústica de ruído de fuga de água. Sabzevari e Javadpour (2023) propuseram uma nova técnica para localizar vazamento artificial em dutos de gás, enterrados e não enterrados, enterrado, implementando dois microfones de eletreto simples, em apenas um lado do vazamento, e análise de atenuação de sinais gravados. O experimento foi realizado e conduzida em um tubo de aço carbono pressurizado para validar o método proposto, e os resultados experimentais mostraram a eficácia da técnica proposta em dados de baixa taxa de amostragem.

Kousiopoulos et al. (2019) apresentaram um método de Emissão Acústica para a detecção e localização de um vazamento em uma tubulação, empregando sensores acústicos montados na superfície externa da tubulação, que recebem sinais acústicos gerados pela existência de um vazamento. A localização do vazamento pode ser obtida determinando a diferença de tempo entre os momentos em que tal sinal acústico chega a dois sensores adjacentes. Com base nos resultados, foram obtidos diversos resultados, relativos à localização de fissuras nas condutas, bem como, os conteúdos espectrais do ruído.

Assim, este projeto de pesquisa tem como objetivo avaliar e monitorar dados em tubulações de água utilizando sensores de vazão e temperatura da água, associando-as à detecção de vazamentos e à prevenção de ruptura com o microfone de eletreto, sensor de deformação e componentes eletrônicos. Foi avaliada também a viabilidade do monitoramento a partir de uma página da web, além de um sistema de alarme sonoro em caso de detecção de vazamento. Considerando que o projeto foi realizado em laboratório, o sistema mostrou-se viável para utilização. Em uma próxima etapa, serão realizados teste em redes reais, com diâmetros maiores.

Materiais e Métodos

Para o desenvolvimento deste projeto foi aplicado um sistema funcional com 6 diferentes tipos de sensores que juntos coletam dados do escoamento, neste caso, a água. Um protótipo operante coletou dados que recebidos por uma placa microcontroladora e via modulo Wi-Fi esses dados foram enviados para uma página Web. Na Figura 1 mostra-se o esquema do projeto.



Figura 1: Esquema do sistema desenvolvido.

O sistema desenvolvido conta com duas placas microcontroladoras, programadas em linguagem C++ que fazem o controle das leituras dos sensores e envio dos dados para uma página Web, criada com linguagem HTML (Linguagem de Marcação de Hipertexto).

Além da placa microcontroladora são utilizados sensores para detecção de possíveis vazamentos em tubulações, sendo eles o microfone de eletreto, sensor de turbidez e *strain gage*, além de monitoramento da vazão e temperatura da água.

Desenvolveu-se uma página Web para visualização dos valores lidos pelos sensores em tempo real, além de um alarme sonoro (*buzzer*) caso fosse detectado um possível vazamento ou ruptura. Para esse monitoramento foi utilizado um módulo Wi-Fi para transmissão dos dados. Antes da definição da utilização deste módulo, foram realizados testes de sinal com resultados satisfatórios e, com isso, descartou-se a necessidade/possibilidade de utilizar um módulo GSM.

As conexões ocorrem no microcontrolador ATmega328 (contido na placa Arduino UNO) e o módulo Wi-Fi ESP8266 que é capaz tanto de hospedar uma aplicação, quanto descarregar todas as funções de redes Wi-Fi a partir de outro processador de aplicação.

Primeiramente, foram testados todos os sensores separadamente para validação dos seus funcionamentos para implementação no protótipo. Em seguida, foram todos testados em conjunto e verificações das leituras de todos os sensores pelo microcontrolador. Depois dos testes dos sensores em dispositivos caseiros e menores, foi criada uma página Web para visualização destes valores. Portanto, os resultados foram apresentados em tempo real na página Web criada.

A partir daí, foram realizados testes do sistema completo no Laboratório de Hidráulica e Mecânica dos Fluidos da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas (FECFAU/UNICAMP). Foram necessárias algumas alterações, pois a placa utilizada para realizar a transmissão dos dados foi a ESP8266, e esta possui somente uma porta analógica. Assim, foi feita uma multiplexação desta, para que mais de um sensor enviasse os dados ao mesmo tempo.

Na sequência, análises e testes constantes de aperfeiçoamentos do sistema e programação da página Web estão sendo estudados para uma melhor apresentação dos dados. Com o sistema eletrônico implementado na tubulação, resultados da incidência de deformação já são objeto de análise para um melhor entendimento de rupturas e vazamento nestes.

Na Figura 2 mostra-se o sistema completo do protótipo desenvolvido.



Figura 2: Protótipo para testes de funcionamento do sistema completo.

Resultados e Discussão

Um primeiro resultado deste projeto é a criação da página Web. A linguagem utilizada para a construção da página foi o HTML. Na Figura 3 mostram-se as telas da página desenvolvida, com os dados coletados pelos sensores, em tempo real.

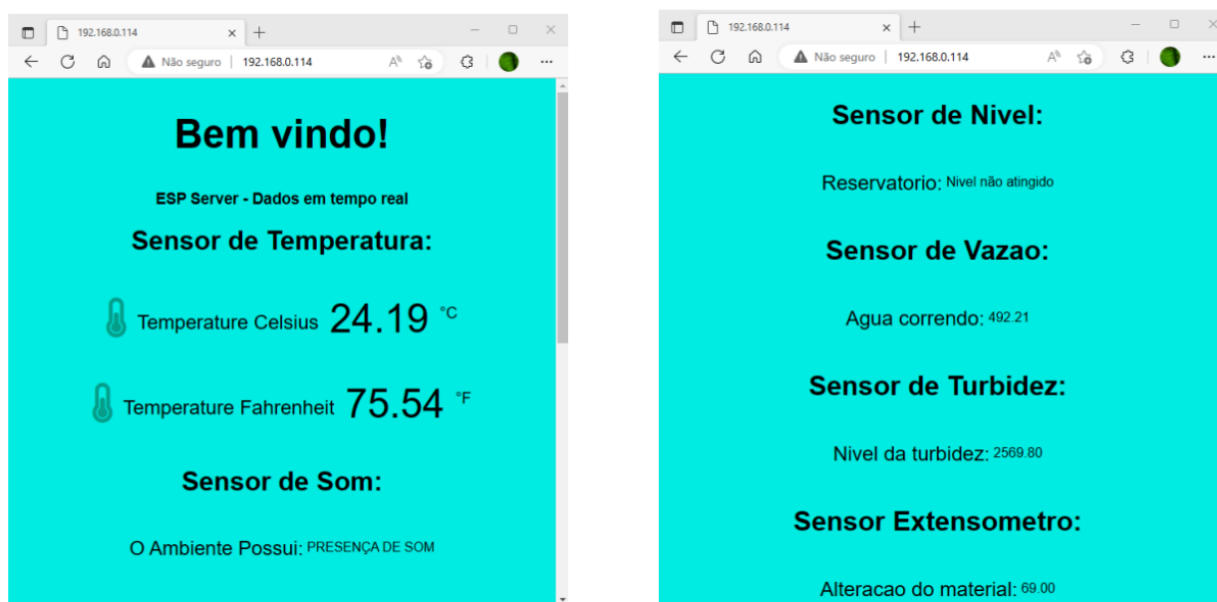


Figura 3: Telas da página Web com as leituras dos sensores em tempo real.

Para a construção do protótipo foram utilizados dois recipientes de plástico que juntos simularam o ambiente real do escoamento de água de um recipiente a outro. Nas Figuras 4, 5, e 6 mostram-se as localizações dos sensores e suas discriminações, conforme legenda, acoplados ao protótipo desenvolvido.

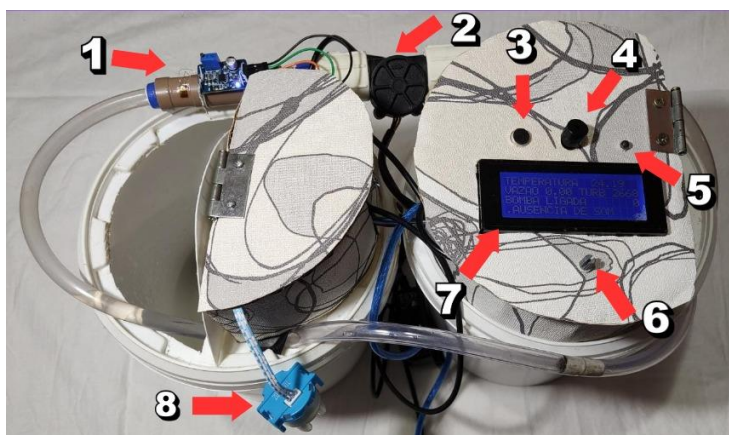


Figura 4: Componentes acoplados no protótipo: 1 - strain gauge; 2 - sensor de vazão; 3 - sensor de som; 4 - buzzer; 5 - led; 6- potenciômetro; 7- display LCD; 8- sensor de turbidez.

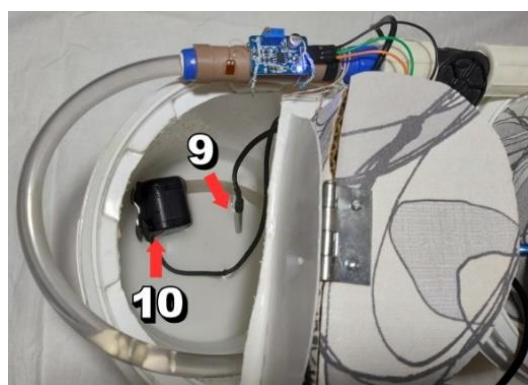


Figura 5: Componentes internos acoplados no protótipo: 9 - sensor de temperatura; 10- bomba d'água.

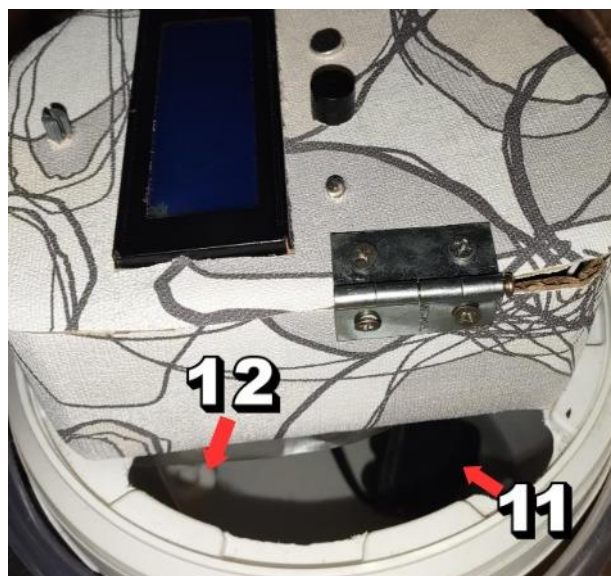


Figura 6: Demais componentes internos acoplados no protótipo: 11 - bomba d'água; 12 - sensor de nível.

O ciclo desenvolvido possibilita que a água passe por cada sensor e colete a ação e o impacto que este desenvolve no ambiente e/ou material, gerando um dado que é disposto de forma remota em uma página Web por meio de transmissão com o módulo Wi-Fi (internet).

É importante demonstrar e averiguar que temos à disposição um display LCD, que disponibiliza em tempo real dados da temperatura, vazão, turbidez; se a primeira bomba d'água está ligada ou desligada e presença de som no ambiente, pois pode ocorrer perda de sinal em algum momento. Inclusive, isso aconteceu durante alguns testes no Laboratório de Hidráulica e Mecânica dos Fluidos da Unicamp. A Figura 7 mostra a tela do LCD com estes dados citados.



Figura 7: Tela do display LCD durante os testes no laboratório.

Durante a realização dos testes foi possível confirmar que os sensores funcionaram corretamente devido aos valores lidos e às condições da água, reservatório e tubulações do local. Com isso, o protótipo desenvolvido pode ser validado.

Considerações Finais

Neste trabalho foi desenvolvido um protótipo de um sistema para monitoramento de redes de abastecimento de água para detecção de possíveis vazamentos em tubulações. Para a construção do protótipo foram utilizados sensores de vazão, de temperatura de água, de nível de líquido, de som, strain gage, uma placa microcontroladora para processamento dos resultados dos sensores e das bombas d'água e um módulo Wi-Fi para comunicação e visualização dos resultados em tempo real por uma página Web criada. Caso alguma leitura dos sensores atingisse nível diferente do considerado normal, um buzzer é acionado como alerta sonora.

Destaca-se o baixo custo do sistema, aproximadamente R\$ 180,00 (US\$ 37, sendo em 03/08/2023 US\$1 = R\$ 4,92), quando comparado ao custo de um corante para detecção de infiltração, ou de equipamentos como geofones, utilizados por técnicos para a detecção de vazamentos em redes de abastecimento.

Em uma próxima etapa, os sensores serão testados em ambiente real, e os resultados serão utilizados para a proposta de um modelo de previsão de ruptura. Além disso, será testada a viabilidade da instalação de um motor para atuar no fechamento de um registro em caso de detecção de vazamento e a implementação em um ambiente real.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo apoio financeiro a esta pesquisa.

Referências Bibliográficas

Martim, A. L. S. S. (2011) Análise Reversa de um Modelo de Previsão de Manutenção em Redes de Abastecimento de Água. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas.

Silva, A. L.; Varanis, M.; Mereles, A. G.; Oliveira, C.; Balthazar, J. M.; 2019. A study of strain and deformation measurement using the Arduino microcontroller and strain gauges devices. *Revista Brasileira de Ensino de Física*, 41(3).

Kousiopoulos, G-P; Papastavrou, G-N.; Karagiorgos, N.; Nikolaidis, S.; Porlidas, D. (2019). Pipeline Leak Detection in Noisy Environment, In: 8th International Conference on Modern Circuits and Systems Technologies (MOCAST), Thessaloniki, Greece, 2019, pp. 1-5, doi: 10.1109/MOCAST.2019.8741673.

Seyed Amir Hoseini Sabzevari, S.A.H e Javadpour, S.M. (2023) Leakage localization in an underground pressurized pipeline in steady-state, *International Journal of Pressure Vessels and Piping*, Volume 205, <https://doi.org/10.1016/j.ijpvp.2023.104979>.

DESENVOLVIMENTO E ANÁLISE DE UM MÉTODO ALTERNATIVO PARA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS DA ÁGUA EMPREGANDO MATERIAIS SORVENTES

^{1,2} Bruno Borges Canelhas, ² Ariana de Campos, ² Deusmaque Carneiro Ferreira, ² Vinícius Carvalho Rocha, ² Júlio Cesar de Souza Inácio Gonçalves, ³ Cristiano Poletto, ² Mário Sérgio da Luz

1 Instituto Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, Brazil, Rua João Batista Ribeiro, n° 400 - Distrito industrial II, CEP: 38064790 Uberaba/MG

2 Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM), Avenida Dr. Randolpho Borges Júnior, n° 1400, CEP: 38064-200, Uberaba, MG, Brazil.

3 Departamento de Hidromecânica e Hidrologia, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Avenida Bento Gonçalves, n° 9500, Porto Alegre, RS CEP 91501-970, Brazil

Palavras-chave: Poluição ambiental; Materiais sorventes alternativo; Metais.

Resumo

O presente trabalho apresenta a utilização de material sorvente para o desenvolvimento de um método alternativo para remoção de íons potencialmente tóxicos, chumbo e bário, das águas de abastecimento público. O material sorvente alternativo utilizado foi a fibra de coco que além de mitigar a poluição ambiental pela reutilização de resíduos descartados auxiliam o tratamento das águas de abastecimento público pela remoção de íons potencialmente tóxicos onde os métodos convencionais não são efetivos. No método alternativo utilizado temos um sistema de reatores de leito fixo ligados em série, com volume de 0,250 L em cada reator, com fluxo contínuo ascendente caracterizado pelo cálculo do tempo de detenção hidráulica (TDH). Para caracterização do processo de adsorção, analisamos as variáveis pH, tempo de contato, concentração inicial do metal, concentração do material sorvente e vazão. Realizou-se a análise de variância (ANOVA), análise multivariada da variância (MANOVA) e teste-T e após os tratamentos de dados, os parâmetros concentração inicial do metal e vazão mostraram-se não significativos para o intervalo de confiança adotado nas condições do trabalho. As remoções dos íons Pb^{2+} e Ba^{2+} foram superiores a 60%, dentro de todos os parâmetros estudados e em uma única passagem pelos reatores, mostrando a viabilidade deste procedimento. A fibra de coco apresentou características apropriadas para o processo de biossorção dos íons chumbo e bário, constituindo como um processo sustentável e promissor para ser empregado juntamente com os processos clássicos de tratamento de água na remoção de metais potencialmente tóxicos.

Introdução

O mundo inteiro enfrenta uma grave crise hídrica devido ao crescimento muito rápido da população mundial e ainda pelo alto consumo de grandes quantidades desse recurso pelas indústrias, atividades agrícolas e também pelo seu uso doméstico. A água doce é de fundamental importância para todos os seres vivos, pois é a principal fonte de saúde, alimentação e geração de energia (EL-AMIER et al., 2021).

Diversos poluentes são lançados diariamente nos recursos hídricos e possuem os mais variados efeitos indesejáveis no meio ambiente. Dentre esses poluentes podemos destacar os metais potencialmente tóxicos, oriundos de diferentes atividades industriais de processo como curtimento, plásticos, produção de papel e celulose, têxtil, farmacêutica, indústrias ferrosas, refinarias de petróleo, produção de baterias entre outras, além de serem fruto do crescimento populacional desordenado. Esses metais potencialmente tóxicos podem ser absorvidos direta ou indiretamente por plantas, animais aquáticos e seres humanos, tendo uma forte tendência de se bioacumularem, desencadeando diversos efeitos deletérios (DE SÁ COSTA et al., 2021; LAKSHMI et al., 2021).

Diferentes técnicas têm sido empregadas para remover os mais variados poluentes, entre eles, os íons potencialmente tóxicos das águas de abastecimento público. Além do tratamento convencional da água, o qual não é efetivo para os metais pesados, outros processos tem sido utilizados, tais como biodegradação (enzimático e microbiano), processos eletroquímicos, processos de oxidação avançada, osmose reversa, precipitação química, ultrafiltração e membranas de separação. Entretanto esses processos são limitados devido ao seu elevado custo operacional, prático e econômico e ainda pela remoção incompleta dos metais potencialmente tóxicos e grande geração de resíduos (GIRISH et al., 2012; JAAFER et al., 2021).

Nesse contexto a biossorção se apresenta como método viável para remoção dos metais potencialmente tóxicos das águas de abastecimento público devido a sua eficácia, disponibilidade e baixo custo (BABEL; KURNIAWAN, 2004; FAROOQ et al., 2010; SHEIKH, et al., 2021). Ainda podemos destacar a biossorção como técnica muito promissora para recuperação de metais potencialmente tóxicos pois a mesma evita a formação de lama química, mitigando a poluição ambiental (HEILMANN et al., 2021).

O processo de biossorção é constituído por uma reação reversível entre um material adsorvente e o material adsorvido (adsorbato), que permite sua constante reutilização após o processo de dessorção de uma forma sustentável (SANTOSH et al., 2017). A biossorção é baseada na capacidade que os mais variados materiais possuem de adsorver metais pesados devido as

suas capacidades de ligação aos íons potencialmente tóxicos por mecanismo de troca iônica, força eletrostática e microprecipitação (ACHEAMPONG et al., 2015).

Vários materiais com capacidade adsorviva já são utilizados industrialmente como o carvão ativado, porém são considerados caros para serem utilizados em grandes escalas (KRIKA et al., 2021).

Outro ponto importante é a necessidade de reduzir o impacto ambiental pelas enormes quantidades de resíduos, e isso tem feito os pesquisadores buscarem e utilizarem outros materiais para o processo de biossorção, como por exemplo os tegumentos de semente de palmeira (RENGARAJ et al., 2002), bambu (HAMEED et al., 2007), sabugo de milho (TSENG et al., 2005), polpa de beterraba e casca de coco (DURSUN et al., 2005), palha de arroz (DAIFULLAH et al., 2007), casca de café e banana (GETACHEW et al., 2015) entre outros. Ressalta-se que os resíduos agroindustriais, ricos em materiais lignocelulósicos, também são considerados um grave problema ambiental, pois sua decomposição nos aterros sanitários demora muito tempo (GOLVEIA et al., 2021).

O Cocos nucifera Linn, conhecido popularmente como coqueiro, palma de coco, coco nult palm e também como coco verde, é uma das árvores frutíferas mais difundidas (FERREIRA et al., 2012). Em todo o mundo, mais de 90 países produzem em torno de 60 milhões de toneladas por ano (GEORGE; TEMBHURKAR, 2019). Tendo em vista as significativas proporções lignocelulósicas do Cocos nucifera L, acredita-se na boa capacidade de adsorção das fibras obtidas a partir dele (DARLA; GARIMELLA, 2019). Outros pontos salientados são seu baixo custo, sua alta disponibilidade para utilização e sua estabilidade, fatos esses que potencializam seu emprego como material sorvente (HYMAVATHI; PRABHAKAR, 2017).

O presente trabalho ainda propõe um método alternativo e complementar aos tratamentos convencionais de água, os quais não são satisfatórios para remoção de metais potencialmente tóxicos, utilizando de um sistema de reatores de leito fixo com fluxo contínuo ligados em série. Esse sistema foi devidamente estudado, em relação a diversos fatores de trabalho, e se demonstrou apto para ser empregado em condições reais de uso com os devidos ajustes necessários.

Materiais e Métodos

O material adsorvente utilizado foi a fibra do coco verde, o qual foi fragmentado, retirando-se o epicarpo (parte externa ou casca), o endocarpo (castanha) e o albúmen (sólido). Restando apenas o mesocarpo, deste obtivemos as fibras por fragmentação manual (FERREIRA et al., 2012). As fibras de coco foram colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar a uma temperatura de 60°C por um período de tempo de 24 horas, buscando a redução da umidade inicial (em torno de 85%) para valores próximos a 15% ou até massa constante (ROSA et al., 2001). Após, as fibras foram tratadas com solução de Hidróxido de Sódio, NaOH (Sigma-Aldrich, 98%) 0,1 mol L⁻¹ por um período de 3 horas em temperatura ambiente. Esse procedimento teve por objetivo aumentar a capacidade adsorviva do material, visto que tal recurso deixa os sítios ativos com cargas negativas (PINO; TOREM, 2011). Após esse período as fibras de coco foram lavadas com água destilada até a neutralidade (pH = 7) e secadas em estufa a 60°C por 24h.

As soluções mono e multielementares dos íons metálicos utilizados no referido trabalho (Pb²⁺ e Ba²⁺) foram preparadas empregando os sais de acetato de chumbo II, Pb(H₃CCOO)₂ (MERCK, 99%) e nitrato de bário, Ba(NO₃)₂ (MERCK, 99%). Todas as soluções preparadas utilizaram água destilada, com condutividade inferior a 3,0 μS cm⁻¹.

Para a otimização da remoção de metais potencialmente tóxicos foi desenvolvido um sistema experimental constituído de reatores de leito fixo com fluxo contínuo e seção circular, construídos em acrílico. Os reatores possuem altura de 14,50 cm e diâmetro interno de 4,70 cm, e, portanto, possuem um volume interno aproximado de 250 mL (0,250 L). O sistema foi instalado em um suporte de madeira com abraçadeiras. Essa configuração permite a instalação de reatores em série para otimizar os resultados no processo de adsorção.

A Figura 1a apresenta o referido reator de leito fixo e a Figura 1b apresenta o sistema de reatores de leito fixo ligados em série em operação.

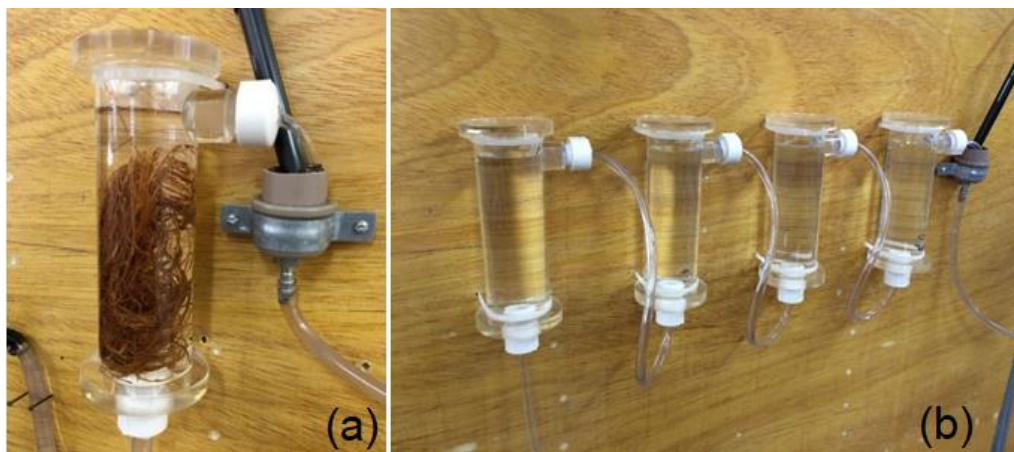


Fig. 1. a) Reator de leito fixo com fluxo contínuo com a fibra de coco. b) Sistema de reatores de leito fixo com fluxo contínuos em série.

A alimentação dos reatores com as soluções contendo os metais Pb^{2+} e Ba^{2+} foi realizada por uma bomba dosadora DDA da Grundfos.

Os experimentos foram realizados em reator de leito fixo com fluxo contínuo (Figura 19), seguindo o método uni variado, que envolve a estimação de uma variável por vez. As variáveis estudadas foram: pH, tempo de contato (min.), concentração do material sorvente ($g L^{-1}$), concentração inicial do metal ($mg L^{-1}$) e vazão ($L.h^{-1}$) para os íons metálicos chumbo (Pb) e bário (Ba). Em relação as análises uni variadas, os valores fixos empregados em cada parâmetro foram escolhidos de acordo com dados obtidos na literatura (FERREIRA et al., 2012).

Os valores utilizados em cada parâmetro estão descritos na Tabela 1.

Parâmetros	Valores Utilizados					
pH	0,5	1,0	2,0	3,0	5,0	5,5
Tempo de contato (min.)	5,0	10,0	30,0	50,0	60,0	
Concentração do sorvente ($g L^{-1}$)	2,0	8,0	12,0	16,0	24,0	32,0
Concentração do metal ($mg L^{-1}$)	2,5	5,0	45,0	85,0	100,0	
Vazão ($L h^{-1}$)	2,0	3,0	4,0	6,0	10,0	12,0

Tabela 1: Valores dos parâmetros utilizados nos experimentos.

O volume utilizado de solução em todos os experimentos foi de 400 mL, visto que assim teríamos o menor volume parado possível com a maior agitação permitida do sistema. Todos os experimentos e em todos os parâmetros foram realizados em triplicata, portanto os resultados apresentados correspondem as médias obtidas com os respectivos desvios padrão. A cada parâmetro analisado, o sistema era limpo para que não houvesse contaminação das amostras posteriores.

A quantificação dos íons metálicos potencialmente tóxicos em todos os experimentos realizados foi feita por espectrometria de emissão atômica com plasma induzido por micro-ondas (MP-AES 4200 Agilent) com fluxo de gás de plasma de $20 L min^{-1}$ e um fluxo de gás auxiliar de $1,5 L min^{-1}$. O fluxo do gás nebulizador é controlado por computador através de um preciso controle de fluxo de massas no intervalo de $0,3 - 1,0 L min^{-1}$. Todas as leituras foram realizadas em triplicata. Para a análise do íon Pb^{2+} realizamos as medições em 283,305 nm ($\lambda = 283,305 nm$) enquanto que para íon Ba^{2+} realizamos as medições em 553,548 nm ($\lambda = 283,305 nm$).

Resultados e discussão

A Tabela 2 apresenta as concentrações finais ($mg L^{-1}$) e os percentuais de remoção (%) para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} com a variação do parâmetro pH. Para realização desse experimento a concentração inicial dos metais foi fixada em $45 mg L^{-1}$; o tempo de contato foi de 30 min; a concentração do material sorvente em $12 g L^{-1}$ e vazão no sistema de $3 L h^{-1}$.

pH	Ba^{2+} (553,548 nm)		Pb^{2+} (283,305 nm)	
	C_f ($mg L^{-1}$)	%	C_f ($mg L^{-1}$)	%
0,5	$33,44 \pm 0,14$	25,70	$31,82 \pm 0,14$	29,30
1,0	$35,69 \pm 0,03$	20,70	$30,42 \pm 0,05$	32,41
2,0	$33,40 \pm 0,55$	25,78	$25,75 \pm 0,73$	42,78
3,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
5,0	$10,45 \pm 0,51$	76,78	$18,85 \pm 2,72$	58,11
5,5	$9,92 \pm 0,18$	77,97	$13,01 \pm 0,46$	70,92

Tabela 2: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} na análise do parâmetro pH.

Os dados obtidos da Tabela 2 nos mostram que temos melhores resultados de remoção percentual em maiores valores de pH para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} . Em baixos valores de pH, vários grupos funcionais, em destaque na fibra de coco os grupos carboxila e hidroxilas, não se encontram ionizados, ou seja, não apresentam carga negativa em seus sítios ativos e consequentemente diminuem sua atração pelas cargas positivas dos íons metálicos. O aumento do pH propicia um aumento de grupos funcionais com carga negativa e consequente aumento de atração de cargas positivas oriunda dos íons metálicos (SELATNIA et al., 2004). Os valores de pH entre 3 e 5 se mostraram mais satisfatórios na remoção dos íons tóxicos.

As concentrações finais ($mg L^{-1}$) e os percentuais de remoção (%) para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} na variação do parâmetro tempo de contato (min) são apresentadas na Tabela 3. Para realização desse experimento a concentração inicial dos metais foi fixada em $45 mg L^{-1}$; pH = 3,0 (situação ótima para este parâmetro); a concentração do material sorvente em $12 g L^{-1}$ e vazão no sistema de $3 L h^{-1}$.

Tempo de contato (min)	Ba ²⁺ (553,548 nm)		Pb ²⁺ (283,305 nm)	
	C _f (mg L ⁻¹)	%	C _f (mg L ⁻¹)	%
5,0	18,25 ± 0,20	59,44	23,05 ± 0,08	48,78
10,0	20,75 ± 0,91	53,88	25,65 ± 0,16	43,00
30,0	11,20 ± 0,33	75,11	18,40 ± 2,04	59,11
50,0	8,90 ± 0,32	80,22	17,40 ± 0,46	61,33
60,0	6,34 ± 0,11	85,92	9,89 ± 0,35	78,04

Tabela 3: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺ na análise do parâmetro tempo de contato.

Podemos observar que quanto maior o tempo de contato do material sorvente maior foi o percentual de remoção dos íons metálicos. Salienta-se que outros fatores influenciam na eficiência de remoção, entre eles, granulometria, concentração do íon em solução e as propriedades do material adsorvente (OLIVEIRA, 2011).

Tempos superiores aos utilizados no trabalho resultariam em uma alta demanda energética, o que inviabilizaria seu uso prático em situações reais, visto que a redução de energia gasta é, sem dúvida, um dos principais fatores para a eficiência energética (GASPAR, 2004).

A Tabela 4 apresenta as concentrações finais (mg L⁻¹) e os percentuais de remoção (%) para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺ na variação do parâmetro concentração inicial do metal (mg L⁻¹). Para esse experimento foi utilizado pH = 3,0; o tempo de contato de 30 min; a concentração do material sorvente em 12 g L⁻¹ e vazão no sistema de 3 L h⁻¹.

Concentração inicial do metal (mg L ⁻¹)	Ba ²⁺ (553,548 nm)		Pb ²⁺ (283,305 nm)	
	C _f (mg L ⁻¹)	%	C _f (mg L ⁻¹)	%
2,5	0,67 ± 0,08	73,40	0,85 ± 0,08	66,00
5,0	1,87 ± 0,16	62,70	3,12 ± 0,012	37,70
45,0	11,20 ± 0,33	75,11	18,40 ± 2,04	59,11
85,0	26,10 ± 0,53	69,30	42,85 ± 0,59	49,59
100,0	25,75 ± 0,32	74,25	36,59 ± 0,33	63,42

Tabela 4: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺ na análise do parâmetro concentração inicial do metal.

A análise dos dados obtidos sugere que outros fatores estão influenciando a remoção percentual dos íons potencialmente tóxicos, visto que não foi possível estabelecer uma relação direta entre as alterações nas concentrações iniciais dos metais e seu percentual de remoção ou ainda que a alteração desse fator não resulta em mudanças significativas nas condições de trabalho. Em soluções com concentrações menores de íons, espera-se que o tempo para ocorrer a saturação dos sítios ativos e consequente formação do equilíbrio seja menor aumentando a remoção percentual (ARPA et al., 2000).

As concentrações finais (mg L⁻¹) e os percentuais de remoção (%) para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺ na variação do parâmetro concentração do material sorvente (g L⁻¹) com pH = 3,0; concentração inicial dos metais foi fixada em 45 mg L⁻¹; o tempo de contato de 30 min e vazão no sistema de 3 L h⁻¹ são apresentadas na Tabela 5. Observa-se que o aumento da concentração do material sorvente, resultou em maiores percentuais de remoção para os íons analisados. Ressalta-se que a capacidade de adsorção está relacionada com a área de contato presente no material e consequentemente com as características do próprio material sorvente (AHMARUZZAMAN, 2011).

Concentração do material sorvente (g L ⁻¹)	Ba ²⁺ (553,548 nm)		Pb ²⁺ (283,305 nm)	
	C _f (mg L ⁻¹)	%	C _f (mg L ⁻¹)	%
2,0	31,00 ± 0,29	31,11	31,30 ± 0,30	30,44
8,0	18,20 ± 0,53	59,56	18,05 ± 0,52	59,89
12,0	11,20 ± 0,33	75,11	18,40 ± 2,04	59,11
16,0	8,85 ± 0,41	80,33	13,80 ± 0,48	69,33
24,0	7,25 ± 0,27	83,89	13,40 ± 0,46	70,22
32,0	7,68 ± 0,56	82,93	8,99 ± 0,45	80,33

Tabela 5: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺ na análise do parâmetro concentração do material sorvente.

As concentrações finais (mg L^{-1}) e os percentuais de remoção (%) para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} na variação do parâmetro vazão (L h^{-1}); $\text{pH} = 3,0$ (veja Tabela 6; concentração inicial dos metais foi fixada em 45 mg L^{-1} ; o tempo de contato de 30 min e a concentração do material sorvente de 12 g L^{-1}) sugerem que outros fatores estão influenciando a remoção percentual dos íons potencialmente tóxicos, visto que não foi possível estabelecer uma relação direta entre a alteração da vazão e uma mudança significativa no percentual de remoção nas condições de trabalho ou ainda que a alteração desse fator não resulta em mudanças significativas nas condições de trabalho.

Valores de vazão muito abaixo do utilizado no referido trabalho podem tornar o processo demasiadamente lento, impossibilitando sua aplicação prática, enquanto valores superiores aos utilizados também nessas análises acarretam queda acentuada na retenção desses íons, pelo não estabelecimento do equilíbrio de adsorção no reator (LIMA et al., 2008). Guinesi et al. Observou um aumento da vazão favoreceu a adsorção dos íons Cu^{2+} frente a quitosana, pois supriu o sistema com uma quantidade elevada de íons, mantendo saturados os sítios ativos. Portanto o aumento da vazão, favoreceu em termos quantitativos a capacidade de remoção do metal pela quitosana (GUINESI et al., 2007).

Vazão (L h^{-1})	Ba^{2+} (553,548 nm)		Pb^{2+} (283,305 nm)	
	C_f (mg L^{-1})	%	C_f (mg L^{-1})	%
2,0	$17,05 \pm 0,06$	62,11	$17,89 \pm 0,38$	60,25
3,0	$11,20 \pm 0,33$	75,11	$18,40 \pm 2,04$	59,11
4,0	$13,93 \pm 0,37$	69,06	$18,15 \pm 0,09$	59,67
6,0	$11,20 \pm 0,28$	75,11	$18,90 \pm 0,51$	58,00
10,0	$11,25 \pm 0,45$	75,00	$16,70 \pm 0,99$	62,89
12,0	$11,95 \pm 0,33$	73,44	$14,90 \pm 0,18$	66,89

Tabela 6: Concentrações finais e percentual de remoção para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} na análise do parâmetro vazão.

Para os parâmetros estudados, realizou-se o teste de aderência à normalidade de Kolmogorov-Smirnov (teste KS) e em seguida uma análise de variância (ANOVA) para verificação da significância dos parâmetros no referido estudo.

Os principais testes estatísticos presumem-se a normalidade dos dados trabalhados, fato esse verificado previamente pelo teste KS. A distribuição normal é exigida para a realização de várias inferências estatísticas, como por exemplo o Teste-t de Student, que são classificados como testes paramétricos, ou seja, exigem uma distribuição de probabilidade específica para a variável aleatória, nesse caso a distribuição normal (TORMAN et al., 2012).

O teste de Kolmogorov-Smirnov, assim como outros testes de verificação de aderência, possui em comum as verificações de hipóteses: a hipótese de nulidade é de que a variável analisada adere à distribuição normal e a hipótese alternativa de que a variável analisada não adere à distribuição normal. Essa verificação é realizada observando o valor-p e comparando-o com nível de significância adotado. Se o valor-p do referido teste for menor que o nível de significância rejeita-se a hipótese de normalidade (THODE, 2002).

Após a realização do teste de Kolmogorov, concluímos que não se pode rejeitar a hipótese nula e que as amostras se aproximam de uma distribuição normal ($\text{valor-p} > \alpha$). O uso de dados que não aderem à normalidade, gera medidas de dispersão elevadas e pouco confiáveis, que não auxiliam a avaliação das análises (LOPES et al., 2013). A Tabela 7 apresenta os resultados obtidos na análise de variância (ANOVA) para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} nos parâmetros analisados.

	Ba^{2+}			Pb^{2+}		
	F	Valor - p	F crítico	F	Valor - p	F crítico
pH	166,9314	$1,167 \times 10^{-10}$	3,105875	3,45798	0,0363227	3,105875
Tempo de contato	20,0177	$9,18 \times 10^{-5}$	3,47805	4,850364	0,019569	3,47805
Concentração do metal	0,684294	0,618791	3,47805	2,457782	0,113418	3,47805
Concentração da biomassa	71,7308	$1,62 \times 10^{-8}$	3,105875	14,75426	$9,08 \times 10^{-5}$	3,105875
Vazão	9,0037	0,000946	3,105875	0,627974	0,682126	3,105875

Tabela 7: Análise de variância (ANOVA) para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} .

A análise de variância (ANOVA) é utilizada para comparar 2 ou mais fatores ou amostras, para demonstrar a significância do parâmetro dentro do conjunto de amostras analisado, indicando, em um intervalo de confiança adotado de 95%, a influência da variável na remoção do íon metálico. Assim sendo a hipótese nula representa que a média de todos os tratamentos são iguais, ou seja, o parâmetro analisado não tem efeito significativo, evidenciando que para tratamentos distintos a mesma média estatística da variável resposta seria obtida. A hipótese alternativa representa que a média de todos os

tratamentos não seriam iguais, ou seja, existe efeito de significância no parâmetro analisado que leva às médias das variáveis resposta comparadas a uma diferença estatisticamente posta para um valor de α igual a 0,05 (ITO, 1980).

De acordo com os resultados encontrados na Tabela 7, podemos observar pela aceitação da hipótese de nulidade para o parâmetro concentração do metal, que não apresentou significância para a remoção de Ba^{2+} e Pb^{2+} no intervalo de significância de 95%. Isso aponta que os valores estudados dentro do parâmetro concentração do metal não mostraram valores de remoção estatisticamente diferentes para os dois íons metálicos.

O percentual de remoção ocasionado pelo processo de adsorção é proporcional à concentração do adsorbato, até que ocorra a saturação dos sítios ativos, porém, a alteração na quantidade de íon metálico no trabalho em pauta, não resultou em respostas estatisticamente diferentes e significativas nessa taxa de remoção. Esse fato, devidamente analisado pela ANOVA, será levado em consideração para a elaboração do delineamento composto central rotacionado (DCCR) ao considerar a concentração inicial do íon metálico como valor de trabalho e não mais como parâmetro variável de estudo.

Estudos relacionados apresentam que o aumento da concentração metálica no equilíbrio de adsorção ocasiona o aumento da capacidade de biossorção (relação de massa de metal por massa da biomassa), provocando a diminuição da eficiência de biossorção, fato esse que pode estar associado a não significância do parâmetro concentração do metal no trabalho em pauta (SANDAU et al., 1996; DA SILVA et al., 2014).

Ainda na Tabela 7, o parâmetro vazão no estudo de remoção de íons Pb^{2+} mostrou-se não significativo, apontando que a variação da vazão entre 2 e 12 L h⁻¹ não levou a médias de remoção diferentes para a solução de chumbo. O parâmetro vazão está intimamente relacionado com o TDH do reator de leito fixo e seu valor afeta diretamente sua aplicação comercial, porém, a sua relação com o percentual de remoção dos íons Ba^{2+} e Pb^{2+} mostrou significância para a remoção de Ba^{2+} e não mostrou para o Pb^{2+} .

Essa diferença entre os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} pode ser explicada por diferenças atômicas entre esses metais como, número de coordenação, raio atômico, raio do íon solvatado entre outros (FARQUHAR et al., 1997). Íons maiores podem se encaixar melhor em um sítio ativo do material sorvente que possua dois grupos funcionais distantes (HE; CHEN, 2014). Alguns íons metálicos potencialmente tóxicos possuem melhor afinidade com materiais biossorbentes do que outros e essa situação define o potencial de seletividade do grupo funcional (ABDOLALI et al., 2014).

Os parâmetros pH, tempo de contato e concentração do material sorvente, para o intervalo de confiança de 95%, são significativos, pois todos apresentaram valores de F calculados maiores que os valores de F tabelados e níveis de significância p contidos no intervalo adotado. Tais parâmetros mostram que uma variação nos seus níveis de trabalho acarreta mudanças significativas nas respostas de remoção de ambos os íons metálicos Ba^{2+} e Pb^{2+} .

Estudos realizados na área mostram que o pH é um dos fatores mais importantes no processo de remoção de íons potencialmente tóxicos, pois a carga dos sítios ativos presentes nos materiais sorventes sofre alteração com a mudança do valor de pH (PINO et al., 2006; SILVA et al., 2013).

Trabalhos encontrados na literatura demonstram a influência do tempo de contato do material sorvente com os íons metálicos presentes na solução analisada. Essa taxa de remoção é ascendente até que o sistema atinja a saturação dos sítios ativos (MELLIS; RODELLA, 2008). Em estudos realizados sobre os efeitos da concentração de material adsorbente frente ao percentual de remoção, a retirada da solução de íons potencialmente tóxicos também foi diretamente relacionada ao aumento da concentração da biomassa (MONTEIRO, 2009).

Posteriormente a aplicação da ANOVA, realizou-se a análise multivariada da variância (MANOVA), que é utilizada para analisar simultaneamente os múltiplos parâmetros de cada íon nas soluções, seguido do Teste-t de Student para rejeição ou não de uma hipótese nula, mostrando quão significativo é cada parâmetro na amostra. A MANOVA é uma extensão de análise da ANOVA, utilizada sempre que se precisa fazer comparações de médias entre duas populações distintas. A diferença entre elas é que na MANOVA realiza-se a comparação de determinado parâmetro ou fator para duas ou mais populações. No caso deste estudo, as populações são representadas pelas soluções de íons Ba^{2+} e Pb^{2+} .

A análise MANOVA mostrou se as alterações dos valores no parâmetro diferem ou não nos diferentes grupos de íons (Ba^{2+} e Pb^{2+}) e com isso apresentou se o parâmetro explica ou não simultaneamente uma quantidade de variação estatisticamente significativa no percentual de remoção (JOHNSON; WICHERN, 1999). Na MANOVA foram mantidas as hipóteses nulas, que indicam a igualdade das médias de remoção dos íons Ba^{2+} e Pb^{2+} , e a hipótese de diferença, em que deve existir ao menos dois tratamentos que retornam variáveis médias de remoção diferentes entre os tratamentos. A Tabela 8 apresenta os resultados obtidos na análise MANOVA para os íons Ba^{2+} e Pb^{2+} nos parâmetros analisados.

Após a análise da Tabela 8 pode-se perceber que apenas para o parâmetro pH, o valor de F calculado foi menor que o valor de F crítico (tabelado), bem como o p valor superior ao intervalo de confiança adotado para o estudo, 95%, para as interações entre amostras. Dessa forma, o indicado aponta pela não rejeição da hipótese de nulidade, o que poderia ser interpretado como um efeito não significativo para os valores de pH dentro das populações de Ba^{2+} e Pb^{2+} , o que não levaria a diferenças significativas de remoção dentro destas duas espécies. Dessa forma pode-se considerar que as médias das populações amostradas, no caso a remoção de bário e chumbo, não apresentaram diferença significativa dentro da população de bário e dentro da população de chumbo, portanto para a mesma faixa pH estudado não foram observados intervalos diferentes de remoção para cada uma das populações de Ba^{2+} e Pb^{2+} .

Estudos relatam que valores elevados de pH podem levar a complexação e precipitação de alguns metais potencialmente tóxicos, enquanto valores pH muito baixos reduzem a adsorção dos metais por meio da protonação do material, fato esse que impulsiona a determinação de um valor ótimo de pH para ser usado nas análises (NAJA; VOLESKY, 2006).

		Ba ²⁺ e Pb ²⁺		
		F	Valor - p	F crítico
pH	Amostra	0,394176	0,536041	4,259677
	Colunas	23,24081	1,77x10 ⁻⁸	2,620654
	Interações	2,062938	0,105585	2,620654
Tempo de contato (min)	Amostra	17,40004	0,000471	4,351243
	Colunas	15,09214	7,75x10 ⁻⁹	2,866082
	Interações	0,502085	0,734576	2,866082
Concentração do metal (mg L ⁻¹)	Amostra	13,24332	0,001633	4,351244
	Colunas	2,92363	0,046947	2,866082
	Interações	0,520037	0,72202	2,866082
Concentração da biomassa (g L ⁻¹)	Amostra	6,563033	0,017115	4,259677
	Colunas	54,44363	2,58x10 ⁻¹²	2,620654
	Interações	1,660874	0,182458	2,620654
Vazão (L h ⁻¹)	Amostra	8,458363	0,007708	4,259677
	Colunas	2,685629	0,045896	2,620654
	Interações	2,05948	0,106081	2,620654

Tabela 8: Análise multivariada da variância (MANOVA) para os íons Ba²⁺ e Pb²⁺.

Em meios fortemente ácidos, ocorre repulsão eletrostática entre os íons e a superfície do material adsorvente, acentuando o efeito competitivo. Por outro lado, em meios fortemente alcalinos o aumento da concentração de hidroxilas aumenta o número de sítios ativos de adsorção em função dos grupos orgânicos presentes na superfície do material adsorvente, favorecendo a interação com o metal (SALVADOR; LAUS; FÁVERE, 2009; MUHAMAD; DOAN; LOHI, 2010).

Os valores de F para a linha das interações, também permite afirmar que os valores calculados, para todos os parâmetros, são menores que os valores de F crítico (F tabelado), o que está completamente consonante com o que foi realizado na prática, pois foi realizado a análise em soluções unielementares, ou seja, não há interações e interferências entre as amostras de bário e chumbo, indicado pela não interação significativa entre os íons Ba²⁺ e Pb²⁺. Os valores de F calculado são maiores que os valores de F crítico quando ocorre interferência ou quando temos soluções multielementares.

Da Tabela 8 também pode-se observar que para os valores de p no índice das colunas nos parâmetros concentração do metal e vazão muito se aproximaram do valor de α de 0,05 e os valores de F e F crítico encontraram-se fora do intervalo de 95% de confiança. O resultado da concentração corrobora para com aquele observado na ANOVA para cada uma das espécies, indicando que a variação de tal parâmetro não mostrou valores estatisticamente diferentes de remoção para as duas populações. Já o resultado da vazão, que antes na análise ANOVA mostrou-se significativo para os íons Ba²⁺, mas não para os íons Pb²⁺, na análise MANOVA evidenciou valores de F e F crítico fora do intervalo de 95% de confiança, logo para a análise conjunta dos íons Ba²⁺ e Pb²⁺ o parâmetro vazão não apresentou significância.

De posse dos dados até então, o Teste-t de Student foi usado na comparação das duas médias e as variações dizem respeito as hipóteses testadas, mostrando o quanto cada valor dos parâmetros é significativo para a remoção média dentro da amostra. Concluiu-se que os parâmetros concentração inicial do metal e vazão mostraram-se não significativos para o intervalo de confiança adotado nas condições do trabalho.

Conclusões

A fibra de coco verde foi empregada como material biossorvente para remoção dos íons Ba²⁺ e Pb²⁺. O método alternativo é promissor pra adsorver os íons de Ba²⁺ e Pb²⁺, em concentrações traços, em sistemas públicos de abastecimento de água. A metodologia proposta além de mitigar danos na saúde pública, também corrobora com a sustentabilidade ambiental e econômica, uma vez que a fibra de coco é um material renovável, baixo custo e abundante nacionalmente, além de constituir uma forma ambientalmente mais adequada de destino final do coco, resíduos sólidos volumosos que reduzem a vida útil dos aterros sanitários.

Agradecimentos

Este trabalho foi proporcionado por recursos da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências

- ABDOLALI, A. et al. Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: a critical review. *Bioresource technology*, v. 160, p. 57-66, 2014.
- ACHEAMPONG, M. A. et al. Biosorption of Pb (II) onto *Cocos nucifera* shell and *Moringa oleifera* seeds. *Chemical Engineering Communications*, v. 202, n. 7, p. 946-953, 2015.
- AHMARUZZAMAN, M. Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals. *Advances in Colloid and Interface Science*, v. 166, n. 1-2, p. 36-59, 2011.
- ARPA, Ç. et al. Heavy metal removal from aquatic systems by northern Anatolian smectites. *Turkish Journal of Chemistry*, v. 24, n. 1, p. 209-215, 2000.
- BABEL, S.; KURNIAWAN, T. A. Cr (VI) removal from synthetic wastewater using shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan. *Chemosphere*, v. 54, n. 7, p. 951-967, 2004.
- DAIFULLAH, A. A. M. et al. Adsorption of fluoride in aqueous solutions using KMnO₄-modified activated carbon derived from steam pyrolysis of rice straw. *Journal of Hazardous Materials*, v. 147, n. 1-2, p. 633-643, 2007.
- DARLA, H.; GARIMELLA, P. Biosorption of Pb (II) ions onto *Cocos nucifera* leaf powder: Application of response surface methodology. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 38, n. s1, p. 118-127, 2019.
- DA SILVA, J. L. B. C. et al. Biosorção de metais pesados: Uma revisão. *Revista Saúde & Ciência Online*, v. 3, n. 3, p. 137-149, 2014.
- DE SÁ COSTA, H. P. et al. Application of alginate extraction residue for Al (III) ions biosorption: A complete batch system evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-15, 2021.
- DURSUN, G. et al. Adsorption of phenol from solutions by using carbonised beet pulp. *Journal of Hazardous Materials*, v. 125, n. 1-3, p. 175-182, 2005.
- EL-AMIER, Y. A. et al. Optimizing the biosorption behavior of *Ludwigia stolonifera* in the removal of lead and chromium metal ions from synthetic wastewater. *Sustainability*, v. 13, n. 11, p. 6390, 2021.
- FAROOQ, U. et al. Biosorption of heavy metal ions using wheat based biosorbents: a review of the recent literature. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 14, p. 5043-5053, 2010.
- FARQUHAR, M. I. et al. Experimental studies of the interaction of aqueous metal cations with mineral substrates: Lead, cadmium and copper with perthitic feldspar, muscovite and biotite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 61, n. 15, p. 3051-3054, 1997.
- FERREIRA, J. M. et al. Estudo do equilíbrio e cinética da biosorção do Pb²⁺ por *Saccharomyces cerevisiae*. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1188, 2007.
- FERREIRA, D. C. et al. Biosorção de chumbo e níquel pelas fibras do *Cocos Nucifera* L. *Fazem em Revista*, v. 1, n. 9, p. 64-68, 2012.
- GASPAR, A. T. F. S. Bioadsorção de cromo em algas marinhas utilizando coluna extratora. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Brasil. 2003.
- GEORGE, A. M.; TEMBHURKAR, A. R. Analysis of equilibrium, kinetic and thermodynamic parameters for biosorption of fluoride from water onto coconut (*Cocos nucifera* Linn) root developed adsorbent. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v. 27, n. 1, p. 92-99, 2019.
- GETACHEW, T. et al. Defluoridation of water by activated carbon prepared from banana (*Musa paradisiaca*) peel and coffee (*Coffea arabica*) husk. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 12, n. 6, p. 1857-1866, 2015.
- GIRISH, C. R. et al. Adsorption of phenol from wastewater using locally available adsorbents. *Journal of Environmental and Development*, v. 6, n. 3A, p. 763-772, 2012.

- GOLVEIA, J. et al. Utilization of the corncob agro-industrial residue as a potential adsorbent in the biosorption of Bisphenol-A. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, v. 32, n. 7, p. 1396-1404, 2021.
- GUINESI, L. S. et al., Adsorção de íons cobre (II) pela quitosana usando coluna em sistema sob fluxo hidrodinâmico. *Química Nova*, v. 30, n. 4, p. 809-814, 2007.
- HAMEED, B. H. et al. Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: kinetics and equilibrium studies. *Journal of Hazardous Materials*, v. 141, n. 3, p. 819-825, 2007.
- HE, J.; CHEN, J. P. A comprehensive review on biosorption of heavy metals by algal biomass: Materials, performances, chemistry, and modeling simulations tools. *Bioresource Technology*, v. 160, p. 67-78, 2014.
- HEILMANN, M. et al. Towards rare earth element recovery from wastewaters: Biosorption using phototropic organisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, v. 105, p. 5229-5239, 2021.
- HYMAVATHI, D.; PRABHAKAR, G. Optimization, equilibrium and kinetic studies of adsorptive removal of cobalt (II) from aqueous solutions using *Cocos nucifera L.* *Chemical Engineering Communications*, v. 204, n. 9; p. 1094-1104, 2017.
- ITO, P. K. Robustness of anova and manova test procedures. *Handbook of statistics*, v. 1, p. 199-236, 1980.
- JAAFER, A. et al. Optimization of cádmium ions biosorption by fish scale from aqueous solutions using factorial design analysis and Monte Carlo simulation studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 1, p. 130545, 2021.
- JOHNSON, R. A.; WICHERN, D. W. Applied multivariate statistical analysis. 4. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.
- KRIKA, F. et al. Impact of NaOH-surface treatment on emerging pollutant biosorption performance using marine alga. *Posidonia Oceanica*, *Global NEST Journal*, v. 23, n. 1, p. 127-136, 2021.
- LAKSHMI, S. et al. Biosorption of oxybenzene using biosorbent prepared by raw wastes of Zea mays and comparative study by using commercially available activated carbon. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 28, p. 3469-3476, 2021.
- LIMA, R. M. G. de et al. Remoção dos íons amônio de águas produzidas na exploração de petróleo em áreas offshore por adsorção em clinoptilólita. *Química Nova*, v. 31, n. 5, p. 1237-1242, 2008.
- LOPES, M. M. et al. Utilização dos testes de estatísticos de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk para verificação da normalidade para materiais de pavimentação. *Transportes*, v. 21, n. 1, p. 59-66, 2013.
- MELLIS, E. V.; RODELLA, A. A. Influência do tempo de agitação na adsorção de Cd, Cu, Ni e Zn em Latossolo tratado com lodo de esgoto. *Bragantia*, v. 67, n. 4, p. 977-982, 2008.
- MONTEIRO, R. A. et al. Avaliação do potencial de adsorção de U, Th, Pb, Zn e Ni pelas fibras de coco. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Brasil. 2009.
- MUHAMAD, H.; DOAN, H.; LOHI, A. Batch and continuous fixed-bed column biosorption of Cd²⁺ and Cu²⁺. *Chemical Engineering Journal*, v. 158, p. 369-377, 2010.
- NAJA, G.; VOLESKY, B. Behavior of the mass transfer zone in a biosorption column. *Chemical Engineering Journal*, v. 40, p. 3996-4003, 2006.
- OLIVEIRA, S. A. Estudo de adsorção de metais pesados em zeólitas para fins de uso em barreira reativa. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Brasil. 2011.
- PINO, G. H et al. Biosorption of cadmium by green coconut shell powder. *Minerals Engineering*, v. 19, n. 1, p. 380-387, 2006.
- PINO, G. H.; TOREM, M. L. Aspectos fundamentais da biosorção de metais não ferrosos-estudo de caso. *Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração*, v. 8, n. 1, 2011.
- RENGARAJ, S. et al. Agricultural solid waste for the removal of organics: Adsorption of phenol from water and wastewater by palm seed coat activated carbon. *Waste Management*, v. 22, n. 5, p. 543-548, 2002.
- ROSA, M. de F. et al. Caracterização do pó da casca de coco verde usado como substrato agrícola. *Embrapa Agroindústria Tropical – Comunicado Técnico (INFOTECA-E)*, p. 6, 2001.

SALVADOR, G.; LAURS, R.; FÁVERE, V. T. Adsorção de Cu (II) pela casca de coco verde condicionada com solução de NaOH. XVII Encontro de Química da Região Sul (17ª SBQSul). Rio Grande do Sul. Brasil. 2009.

SANDAU, E. et al. Heavy metal sorption by marine algae and algal by-products. Acta biotechnologica, v. 16, n. 2-3, p. 103-119, 1996.

SANTHOSH, C. et al. Removal of cationic and anionic heavy metals from water by 1D and 2D-carbon structures decorated with magnetic nanoparticles. Scientific Reports, v. 7, n. 1, p. 1-11, 2017.

SELATNIA, A. et al. Biosorption of Cd²⁺ from aqueous solution by a NaOH-treated bacterial dead Streptomyces Rimosus biomass. Hydrometallurgy, v. 75, n. 1-4, p. 11-24, 2004.

SHEIKH, Z. et al. Potential application of Allium Cepa seeds as a novel biosorbent for efficient biosorption of heavy metals ions from aqueous solution. Chemosphere, v. 279, p. 130545, 2021.

THODE, H. C. Testing for normality. 1. ed. New York: Marcel Dekker, 2002.

TORMAN, V. B. L. et al. Normalidade de variáveis: Métodos de verificação e comparação de alguns testes não-parâmetros por simulação. Revista HCPA, v. 32, n. 2, p. 227-234, 2012.

TSENG, R. L. et al. Pore structure and adsorption performance of the KOH-activated carbons prepared from corncob. Journal of Colloids and Interface Science, v. 287, n. 2, p. 428-437, 2005.

DESAGUAMENTO DE ESCUMA E LODO DE ESGOTO EM LEITOS DE SECAGEM COM ADIÇÃO DE CAL E USO DE BOLSAS DRENANTES

David Garcia¹

¹Graduando em Engenharia Civil pela Universidade UNICESUMAR. Técnico em Química pelo Colégio Estadual João Ricardo Von Borel Du Vernay. Técnico em Meio Ambiente pelo Colégio Estadual Polivalente. Responsável Técnico da empresa MBAQuímica. Operador de ETE – SANEPAR; e-mail: davidg@sanepar.com.br; tel: (42) 99936-3220; Rua Terézio Ribas Teixeira, 478 – Tibagi – Paraná CEP: 84300-000 Brasil

Resumo

O RALF – Reator Anaeróbico de Lodo Fluidizado é uma tecnologia bastante utilizada no tratamento de esgoto nas empresas de saneamento brasileiras, principalmente por não consumir energia elétrica em sua operação, porém apresenta algumas limitações quanto ao atendimento à portaria referente ao padrão de lançamento devido a formação de grande quantidade de espuma e lodo proveniente do processo a qual contribui para geração do mal odor pela espuma e ineficiência no tratamento do esgoto doméstico. O acúmulo de espuma na superfície dos reatores de lodo fluidizados - RALFS podem prejudicar o desempenho dos sistemas em diversas formas como exemplo a diminuição do espaço útil, arraste de material sobrenadante dentre outros. Esse trabalho tem como premissa a separação da espuma em meio aquoso com a adição da cal virgem utilizando bag como meio filtrante aliada à facilidade de operação na retirada quanto no transporte objetivando a utilização de menor espaço físico na disposição dos leitos de secagem além da mitigação dos problemas de odores produzidos pelo processo de tratamento de esgoto sendo esses o objetivo desse trabalho. Diversos trabalhos foram desenvolvidos mostrando a necessidade da retirada de espuma dos reatores de tratamento de esgoto com a finalidade de melhorar o tratamento. Neste trabalho será abordado a melhor forma de retirada desse material dos RALF's principalmente em ETEs de pequeno porte. Durante as pesquisas para realização desse trabalho, foi verificado que a Sanepar possui 203 ETEs operando no estado do Paraná das quais 96,10% possui reator anaeróbico como principal unidade de tratamento, e na mesma pesquisa foi requerida a caracterização da espuma em três ETEs do estado dos parâmetros como: ST, STF, STV, pH, DQO, O&G, carbono orgânico, P, N-Kjeldahl, N-amoniaco, N-nitrato, N-nitrito, Z, S, Na, Mg, Ca, Hg, Cu, Cr, Mo, Se, K, Pb, e Ni, espécies inorgânicas (Cd, Ba, As), coliformes termotolerantes, Salmonella spp, ovos de helmintos e os potenciais caloríficos foram determinados. Esse trabalho específico foi iniciado na ETE Tibagi na cidade de Tibagi – Pr, outorgado com capacidade de tratamento de 45 L/s, visto que havia a necessidade de otimização do tempo de secagem e espaço físico na disposição da secagem da espuma nos leitos e a busca de minimizar a emissão de odores na operação da retirada de espuma, claramente comprovada na execução desse trabalho. O desaguamento de espuma em leitos de secagem é uma prática que já ocorre em diversas ETEs do estado, e são realizados estudos sobre as taxas de aplicação. Mediante essa necessidade, era necessário propor uma forma de otimizar um menor tempo e custo possível o qual será apresentado aqui.

PALAVRAS CHAVE: Resíduos do saneamento. Odores. Lodo.

Introdução

Etapas de remoção de resíduos são necessárias para garantir o funcionamento correto dos processos de transporte e de tratamento de esgoto e, conseqüentemente, para assegurar a despoluição ambiental. Entre os resíduos removidos nos processos de tratamento de esgoto estão os sólidos grosseiros (incluindo o lixo descartado, indevidamente, na rede de esgoto), os sólidos sedimentáveis (removidos de desarenadores), a espuma e o lodo.

Esses resíduos devem ser removidos para não comprometer o desempenho de bombas e reatores, pois causam entupimento e assoreamento, comprometendo os processos e a eficiência de Estações Elevatórias de Esgoto (EEE) e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). Também devem receber tratamento específico visando sua adequação para destinação final.

A espuma, constituída por materiais por materiais flutuantes, como óleos e graxas, materiais particulados e lodo, em reatores anaeróbios tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) acumula tanto na superfície do compartimento de decantação quanto no interior do separador trifásico (SOUZA et al., 2006; ROSS, 2015). Este acúmulo, além de comprometer a eficiência do tratamento, reduz a área útil do reator na superfície do separador trifásico impede o desprendimento de biogás e provoca o desvio do gás para o compartimento de decantação. No compartimento de decantação pode ocasionar o rompimento de lona (quando da existência desta) devido ao pressionamento sobre ela (SANEPAR, 2018).

Além da remoção, também é necessário adequar a espuma para destinação final, por meio de etapas de tratamento que incluem: desaguamento, estocagem, controle de maus odores, controle de vetores e transporte.

O desaguamento objetiva reduzir a umidade e o volume, otimizando e reduzindo custos nas etapas de estocagem, transporte e disposição final. Também promove a redução da produção de lixiviados e chorume durante a estocagem.

No Paraná, onde a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) é responsável pela operação de um dos maiores conjuntos de ETEs com sistema anaeróbico do país (SANEPAR, 2011), o desaguamento da espuma em leitos de secagem é a alternativa mais empregada. No entanto, usualmente, um leito é selecionado, dentro do conjunto de leitos disponível em uma ETE, para realizar exclusivamente o desaguamento de espuma, sendo popularmente denominado de leito de sacrifício. Quando

comparado com o desaguamento de lodo de esgoto, o desaguamento da espuma em leito de secagem acarreta em colmatação num período mais curto além de exigir uma camada mais espessa de areia sobre os tijolos. Essa quantidade de areia é removida junto com a espuma seca, elevando o volume de resíduo a ser disposto (ROSS, 2015).

Dessa forma, com o objetivo de otimizar o uso dos leitos de secagem para o desaguamento de espuma, prevenido a sua colmatação, propõe-se o uso de Bolsas Drenantes (BIG BAG) sobre os leitos de secagem. Alternativa também promove a otimização do processos de carregamento e transporte do resíduo para destinação final. O Big Bag é um contentor flexível, normalmente, utilizado para transporte e armazenamento de materiais líquidos, granulados ou em pó.

Materiais e Métodos

O trabalho foi realizado na ETE de Tibagi, município de Tibagi, Paraná. A ETE possui três unidades de Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente (RALF) com 45 L/s^{-1} de capacidade nominal total e com uma vazão operacional média de 19 L s^{-1} . Possui 7 leitos de secagem com uma área total de desaguamento de 356 m^2 .



Figura 1 - Processo de retirada no Ralf

Fonte - David Garcia

Para o desaguamento da espuma sobre o leito de secagem, inicialmente construíram-se estruturas suportes de madeira, com dimensões de 1,25 m de largura, 1,10 altura e 4,80 comprimento (Figura 2), após realizados os testes com resultados satisfatórios, foram construídos suportes de metal com dimensões de 1,50 m de largura 1,50 m de altura e 4,50m de comprimento (Figura 4) nas quais os Big Bags foram fixados. Confeccionados em tecido de polipropileno e costurados com revestimentos internos de polietileno, os Big Bags possuíam as seguintes dimensões: 1,10 m de largura, 1,40 de altura e 1,10 m de comprimento, com capacidade para $1,7 \text{ m}^3$. Esses contentores contam com quatro alças fixadas nas laterais que facilitam o manuseio no processo de enchimento e de manipulação, transporte e disposição final por caminhão tipo munck (Figura 8).

A espuma descartada no Big Bag é proveniente do Reator 3, que entrou em operação no ano de 2017, o qual possui dispositivos para retirada e transporte da espuma até o leito de secagem. Os demais reatores, em operação desde 1995, não possuem os referidos dispositivos. A cada 15 dias são descartados cerca de 20 m^3 (volume bruto) de espuma do reator 3.



Figura 2 - Big Bags instalados sobre o leito de secagem (estruturas em madeira iniciadas para ensaio)

Fonte – David Garcia



Figura 3 - Aspecto da espuma depositada no Big Bag
Fonte - David Garcia



Figura 4 - Big Bags instalados sobre o leito de secagem em estruturas metálicas
Fonte - David Garcia

Para o carregamento e a descarga da espuma no Big Bag, utilizou-se caminhão de sucção, e adaptou-se um dispositivo na saída da tubulação, para conduzir a espuma até as bolsas drenantes dispostas nas estruturas do leito de secagem.



Figura 5 - Retirada de espuma com caminhão de sucção
Fonte - David Garcia



Figura 6 - Retirada de espuma com caminhão de sucção
Fonte - David Garcia



Figura 7 - Retirada de espuma com caminhão de sucção.
Fonte - David Garcia



Figura 8 - Transporte e disposição final
Fonte - David Garcia



Figura 9 - Desaguamento de lodo de processo físico-químico.

Fonte - Jorge Fisher

Também poderia ser uma alternativa a ser testada para o desaguamento de lodo de ETA, material que também apresenta potencial de colmatção de leitos de secagem.

Resultados e Discussões

O desaguamento de espuma em Big Bags sobre o leito de secagem possibilitou a redução de um volume inicial de 20,4 m³ para 6,8 m³ num período de 1,5 dias. O percolado infiltra pelo leito de secagem retornando para o sistema de tratamento de esgoto.

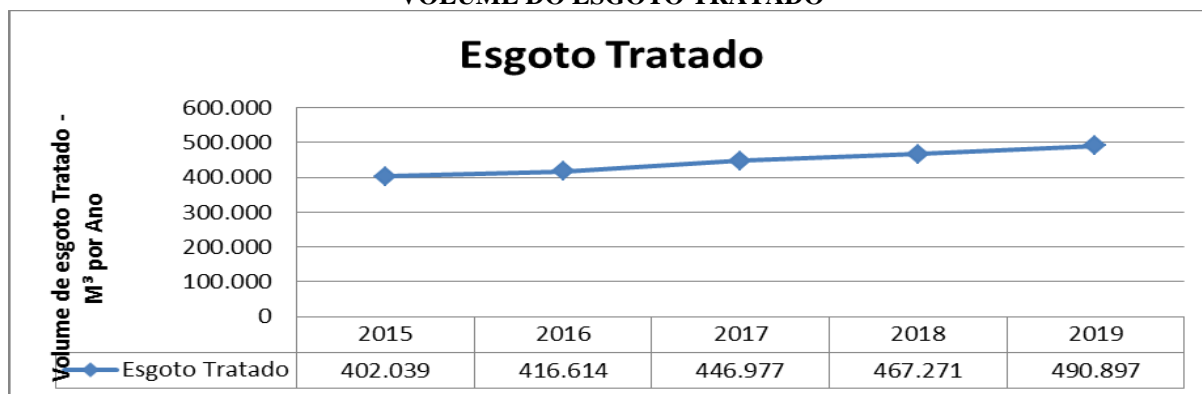
Em um período de 12 meses, não foi verificada a colmatção do leito de secagem.

O método de desaguamento simplificou o processo de carregamento e destinação da espuma para o aterro sanitário, sendo o carregamento realizado por em caminhões munck.

Tivemos um aumento do volume de esgoto tratado e de lodo retirado, om as devido a otimização dos leitos de secagem pudemos melhorar o IRL (índice de remoção de lodo), conforme podemos demonstrar nos gráficos a seguir:

Resultado

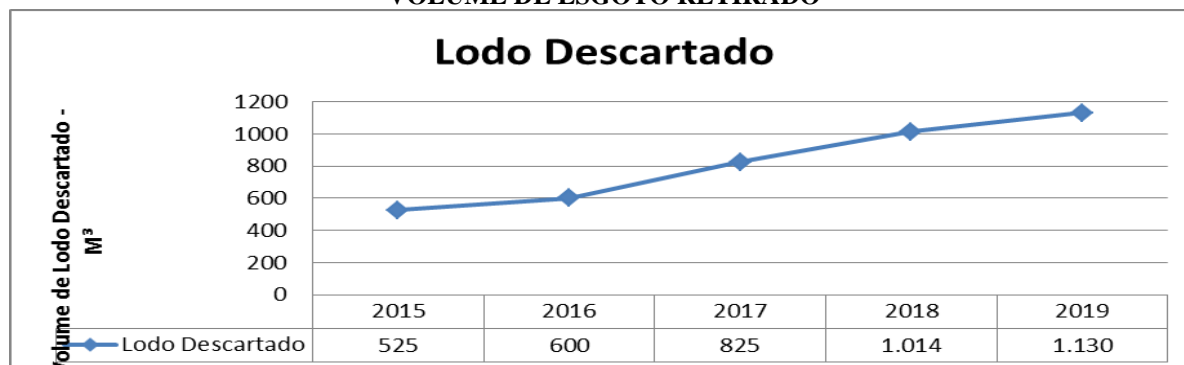
VOLUME DO ESGOTO TRATADO



Volume de lodo retirado em m³

Fonte Sisweb (SANEPAR)

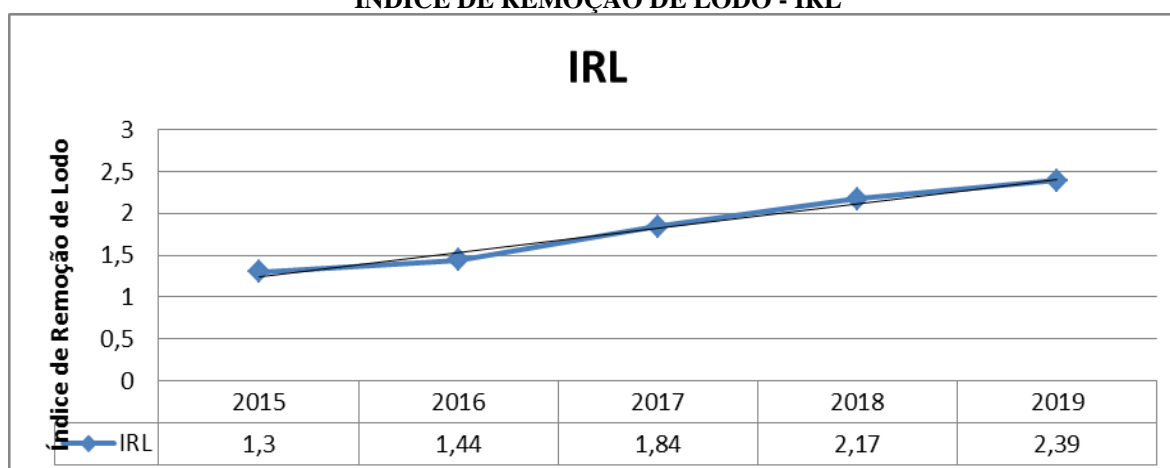
VOLUME DE ESGOTO RETIRADO



Volume de lodo retirado em m³

Fonte Sisweb (SANEPAR)

ÍNDICE DE REMOÇÃO DE LODO - IRL

Volume de lodo retirado em m³

Fonte Sisweb (SANEPAR)

Conclusão

O uso de Big Bags sobre leitos de secagem para o desaguamento de espuma, otimizou o uso dos leitos de secagem reduzindo a quantidade de resíduos a ser encaminhada ao destino final, uma vez que a areia do leito de secagem não é transportada junto com o resíduo.

Esse processo reduziu o tempo de carregamento pois não utiliza mão de obra para a retirada da espuma do leito de secagem. Operação normalmente necessária quando da utilização do leito para o desaguamento.

O processo aumentou a demanda de entrega de lodo higienizado para a agricultura, agregando melhorias na política social da empresa a qual visa melhorar o potencial socioeconômico das empresas inseridas no projeto, uma vez que melhorou a produtividade dos produtores com a utilização de lodo de esgoto para uso como fertilizante agrícola.

Esta alternativa de desaguamento também é promissora nas ETEs que estão instalando processos físico-químicos para pós-tratamento de esgoto, uma vez que esses processos aumentam a geração de lodo em ETEs que normalmente não possuem quantidade suficiente de leitos de secagem para atender esse aumento de geração de lodo.

Referências Bibliográficas

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). MN/OPE/0041 - Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Sistemas de Esgoto. Curitiba: **Sistema Normativo da Sanepar (SNS)**. 2018. 18p.

COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ (SANEPAR). **Sanepar apoia simpósio sobre tratamento anaeróbio de esgoto**. 2011. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/noticias/sanepar-apoia-simposio-sobre-tratamento-anaerobio-de-esgoto-07/04/2011>>. Acesso em: 21 nov. 2018.

ROSS, B. Z. L. Escuma de reatores anaeróbicos tratando esgotos domésticos em escala real: produção, caracterização e proposição de parâmetros para seu gerenciamento. **Tese** - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba, 2015. 144 f.

SOUZA, C. L.; AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Production and characterization of scum and its role in odour control in UASB reactors treating domestic wastewater. **Water Science & Technology**, v. 54, p. 201-208, 2006.

ANÁLISE BIBLIOMÉTRICA SOBRE TÉCNICAS DE CONTENÇÃO/RETENÇÃO DE POLUENTES EM URNAS DE CEMITÉRIOS

Luigi Cruzal Rigolin¹, Rafael Faustino Martins², Marcos Massao Shimano³, Priscila Pereira Silva⁴, Sandra Cristina Dantas⁵

Universidade Federal do Triângulo Mineiro, ³e-mail: marcos.shimano@uftm.edu.br; ⁴e-mail: priscila.silva@uftm.edu.br; ⁵e-mail: sandra.dantas@uftm.edu.br

Palavras-chave: Cemitérios; Retenção; Sustentabilidade

Resumo

Ao fim da vida o corpo passa por um processo natural de decomposição na qual sua matéria é transformada por bactérias e enzimas em sais, líquidos e gases. Esses efluentes da decomposição cadavérica são potenciais poluidores do meio ambiente que acabam tornando os cemitérios em centros de contaminação constante através de mudanças biológicas, físicas e químicas do solo, ar e principalmente dos recursos hídricos próximos. Sabe-se que este é um problema que ocorre desde os primórdios da civilização e ainda não existe uma solução viável e ambientalmente correta. Assim, para que novas propostas de resolução deste problema sejam levantadas é necessária uma análise bibliográfica robusta sobre o tema. Este trabalho tem como foco a investigação da retenção de poluentes em cemitérios e sua relevância diante dos riscos ambientais. Estudos bibliométricos fornecem um meio útil para rastrear as pesquisas e tendências em uma determinada área. Para isso, foi realizado um estudo bibliométrico das publicações sobre esse tema publicadas na última década disponíveis nos bancos de dados Web of Science e Scopus. Através da abordagem bibliométrica, foram analisados 33 artigos, demonstrando que o tema é pouco explorado apesar dos riscos envolvidos. Notou-se um aumento significativo de estudos após a pandemia do SarsCov-2, indicando a influência desse evento na produção científica relacionada ao assunto. A partir dos trabalhos abordados é possível compreender como a contaminação dos efluentes cadavéricos ocorre, através da retenção e tratamento desses resíduos é possível contornar esse problema, sendo os cemitérios verticais os mais indicados pois facilitam a coleta dos efluentes. Soluções viáveis e ambientalmente corretas são necessárias para que novas propostas sejam levantadas, deixando aberta a possibilidade da utilização dos efluentes cadavéricos coletados. A conscientização da população acerca dos riscos perante a saúde pública que os cemitérios representam mostra-se essencial, para que possam exigir dos governantes o compromisso com o Meio Ambiente. Os resultados apontaram que a contaminação por poluentes nos cemitérios é uma preocupação significativa. O acúmulo de necrochorume e resíduos de decomposição pode afetar negativamente o solo e as águas subterrâneas, causando danos ao ecossistema local e potenciais riscos à saúde pública. Foi constatado que a maioria dos estudos destaca a necessidade de desenvolver técnicas de mitigação. Dentre as sugestões estão a implementação de cemitérios verticais com sistemas de tratamento de efluentes e gases, bem como a utilização de filtros biológicos para minimizar a contaminação do solo e da água. Além disso, os pesquisadores apontaram para a importância da adoção de energias renováveis, como sistemas de ventilação passiva, para reduzir os impactos ambientais e promover a sustentabilidade dos cemitérios. Contudo, é importante ressaltar que ainda há lacunas de conhecimento e a necessidade de mais pesquisas para a implementação prática dessas técnicas e sua eficácia na preservação do meio ambiente e da saúde pública. Em conclusão, este estudo multidisciplinar destaca a relevância da investigação da retenção de poluentes em cemitérios. Através de uma abordagem metodológica sólida, é possível desenvolver estratégias que garantam a proteção do meio ambiente, a saúde da população e a sustentabilidade a longo prazo desses locais. O tema merece maior atenção e investimento em pesquisas para promover uma abordagem holística e efetiva na preservação ambiental em torno de cemitérios.

Introdução

A morte, como um processo natural que marca o fim da vida para todos os seres vivos. Após a morte, inicia-se a decomposição do corpo, resultando na transformação dos tecidos em gases, líquidos e sais, um processo que pode durar meses ou até anos, dependendo das condições ambientais locais, como temperatura, umidade, tipo de solo e presença de fauna (Pinheiro et al., 2006; Janaway et al., 2009; Ferreira, 2012; Ioan et al., 2017).

Culturalmente, o sepultamento dos mortos em cemitérios é uma prática comum, simbolizando um lugar de reencontro com entes queridos que partiram, e, para isso, grandes áreas dentro ou próximas a centros urbanos são destinadas a essa finalidade. No entanto, tem-se observado que os efluentes resultantes da decomposição cadavérica são potenciais poluidores do meio ambiente, transformando os cemitérios em centros de contaminação constante, afetando o solo e, especialmente, os mananciais hídricos próximos (Marcomini, 2009).

Diante desse cenário preocupante, a busca por soluções sustentáveis torna-se imperativa. Diversos estudos têm investigado a contaminação físico-química, química e biológica das águas subterrâneas de cemitérios no país (Pacheco, 2000; Migliorini, 2006; Nogueira et al., 2013; Kemerich et al., 2014; Oliveira, 2015; Leal et al., 2021; Cavalcante, 2022). No entanto, constata-se que há um desconhecimento por parte da população sobre o impacto ambiental causado pelos cadáveres enterrados

em cemitérios (Anjos, 2013). Isso é preocupante, uma vez que cemitérios mal gerenciados podem apresentar riscos à saúde pública e ao meio ambiente, já que, ao contrário dos aterros sanitários, a matéria orgânica enterrada nos cemitérios pode conter bactérias e vírus causadores da morte, agravando a contaminação.

Especificamente, o necrochorume, que é o efluente resultante da decomposição cadavérica, apresenta uma carga poluidora elevada e pode contaminar o solo e os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, especialmente quando os cemitérios estão localizados em áreas vulneráveis e a população faz uso direto desses recursos (Kemerich et al., 2014).

Diante do desafio de equilibrar a preservação de tradições culturais com a responsabilidade ambiental, é fundamental explorar alternativas sustentáveis para minimizar a contaminação do solo e dos recursos hídricos causada pelos processos de decomposição cadavérica em cemitérios. Para isso, este trabalho propõe uma abordagem baseada na Análise Bibliométrica, uma técnica quantitativa e estatística que permite medir os índices de produção e disseminação do conhecimento científico (Quevedo-Silva et al., 2016). A revisão bibliométrica visa identificar as principais técnicas de retenção utilizadas em sistemas funerários, analisando e discutindo os resultados dos artigos de maior impacto. O conhecimento das alternativas viáveis para a retenção de contaminantes em cemitérios permitirá a análise de sua viabilidade econômica e contribuirá para a disseminação de abordagens mais sustentáveis no setor funerário.

Portanto, este trabalho tem como objetivo geral realizar uma análise bibliométrica das técnicas de retenção e contenção dos contaminantes liberados durante a decomposição cadavérica em cemitérios, identificando autores relevantes, palavras-chave utilizadas e áreas de pesquisa mais abordadas, tanto nacional quanto internacionalmente, com o intuito de fomentar práticas mais sustentáveis e responsáveis em relação aos impactos ambientais do setor funerário.

Material e Métodos

Uma análise bibliométrica foi desenvolvida utilizando as bases de dados: *Web of Science* e *Scopus*, junto do software *RStudio* e *Biblioshiny* (interface da Web para o pacote Bibliometrix). Após análise, os artigos mais importantes foram selecionados e aplicado o *Methodi Ordinatio* (Pagani et al., 2015), que é um método que visa equacionar o fator de impacto, número de citações, ano de publicação, permitindo ordenar os artigos de acordo com esses parâmetros, que é dado pela equação (1) Index Ordinatio (InOrdinatio) do método MCDA (Multi Criteria Decision Analysis) para a classificação de *papers*:

$$\text{InOrdinatio} = \text{FI} + \text{Ci} + \alpha \cdot (10 - (\text{idade do paper})) \quad (1)$$

Onde:

α = valor entre 1 (prioriza artigos mais antigos) e 10 (prioriza artigos novos), nesse estudo foi adotado 5.

FI = Fator de impacto no JCR do periódico onde o paper foi publicado.

Ci = Quantidades de citações.

Neste trabalho, primeiramente realizou-se uma pesquisa, nos últimos 10 anos, nas bases de dados de dados *Web of Science* e *Scopus* pelas palavras-chave (cemetery OR burials OR graveyard) AND (collect OR retention*), selecionando apenas trabalhos que abordassem o tema e exportando estes dados em formato .csv.

Utilizando-se o Software *RStudio*, as bases de dados obtidas nas plataformas *Web of Science* e *Scopus* foram unificadas e uma limpeza foi realizada afim de retirar trabalhos duplicados. Através do *Biblioshiny*, que é uma ferramenta para análise e mapeamento científico, obteve-se os gráficos e imagens (em inglês) que foram utilizados neste estudo. Com isso foi aplicada a equação Index Ordinatio (InOrdinatio) na planilha e foram separados os 10 artigos com maiores valores InOrdinatio.

Resultados e Discussão

A base de dados obtida contou com um total de 33 artigos, o que demonstra que o tema é pouco abordado perante aos riscos envolvidos. Através da bibliometria foi possível avaliar a produção científica dos últimos 10 anos (Figura 1). Nota-se que a partir do ano de 2020, o assunto teve um crescimento muito significativo, o que indica que a pandemia do SarsCov-2 teve uma influência na produção de artigos a respeito do assunto.

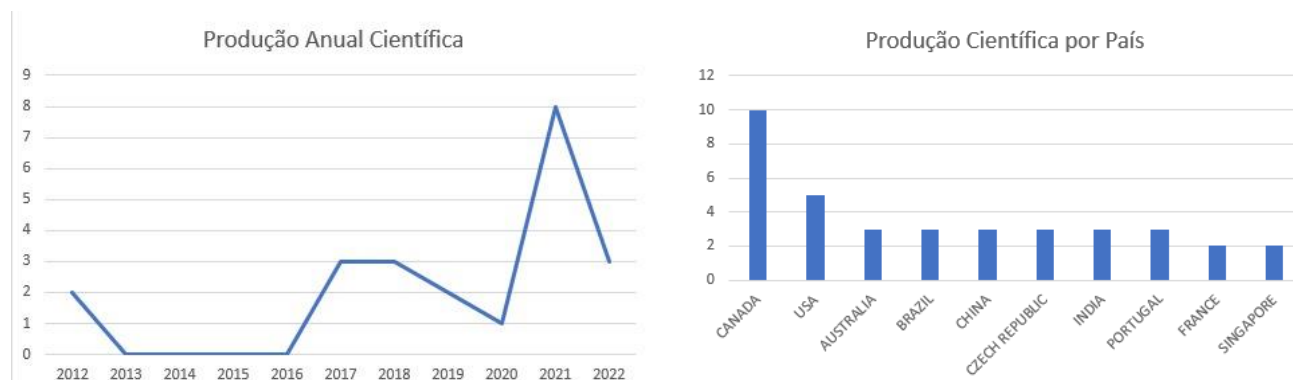


Figura 1- Produção Científica Anual (2012 até 2022) e Produção Científica por Países.

Fonte: Dos autores (2023).

Tabela 1 – Dez artigos da base de dados com maiores valores de Index Ordinatio.

Título do Artigo	Fonte	Autores	Citações	Ano Publicação	In Ordinatio
USE OF GEOPHYSICAL TECHNIQUES FOR ANALYSIS OF TRACE METALS IN A CEMETERY UNSATURATED SOIL	BMJ GLOBAL HEALTH	SILVA P. F.; CAVALLARO A. F.; AQUINO F. W.; ALMEIDA R. E.; TONELLO S. P.;	21	2022	74,056
OCCURRENCE SOURCES AND ECOLOGICAL AND HUMAN HEALTH RISKS OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN SOILS FROM SOME FUNCTIONAL AREAS OF THE NIGERIAN MEGACITY LAGOS	WILDLIFE RESEARCH	EHIGBOR J. M.; IWEGBUE A. M. C.; EGUAVOEN I. O.; TESI O. G.; MARTINCIGH S. BICE;	29	2020	66,178
PROPOSAL OF AN INITIAL ENVIRONMENTAL MANAGEMENT AND LAND USE FOR CRITICAL CEMETERIES IN CENTRAL ECUADOR	JOURNAL OF ENVIRONMENTAL PROTECTION AND ECOLOGY	GÓMEZ F. G.; PERRAZO C. T.; TOUKERIDIS T.; NARANJO F. G.; GARCÍA G. P.; LLERENA M. E.; FREIRE V. D.; SALAZAR E.; GONZALEZ S. I.;	17	2022	62,507
ANOTHER CASUALTY OF THE SARSCOV2 PANDEMIC THE ENVIRONMENTAL IMPACT	VEGETATION HISTORY AND ARCHAEOBOTANY	GONÇALVES R. L.; ROBERTO M. M.; BRAGA A. P. A.; BAROZZI B. G.; CANIZELA S. G.; GIGECK S. L.; SOUZA R. L.; MARIN-MORALES A. M.;	14	2021	61,552
EVALUATING THE IMPACT OF A CEMETERY ON GROUNDWATER BY MULTIVARIATE ANALYSIS	LAND USE POLICY	SABA D. E.; SABA M. J.; MENDES A. T.; OLIVEIRA E. A.;	0	2022	56,189
HAZARDOUS ELEMENTS IN THE SOIL OF URBAN CEMETERIES CONSTRUCTIVE SOLUTIONS AIMED AT SUSTAINABILITY	JOURNAL OF SEPARATION SCIENCE	NECKEL A.; KORCELSI C.; KUJAWA A.; H.; SILVA D. SCHAEFER. I.; PREZOTO F.; AMORIM W. L. A.; MACULAN S. L.; GONÇALVES C. A.; BODAH T. E.; BODAH W. B.; DOTTO L. G.; SILVA F.O.L.;	12	2021	55,614
PORTABLE XRAY FLUORESCENCE PXRF ANALYSIS OF HEAVY METAL CONTAMINATION IN CHURCH GRAVEYARDS WITH CONTRASTING SOIL TYPES	ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT	MADDEN C.; PRINGLE K J.; JEFFERY J. A.; WISNIEWSKY D K.; HEATON V.; OLIVER W. I.; GLANVILLE H.; STIMPSON G. I.; DICK C. H.; EELEY M.; GOODWIN J.;	6	2022	54,307
SIX FEET UNDER MICROBIOTA MICROBIOLOGIC CONTAMINATION AND TOXICITY PROFILE IN THREE URBAN CEMETERIES FROM LISBON PORTUGAL	SURVEY REVIEW	VIEGAS C.; CERVANTES R.; DIAS M.; GOMES B.; PENA P.; CAROLINO E.; TWARUZEK M.; KOSICKI R.; SOSZCZYŃSKA E.; VIEGAS S.; CAETANO A. L.;	5	2022	51,156
POTENTIAL SARSCOV2 CONTAMINATION OF GROUNDWATER AS A RESULT OF MASS BURIAL A MINIREVIEW	SUSTAINABILITY (SWITZERLAND)	WYK V Y.; UBOMBA-JASWA E.; DIPPENAAR A. M.;	5	2022	50
METALS IN THE SOIL OF URBAN CEMETERIES IN CARAZINHO (SOUTH BRAZIL) IN VIEW OF THE INCREASE IN DEATHS FROM COVID-19: PROJECTS FOR CEMETERIES TO MITIGATE ENVIRONMENTAL IMPACTS	ENVIRONMENT, DEVELOPMENT AND SUSTAINABILITY	NECKEL A.; KORCELSI C.; SILVA F. O. L.; KUJAWA A H.; BODAH W. B.; FIGUEIREDO M. R. A.; MACULAN S. L.; GONÇALVES JR C. A.; BODAH T. E.; MORO D. L.;	5	2022	49,11

Fonte: Dos autores (2023).

Ehigbor et al. (2020) investigou os níveis e fontes de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP's) nos solos urbanos de lagos da Nigéria. Os pesquisadores também avaliaram os riscos ecológicos associados à contaminação por HAPs nos solos. Amostras de solo foram coletadas em áreas selecionadas destes lagos, e foram analisadas quanto aos HAPs por meio da cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massa (CG-MS). Foram utilizadas 16 HAPs como compostos-alvo. Estes, foram identificados por conta da abundância de íons de quantificação e confirmação, assim como os tempos de retenção dos padrões autênticos de HAP, também foi empregado razões isoméricas de HAP e análise estatística multivariada. A avaliação de risco ecológico foi avaliada através de comparações de concentrações individuais de HAPs com valores de efeito

mínimo e mediano. O estudo constatou que as concentrações individuais de HAPs do solo eram geralmente baixas, mas alguns destes foram encontrados em concentrações que podem causar efeitos ecológicos adversos aos organismos do solo em uma proporção significativa das amostras. Portanto, o artigo conclui que os solos urbanos de lagos estão contaminados com HAPs e recomenda um estudo mais detalhado das fontes destes hidrocarbonetos e algumas medidas de remediação e estratégias de controle para reduzir o risco de HAPs nos solos das áreas comerciais.

Gómez et al. (2022) realizou um estudo muito amplo sobre a contaminação de quatro áreas diferentes na região do planalto central do Equador, sendo estas: Nanegal; Chillogallo; Pintag; e Cutuglagua. O artigo enfatiza que os 4 cemitérios escolhidos apresentam diferenças entre si, como a concentração de pessoas, construções e mobilidade ao redor destes. Foram analisados o pH e a condutividade elétrica dos 4 cemitérios, realizando 3 tipos de coletas do mesmo cemitério. Os tipos de coleta foram: coleta de profundidade superficial (0,5 m), profundidade média (1,5 m) e de grande profundidade (2,5 m). Os resultados analisados, indicam uma tendência à contaminação ambiental causada pelos cemitérios. Segundo os autores, analisando os cemitérios, todos os empreendimentos existentes ou planejados devem ter zona de amortecimento radial com vegetação nativa do local, uma vez que, a mesma retém os poluentes dos lixiviados infiltrados. Cemitérios que possuem características críticas com notável tendência à contaminação ou saturação, e aqueles localizados em áreas urbanas ou setores residenciais que não possuem zona tampão devem ser tratados como aterros de segurança na fase de encerramento. Os autores concluíram que os cemitérios não devem ser implantados em áreas urbanas ou periurbanas devido à geração de conflitos na compatibilização do uso do solo usos do solo. O estudo afirma ainda, que quando confirmadas as contaminações do solo e dos corpos d'água, devem ser realizados aterros de fechamento e pós-fechamento a fim de que sejam construídos novos cemitérios por cima destes, porém feitos de forma que não coloquem em risco a integridade ambiental da área territorial.

Gonçalves et al. (2021) discute o potencial impacto ambiental da pandemia do COVID-19, abrangendo diversos tópicos relacionados a isso, incluindo a contaminação causada por líquidos percolados de cemitério, os efeitos dos fatores meteorológicos e climáticos na propagação do COVID-19 e o processo de decomposição de cadáveres. O artigo também discute evidências de transmissão do vírus e contaminação ambiental após o enterro. Este impacto pode ser dado pela contaminação causada pelos líquidos percolados de cemitérios, visto que estes, são uma fonte global de poluição, uma vez que contribuem para a introdução de agentes físicos, químicos e biológicos exógenos ao meio ambiente, que podem comprometer a saúde, tanto da população que vive nas proximidades do cemitério, quanto do uso de água contaminada pelos seus subprodutos. Além disso, o aumento significativo da taxa de mortalidade por conta do vírus destaca a necessidade de considerar os aspectos negativos que a pandemia causou em ambientes de cemitérios, em relação a ecotoxicidade da área. O artigo reúne diversos dados de diferentes pesquisas, para concluir que os cemitérios são lugares que representam alto risco à saúde humana, no entanto são pouco discutidos ou ignorados como locais de contaminação. Ainda destaca a necessidade de as agências governamentais de saúde e meio ambiente prestarem mais atenção à contaminação cemiterial e avaliarem os impactos ambientais e de saúde pública de ambientes potencialmente contaminados pelo SARS-CoV-2, além de solicitar mais pesquisas para melhor compreender os impactos ambientais e desenvolver estratégias eficazes para mitigar esses impactos.

Saba et al. (2022) declara no artigo, que as análises de água em conjunto com investigações hidrológicas e geotécnicas foram realizadas para avaliar o potencial de contaminação de águas subterrâneas pela decomposição de resíduos humanos enterrados. As amostras foram coletadas de 2007 a 2018, e foram avaliados 25 parâmetros analíticos, sendo eles 20 físico-químicos e 5 microbiológicos. Foram coletadas um total de 115 amostras de água, porém foram consideradas para as medidas somente 104, isto porque em 2007 e em 2017 somaram um total de 11 pontos de discrepância de valores, devido a contaminação durante a perfuração dos poços, ou devido à presença de formigas. O estudo declara que o tipo de solo influencia diretamente na porcentagem de resíduos orgânicos que irão passar para os lençóis freáticos. Na análise do tipo de solo, pode-se afirmar que materiais muito fraturados ou muito granulares (areia grossa e cascalho) não são adequados para as camadas superficiais do cemitério, por conta de sua alta condutividade hidráulica e baixa capacidade de retenção de contaminantes, fazendo assim com que os resíduos da decomposição se infiltrem no aquífero, solo este que não é o revestido no Cemitério Jardim Metropolitano. Por conclusão, o autor encerra com o resultado de que amostras coletadas fora da área do cemitério não atendem aos padrões exigidos. No entanto, uma vez que dois parâmetros microbiológicos (coliformes totais e *Escherichia coli*) foram relatados como ausentes em todas as amostras coletadas dentro do cemitério, essa contaminação não pode ser relacionada à atividade do cemitério. O solo acima é classificado como solo laterítico, altamente poroso e com comportamento bimodal, apresenta uma grande capacidade de retenção de contaminantes e de sucção acima das condições de campo natural, com uma condutividade hidráulica muito baixa. Desta forma, a área acima do aquífero que se apresenta insaturada, favorece a absorção dos resíduos de corpos em decomposição, evitando assim que os mesmos cheguem ao aquífero. Por conclusão, este estudo multidisciplinar afirma que as águas coletadas dentro do cemitério possuem pouco ou nenhum impacto tanto no subsolo quanto na contaminação subterrânea.

Neckel et al. (2021) analisou 3 cemitérios diferentes, e todos os resultados apontaram uma insalubridade na área por conta dos resíduos de decomposição orgânica. Desta forma, identificado que cemitérios horizontais são prejudiciais ao meio ambiente, foi necessário propor soluções frente à esta problemática. Foi feito então um trabalho colaborativo entre 15 arquitetos, sobre possíveis soluções para um cemitério sustentável, o qual 80% dos arquitetos entrevistados manifestaram preferência pelo cemitério vertical, com gás e efluentes submetidos à sistemas de tratamento para mitigar os impactos ambientais, 13,33% acreditam que cemitérios horizontais com novas formas de tratamento seriam adequadas para evitar o acúmulo de substâncias no solo, e 6,67% sugeriram a continuação de enterros diretamente no solo, servindo como uma forma natural de enterro. Os cemitérios verticais permitem o tratamento de gases e líquidos liberados por corpos em decomposição,

esta implementação deve ser priorizada para atender um número elevado de enterros em uma área urbana densa. Foi citado também uma maior implementação de crematórios, que reduzem o volume de cadáveres através da combustão, e também traz dados que demonstra que um cadáver de 70 kg pode ser reduzido em até 1 kg de cinzas contaminadas, os quais devem ser armazenados adequadamente. Sobre o cemitério vertical, com o tratamento dos efluentes, é destacada a eficiência na remoção de metais concentrados no chorume liberado do cadáver em decomposição. Além disso, neste sistema, pode ser implementado o filtro biológico, que tem um aspecto de tratamento autossustentável exigindo apenas manutenção regular para garantir seu funcionamento contínuo. Filtros biológicos, biofiltros, biofiltros biológicos, biolavadores e outros tipos de biorreatores são usados regularmente para tratar odores e para minimizar ou prevenir a liberação de gases nocivos para a atmosfera ao tratar resíduos biológicos, como esgoto, estrume e composto (Barbusinski et al., 2017; Ryals et al., 2019). Também é destacada a importância de uma boa ventilação nesta construção, a fim de não ocorrer uma concentração de mal odor, fungos ou bactérias na circulação do ar, assim como o uso de vasos de plantas nas áreas para aumentar a qualidade do ar.

Madden et al. (2022) investigou a contaminação por metais pesados em cemitérios de igreja e suas possíveis implicações para a saúde humana e a sustentabilidade ambiental. O estudo teve como objetivo analisar as amostras de solo de dois locais de estudo em cemitérios do Reino Unido. Foi utilizada a análise de fluorescência de raios-X e o equipamento foi calibrado usando uma variedade de materiais de referência internacionais. As amostras de solo foram coletadas em diferentes níveis de profundidade e locais do cemitério, oportunamente a partir de um coveiro que estava cavando uma nova sepultura. As amostras foram analisadas para elementos de metais pesados, como chumbo (Pb), cobre (Cu), Ferro (Fe), Cálcio (Ca) e demais metais popularmente conhecidos. No local 1 de coleta de amostras, os resultados obtidos foram, condutividade elétrica (47 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH (6,3) e teor de umidade no solo que variou de 8% a 27%. Já no local 2, os resultados foram 99 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de condutividade elétrica, 7,8 de pH e teor de umidade no solo com variância de 13 a 27%. Além disso, o autor também constatou que fases iniciais de decomposição podem liberar mais fluidos, incluindo os fluidos de embalsamento, resultando em um aumento da contaminação do solo circundante. O autor conclui que cemitérios de igreja são potenciais depósitos para metais pesados (inclusive comparados com aterros sanitários) visto que foram feitas amostras de controle em campos aráveis, depósitos esses que contam com contaminações ambientais emergentes como produtos farmacêuticos, que podem persistir nos cemitérios após a decomposição. O autor por fim sugere que mais pesquisas são necessárias para explorar outros cemitérios, locais de sepultamento com características mais sustentáveis, os denominados *green burials*, e outros locais com diferentes tipos de solo. O artigo menciona que *green burials* que envolvam recipientes biodegradáveis, como sudários, papelão ou materiais de vime, podem ter menos probabilidade de contaminar o solo com metais pesados e outras substâncias.

Viegas et al. (2022) realizaram um estudo em três cemitérios urbanos de Lisboa, Portugal, para avaliar a contaminação microbiológica e o perfil de toxicidade. Eles coletaram amostras de ar, solo e água dos cemitérios e realizaram análises microbiológicas e químicas para avaliar a presença de micróbios patogênicos e substâncias tóxicas. Além disso, eles também avaliaram a exposição dos trabalhadores dos cemitérios a esses agentes. A análise das amostras coletadas foi feita utilizando um equipamento do tipo HPLC com um detector de espectrometria de massas. Para a análise microbiológica, foram utilizados diferentes meios de cultura e técnicas de sequenciamento de DNA para identificação de espécies fúngicas. O estudo realizou análises microbiológicas e de micotoxinas em amostras de solo e ar coletadas nos cemitérios, bem como avaliações da citotoxicidade das amostras de filtro e EDC, não obstante foram realizadas entrevistas com os trabalhadores para avaliar suas atividades diárias e a exposição potencial a microrganismos e substâncias tóxicas. Os resultados da análise microbiológica mostraram que os cemitérios estudados apresentaram uma grande diversidade de espécies fúngicas, incluindo algumas potencialmente patogênicas para humanos. A análise de micotoxinas revelou a presença de várias dessas substâncias em amostras de solo e ar, embora em concentrações relativamente baixas. A conclusão do artigo é que os trabalhadores dos cemitérios estão expostos a microrganismos e substâncias tóxicas durante suas atividades diárias. O estudo também identificou algumas medidas que podem ser tomadas para prevenir a exposição dos trabalhadores a essas substâncias, como o uso de equipamentos de proteção individual e a implementação de medidas de higiene pessoal.

Wyk et al. (2022) teve como objetivo investigar a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas pelo SARS-CoV-2 como resultado de doenças entéricas generalizadas. O estudo examina a dinâmica da contaminação viral, a importância de áreas não contaminadas e a persistência dos vírus em várias práticas entérica, fornecendo informações sobre os riscos para a saúde humana e meio ambiente, ao mesmo tempo que destaca lacunas de conhecimento que devem ser abordadas para fornecer um nível adequado de proteção. A revisão discute o potencial de contaminação das águas subterrâneas pelo SARS-CoV-2 como resultado do enterro em massa. A revisão destaca a importância de entender a dinâmica da contaminação viral, a sobrevivência do vírus em diferentes práticas de enterro e o papel das zonas não saturadas na proteção das águas subterrâneas. Além disso, a revisão discute a importância de medidas preventivas, como a escolha adequada do local de enterro, a implementação de barreiras físicas e a adoção de práticas de enterro seguras para minimizar o risco de contaminação das águas subterrâneas. A revisão também identifica lacunas de conhecimento que precisam ser abordadas para uma proteção adequada da saúde humana e do meio ambiente.

Por fim, Neckel et al. (2022) apresenta que as principais justificativas do estudo, são comprovar a contaminação dos cemitérios, combinado com a necessidade de solução de projetos capazes de atribuir medidas futuras para mitigar os impactos da contaminação por altas concentrações de metais no solo. A área de estudo e coleta de amostras foi realizada na cidade de Carazinho, no estado do Rio Grande do Sul, em 3 cemitérios (classificados como A, B e C). Foram coletadas 180 amostras com um espaçamento de 20 centímetros de profundidade, de 4 em 4 meses. Os seguintes procedimentos foram operados: (1) Análise em triplicata com desvio médio; (2) R2 da curva analítica; (3) rastreabilidade do padrão de cada metal; (4) Limite de

quantificação de metal, com realização da digestão nitroperclórica das amostras e a determinação dos metais pela espectrometria de absorção atômica. Parâmetros arquitetônicos também foram estudados, estes foram atribuídos por quinze arquiteto selecionados, que receberam todos os dados coletados e modelados pela pesquisa. Os entrevistados sugeriram melhorias a serem alocadas aos projetos para a construção de futuros cemitérios e conseguiram mitigar os impactos ambientais. Sete entrevistados sugeriram o uso de modelagem em BIM (*Building Information Modeling*) para a construção de parâmetros arquitetônicos, elaborando projetos 3D a partir dessa resposta atribuída. Os mesmos, sugeriram melhorias a serem implementadas elas: cemitérios verdes (1), cremação (2), tratamento dos líquidos (3), tratamento dos gases (4), acessibilidade universal (5), sistemas de ventilação (6), e isolamento entre os nichos internos (7). Quando analisado os resultados obtidos no trabalho, os autores mostram uma preocupação a respeito do excesso de manganês em todos os solos que tiveram amostras coletadas, que se faz perigoso por conta da região ser abastecida por lençóis freáticos. A contaminação da água por estes metais, incluindo o ferro, pode ter graves consequências à população que a consome, dentre eles arritmias cardíacas, cirrose hepática, câncer e Alzheimer. Dos arquitetos entrevistados, 80% destes sugeriram a construção imediata de cemitérios verdes, e posteriormente realizar o tratamento dos poluentes, 13,33% acreditam que o tratamento do necrochorume e dos gases podem ser realizados em cemitérios horizontais, e os restantes 6,67% sugerem que os enterros devam continuar a serem realizados da forma atual, diretamente no solo, sem tratamento. A respeito da construção do cemitério verde, são listados a redução de gases do efeito estufa, redução da carga de poluição de efluentes, utilização de sistemas de ventilação passiva e energias renováveis a partir da ventilação, e por fim, uma circulação inclusiva pelo cemitério, contendo rampas com larguras e declives que permitam o movimento de pessoas através desses espaços amplos. O trabalho ainda afirma que a ventilação natural reduz os gastos com energia elétrica, e constata que a vedação da face frontal dos nichos de enterramento é extremamente necessária a fim de prevenir possíveis contaminantes pelo ar. Este estudo pode ser usado como metodologia para outras pesquisas visando a sustentabilidade ambiental nesta área.

De início, foi identificado em todos os trabalhos revisados, a necessidade de mais pesquisas a respeito da temática: técnicas de retenção de poluentes em urnas de cemitério. Alguns trabalhos abordam indiretamente o tema, por exemplo “Os mesmos, sugeriram melhorias a serem implementadas elas: cemitérios verdes (1), cremação (2), tratamento dos líquidos (3), tratamento dos gases (4), acessibilidade universal (5), sistemas de ventilação (6), e isolamento entre os nichos internos (7)”. Além disto, em alguns trabalhos foram identificadas necessidades específicas, como, quando afirmado por Neckel et al. (2022) que a vedação da face frontal dos nichos de enterramento é extremamente necessária a fim de prevenir possíveis contaminantes pelo ar; ou quando fizeram citação sobre o cemitério vertical, com o tratamento dos efluentes, sendo eficiente na remoção de metais concentrados no chorume liberado do cadáver em decomposição; ou ainda quando afirmaram que pode ser implementado o filtro biológico, que tem um aspecto de tratamento autossustentável exigindo apenas manutenção regular para garantir seu funcionamento contínuo. No entanto, estes trabalhos não apresentam dados suficientes para a aplicação experimental direta dessas possíveis técnicas para minimizar o impacto ambiental oriundo dos cemitérios, sendo necessário mais estudos sobre o assunto.

Considerações Finais

Os trabalhos revisados sobre a retenção de poluentes em cemitérios demonstraram que o tema é pouco abordado perante os riscos envolvidos. No entanto, a partir do ano de 2020, houve um crescimento significativo na produção científica sobre o assunto, possivelmente influenciado pela pandemia do SarsCov-2. Os estudos destacaram que a contaminação dos solos por conta do mau sepultamento é uma preocupação frequente, especialmente em situações de guerras, em que os corpos são enterrados de forma inadequada. Além disso, a decomposição dos corpos pode liberar resíduos orgânicos e metais pesados que contaminam o solo e podem chegar aos lençóis freáticos, representando um risco à saúde pública.

A análise dos artigos por métodos bibliométricos e inOrdinatio revelou os dez trabalhos mais relevantes e citados na busca realizada. Esses estudos abordaram diversas questões relacionadas à contaminação do solo em cemitérios, utilizando técnicas como geofísica, análises químicas, microbiológicas e de toxicidade. Dentre as possíveis soluções discutidas pelos autores, destacam-se a adoção de cemitérios verticais com tratamento de gases e efluentes, a implementação de sistemas de ventilação, a construção de cemitérios verdes com uso de energias renováveis e a utilização de filtros biológicos para o tratamento de odores e gases nocivos.

Apesar das sugestões e resultados apresentados, os trabalhos revisados ressaltaram a necessidade de mais pesquisas sobre o assunto, especialmente para a aplicação experimental direta das possíveis técnicas de mitigação de impactos ambientais causados por cemitérios. Portanto, conclui-se que a temática da retenção de poluentes em cemitérios é um campo de estudo em crescimento, com desafios e lacunas de conhecimento a serem exploradas. É fundamental que novas pesquisas sejam conduzidas para que se desenvolvam estratégias eficazes de preservação ambiental e saúde pública relacionadas a essa questão. A sustentabilidade ambiental na área de cemitérios é um tema importante e atual, que requer uma abordagem multidisciplinar para a proteção do meio ambiente e da sociedade.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelo apoio financeiro através do projeto APQ-03864-22 e a Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM) pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

- ANJOS, R. D., 2013, Cemitérios: uma ameaça à saúde humana. In Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (Vol. 24, pp. 02-07).
- BARBUSINSKI K.; KALEMBA K.; KASPERCZYK D.; URBANIEC K.; 2017. Biological methods for odor treatment – A review. **Journal of Cleaner Production**. Volume 152, 20 May 2017, Pages 223-241
- CAVALCANTE, JONATHAN PEDRO DE SOUSA. **OS PRINCIPAIS IMPACTOS AMBIENTAIS NEGATIVOS DOS CEMITÉRIOS HORIZONTAIS TRADICIONAIS E ALTERNATIVAS SUSTENTÁVEIS**. Orientador: Prof. Dr. Manoel Lucas Dantas Filho. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, Natal, 2022. f. 13.
- EHIGBOR M. J.; IWEGBUE M. A. C.; EGUAVOEN O. I.; TESI G. O.; MARTINCIGH B. S. 2020. Occurrence, sources and ecological and human health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils from some functional areas of the Nigerian megacity, Lagos. *Environ Geochem Health*.
- ESTUDO BIBLIOMÉTRICO: ORIENTAÇÕES SOBRE SUA APLICAÇÃO RESUMO. **Revista Brasileira de Marketing**, [S. l.], p. 246-262, 20 jan. 2016.
- FERREIRA, M.T.S. **Para lá da morte:** Estudo tafonômico da decomposição cadavérica e da degradação óssea e implicações na estimativa do intervalo pós-morte. DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DA VIDA FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA UNIVERSIDADE DE COIMBRA: [s. n.], 2012. 192 p.
- GÓMEZ, G. F.; CRISANTO-PERRAZO, T.; TOULKERIDIS, T.; FIERRO-NARANJO, G.; GUEVARA-GARCÍA, P.; MAYORGA-LLERENA, E.; VIZUETE-FREIRE, D.; SALAZAR, E.; SINDE-GONZALEZ, I. 2022. Proposal of an Initial Environmental Management and Land Use for Critical Cemeteries in Central Ecuador. *Sustainability*.
- GONÇALVES, L. R. et al. 2022. **Another casualty of the SARS-CoV-2 pandemic—the environmental impact**. *Environmental Science and Pollution Research*, p. 1-16.
- IOAN, B. G. et al. **The chemistry decomposition in human corpses**. *Rev. Chim*, v. 68, n. 6, p. 1450-1454, 2017.
- JANAWAY, R. C.; PERCIVAL, S. L.; WILSON, A. S. **Decomposition of human remains**. In: *Microbiology and aging*. Humana Press, 2009. p. 313-334.
- KEMERICH, Pedro Daniel et al. A questão ambiental envolvendo os cemitérios no Brasil. **Revista Monografias Ambientais**, v. 13, n. 4, p. 3777-3785, 2014.
- LEAL, ANA DAYSE FONTES; FONSECA, JÉSSICA DOS SANTOS. EFEITOS DO NECROCHURUME NO MEIO AMBIENTE. ., Paripiranga, p. 1-24, 2021.
- MADDEN C.; PRINGLE J. K.; JEFERY A. J.; WISNIEWSKI K. D.; HEATON V.; OLIVER I. W.; GLANVILLE H.; STIMPSON I. G.; DICK H. C.; · EEELEY M.; GOODWIN J.; 2022. Portable X-ray fluorescence (pXRF) analysis of heavy metal contamination in church graveyards with contrasting soil types. *Environmental Science and Pollution Research*.
- MARCOMINI. CONGRESSO DE EXTENSÃO UNIVERSITÁRIA DA UNESP, 5., 2009, Águas de Lindóia. **AVALIAÇÃO DE IMPACTO AMBIENTAL DE CEMITÉRIOS** [...]. Águas de Lindóia: [s. n.], 2009.
- MIGLIORINI, R. B., LIMA, Z. M. DE, & ZEILHOFER, L. V. A. C. (2006). **QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM ÁREAS DE CEMITÉRIOS**. *Águas Subterrâneas*, 20(1). <https://doi.org/10.14295/ras.v20i1.9710>
- NECKEL, A. et al. **Hazardous elements in the soil of urban cemeteries; constructive solutions aimed at sustainability**. *Chemosphere*, v. 262, p. 128248, 2021.
- NECKEL, A. et al. **Metals in the soil of urban cemeteries in Carazinho (South Brazil) in view of the increase in deaths from COVID-19: Projects for cemeteries to mitigate environmental impacts**. *Environment, Development and Sustainability*, v. 24, n. 9, p. 10728-10751, 2022.
- NOGUEIRA, C. de O. G.; JÚNIOR, J. E. V.C.; COIMBRA, L.A.B.. **CEMITÉRIOS E SEUS IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS NO BRASIL**. **Fórum Ambiental da Alta Paulista: Saúde, Saneamento e Meio Ambiente**, Lavras, ano 331-344, v. 9, n. 11, ed. IX, p. 1-14, 2013.

OLIVEIRA, K. F. **CEMITÉRIOS COMO FONTE POTENCIALMENTE POLUIDORAS**. Orientador: Profa. Dr. Valdemar Padilha Feltrin. 2015. 21 f. Monografia de Especialização (Pós Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Foz do Iguaçu, 2015.

PACHECO, A.. **Cemitério e meio ambiente**. 2000. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

PACHECO, A.; , 2000. **CEMITÉRIO E MEIO AMBIENTE**: .. 1. ed. ICG: DEDALUS. 102 p. v. 1.

PAGANI, R. N.; KOVALESKI, J. L.; RESENDE, L. M. **Methodi Ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citation, and year of publication**. Scientometrics, v. 105, n. 3, p. 2109-2135, 2015.

PATEL S.; RYALS R. C. K.; WELLER K. ; PENNESI M. E. ; SAHAY G. 2019; Lipid nanoparticles for delivery of messenger RNA to the back of the eye. Epub

PINHEIRO, J. Decay Process of a Cadaver. Separata de: FORENSIC Anthropology and Medicine: Complementary Sciences From Recovery to Cause of Death. Totowa - NJ: Humana Press Inc, 2006. cap. 5, p. 85-116.

SABA E. D; SABA, J. M; MENDES, T. A; OLIVEIRA, A. E; 2023. Evaluating the impact of a cemetery on groundwater by multivariate analysis. Environ Monit Assess.

SILVA, F. C.; CAVALLARO, F. A.; AQUINO, W. F.; ALMEIDA, E. R.; TONELLO P. S. 2022. USE OF GEOPHYSICAL TECHNIQUES FOR ANALYSIS OF TRACE METALS IN A CEMETERY UNSATURATED SOIL ZONE. São Paulo, UNESP, Geociências, v. 41, n. 2, p. 517 – 525.

VAN WYK, Yazeed; UBOMBA-JASWA, Eunice; DIPPENAAR, Matthys Alois. **Potential SARS-CoV-2 contamination of groundwater as a result of mass burial: A mini-review**. Science of the Total Environment, p. 155473, 2022.

VAN WYK, Yazeed; UBOMBA-JASWA, Eunice; DIPPENAAR, Matthys Alois. **Potential SARS-CoV-2 contamination of groundwater as a result of mass burial: A mini-review**. Science of the Total Environment, p. 155473, 2022.

VIEGAS C.; CERVANTES R.; DIAS M.; GOMES B.; PENA P.; CAROLINO ELISABETE C.; TWARUŹEK M.; KOSICKI R.; SOSZCZYŃSKA E.; VIEGAS S.; AND CAETANO L. A; 2022. Six Feet under Microbiota: Microbiologic Contamination and Toxicity Profile in Three Urban Cemeteries from Lisbon, Portugal. Toxins.

AS MÚLTIPLAS FUNÇÕES DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO: DA CONFORMIDADE À SUSTENTABILIDADE

¹Eraldo Kobayashi dos Santos, ²Mauricio de Oliveira Silva, ³Thomas Ballarin Vianna, ⁴Valeria Parisotto Pinheiro Victor, ⁵Agnaldo Domingues de Oliveira Junior, ⁶Miriam Moreira Bocchiglieri

¹ SABESP - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, e-mail: eksantos@sabesp.com.br;

² SABESP, e-mail: mausilva@sabesp.com.br; ³ SABESP, e-mail: tvianna@sabesp.com.br;

⁴ SABESP, e-mail: vvictor@sabesp.com.br; ⁵ SABESP, e-mail: agnoliveira@sabesp.com.br;

⁶ SABESP, e-mail: miriammoreira@sabesp.com.br

Palavras-chave: Sustentabilidade; Estação de Tratamento de Esgoto; Saneamento

Resumo

Acompanhando a pauta mundial para a sustentabilidade, o setor de saneamento tem buscado a inovação, o desenvolvimento tecnológico, e novas soluções que considerem a transformação dos subprodutos gerados em seus processos de tratamento em recursos sustentáveis. Com esse pano de fundo, o presente trabalho tem como objetivo apresentar um modelo para a implantação de alternativas sustentáveis em estações de tratamento de esgoto (ETE), especialmente em relação ao aproveitamento do lodo, biogás e efluente para usos benéficos, a partir da experiência em desenvolvimento na Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Os resultados apontam que as oportunidades para a recuperação de recursos em ETEs são inúmeras, e considerando o tripé da sustentabilidade, uma nova perspectiva se apresenta para as estações de tratamento de esgoto, podendo ir além da conformidade e dos benefícios ambientais, agregando eficiência aos serviços, modificando as relações de trabalho e, certamente, contribuindo para o alcance das metas de desenvolvimento sustentável.

Introdução

“O saneamento básico tem a sustentabilidade na sua essência”. Essa frase tem sido mecanicamente repetida nos últimos anos, sem uma reflexão sobre sua origem e veracidade. Numa analogia bastante simples, se os sistemas de abastecimento de água e de esgotos sanitários fossem considerados como a indústria do saneamento, a água captada nos mananciais de abastecimento e o esgoto bruto produzido, seriam suas principais matérias primas. Ao mesmo tempo, a água potável e o esgoto tratado, seus principais produtos. Com base nesse exemplo, torna-se fácil perceber que a afirmação é real, pois é intrínseco ao saneamento buscar a utilização sustentável da água visando garantir a perenidade de sua matéria prima. Além disso, existe a possibilidade de um mesmo corpo d’água ser usado para fins de disposição final de efluentes de estações de tratamento de esgoto e para captação de água para abastecimento, conforme mostra a Figura 1, que ilustra o ciclo da água no saneamento, do manancial ao corpo receptor.



Figura 1. Do manancial ao corpo receptor. Fonte: Adaptado de SABESP, 2021

Por utilizarem os corpos d'água como receptores do efluente tratado, as estações de tratamento de esgoto (ETEs) têm como principal finalidade a remoção de contaminantes, buscando garantir que esse lançamento não comprometa os processos que determinam a qualidade das águas, a vida aquática, bem como os usos previstos para a água, a jusante do ponto de lançamento (PAGANINI et al, 2023).

A partir da Primeira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada em Estocolmo, na Suécia, em 1972, o conceito de desenvolvimento sustentável ganhou projeção global e uma nova postura passou a nortear as ações destinadas ao progresso socioeconômico e político dos países.

Nessa perspectiva, a Constituição Federal de 1988, lançou a pedra fundamental do desenvolvimento sustentável, no Artigo 225, estabelecendo que: *“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”* (BRASIL, 1988).

Em 2015, foi estabelecida a Agenda 2030, composta pelos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), que constituem um apelo global à ação para acabar com a pobreza, proteger o meio ambiente e o clima e garantir que as pessoas, em todos os lugares, possam desfrutar de paz e de prosperidade. (ONU, 2015). O Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 - Água potável e saneamento, visa garantir a disponibilidade e a gestão sustentável da água potável e do saneamento para todos.

Sob esse pano de fundo, abre-se um leque de possibilidades de atuação para o setor de saneamento, e em consonância com o ODS 6, é necessário ponderar sempre, que a saúde pública é sua função primordial, especialmente em países nos quais a universalização do acesso aos serviços de saneamento ainda não é uma realidade, como é o caso do Brasil.

Percebe-se que o conceito de desenvolvimento sustentável não é novidade, e ao mesmo tempo observamos que há uma percepção falsa de estagnação do setor de saneamento frente ao desafio da sustentabilidade. Existe uma boa justificativa para esse aparente “atraso”, decorrente da própria evolução do saneamento, apresentada na Figura 2, que numa escala de prioridades, num primeiro momento tem como foco o fornecimento de água potável, visando a proteção da saúde pública; em seguida, a coleta de esgotos deve ser priorizada, sendo também uma ação de saneamento com objetivos sanitários, na medida em que os esgotos são afastados, impedindo o contato direto da população com os esgotos a céu aberto. Finalmente, após a coleta, o tratamento dos esgotos é realizado, sendo uma ação de saneamento com reflexos não apenas na saúde pública, mas principalmente na saúde ambiental.

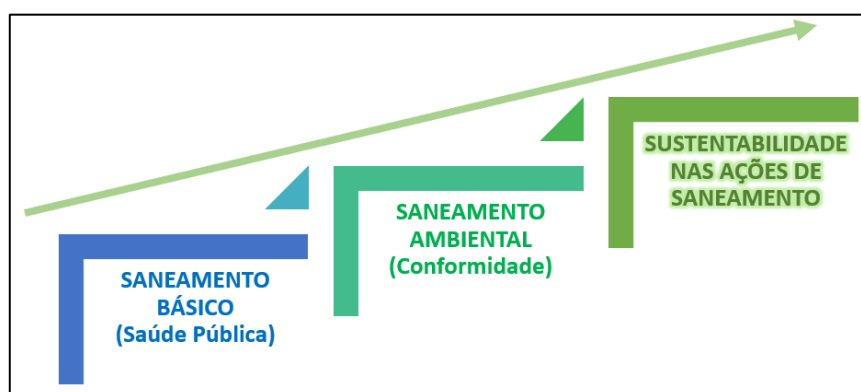


Figura 2. Evolução das Ações de Saneamento

Com o avanço do conhecimento e da própria legislação, no Brasil, atualmente, só é permitido o lançamento de esgoto em corpos hídricos receptores após o tratamento (CONAMA, 2011), havendo exceção para alguns casos especiais, mediante exigências específicas.

A busca pela sustentabilidade no saneamento é uma demanda da atualidade que não poderá ser adiada, especialmente em decorrência dos eventos de escassez hídrica, cada vez mais presentes. Diante da complexidade do tema, as estações de tratamento de esgotos têm um papel nesse processo, sendo importante ressaltar, que a solução para esse problema não se encerra com a disponibilidade de infraestrutura, sendo muito mais ampla, mas conforme o tema discutido pela comunidade global no Dia Mundial da Água de 2023, “cada gota conta”!

Nesse sentido, no Brasil ao longo das últimas décadas, os esforços e investimentos em saneamento básico estiveram focados no abastecimento de água potável, na coleta e afastamento do esgoto e no tratamento de esgoto, nessa ordem. O cenário atual aponta para a universalização dos serviços de saneamento em 2033, pelo menos essa foi a meta colocada em julho de 2020 depois de sancionada a Lei Federal nº 14.026, que tem sido chamada pela mídia de ‘Novo Marco Legal do Saneamento’. A universalização já chegou em algumas regiões, o que faz com que os olhares sobre as formas de tratamento de esgoto e o reaproveitamento de seus subprodutos ganhem novas lentes.

Considerando as estações de tratamento de esgoto, que são o foco deste trabalho, CHEN et al (2022), discutem o papel central do esgotamento sanitário na consecução desse objetivo, e afirmam que o importante não é apenas conectar as pessoas às soluções de esgotamento sanitário, mas também fazer com que essa conexão subsista de uma forma ambientalmente sustentável.

Do ponto de vista acadêmico, o elevado potencial de aproveitamento dos subprodutos do tratamento é de amplo conhecimento, e a busca por alternativas para a recuperação de recursos no tratamento de esgoto começa a nortear todo o processo, devendo passar a incluir o conjunto de premissas para a concepção desses sistemas, representando uma nova perspectiva para essas instalações, historicamente concebidas com foco limitado ao corpo receptor.

Sob a ótica da sustentabilidade, a Lei 11.445/2007, alterada pela Lei nº 14.026/2020, traz um avanço, uma vez que insere a possibilidade de reúso ao conceito de saneamento básico, que é composto por um conjunto de serviços públicos de infraestruturas e instalações operacionais, sendo o esgotamento sanitário, “*constituído pelas atividades e pela disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais necessárias à coleta, ao transporte, ao tratamento e à disposição final adequados dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até sua destinação final para produção de água de reúso ou seu lançamento de forma adequada no meio ambiente*” (Brasil, 2007).

Diante desse cenário, devem estar na pauta do setor de saneamento, a busca por inovação, o desenvolvimento tecnológico, a pesquisa, concepção, adoção e disseminação de novas soluções que agreguem não somente eficiência aos serviços de esgoto, mas considerem a transformação dos subprodutos gerados no processo em recursos sustentáveis. No que diz respeito aos sistemas em operação, esta já é uma demanda estabelecida, e considerando a trajetória rumo à universalização do saneamento, o desenvolvimento e viabilização de soluções sustentáveis para as futuras estações de tratamento de esgoto, não pode ser desconsiderado, razão pela qual torna-se urgente a disseminação de experiências práticas e o incentivo à pesquisa em relação à sustentabilidade em estações de tratamento de esgoto.

Objetivo

O presente trabalho tem como objetivo apresentar um modelo para a implantação de alternativas sustentáveis em estações de tratamento de esgoto (ETE), especialmente em relação ao aproveitamento do lodo, biogás e efluente para usos benéficos, a partir da experiência em desenvolvimento na Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, que possui um programa corporativo destinado à implantação de soluções e boas práticas sustentáveis em ETES.

Metodologia

Esta pesquisa tem caráter descritivo, orientando-se, fundamentalmente, pela literatura especializada, tendo como base o levantamento e a análise de documentos relacionados ao Programa Corporativo de Estações de Tratamento de Esgotos Sustentáveis, em desenvolvimento na Cia. de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, objeto do presente estudo.

Resultados

Os resultados apresentados a seguir foram estabelecidos a partir da experiência da SABESP na implantação de ações visando direcionar a operação das estações de tratamento de esgoto para a sustentabilidade.

Motivadores para buscar a sustentabilidade na operação de ETES

As iniciativas para buscar a sustentabilidade nas ETES foi impulsionada a partir de fatores internos e externos, tais como a própria essência da prestação dos serviços de saneamento, que busca o uso sustentável dos recursos naturais, a promoção da saúde pública, a melhoria da qualidade de vida e o desenvolvimento socioeconômico nos municípios operados. Também se levou em consideração, o grau de maturidade da companhia em relação às questões ambientais, operacionais e de inovação tecnológica, que alcançaram um nível de desenvolvimento elevado, fornecendo a base necessária para uma nova linha de trabalho voltada à sustentabilidade, especialmente em estações de tratamento de esgoto, onde se identificam inúmeras possibilidades de atuação. Quanto aos motivadores externos podem ser destacados, a necessidade de atendimento às exigências do mercado, investidores, credores e demais partes interessadas, e ainda, a mobilização mundial pelo alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).

Estações de Tratamento de Esgotos Sustentáveis – Um programa voltado à sustentabilidade

As Estações de Tratamento de Esgotos Sustentáveis são aquelas que interagem com o meio ambiente e buscam minimizar o consumo dos recursos naturais e de energia pelo uso benéfico dos seus subprodutos. Além de cumprir sua função como barreira sanitária e ambiental e atender as exigências para a conformidade legal, as ETES sustentáveis devem adequar e sistematizar soluções por meio de melhorias e adequações operacionais na direção de gerar subprodutos para usos benéficos.

Sob esse enfoque, e ainda buscando desenvolver e disseminar a cultura da valorização dos subprodutos, foi adotado o formato de programa corporativo, que considera os princípios da melhoria contínua, constituindo uma referência para as estações na direção da sustentabilidade. Seu objetivo consiste na implantação de soluções e boas práticas sustentáveis em ETES, conforme critérios pré-estabelecidos que contemplam especialmente, o desenvolvimento dos subprodutos lodo, biogás e efluente para o uso benéfico, além do aproveitamento energético, considerando a conformidade ambiental, o benefício econômico e social para as soluções estabelecidas. Também são objetivos do programa, implementar ações que aprimorem a gestão operacional, melhorando continuamente o desempenho ambiental das estações de tratamento de esgotos.

Premissas básicas

Uma ETE sustentável deve integrar à operação o atendimento da conformidade ambiental, além de ações voltadas à prevenção da poluição, de gestão de riscos e acidentes e buscar oportunidades de melhoria contínua de desempenho ambiental.

Desse modo, as estações eleitas para buscar a sustentabilidade em seus processos devem atender alguns critérios básicos, tais como possuir uma infraestrutura adequada e em bom estado de conservação; também é necessário o atendimento às exigências legais, especialmente em relação ao efluente final, que deve estar em conformidade com a legislação quanto aos padrões de eficiência das instalações e enquadramento/qualidade dos corpos d'água receptores; as exigências constantes nas licenças ambientais e outorgas devem estar atendidas, e as estações devem ter Sistema de Gestão Ambiental implantado, que no caso da Sabesp é um modelo próprio de gestão, o SGA-Sabesp, ou ISO 14001.

O acompanhamento e controle dos requisitos mínimos de qualidade a serem atendidos por uma ETE sustentável é realizado por meio dos sistemas de gestão ambiental adotados pela empresa (Sistema de Gestão Ambiental - SGA Sabesp e ISO 14001), e contemplam as seguintes atividades para a manutenção da conformidade e a melhoria do desempenho ambiental das instalações:

Gestão dos documentos legais: licenças de operação e outorgas (prazos de renovação e atendimento às condicionantes) e demais documentos aplicáveis (ex.: Cadastro Técnico Federal - CTF e Declaração Anual de Carga Poluidora).

Gestão de Resíduos e Produtos Químicos: bacias de contenção, destinação adequada dos resíduos (lodo, gradeado, caixa de areia e embalagens de produtos químicos); planos de emergência e documentações legais associadas (ex.: CADRI, FISPQs, licenças dos destinatários finais de resíduos e Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos - PGRS).

Gestão de efluentes: planos de monitoramento dos efluentes e dos corpos d'água receptores, para o atendimento aos padrões legais de lançamento e de qualidade dos corpos d'água;

Gestão de ruídos e odores: monitoramento e avaliação para além dos limites da estação, visando evitar incômodos à população;

Indicadores de Conformidade: procedimentos de acompanhamento da revisão da legislação e respectiva avaliação do impacto na operação e indicadores de conformidade ambiental com avaliações anuais.

Oportunidades de desenvolvimento operacional visando a sustentabilidade

As ETEs participantes do Programa devem implantar ações sustentáveis, visando a melhoria contínua dos processos e do desempenho ambiental, a exemplo das oportunidades de atuação apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Alternativas para destinação sustentável dos subprodutos das ETEs

Grupos	Ações
Uso benéfico do lodo	Utilização na agricultura
	Utilização na recuperação de áreas degradadas
	Utilização para geração de energia
	Utilização em elementos para a construção civil
	Secagem adicional para redução do volume
	Outra forma de utilização do lodo
Eficiência Energética	Instalação de painel fotovoltaico
	Substituição ou aquisição de equipamentos mais eficientes
	Instalação de pequenas hidrelétricas
	Aproveitamento da energia eólica
	Outra ação de eficiência energética
Uso e Tratamento do biogás	Geração de Energia Elétrica
	Geração de Energia Térmica
	Utilização como combustível veicular
	Instalação de queimadores ou substituição por unidades mais eficientes
	Outra forma de tratamento e utilização do biogás
Reúso do Efluente Final	Para fins industriais e urbanos
	Recarga de aquíferos
	Para fins agrícolas - Fertilirrigação
	Reúso na própria ETE (água de utilidades) ou em serviços operacionais (ex.: desobstrução de redes, regas de jardins, lavagem de pátios e equipamentos)
	Outra forma de reúso do efluente

Recursos financeiros

A criação de um programa corporativo para as estações sustentáveis possibilitou a abertura de uma linha específica no orçamento da empresa para suprir as necessidades do programa. Com a finalidade de evitar a concorrência com outras demandas da organização, foi estabelecida uma conta corporativa dedicada, com uso exclusivo para a implementação das ações de sustentabilidade previstas no programa.

Selos de Sustentabilidade

O Programa mantém um sistema próprio de concessão de “Selos de Sustentabilidade”, organizado em níveis de evolução, avaliados com base em critérios específicos a serem alcançados pelas estações de tratamento de esgotos, com base no estágio de seu desenvolvimento em direção à sustentabilidade.

Áreas envolvidas

Para potencializar os resultados nas estações sustentáveis, várias frentes de atuação foram estabelecidas. Desse modo, a gestão do programa e dos recursos está sob a responsabilidade da área de gestão ambiental. A orientação quanto às soluções tecnológicas a serem implantadas nas estações, cabe aos especialistas da área de desenvolvimento tecnológico e inovação, enquanto as questões voltadas à eficiência energética das ETEs sustentáveis são avaliadas pela área de desenvolvimento operacional.

Por ser um programa multidisciplinar, as áreas envolvidas devem atuar conjuntamente, cabendo ainda a contribuição dos responsáveis por novos negócios na prospecção de mercado para os subprodutos gerados nas ETEs sustentáveis, além da área financeira, que poderá contribuir na prospecção de fontes de financiamento para as ações de sustentabilidade previstas. A implantação das tecnologias para a sustentabilidade e melhorias operacionais é atribuição das áreas operacionais, conforme ilustra a Figura 3.

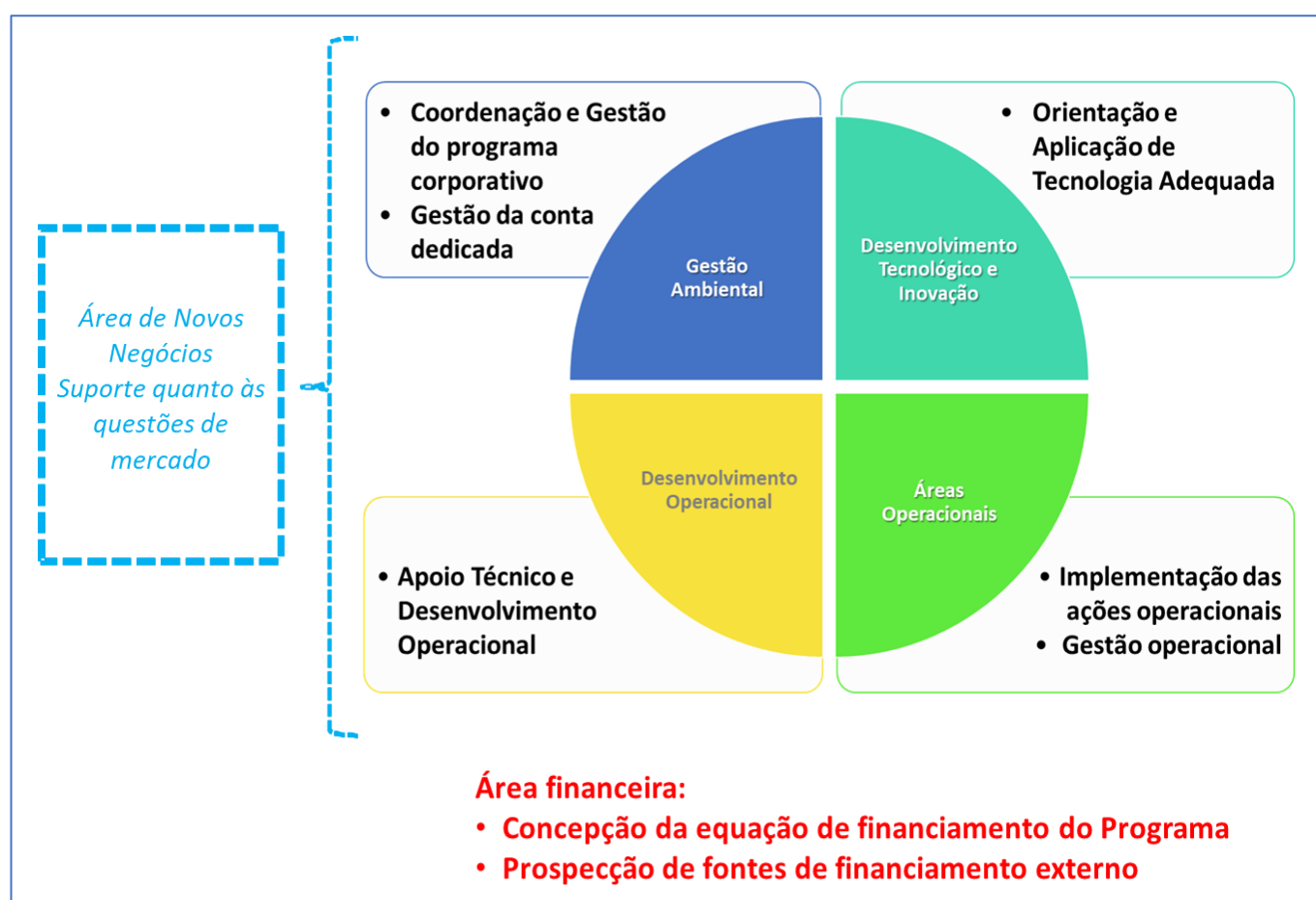


Figura 3. Áreas envolvidas, Tarefas e Recursos

As prestadoras de serviços de saneamento possuem uma intensa rotina de trabalho, potencializada pela necessidade de garantir, ininterruptamente, o abastecimento de água, a coleta de esgotos, o bom estado de funcionamento dos equipamentos e infraestruturas, entre outros. A inserção de uma nova atividade nesse cotidiano pode ser vista como mais uma obrigação, que irá consumir tempo e sobrecarregar as equipes com mais uma atribuição.

Para evitar potenciais resistências, deve haver uma boa estrutura de comunicação com as áreas, passando, inclusive por questões técnicas, que possibilitem aos envolvidos a compreensão dos benefícios advindos dessas iniciativas para a sustentabilidade, que vão desde as questões locais, relacionadas à operação das plantas de tratamento, passando pela disponibilização de recursos para a operação, até a compreensão maior em relação à amplitude da sustentabilidade e seus impactos positivos no meio ambiente e na sociedade.

Sob esse enfoque, foram estabelecidos grupos de trabalho com funções e níveis de atuação distintos, de modo a envolver toda a organização, desde a alta direção, até as bases operacionais, conforme mostra a Figura 4.



Figura 4. Grupos de Trabalho, Comunicação e Níveis de Atuação

Etapas de desenvolvimento

O desenvolvimento do Programa pressupõe duas linhas de trabalho complementares: conformidade e sustentabilidade ambiental.

Na linha da conformidade, que é premissa básica para que uma estação participe do programa, destaca-se a verificação em relação ao atendimento à legislação, bem como as providências nesse sentido, quando for o caso. Além disso, é feita uma verificação em relação às questões estruturais e instalações da estação que deverão estar em bom estado de conversação.

A linha da sustentabilidade concentra as ações que são a essência do programa, partindo de um diagnóstico para verificação identificação das alternativas a serem implantadas, com base nas características da ETE, considerando o processo de tratamento empregado, as condições operacionais, as características regionais, as demandas locais, entre outros. Esse conjunto de variáveis irá definir a vocação para a sustentabilidade em cada ETE e as ações a serem implantadas. A partir daí, o programa segue seu curso, mediante elaboração e aprovação de plano de trabalho, levantamento e alocação dos custos associados, implantação das ações, concessão dos selos de sustentabilidade e auditorias periódicas para acompanhamento e controle das ações e dos resultados do programa em cada estação, conforme mostra a Figura 5.

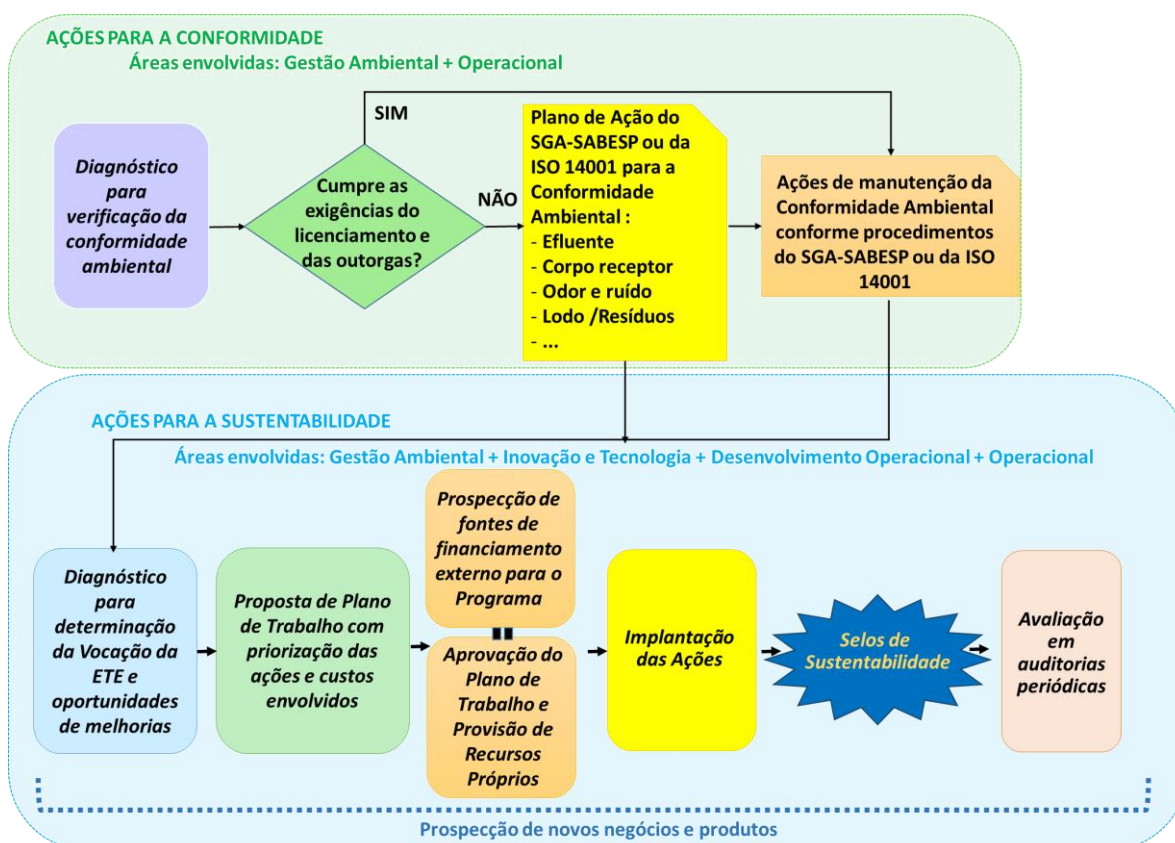


Figura 5. Etapas de desenvolvimento do Programa

Comentários finais

Com base nas informações levantadas, pode-se observar que o modelo adotado tem se configurado como indutor na implantação de ações sustentáveis em estações de tratamento de esgotos (ETEs), contribuindo também para assegurar que as ETEs cumpram sua função como barreira sanitária e ambiental, alcançando as eficiências requeridas, uma vez que a conformidade é premissa básica para as estações que buscam a sustentabilidade em seus processos. A SABESP possui 44 ETEs participando do programa, das quais 11 já receberam Selos de Sustentabilidade.

No que diz respeito ao tripé da sustentabilidade, as ações estruturais previstas para as estações são totalmente aderentes em termos de contribuição ao desenvolvimento ambiental, sendo que em muitos casos podem contribuir para a redução de emissões de gases de efeito estufa (GEE). A aplicação do bio sólido em solos, tem papel fundamental na reciclagem dos nutrientes, proporcionando melhor desenvolvimento de cultivos agrícolas, reduzindo o consumo de fertilizantes, a exploração de fontes minerais, e o risco de contaminação do solo e dos recursos hídricos. Além de contribuir para a reduzir o consumo de energia elétrica na operação, também são iniciativas importantes do ponto de vista ambiental, a implementação de fontes energéticas alternativas, como a fotovoltaica, o aproveitamento energético do efluente pela instalação de turbinas na saída da estação e a substituição de equipamentos por unidades mais eficientes. Da mesma forma, o reúso para fins operacionais, urbanos e agrícolas, tem forte impacto ambiental positivo.

Quanto aos aspectos econômicos, a partir da inserção da área de novos negócios ao programa, também se estabelece a possibilidade de venda dos produtos decorrentes das ações de sustentabilidade, tais como a energia elétrica, o bio sólido e a água de reúso, apenas para citar alguns exemplos.

Os benefícios sociais indiretos decorrentes das melhorias ambientais alcançadas, são inquestionáveis. O incentivo ao uso de subprodutos oriundos do tratamento do esgoto, como a água de reúso ou o lodo, ajudam de certa forma a desmistificar qualquer receio que pudesse existir de maneira infundada pela sociedade. Ao mesmo tempo, ajudam a formar novos mercados e criar novas fontes de geração de energia. Além disso, no caso em estudo, muitos aspectos sociais são abordados no âmbito corporativo, fora da abrangência do programa estudado. Entretanto, as possibilidades de inserir a vertente social nas iniciativas para a sustentabilidade em ETEs são muitas, podendo ser iniciadas pelo desenvolvimento de ações de educação sanitária e ambiental, com participação da população do entorno das estações, além de uma atuação local, em cada estação, envolvendo a força de trabalho em temas relacionados à diversidade e inclusão, por exemplo.

A inserção do conceito de sustentabilidade na operação abre uma nova perspectiva para as estações de tratamento de esgoto, que passam a ser importantes indutoras na adoção de tecnologias inovadoras voltadas à recuperação de recursos, indo além da conformidade e dos benefícios ambientais, agregando eficiência aos serviços, modificando as relações de trabalho e, certamente, contribuindo para o alcance das metas de desenvolvimento sustentável.

Referências Bibliográficas

Brasil. Constituição 1988. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal, 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/consti-tuicao/constituicao.htm]. Acesso em: 25 jul. 2023.

Brasil. Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico, Diário Oficial da União (DOU), Brasília, DF, 8.jan.2007 e retificado em 11.jan.2007. Seção 1, p.1. (Retificação)

Chen, G.; van Loosdrecht, M.C.M.; Ekama, G.A.; Brdjanovic, D. 2022. Desenvolvimento do Tratamento de Esgoto. In: Marcelo Kenji Miki (ed. – edição em português). Tratamento Biológico de Esgoto: Princípios, Modelagem e Projeto, 2ª edição, p. 1-10). Disponível em: <https://iwaponline.com/ebooks/book/858/Tratamento-Biologico-de-EsgotoPrincipios-Modelagem>, 2022. Acesso em 27.07.23.

Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 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. Diário Oficial da União (DOU) nº 92, Brasília, DF, 16 mai 2011, p. 89. 2011.

ONU. A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/sites/default/files/2020-09/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em 02.ago.2023

Paganini, W.S.; Bocchiglieri, M.M.; Pitombo, L.M., 2023. Saneamento para estudantes e profissionais de saúde pública. Portal de Livros Abertos da USP. Disponível em: <https://www.livrosabertos.sibi.usp.br/portaldelivrosUSP/catalog/book/1004>. Acesso em 24.jun.2023

Sabesp. Relatório de Sustentabilidade, 2021. Disponível em: <https://ri.sabesp.com.br/a-companhia/relatorio-de-sustentabilidade/>. Acesso em 24 jul. 2023.

ANÁLISE DO ACESSO RESTRITO À ÁGUA POTÁVEL NA REGIÃO DE UIRAMUTÃ, RORAIMA

¹Byatriz Cordeiro Lédo, ²Airlene de Medeiros Carvalho, ³Rafael Castelo Branco Engelhardt, ⁴Liliana de Castro e Silva, ⁵Pedro Henrique Farias Vianna, ⁶Antônio Carlos Ribeiro Araújo Júnior, ⁷Carlos Eduardo Lucas Vieira, ⁸Vladimir de Souza

¹Universidade Federal de Roraima, e-mail: byaledo@gmail.com; ²Universidade Federal de Roraima, e-mail: medeirosairlene@gmail.com; ³Universidade Federal de Roraima, e-mail: rafael.engelhardt@ufr.br; ⁴Universidade Federal de Roraima, e-mail: lilianadecastrobv@gmail.com; ⁵Universidade Federal de Roraima, e-mail: pedrofanna@gmail.com; ⁶Universidade Federal de Roraima, e-mail: aj_geo@hotmail.com; ⁷Universidade Federal de Roraima, e-mail: carlos.vieira@ufr.br; ⁸Universidade Federal de Roraima, e-mail: vladimir.souza@ufr.br

Palavras-chave: Saneamento básico; abastecimento público; Uiramutã.

Resumo

No Brasil, a dificuldade de acesso aos serviços de saneamento básico, com poucos investimentos em comunidades rurais e áreas remotas, é um dos fatores que mais mostram a desigualdade social do país. Sem infraestrutura adequada, as regiões distantes dos grandes centros urbanos, carecem de água tratada que atenda toda a população. Essas regiões remotas sempre conseguiam água retirando-a de rios, igarapés e poços. Mas, o avanço das áreas urbanas e o crescimento populacional, com carência de serviços de saneamento, se tornaram um problema para manter a qualidade da água usada em comunidades rurais e indígenas, principalmente por ser fonte de doenças hídricas. É o caso do município de Uiramutã, localizado ao Norte de Roraima, a 315 km da capital Boa Vista. Foi elevado à categoria de município pela Lei Federal nº 98, de 17 de outubro de 1995, desmembrado dos municípios de Boa Vista e Normandia. O município está circundado pela terra indígena Raposa Serra do Sol e encontra-se em sua área o Parque Nacional do Monte Roraima. A região não tem saneamento básico adequado e cerca de 86,95% da população não tem acesso à água potável, serviço fornecido por meio de quatro poços tubulares administrados pela Companhia de Águas e Esgotos de Roraima – CAER. A cidade de Uiramutã expandiu de forma desordenada e já existem quatro novos bairros, agravando os problemas de saneamento, incluindo a falta de coleta e tratamento de esgoto doméstico. Em 2011, a prefeitura contratou uma empresa para construir uma Estação de Tratamento de Esgoto - ETE, mas a obra ficou parada até 2014 e os equipamentos se encontram abandonados. Os efluentes domésticos são descartados a céu aberto ou destinados para fossas sépticas nos quintais das casas. Outra situação encontrada no município foi o lixão a céu aberto, que impacta o solo e também o lençol freático. O presente artigo analisa os riscos do acesso restrito à água potável na região de Uiramutã, tanto na sede do município, quanto na área rural onde estão localizadas as comunidades indígenas de quatro etnias. O estudo aponta ainda os riscos de contaminação dos recursos hídricos da região pelo chorume produzido pelo descarte de resíduos sólidos no lixão próximo a cidade. A metodologia da pesquisa é de natureza aplicada, com objetivo descritivo e explicativo nos seguintes aspectos: identificar atividades antrópicas relacionadas aos recursos hídricos, efluentes domésticos e a resíduos sólidos que causam a degradação do solo e das águas subterrâneas; os efeitos sobre a saúde das populações humanas e sobre os ecossistemas; a ausência ou ineficácia de ações sustentáveis e de atividades de educação ambiental, por meio de políticas públicas relacionadas aos temas mencionados nesta pesquisa. O objetivo do estudo é analisar as consequências da falta do fornecimento de água potável para as populações vulneráveis, principalmente da zona rural de Uiramutã, onde não existe tratamento. A falta de água potável pode levar a uma higiene e saneamento deficientes, o que aumenta ainda mais o risco de doenças, como diarreia aguda.

Introdução

O presente trabalho versa sobre o tema água potável a partir de uma abordagem interpretativa da relação ambiente, recursos hídricos e saúde entre os atores sociais pertencentes ao município de Uiramutã e região. A localidade fica ao Norte de Roraima, a 315 km da capital Boa Vista, Roraima. A área territorial abrange 8.113,598 km², e engloba a Terra Indígena Raposa Serra do Sol. Considerada área rural, a reserva indígena abriga 49 comunidades, segundo o censo de 2023, da Secretaria Especial de Saúde Indígena – SESAI/RR, do Ministério da Saúde. O município chegou a uma população de 13.751 habitantes, no ano de 2022, conforme o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023), o que representa um aumento de 64,19% em comparação com o censo de 2010. A pesquisa do IBGE também aponta que a cidade de Uiramutã tem uma densidade demográfica de 1,69 habitantes por km² e uma média de 5,86 moradores por residência.

Sob o aspecto de serviços de saneamento, o estudo do IBGE aponta que, mais de 50% dos domicílios na região não têm saneamento adequado. Apenas 13,05% da população urbana de Uiramutã, que equivalem a 1.437 habitantes, tem acesso aos serviços de abastecimento de água, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2021). Já a população rural, que engloba 9.517 pessoas, o que representa 86,41% dos habitantes da região, enfrenta uma situação mais difícil, pois não têm acesso à água potável da rede pública. Para Teixeira et al (2014), trata-se de uma

realidade similar àquela que o Brasil tem apresentado nos últimos anos. O autor relaciona as doenças à falta de saneamento básico (em especial a água e esgoto), as quais foram responsáveis, em média, por 13.449 óbitos por ano ao longo do período de 2001 a 2009, 1,31% dos óbitos ocorridos no período. Este quadro de saúde pública revela uma herança de sucessivas políticas de saneamento básico, em que os municípios se viram à margem do acesso a recursos para investimentos e de oportunidades para constituição de sua capacidade técnica e gerencial (TEIXEIRA et al, 2014).

Pode-se ainda destacar a presença de micro-organismos patogênicos, carregados pelo esgoto a céu aberto nas ruas de Uiramutã, que contaminam o solo e a água, aumentando os gastos com saúde pública e tratamento de água. Os diversos problemas socioambientais da região têm apresentado a necessidade de se trabalhar uma política ambiental mais ampla, a partir da interface entre recursos hídricos, ambiente e saúde. Os entraves decorrentes da relação precária entre poder público e povos tradicionais da região de Uiramutã dificultam a prática de políticas públicas voltadas para sustentabilidade e para a Educação Ambiental. Os órgãos públicos carecem de recursos financeiros, de estrutura, material didático e de pessoal qualificado.

A metodologia utilizada para o desenvolvimento desta pesquisa foi de forma geral qualitativa, a partir da observação direta, possibilitando assim analisar os impactos sob o aspecto ambiental e de saúde pública, causados pelo precário serviço de saneamento, incluindo a falta de manejo sustentável de resíduos sólidos gerados no ambiente; entrevistas com os atores sociais e visitas técnicas nos mananciais entorno do município, no lixão a céu aberto e nos poços d'água. Também foi realizado um levantamento nas unidades de saúde do município sobre as principais doenças hídricas relacionadas com a degradação das águas superficiais e subterrâneas.

Sendo assim, a proposta deste estudo foi analisar as ações antrópicas no meio ambiente que impactam os recursos hídricos, e as consequências do acesso restrito à água potável, em função da poluição e da falta de investimentos em saneamento básico e em educação ambiental para a formação de cidadãos cientes de seus direitos e deveres na sociedade, para a preservação da saúde humana e a qualidade hídrica da região.

Materiais e métodos

Para o desenvolvimento deste trabalho foi realizado um estudo de campo na região de Uiramutã durante quatro dias, no mês de fevereiro de 2023. Foram coletadas informações em fontes primárias e secundárias do município de Uiramutã, como as secretárias de saúde, de meio ambiente e educação, e da Companhia de Águas e Esgotos de Roraima - CAER. Primeiramente foi feita a caracterização da área de estudo e coleta de informações em fontes primárias, tais como: IBGE, SNIS, Unidades de Saúde Estadual e Municipal e Secretaria Especial de Saúde Indígena – SESAI/Roraima. A região é representada pelo Planalto Sedimentar Roraima que se configura pela presença de diversas formas de relevos, conforme **Figura 1** e **2**, como mesas, morros e colinas ravinadas com a presença de vales suspensos, inúmeros sulcos e ravinas que evoluem para voçorocas (FALCÃO; COSTA, 2019).



Figura 1: Serras da região de Uiramutã



Figura 2: Colinas ravinadas

O município de Uiramutã está localizado na região Noroeste do estado de Roraima (**Figura 3**), Amazônia Setentrional, com coordenadas: N 04° 56' 605'' / W 60° 28' 168''; N 05° 07' 151'' / W 60° 35' 317''; N 05° 05' 127'' / W 60° 23' 004'' (FALCÃO; COSTA, 2014). Sendo o único município roraimense elevado à categoria de fronteira tríplice, com países: Venezuela e República Cooperativa da Guiana. Os limítrofes do município dar-se com a Venezuela a noroeste, com Guiana ao norte, nordeste e leste, com os municípios de Normandia ao sul e de Pacaraima a sudeste (IBGE, 2023).

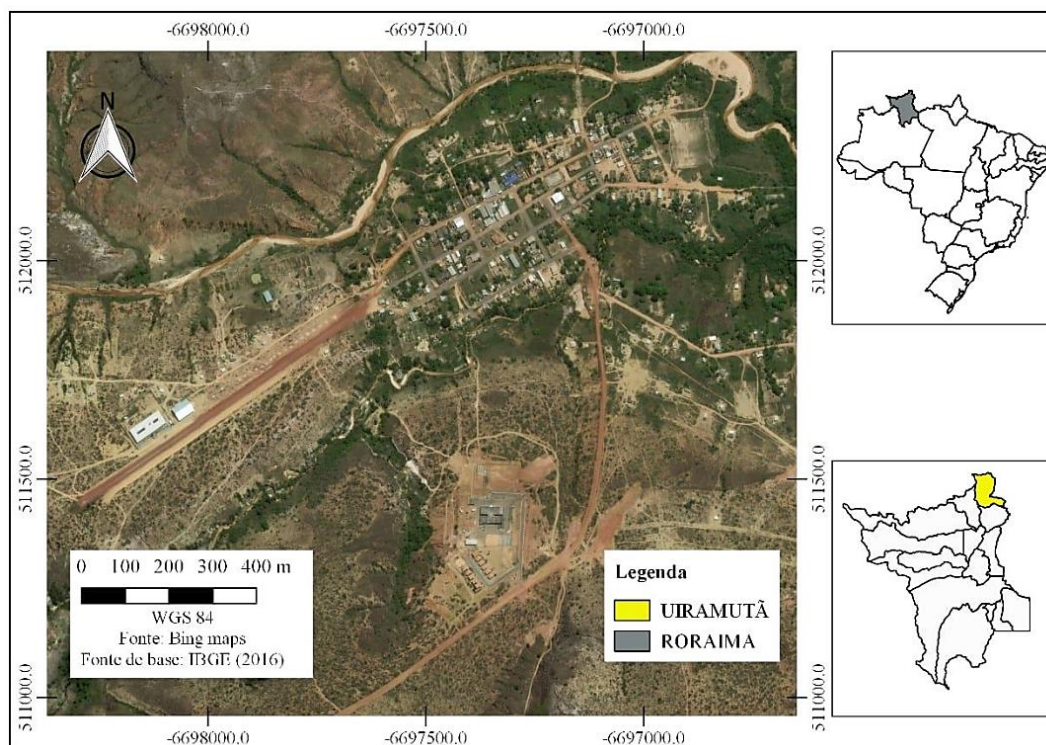


Figura 3: Mapa de localização do município do Uiramutã/RR

Na etapa seguinte do estudo foi feita uma avaliação das fontes de água potável que é fornecida pela CAER, e distribuída para parte da população urbana de Uiramutã. A região de Uiramutã tem 13.751 habitantes, conforme o censo demográfico mais recente (IBGE, 2023), no entanto, apenas 13,05% da população residente na área urbana tem acesso aos serviços de abastecimento de água, segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2021). Já na área rural, onde vivem os indígenas das etnias Macuxi, Wapixana, Taurepang, Ingaricó e Patamona, a água que abastece as comunidades é proveniente dos rios próximos e de poços artesanais, mas sem o devido tratamento. Outro dado importante é quanto ao número de domicílios permanentes na zona rural, um total de 1.225, enquanto na urbana são 219 domicílios. A maioria das habitações não tem saneamento básico adequado, como água potável para consumo humano, coleta e tratamento de esgoto doméstico e aterro sanitário para disposição adequada de resíduos sólidos. O abastecimento de água na sede é feito por meio de quatro poços tubulares, conforme **Figura 4 e 5**, administrados pela CAER.



Figura 4 e 5: Poços de água tratada da Companhia de Águas e Esgotos de Roraima

A água distribuída pela rede pública passa por análise semanal de acordo com o funcionário da empresa responsável pela distribuição, **Figura 6**. Segundo o Ministério da Saúde, o pH ideal da água deve ser mantido entre 6 e 9,5. Em um dos poços administrado pela CAER, a análise do pH da água do poço resultou em 7,2 pontos, o que equivale a uma água de boa qualidade para o consumo humano. No Brasil, as normas de potabilidade existentes seguem os padrões recomendados pela Organização Mundial de Saúde - OMS, e as ações de vigilância de qualidade da água no país são fundamentais para garantir o direito ao acesso à água (FORTES; BARROCAS; KLIGERMAN, 2019).



Figura 6: Aplicação das pastilhas de cloro no poço por funcionário da CAER

A água tratada não chega a todos os domicílios. A expansão da rede de distribuição da CAER, que requer altos investimentos, não acompanhou o crescimento populacional da região. No censo de 2010, o município apresentava uma população de 8.375 pessoas. Em 2022, a estimativa é de 13.751 habitantes, tendo um crescimento populacional em 12 anos, de 5.376 pessoas, conforme IBGE (2023). Sem acesso à água tratada, parte dos moradores consome água do igarapé Cruzeiro, na área urbana de Uiramutã. Muitas pessoas apresentam sintomas de doenças hídricas, como diarreia e disenteria. Em 2020, de acordo com dados do IBGE, as internações devido a diarreias foram de 3.3 para cada 1.000 habitantes. Comparado com todos os municípios do estado, fica na quarta posição entre os 15. Conforme relatório da Secretaria de Vigilância em Saúde do município de Uiramutã, foram registrados nas unidades de saúde, em 2021, 697 casos de diarreia aguda. No ano seguinte, em 2022, o número de casos aumentou para 1.474. As crianças com idade entre 1 e 10 anos foram as mais afetadas com diarreia aguda. Já no início do ano de 2023, um surto de diarreia em três comunidades indígenas denominadas Flexal, Santa Creuza e São Francisco, foi notificado por médicos atuantes na área. Dos 14 pacientes indígenas atendidos pela equipe de saúde do município, 8 eram crianças. De acordo com os profissionais de saúde, a diarreia pode estar ligada ao rotavírus. Na Amazônia os rotavírus figuram entre os principais agentes que ocasionam diarreias entre os indígenas, segundo Linhares (1992).

Com relação à coleta e tratamento de esgoto doméstico, em 2011, a prefeitura contratou uma empresa para construir uma Estação de Tratamento de Esgoto – ETE, mas a obra ficou parada até 2014 e os equipamentos ficaram abandonados, **Figura 7 e 8**.



Figura 7 e 8: Equipamentos para tratamento de esgoto de Uiramutã em estado de abandono

Dessa forma, os efluentes domésticos são descartados a céu aberto ou destinados para fossas sépticas nos quintais das casas. Na **Figura 9 e 10** é possível observar a água utilizada na cozinha e banheiros de um restaurante, contaminando diretamente o solo no fundo do terreno, onde corre pelas ruas por um sistema de drenagem improvisado e no encontro com outros efluentes domésticos de estabelecimentos comerciais e residências, desagua no igarapé do Cruzeiro.

O clima da região se caracteriza como a predominância do clima tropical de savana (Aw), conforme classificação de Köppen-Geiger (CLIMATE, 2023). Ainda, podendo também ser encontrado o clima subtropical úmido com inverso seco (Cwa) nas áreas mais altas da região como no Parque Nacional do Monte Roraima, apresentando uma amplitude térmica de 20°C a 22°C (ALVARES ET AL., 2014).

O aspecto geomorfológico da região está sob o domínio do Planalto Sedimentar de Roraima, que se apresenta com uma unidade morfoestrutural configurada por relevo tabulares oriundo de rochas sedimentares e metassedimentares pertencentes ao Supergrupo Roraima (PERES, 2003). O relevo se caracteriza por ser acidentado com vertentes íngremes revestida por depósitos de encosta, com altitude variando entre 800 a 1000 m (FALCÃO et al., 2018). Ressalta ainda, que a área exibe em sua paisagem formas de grandes mesas, com topos na maior parte aplainados, destacando de forma isolada (AUBRECHT, 2013), a exemplo o Monte Roraima, que se constitui em 5% do território brasileiro (FALCÃO; DA SILVA; ROCHA, 2018).

A hidrografia da região se identifica como bacia hidrográfica transfronteiriça referente ao rio Maú ou Ireng, dividida territorialmente com a República Cooperativa da Guiana, com um compartilhamento longitudinal de aproximadamente 260 km, com foz no rio Tacutu, que também faz limítrofe com a Guiana (DUARTE, 2010). O rio Maú está localizado à montante da Bacia Hidrográfica do rio Branco, afluente do Rio Negro, este com sua foz no Rio Amazonas (FERREIRA, 2012).

O solo geralmente apresenta-se afetado por sódio, magnésio e caulinita, características que o faz apresentar-se como ácidos, rasos e de baixa fertilidade, características que impactam na agricultura devido à presença de pedregosidade associada à sua tipologia, causando restrição agrícola da região, que também é causada pelo intenso desmatamento e queimadas, comumente decorrentes da cultura dos povos indígenas (FALCÃO et al., 2018).

A geologia da área insere-se no âmbito do denominado Supergrupo Roraima. Segundo Zelán (2004) e Reis et al. (2006) prelecionam que o surgimento geológico da região está vinculado ao processo de rifting que culminou na abertura e formação do Atlântico Central. Segundo Falcão et al. (2018, p. 33) o fenômeno pode ser entendido como “um evento distensional com direção geral N-S, responsável pelo desenvolvimento de falhas normais E-W e de transferência”.

A cobertura vegetal da área é influenciada pelo tipo climático (Aw) identificada ao norte do município representada por uma fisionomia com floresta ombrófila e campos rupestres (FALCÃO et al., 2018) e na porção centro-sul do município representada pelo domínio de savana parque, regionalmente denominada de “Lavrado” (BARBOSA et al., 2005).

A geomorfologia pertence aos domínios do chamado Escudo das Guianas, que representa a porção norte do Cráton Amazônico e marca uma extensa unidade tectônica localizada na porção mais setentrional da América do Sul (ALMEIDA; HASUI, 1984).

Segundo estudo lançado pelo Instituto Trata Brasil no ano de 2022, toda a população do estado de Roraima vive em municípios com contratos irregulares de saneamento básico, ou seja, a companhia estadual não apresentou a documentação exigida para comprovação da capacidade econômico-financeira dos prestadores de serviços públicos de abastecimento de água potável ou de esgotamento sanitário, conforme Decreto nº 10.710/2021, revogado pelo então Decreto nº 11.598, de 12 de julho de 2023. De acordo com o Instituto, os municípios com contratos em situação irregular são os que mais carecem de investimento para expansão dos serviços básicos em prol da universalização, pois estão mais distantes de cumprir as metas estabelecidas pelo Marco Legal do Saneamento Básico (ITB, 2022). Após três anos desde a aprovação do Novo Marco Legal do Saneamento, com a Lei Federal nº 14.026, de 15 de julho de 2020, o governo de Roraima afirma que o município de Uiramutã foi um dos que mais recebeu investimentos de saneamento básico desde o início da atual gestão, em 2018. Antes, o município contava apenas com dois poços artesianos e uma barragem sem tratamento de água, agora conta com mais quatro poços e ampliação de 2 km de extensão de rede de abastecimento de água (MELO, 2023).

Resultados e discussão

Segundo informações prestadas pelo médico Thomas Izaguirre, que trabalha a dez anos no município, a poucos dias havia surgido um surto de diarreia aguda na população indígena, que provavelmente a causa esteja vinculada a má qualidade da água ingerida. As principais características da doença são diarreia sem sangue, sem muco e uma rápida desidratação, segundo o médico, nos anos de 2021 e 2022 houve casos semelhantes de diarreia e, em 2023, houve um caso de internação na sede do município.

A contaminação acontece principalmente no pós-chuva (período seco), devido ao aumento da concentração de poluentes, que são diluídos no período chuvoso. Em todo ano ocorre a distribuição de hipoclorito nas comunidades para que possam realizar ao menos a cloração local da água a ser consumida, evitando maiores problemas de saúde. Porém, a população dessas localidades não tem o costume de utilizar esse método e prefere fazer, na maioria dos casos, o uso da água fervida apenas.

Há 138 agentes comunitários indígenas além dos Agentes Sanitários Indígenas, Agentes de Saúde Indígena da SESAI e Agentes de Saúde Municipal. A maior dificuldade encontrada no atendimento à população indígena por esses profissionais é a estrada (acesso), a obtenção de transporte e as condições climáticas.

Foi possível observar durante o trabalho de coleta de dados algumas situações que corroboram com as informações prestadas pelo médico. A primeira situação observada foi o lançamento de esgoto diretamente na Av. Vítor Mota (**Figura 12 e 13**), onde diversos estabelecimentos comerciais despejam seus efluentes na via, que se acumulam e, pela declividade do terreno, escoam por um sistema de drenagem irregular com diversos trechos a céu aberto e sem estrutura, facilitando o acúmulo de esgoto e sua infiltração no solo, até atingir o igarapé Cruzeiro.



Figura 12 e 13: Esgoto escoando por diversas ruas e rede de drenagem irregular

Favorecida pela declividade da cidade, a poluição tanto de esgoto, quanto de lavagem pela água da chuva que carrega materiais nocivos como fluidos derivados de petróleo, chega aos igarapés com muita facilidade. Essa quantidade de poluentes contrasta com o meio ao qual a cidade está inserida, pela preservação e ausência de maiores perigos relacionados a contaminantes, com o qual principalmente os povos de origem indígena estão acostumados. O que explica muitas vezes a aparente falta de cuidado na utilização da água para consumo pela população originária, e a necessidade de adaptação para essa nova realidade com a presença dos poluentes.

Outra situação observada foi a falta de cobertura na cidade pela rede de água tratada, comunidades que estão nos arredores da cidade não são atendidas e se utilizam de fontes de água captadas em nascentes. A comunidade indígena Uiramutã, que fica após o rio Maú, ao norte, utiliza a água captada em locais mais altos que segue por um sistema de tubos até 3 caixas d'água (**Figura 14 e 15**). Ao chegar próximo à região mais elevada, foi possível visualizar que as caixas não possuem tampa e existem sapos nadando em seu interior, que apresenta grande acúmulo de sujeira e lodo nos fundos e paredes.



Figura 14 e 15: Caixas d'água de abastecimento da comunidade indígena Uiramutã

A falta de limpeza e inspeção periódica de caixas d'água serve de foco para diversas doenças, dentre elas hepatite A, gastroenterite, leptospirose, febre tifoide, giardíase e amebíase, além de entupimentos decorrentes da sujeira acumulada no fundo e a presença de algas que podem liberar toxinas, ou bactérias e protozoários que provocam sérios problemas de saúde pública (SOUZA; DOS SANTOS, 2019). A limpeza deve ser realizada a fim de que os reservatórios não sejam um fator de insalubridade e deterioração da água a ser consumida.

Considerações finais

Através da pesquisa feita por meio de uma análise detalhada, são perceptíveis alternativas técnicas para minimizar os problemas enfrentados pela população urbana e rural de Uiramutã. Apesar de existir risco de contaminação em diferentes graus, são necessários procedimentos preventivos dos órgãos de meio ambiente e de saneamento para evitar um dano maior ambiental e de saúde pública. Em uma análise secundária, busca-se alertar que a falta de abastecimento de água potável em parte da sede do município de Uiramutã e a falta de coleta e tratamento de efluentes em toda a cidade, compromete a qualidade de vida dos moradores e faz aumentar os gastos públicos com saúde. Já na área indígena é necessária mais atenção da Secretaria de Saúde Indígena - SESAI para adoção de estratégias para que os indígenas tenham acesso à água potável

utilizando os meios mais práticos, como filtro caseiro ou hipoclorito. As ações dos setores responsáveis pela saúde das comunidades indígenas precisam ser revistas, pois contrariam conceitos básicos de saúde pública e princípios já contemplados na legislação brasileira associados à necessidade de um abastecimento mínimo. A deterioração da qualidade dos cursos d'água afetados pela ocupação urbana amplia os gastos e a energia envolvida no tratamento de água e também condiciona a utilização de mananciais cada vez mais distantes, que demandam escalas crescentes de energia nos sistemas de bombeamento.

Agradecimentos

Agradecemos o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) e ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos – ProfÁgua. A Secretaria Municipal de Uiramutã (apoio institucional), aos médicos da rede de saúde do município de Uiramutã, representados pelo médico Tomas Izaguirre.

Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, F. F. M. de; HASUI, Y. 1984. O Pré-Cambriano do Brasil. São Paulo: **Edgard Blucher**, 378 p. il. cap. 2, pp.6-35.
- ALVARES, C. A. et al. 2014. Koppen's climate classification map for Brazil. Stuttgart, **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, pp.711–728. Disponível em: <<https://schweizerbart.de/metz>>. Acesso em: 21 jul. 2023.
- AUBRECHT, R. et al. 2013. Arenitic caves in Venezuela Tepuis: what do they say about tepuis themselves? **Karst and Caves in Other Rocks, Pseudokarst**. Proceedings 2013 ICS. Disponível em: <https://www.academia.edu/4445235/ARENITIC_CAVES_IN_VENEZUELAN_TEPUIIS_WHAT_DO_THEY_SAY_ABOUT_T_TEPUIIS_THEMSELVES>. Acesso em: 23 jul. 2023.
- BARBOSA, R. I. et al. 2005. Notas sobre a composição arbóreo-arbustiva de uma fisionomia das savanas de Roraima, Amazônia Brasileira. São Paulo: **Acta Botânica Brasileira**, v. 19, n. 2, pp.323-329.
- BRASIL. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento Básico – SNIS, 2021**. Disponível em: Indicadores da coleta (mdr.gov.br). Acesso em: 05 ago. 2023.
- CLIMATE. **Clima Uiramutã: temperatura e dados climáticos**. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/roraima/uiramuta-313622/>>. Acesso em: 20 jul. 2023.
- DUARTE, G. M. 2010. Águas transfronteiriças: qualidade e questões ambientais/econômicas com interesse ao desenvolvimento Sul Americano. São Paulo: **Revista do Instituto Geológico**, 31(1/2), pp.53-65. Disponível em: <<https://www.ppegeo.igc.usp.br/index.php/rig/article/view/8925>>. Acesso em: 23 jul. 2023.
- FALCÃO, M. T. et al. 2018. Potencial Turístico da Geodiversidade do Município do Uiramutã – Roraima. Boa Vista: **Revista Eletrônica Casa de Makunaima**, v. 1, n. 1, pp. 30-39. DOI: <https://doi.org/10.24979/makunaima.v1i1.486>.
- FALCÃO, M. T.; COSTA, J. A. V. 2014. Paisagem Gemorfológica da Terra Indígena Raposa Serra do Sol – Uiramutã/Roraima/Brasil. **Revista GeoNorte**, 5(18), pp.66-70.
- FALCÃO, M. T.; COSTA, J. A. V. 2019. Fisiografia da Paisagem e suas Implicações na Geomorfologia da Terra Indígena Raposa Serra do Sol - Uiramutã/Roraima/Brasil. São Cristóvão: **Revista GeoNordeste**, ANO XXX, n. 1, pp.43-59. DOI: <https://doi.org/10.33360/RGN.2318-2695.2019.i1p43-59>.
- FALCÃO, M. T.; DA SILVA, M. S.; ROCHA, D. M. 2018. A relação dos Ingarikó – Terra Indígena Raposa Serra do Sol com o Parque Nacional do Monte Roraima – Uiramutã/RR/Brasil. **Revista GeoNorte**, v. 9, n. 33, pp.184-194. DOI: [10.21170/geonorte.2018.V.9.N.31.184.194](https://doi.org/10.21170/geonorte.2018.V.9.N.31.184.194).
- FERREIRA, A. N. O. 2012. Bacias hidrográficas transfronteiriças em Roraima. **In: Seminário Internacional Sociedade e Fronteiras**. Anais. Boa Vista: EDUFRR, pp.189-198.
- FORTES, A. C. C.; BARROCAS, P. R. G.; KLIGERMAN, D. C. 2019. A vigilância da qualidade da água e o papel da informação na garantia do acesso. Rio de Janeiro: **Saúde Debate**, v. 43, n. especial 3, pp.20-34.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Roraima/Uiramutã/Panorama – IBGE Cidades**. Disponível em:<<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rr/uiramuta/panorama>>. Acesso em:21 jul. 2023.

IBT. Instituto Trata Brasil. 2022. Estudo sobre os avanços do novo marco legal do saneamento básico no Brasil – 2022 (SNIS 2020). São Paulo: **GO Associados**. Disponível em: <<https://tratabrasil.org.br/avancos-do-novo-marco-legal-do-saneamento-basico-no-brasil-2022/>>. Acesso em: 28 jul. 2023.

LINHARES, A.C. Epidemiologia das infecções diarreicas entre populações indígenas da Amazonia. **Cadernos de Saúde Pública**. Cad. Saúde Pública 8 (2). Junho 1992. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X1992000200002>.

MELO, A. **Saneamento Básico: Governo inicia perfuração de poço artesiano no Uiramutã**. Disponível em: <<https://portal.rr.gov.br/noticias/item/8039-saneamento-basico-governo-inicia-perfuracao-de-poco-artesiano-no-uiramuta>>. Acesso em: 03 ago. 2023.

PERES, F. R. M. Arcabouço geológico. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Org.). 2003. **Geomorfologia do Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.

POLETO, C.; CARDOSO, R. 2012. Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Anais: X Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos**, pp.10-16.

REIS, N. J., et al. 2006. **Dois eventos de magmatismo máfico mesozóico na fronteira Brasil-Guiana, escudo das Guianas: enfoque à região do rifte Tacutu-North Savannas**. **SBG, Congr. Bras. Geol.**, 43, pp.459-464. Disponível em: <<https://rigeo.cprm.gov.br>>. Acesso em: 22 jul. 2023.

SOUZA, R. R.; DOS SANTOS, M. M. C. 2019. Caixa d'água limpa: uma alternativa para garantia de saúde pública. Três Lagoas: **Revista Saúde e Meio Ambiente**, v. 8, n. 1, pp.96-113.

TEIXEIRA, J.C. et al. 2014. Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Artigos Técnicos**. Engenharia Sanitária Ambiental. 19 (01). DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000100010>.

ZALÁN, P. V. 2004. Evolução fanerozóica das bacias sedimentares brasileiras. In: **Geologia do Continente Sul-Americano: Evolução da obra de Fernando Flávio Marques de Almeida**. São Paulo: Beca, pp.595-613. Disponível em: <https://scholar.google.com.br/citations?view_op=view_citation&hl=en&user=WIRFchUAAAAJ&citation_for_view=WIRFchUAAAAJ:OR75R8vi5nAC>. Acesso em: 23 jul. 2022.

“VULNERABILIDADE DE DILUIÇÃO HÍDRICA” (VDH) UM NOVO CRITÉRIO PARA PAUTAR A TOMADA DE DECISÃO POR SISTEMAS INDIVIDUAIS (NO LOTE) VISANDO QUALIDADE HÍDRICA E ESTIMULAR SOLUÇÕES SUSTENTÁVEIS EFETIVAS

¹Bruno da Rosa Bianchetti, ²Fernando Jorge Corrêa Magalhães.

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: brunobianchetti@hotmail.com;

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Pesquisas Hidráulicas, e-mail: fernando.magalhaes@ufrgs.br

Palavras-chave: Fossa séptica; Filtro anaeróbio; Sumidouro.

Resumo

Diante da precariedade da infraestrutura de coleta e de tratamento de esgotamento sanitário, a adoção de sistemas individuais (no lote) se tornam atrativos para melhorar os índices de tratamento de esgoto e promover a universalização. Porém, ainda é carente parâmetros e critérios que definam o percentual máximo de atendimento por esse modal de esgotamento baseado na qualidade hídrica da bacia hidrográfica. Sendo assim, o estudo avaliou (i) a variabilidade dos dimensionamentos com base em parâmetros e critérios tais como os padrões construtivos residenciais (baixo, médio e alto), o número de habitantes (N), as variações térmicas ambientais (K), taxas de acumulação de lodo, tempo de detenção e as tipologias do solo (areias e argilas), visando obter métricas de viabilidade das unidades convencionais, que são: Tanque Séptico (TS), Filtro Anaeróbio (FAN) e Sumidouro (SU); e (ii) determinou o número máximo de habitantes capazes de destinar seus efluentes em um recurso hídrico (Estudo de caso no Arroio Dilúvio – Porto Alegre/RS), conforme a vazão de referência da (Q_{90}) e a concentração máxima de para classe II ($5 \text{ mgDBO}_5 \cdot \text{L}^{-1}$), por meio da proposição do critério “Vulnerabilidade de Diluição Hídrica” (VDH), usando como base a Razão de Diluição (RD) e a Equação de Mistura para validação. Constatou-se que, de maneira geral, não houve discrepâncias relevantes de volume e área no comparativo entre TS e FAN. Embora para SU há expressiva desproporcionalidade de dimensões frente aos sistemas TS e FAN para projetos acima de 50 pessoas. As dimensões refletem diretamente no orçamento, inviabilizando a sua execução, sendo necessário o estudo de outras tecnologias de tratamento ou extensão de rede pública para tratamento com viés centralizado. No quesito VDH, podemos observar que o percentual de habitantes capazes de destinar seus efluentes na respectiva bacia, é de 3,3% (baixo padrão), de 2,6% (médio padrão) e de 2,1% (alto padrão). Dessa forma, conclui-se que tais percentuais apesar de serem baixos visam manter a qualidade hídrica. Sugere-se que novos estudos sejam elaborados com opções mais eficientes do que TS+FAN para aumentar o índice de atendimento/tratamento com sistemas individuais (descentralizados no lote).

Abstract

In view of the precariousness of the sanitary sewage collection and treatment infrastructure, the adoption of individual systems (in the lot) becomes attractive to improve sewage treatment rates and promote universalization. However, there is still a lack of parameters and criteria that define the maximum percentage of service by this sewage mode based on the water quality of the watershed. Therefore, the study evaluated (i) the variability of the designs based on parameters and criteria such as residential construction standards (low, medium and high), the number of inhabitants (N), environmental thermal variations (K), sludge accumulation rates, detention time and soil typologies (sands and clays), aiming to obtain feasibility metrics of conventional units, which are: Septic Tank (TS), Anaerobic Filter (FAN) and Sinkhole (SU); and (ii) determined the maximum number of inhabitants able to dispose of their effluents in a water resource (Case study in Arroio Dilúvio - Porto Alegre/RS), according to the reference flow of (Q_{90}) and the maximum concentration of for class II ($5 \text{ mgDBO}_5 \cdot \text{L}^{-1}$), by proposing the criterion "Vulnerability of Water Dilution" (VDH), using the Dilution Ratio (DR) and the Mixture Equation for validation. It was found that, in general, there were no relevant discrepancies in volume and area in the comparison between TS and FAN. Although for SU there is significant disproportionality of dimensions compared to TS and FAN systems for projects above 50 people. The dimensions reflect directly on the budget, making its execution unfeasible, requiring the study of other treatment technologies or extension of the public network for treatment with centralized bias.

Regarding VDH, we can observe that the percentage of inhabitants able to dispose of their effluents in the respective basin is 3.3% (low standard), 2.6% (medium standard) and 2.1% (high standard). Thus, it is concluded that these percentages, although low, aim to maintain water quality. It is suggested that new studies be carried out with more efficient options than TS+FAN to increase the service/treatment rate with individual systems (decentralized in the lot).

Introdução

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem-estar físico, mental e social. De outra forma, pode-se dizer que o saneamento se caracteriza como um conjunto de ações socioeconômicas que tem por objetivo alcançar a salubridade ambiental. A salubridade ambiental é o estado de higidez (estado de saúde normal) em que vive a população urbana e rural, tanto

no que se refere a sua capacidade de inibir, prevenir ou impedir a ocorrência de endemias ou epidemias veiculadas pelo meio ambiente, como no tocante ao seu potencial de promover o aperfeiçoamento de condições mesológicas (que diz respeito ao clima e/ou ambiente) favoráveis ao pleno gozo de saúde e bem-estar (GUIMARÃES, CARVALHO e SILVA, 2007).

O saneamento adequado não estava disponível para bilhões de pessoas em todo o mundo em 2020, de acordo com a Organização das Nações Unidas (OMS e Unicef, 2020). No Brasil, 43% da população possui esgoto coletado e tratado e 12% utilizam-se de tanque séptico (como solução individual convencional). Sendo que 55% possuem tratamento considerado adequado; 18% têm seu esgoto coletado e não tratado, o que pode ser considerado como um atendimento precário; e 27 % não possuem coleta nem tratamento, isto é, sem atendimento por serviços de coleta sanitária, conforme os Atlas de Esgotos da Agência Nacional de Água (ANA) e Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (ANA, 2017).

Frente a isso, a precariedade nos serviços de esgotamento sanitário é mais acentuada em regiões periurbanas e rurais, caracterizadas por estarem situadas a longas distâncias das áreas centrais e apresentam baixa densidade demográfica. Tais características dificultam a utilização de sistemas centralizados de tratamento comumente adotados em regiões urbanas densamente povoadas (Magalhães Filho e Paulo, 2017; Tonetti *et al.*, 2018).

Para a manutenção das condições apropriadas de saneamento básico é fundamental a utilização de sistemas efetivos de tratamento de esgoto, que possam atuar na redução do potencial poluidor dos efluentes e, conseqüentemente, proteger a saúde pública e o ambiente dos danos causados pela poluição de origem antrópica (MARZOUK; OTHMAN, 2017).

Os sistemas descentralizados surgem como alternativa para suprir as necessidades sanitárias da população que reside em regiões afastadas dos centros urbanos, que decorrem na ausência de infraestrutura pública. Essa concepção alternativa permite que doenças e contaminações sejam reduzidas, buscando manter também as fontes de abastecimento de água seguras, pois em muitos casos em que não há coleta e tratamento de esgoto o abastecimento de água também pode ser precário (JORDÃO E PESSÔA, 2005).

O processo de avaliação e seleção de sistemas centralizados ou descentralizados para o tratamento de esgotos em uma localidade envolve diversos fatores, tais como: a concepção do sistema de tratamento, nível de tratamento exigido, características da população atendida, custos relativos à construção, operação e manutenção dos sistemas, bem como dos custos advindos da reparação e substituição do sistema (MASSOUD *et al.*, 2009).

Sendo assim, o presente estudo visa avaliar o sistema descentralizado de tratamento de esgoto composto por tanque séptico (TS), filtro anaeróbio (FAN) e sumidouro (SU), diante de como a variabilidade de parâmetros e critérios de projetos afetam as dimensões dessas unidades. O intuito é definir o potencial do uso de soluções individuais (TS+FAN) e efluente destinado para rede pluvial e encaminhados para corpos hídricos urbanos (CHUrb) em relação a capacidade de autodepuração (razão de diluição), sendo denominado de “vulnerabilidade de diluição hídrica” (VDH). Dessa forma, será possível realizar uma análise qualitativa do efluente destinado à um corpo hídrico de modo a avaliar a quantidade máxima de habitantes que poderão destinar seus efluentes à tal meio.

Materiais e Métodos

O respectivo trabalho visou avaliar a variabilidade do dimensionamento de áreas (m²) e de volumes (m³) do sistema de tratamento individual de esgotamento sanitário em função de alguns coeficientes, tais como, o número de habitantes (N), o padrão residencial, a contribuição (C), a temperatura média do mês mais frio (t) e as características aparentes do solo.

Para o dimensionamento do tanque séptico (TS) utilizou-se como referência a NBR 7229:1993 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Foi considerado profundidades mínimas e máximas por faixa de volume útil total do TS (conforme Tabela 4), o qual foi calculado conforme a Equação (1) abaixo:

$$V = 1000 + N (CT + KLf)$$

Onde: V é o volume útil em litros, N é número de habitantes, C é a contribuição de despejos em litros/pessoa x dia (conforme Tabela 1), T é o período de detenção (conforme Tabela 2), K é a taxa de acumulação de lodo digerido em dias (conforme Tabela 3), Lf é a contribuição de lodo fresco em litros/pessoa x dia (conforme Tabela 1).

Padrão construtivo	Unidade	Contribuição de esgoto (C) (habitante/litros)	Lodo fresco (Lf)
alto padrão	peessoa	160	1
médio padrão	peessoa	130	1
baixo padrão	peessoa	100	1

Tabela 1: Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo (Lf) por tipo de residência.

Contribuição diária (L)	Tempo de detenção	
	Dias	Horas
Até 1500	1,00	24
De 1501 a 3000	0,92	22
De 3001 a 4500	0,83	20
De 4501 a 6000	0,75	18

De 6001 a 7500	0,67	16
De 7501 a 9000	0,58	14
Mais que 9000	0,50	12

Tabela 2: Período de detenção dos despejos, por faixa de contribuição diária.

Intervalo entre limpezas (anos)	Valores de K por faixa de temperatura ambiente (t), em °C		
	t ≤ 10	10 ≤ t ≤ 20	t > 20
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Tabela 3: Taxa de acumulação total de lodo (K), em dias, por intervalo entre limpezas e temperatura do mês mais frio.

Volume útil (m³)	Profundidade útil mínima (m)	Profundidade útil máxima (m)
Até 6,0	1,20	2,20
De 6,0 a 10,0	1,50	2,50
Mais que 10,0	1,80	2,80

Tabela 4: Profundidade útil mínima e máxima, por faixa de volume útil.

Em relação ao dimensionamento do filtro anaeróbio (FAN) utilizou-se como referência a NBR 13969:1997 – Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Foi considerado uma altura total (H) total do filtro igual a 1,70 m, sendo a altura limite do leito filtrante (h) igual a 1,20 m, a altura limite do fundo falso (Hf) igual a 0,60 m, a altura limite da calha coletora (h1) igual a 0,20 m e a altura sobressalente (h2) igual a 0,30 m. O volume útil total do filtro foi calculado, respectivamente, conforme a Equação (2) abaixo:

$$V_u = 1,6 NCT$$

Onde: V_u é volume útil do leito filtrante em litros, N é o número de habitantes, C é a contribuição de despejos em litros x habitantes/dia (conforme a Tabela 1), T é o tempo de detenção hidráulica em dias (conforme a Tabela 5).

Vazão L/dia	Temperatura média do mês mais frio (t), em C°		
	t < 15	15 ≤ t ≤ 25	t > 25
Até 1500	1,17	1,0	0,92
De 1501 a 3000	1,08	0,92	0,83
De 3001 a 4500	1,00	0,83	0,75
De 4501 a 6000	0,92	0,75	0,67
De 6001 a 7500	0,83	0,67	0,58
De 7501 a 9000	0,75	0,58	0,50
Mais que 9000	0,75	0,50	0,50

Tabela 5: Tempo de detenção hidráulica de esgotos (T), por faixa de vazão e temperatura de esgoto (em dia).

Para determinar as dimensões e demais aspectos construtivos do sumidouro (SU) foi levado em consideração valores médios das taxas de aplicação diária ou coeficiente de infiltração (L/m² dia) de acordo com a constituição aparente do solo, conforme valores propostos (Tabela 6) por Jordão & Pessoa (2005). A título de cálculo foi considerada uma altura útil de 1,50 m.

Faixa	Constituição do solo	Coef. De infiltração [L/(m².dia)]
1	Rochas, argilas compactas branca, cinza ou preta, variando a rochas alteradas e argilas medianamente compactas avermelhadas.	< 20
2	Argilas de cor amarela, vermelha ou marrom medianamente compacta, argilas pouco siltosas e/ou arenosas.	20 a 40
3	Argilas arenosas e/ou siltosas, variando a areia argilosa ou silte argiloso.	40 a 60
4	Areia ou silte pouco argiloso, ou solo arenoso com húmus e turfas, com areias e siltes.	60 a 90
5	Areia bem selecionada e limpa, variando a areia grossa e cascalhos.	>90

Tabela 6: Taxas de aplicação diária ou coeficiente de infiltração (L/m³. dia).

Foi realizada uma estimativa de orçamento do sistema de tratamento de esgoto individual (TS+FAN+SU) levando em consideração os casos mais críticos de dimensionamento, considerando as temperaturas médias inferiores a 10°C para o TS e para o FAN; e para o sumidouro considerando um solo argiloso compacto. Ressalta-se que tal análise refere-se somente à uma edificação de médio padrão com populações variando entre 1 e 100 habitantes. Para a análise da estimativa orçamentária foi usado como referência o Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil 2023 (SINAPI).

Juntamente aos dimensionamentos do sistema descentralizado TS+FAN+SU (Imagem 1), foi analisada uma segunda hipótese onde o tratamento do esgotamento ocorre por meio do TS+FAN+CHUrb (Imagem 2) considerando a Vulnerabilidade de diluição hídrica (VDH) e o modelo de equação de mistura (MEM).

Para o cálculo da VDH foi utilizado como base o critério de razão de diluição (RD) Q_{rio} (m³/s) e Q_{esgoto} (m³/s), sendo possível estimar a concentração de DBO diluída em um corpo hídrico, conforme a Equação (3) abaixo:

$$RD = Q_{rio} / Q_{esgoto}$$

Onde: Q_{rio} é a vazão do corpo de água em (m³/s) e Q_{esgoto} é a vazão do efluente.

Desse modo, é possível determinar qual a RD é adequada para o mantimento da qualidade do recurso hídrico, conforme determinado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) N°357 e N°430. Para efeito de cálculo foi considerado um corpo de água Classe II com uma concentração máxima de DBO₅ de 5 (mg/L), conforme diretrizes do órgão supracitado.

Levando em consideração uma DBO₅ do efluente do sistema TS+FAN igual a 120 (mg/L), ou seja, uma DBO₅ de esgoto bruto igual a 300 (mg/L) com uma redução 60% na concentração de saída do efluente.

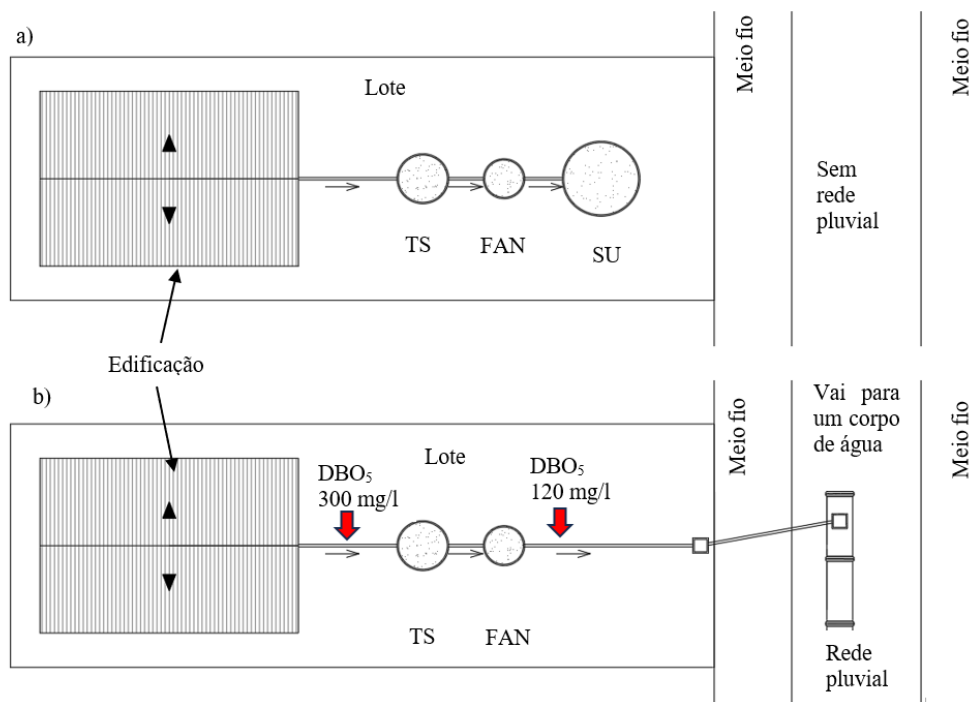


Imagem 1: Comparação entre os sistemas de tratamento de esgoto TS+FAN+SU (a) e TS+FAN+CHUrb (b).

O cálculo do MEM foi realizado conforme a Equação (4) abaixo:

$$MEM = ((Q_{rio} \times C_{rio}) + (Q_{esgoto} \times C_{esgoto})) / (Q_{rio} + Q_{esgoto})$$

Onde: Q_{rio} é a vazão do corpo de água em (m³/s), Q_{esgoto} é a vazão do efluente, C_{rio} é a concentração de DBO₅ do corpo de água e C_{esgoto} é a concentração de DBO₅ do efluente.

Para efeito de aplicação do conceito de vulnerabilidade hídrica foi realizado um estudo de caso na bacia do Arroio Dilúvio, cuja bacia hidrográfica é o Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. Foi feito o dimensionamento com base na NOTA TÉCNICA n° 004/2021/DIPLA/DRHS emitido pela Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul (Tabela 7), levando em consideração o padrão de vazão de permanência Q₉₀, ou seja, reflete a vazão que é igualada ou superada 90% do tempo; e a área de drenagem do local de estudo.

Bacia hidrográfica	Local	Padrão da vazão de referência	Vazão específica [m ³ /(s. Km ²)]	
			Área de drenagem superior a 10 Km ²	Área de drenagem até 10 Km ²
Lago Guaíba	Arroio Dilúvio	Q ₉₀	0,00526	0,00286

Tabela 7: Padrão da vazão de referência (Q₉₀) e vazão específica para a bacia hidrográfica do Lago Guaíba [m³/(s. Km²)].

Resultados e discussões

Tanque séptico (TS)

Nas Imagem 2 foi observado um decréscimo expressivo de volume (m^3) e de área (m^2) por contribuinte no intervalo de 1 a 4 habitantes. Nos intervalos entre 4 e 50 indivíduos nota-se que não há uma diferenciação de área e volume expressiva entre as diferentes faixas de temperatura e de padrão construtivo. Para o intervalo anteriormente citado, a média das áreas (m^2/hab) e dos volumes (m^3/hab), entre os diferentes padrões construtivos, se encontram na faixa de 0,35 (m^2/hab) e 0,42 (m^3/hab), valores próximos aos valores unitários do respectivo intervalo. Já para o intervalo entre 50 e 100 pessoas as médias são de 0,10 m^2/hab . e 0,16 (m^3/hab), indicando uma relação de estabilidade, pois assemelham-se aos valores unitários calculados.

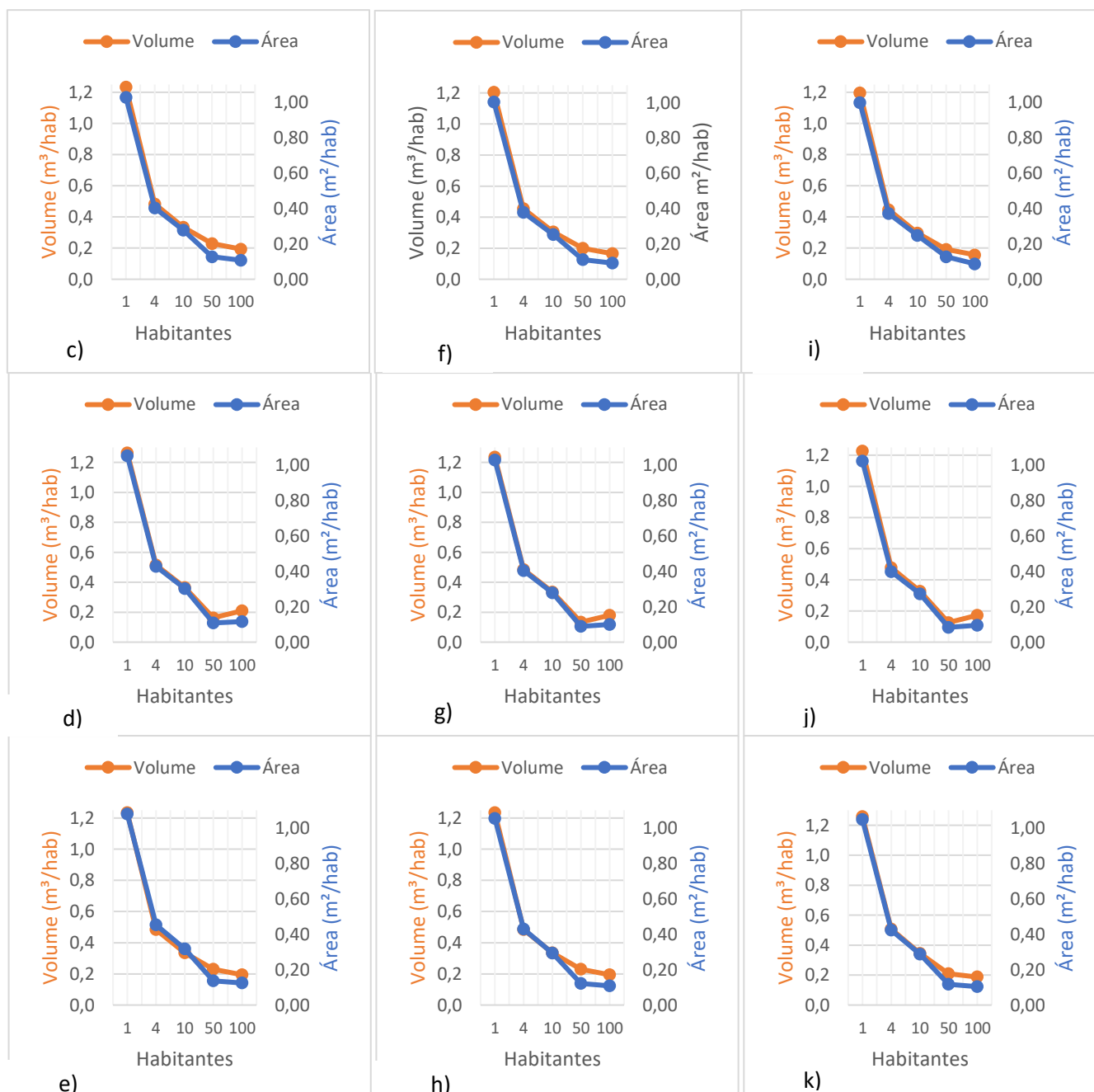


Imagem 2: Comparação da área de ocupação (m^2/hab) e da volumetria (m^3/hab) de tanque séptico para edificação de baixo padrão conforme valores de K para diferentes faixas de temperatura (Tabela 3). Gráficos c), d) e e) correspondem às edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $t \leq 10$; gráficos f), g) e h) correspondem às edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $10 \leq t \leq 20$; gráficos i), j) e k) correspondem às edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $t > 20$.

Filtro anaeróbio (FAN)

Nas Imagem 3 também foi observado um decréscimo expressivo de volume (m^3) e de área (m^2) por contribuinte no intervalo de 1 a 4 habitantes. Nos intervalos entre 4 e 50 indivíduos nota-se que há uma diferenciação de área e volume entre as diferentes faixas de temperatura e de padrão construtivo. Para o intervalo anteriormente citado, a média das áreas (m^2/hab) e dos volumes (m^3/hab), entre os diferentes padrões construtivos, se encontram na faixa de 0,12 (m^2/hab) e 0,20 (m^3/hab), valores próximos aos valores unitários do respectivo intervalo. Já para o intervalo entre 50 e 100 pessoas as médias são de 0,07 m^2/hab . e 0,12 (m^3/hab), indicando uma relação de estabilidade, pois assemelham-se aos valores unitários calculados.

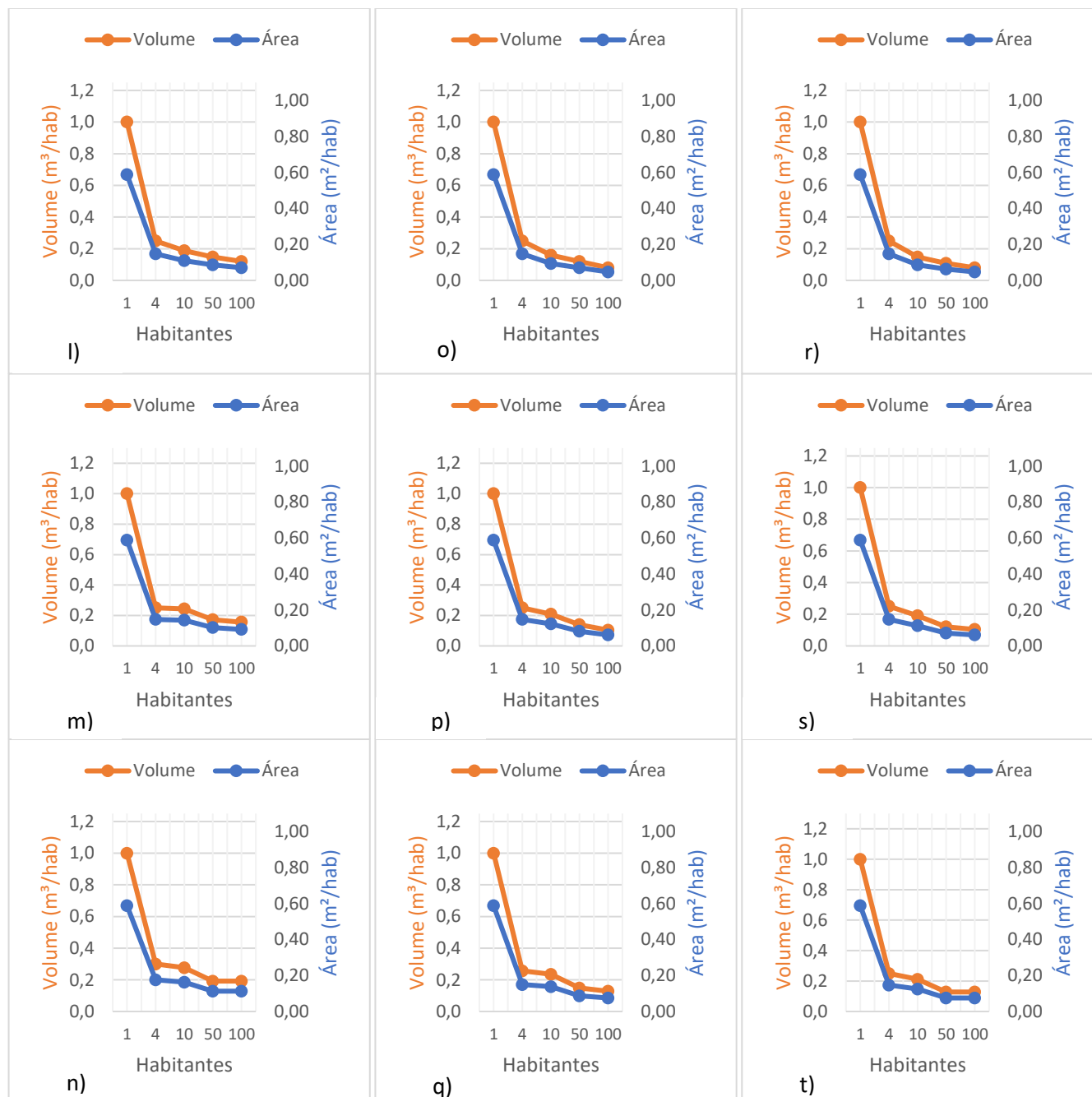


Imagem 3: Comparação da área de ocupação (m^2/hab) e da volumetria (m^3/hab) de filtro anaeróbio para edificação de diferentes padrões construtivos com variações de T para diferentes faixas de temperatura (Tabela 5). Gráficos l), m) e n) correspondem à edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $t < 15$; Gráficos o), p) e q) correspondem à edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $15 \leq t \leq 25$; Gráficos r), s) e t) correspondem às edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente, e com $t > 25$.

Sumidouro (SU)

Referente ao sumidouro, ocorreu um aumento da área de ocupação (m^2) diretamente proporcional ao padrão construtivo e ao número de contribuintes e inversamente proporcional ao coeficiente de infiltração (C_i) [$L/(m^2 \cdot dia)$], chegando a uma diferença de tamanho em área de aproximadamente 500% entre a pior (rocha ou argila compacta) e o melhor (areia grossa) tipologias de solos, conforme demonstrado na Imagem 4.

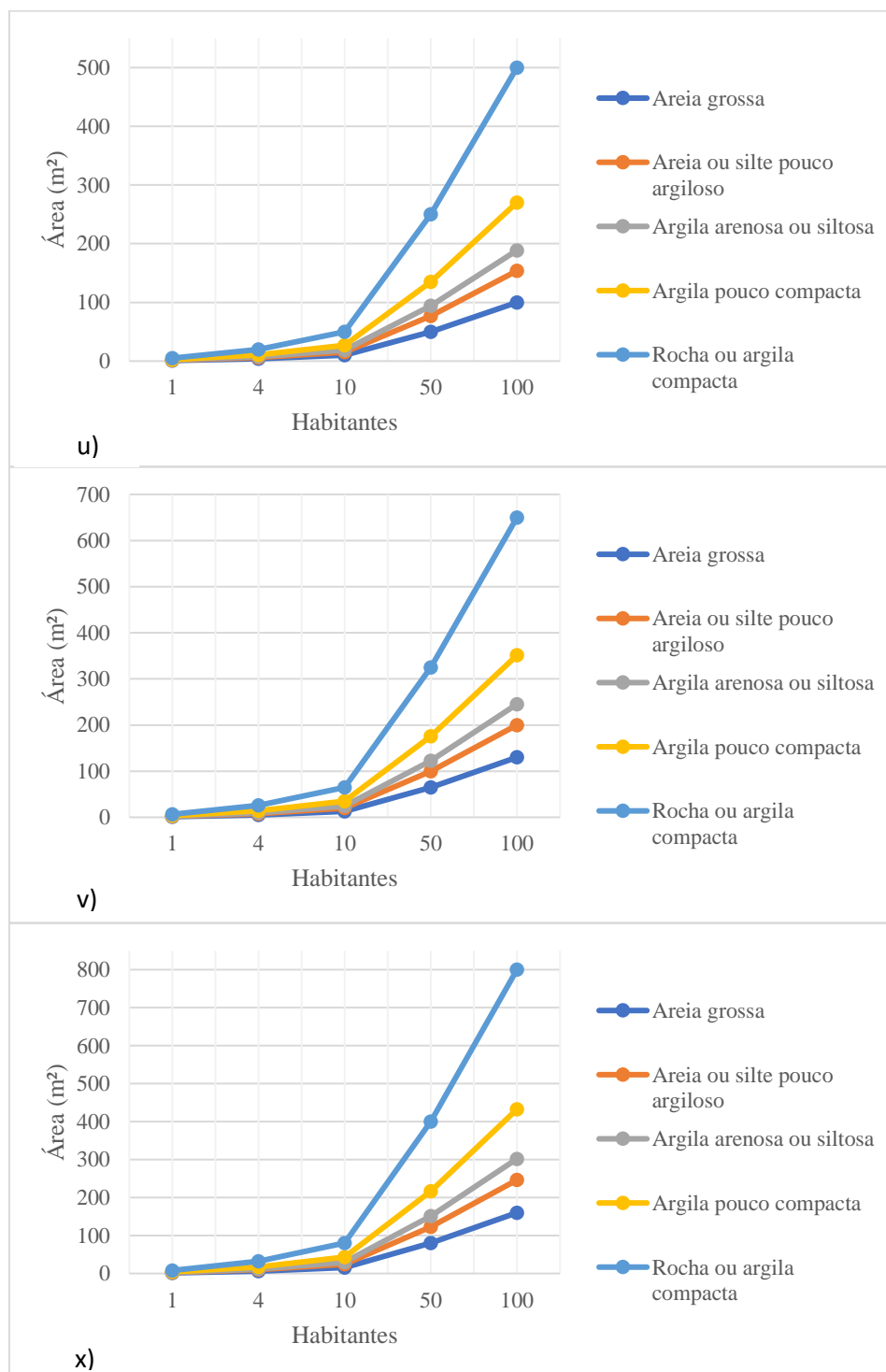


Imagem 4: Comparação da área de ocupação (m^2) do sumidouro para edificação de diferentes padrões construtivos com variações de taxas de aplicação diária ou coeficiente de infiltração [$L/(m^3 \cdot dia)$] de acordo com a constituição do solo (Tabela 6). Gráficos u), v) e x) correspondem às edificações com baixo, médio e alto padrão construtivo, respectivamente.

Estimativa orçamentária

Pode-se observar que os valores monetários referentes ao tanque séptico (TS) e ao filtro anaeróbio (FAN) permanecem semelhantes com o aumento do número de habitantes. Já o sumidouro (SU), começa a apresentar variações de custos superiores às encontradas na TS e na FAN no intervalo entre 4 e 50 habitantes, se tornando expressivas no intervalo entre 50 e 100 habitantes, chegando a ser 68% mais caro que o conjunto TS+FAN, ao analisarmos, por exemplo, uma população com 100 habitantes.

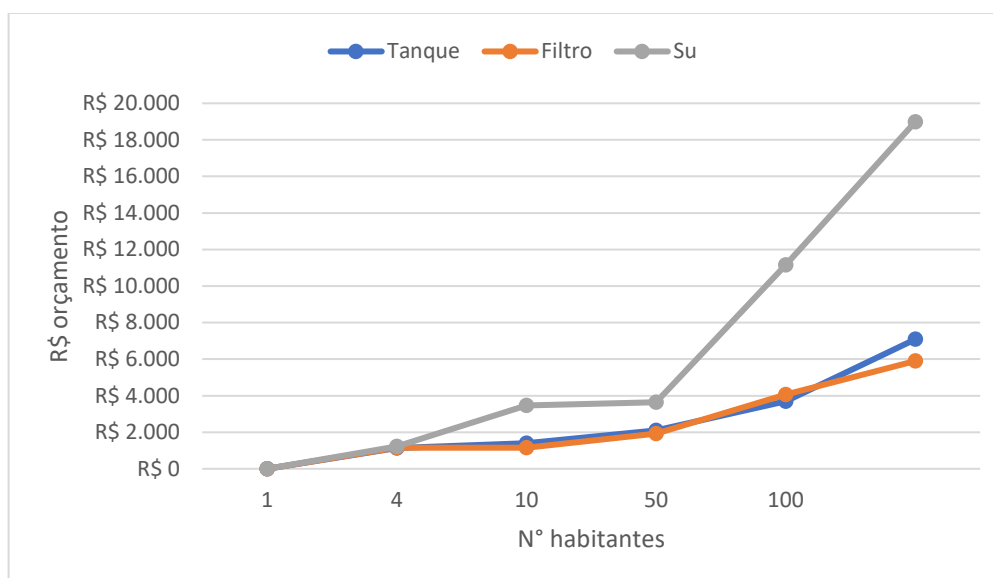


Imagem 5: Análise de estimativa orçamentária do sistema de tratamento individual TS+FAN+SU de uma edificação de médio padrão cuja variação do número de habitantes dá-se entre 1 e 100.

Estudo de caso (TS+FAN+CHUrb)

Com o intuito de definir o potencial de uso do sistema descentralizado de tratamento de esgoto TS+FAN levando em consideração a “vulnerabilidade de diluição hídrica”, cuja análise foi realizada usando como referência a Tabela 7, foi observado que conforme aumentamos a eficiência de tratamento do esgotamento ocorre, como já esperado, a diminuição de DBO₅ de saída e da razão de diluição (RD) e o aumento da vazão do efluente Q_{efluente} (m³/s) (conforme a Tabela 8).

Com isso, foi analisado o número máximo de habitantes e a quantidade de economias (4 hab/economia), levando em consideração diferentes contribuições [(L/dia) /habitante] e padrões construtivos (conforme a Tabela 9), capazes de destinar os efluentes para a rede pluvial/recurso hídrico respeitando as diretrizes do CONAMA N°357 e N°430.

DBO ₅ (mg/L) entrada	Eficiência (%)	DBO ₅ (mg/L) saída	DBO ₅ (mg/L) máxima classe II	RD	Q _{rio} [m ³ /(s. Km ²)]	Área microbacia Dilúvio (Km ²)	Q _{rio} (m ³ /s)	Q _{efluente} (m ³ /s)
300	30	210	5	42	0,00526	80	0,4208	0,01002
300	40	180	5	36	0,00526	80	0,4208	0,01169
300	50	150	5	30	0,00526	80	0,4208	0,01403
*300	60	120	5	24	0,00526	80	0,4208	0,01753

*Os valores em negrito referem-se aos dados utilizados para os cálculos presentes na Tabela 9.

Tabela 8: Análise da variação de saída de DBO5 (mg/l) e da vazão Q_{efluente} (m³/s) conforme a eficiência (%) de tratamento TS + FAN.

	Contribuição (L/dia) /habitante	Contribuição (m ³ /s) /habitante	Q _{efluente} (m ³ /s) eficiência 60%	Habitantes	Economias (4 hab)
Baixo padrão	100	1,18203E-06	0,01753	14833	3708
Médio padrão	130	1,50463E-06	0,01753	11653	2913
Alto padrão	160	1,89125E-06	0,01753	9271	2318

Tabela 9: Dimensionamento do número de economias (4 hab./economia), de acordo com o padrão construtivo e com as suas respectivas contribuições (L/dia) /habitante, capazes de destinar os efluentes para a rede pluvial de acordo com os parâmetros destacados em negrito (Tabela 8).

De acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico (Porto Alegre, 2015), cerca de 449.000 habitantes pertencem a bacia hidrográfica do Arroio Dilúvio, cujo corpo receptor é o Lago Guaíba. Sendo assim, e conforme os dados obtidos na Tabela 9, podemos observar que o percentual de habitantes em comparação a população supracitada, capazes de destinar seus efluentes na respectiva bacia, é de 3,3% (baixo padrão), de 2,6% (médio padrão) e de 2,1% (alto padrão). Dessa forma, conclui-se que tais percentuais apesar de serem baixos refletem de forma expressiva os índices de poluição presentes no corpo hídrico.

Ressalta-se também que, avaliando o modelo de equação de mistura (MEM) é possível verificar que variando a DBO_5 entre 1 e 2 mg/L a Q_{rio} assemelha-se ao modelo demonstrado na Tabela 8 (em vermelho). Logo, conclui-se que quanto mais limpo estiver o recurso hídrico maior será o Q_{esgoto} e vice-versa.

O estudo usou como base o parâmetro DBO, porém os parâmetros de N, P e coli também poderão ser analisados. Incluindo outros conceitos de modelagem de equação de mistura, principalmente, pois estudos mostram que para N, P e E. coli, tanto corpos receptores de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) não possuem qualidade dentro do esperado para classe 2, conforme Resolução CONAMA 357 e 430 (Dantas et al., 2022) e corpos hídricos urbanos mesmo não recebendo efluentes de ETEs, também não possuem qualidade adequada para esses nutrientes e patógenos (Pereira et al., 2019; Figueiredo et al., 2019).

Considerações finais

Conforme os estudos do presente documento, em relação aos dimensionamentos do sistema de tratamento de esgoto individual TS+FAN+SU, os quais consideraram não somente os padrões construtivos (baixo, médio e alto) e diferentes intervalos de ocupação de habitantes mas também diferentes taxas de acumulação de lodo e de tempo de detenção de acordo com os intervalos de temperatura média dos meses mais frios, constatou-se que, de maneira geral, que não houveram grandes discrepâncias de volumetria e de área de ocupação no comparativo entre TS e FAN.

Já em relação ao SU, o qual levou em consideração os quesitos citados anteriormente e também as características do solo (taxa de percolação e de infiltração) no qual tal sistema será empregado, notou-se uma expressiva diferenciação de área e de volume não somente na análise entre os padrões construtivos e o número de ocupantes, mas também a desproporcionalidade de dimensões frente aos sistemas TS e FAN.

Com o intuito de verificar a viabilidade técnica de tal sistema de esgotamento, foi realizado uma amostra de estimativa orçamentária referente à uma edificação de médio padrão. Assim, foi possível verificar de forma monetária que as discrepâncias de área e de volume verificadas nos dimensionamentos refletem diretamente no custo, principalmente no intervalo entre 50 e 100 habitantes. Dessa forma, inviabilizando a sua execução devido a sua área de ocupação, volumetria e custo, sendo necessário o estudo de outras tecnologias de tratamento descentralizado ou extensão de rede pública para tratamento com viés centralizado.

Além disso, foi realizado um estudo de caso visando demonstrar a possibilidade de destinar efluentes à um corpo hídrico urbano (CHUrb). Dessa maneira, foi analisado o potencial do uso de soluções individuais (TS+FAN) e efluente destinado para rede pluvial em relação a capacidade de autodepuração (RD) do recurso hídrico, sendo denominado de “vulnerabilidade de diluição hídrica “VDH”. Com a utilização deste conceito e com diretrizes referentes à um corpo hídrico específico, no caso o Arroio Dilúvio, chegou-se à um número máximo de habitantes, sendo 14.833 (baixo padrão), 11.653 (médio padrão) e 9.271 (alto padrão), o que equivale, respectivamente, a 3,3%, 2,6% e 2,1% da população total pertencente a tal bacia hidrográfica, capaz de descartar tais efluentes sem desconfigurar a classe II prevista no estudo.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecimentos ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recurso Hídricos – ProfÁgua Projeto CAPES/ANA AUXPE N° 2717/2015.

Agradeço também ao professor Fernando Jorge Corrêa Magalhães por todo apoio e dedicação para com o desenvolvimento do presente estudo.

Referências bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Atlas de Esgotos Despoluição de bacias hidrográficas Brasil. Brasília: ANA, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 60p., 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 15p., 1993.

DE FIGUEIREDO, HELDER PEREIRA; DE FIGUEIREDO, CIBELE RIGOLIN PEREIRA; BARROS, JOÃO HENRIQUE DE SOUZA; CONSTANTINO, MICHEL; MAGALHÃES FILHO, FERNANDO JORGE CORRÊA; DE MORAES, PAULA

MARTIN; DA COSTA, REGINALDO BRITO. Water quality in an urban environmental protection area in the Cerrado Biome, Brazil. ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT (DORDRECHT. ONLINE), v. 191, p. 117, 2019.

DE SOUZA PEREIRA, MARIANA ANTONIO; Cavalheri, Priscila Sabioni; DE OLIVEIRA, MICHEL ÂNGELO CONSTANTINO; MAGALHÃES FILHO, FERNANDO JORGE CORREA. A multivariate statistical approach to the integration of different land-uses, seasons, and water quality as water resources management tool. ENVIRONMENTAL MONITORING AND ASSESSMENT, v. 191, p. 539, 2019.

GUMARÃES, A. J. A.; CARVALHO, D. F. de; SILVA, L. D. B. Saneamento básico. S. 1., 2007, 9 p. Apostila do Instituto de Tecnologia/Departamento de Engenharia – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

MARZOUK, M.; OTHMAN, A. Modeling the performance of sustainable sanitation systems using building information modeling. Journal of Cleaner Production, v. 141, p. 1400–1410, 2017.

Magalhães Filho, F. J. C., & Paulo, P. L. (2017). Abastecimento de água, esgotamento doméstico e aspectos de saúde em comunidades Quilombolas no Estado de Mato Grosso do Sul. Interações (Campo Grande), 18(2), 103–116. <https://doi.org/10.20435/inter.v18i2.1435>.

MASSOUD, M. A., TARHINI, A., NARS, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. Elsevier: Journal of Environmental management. v. 90, p. 640-659, 2009.

NOTA TÉCNICA n° 004/2021/DIPLA/DRHS (2021). Disponibilidade hídrica superficial dos recursos do Estado do Rio Grande do Sul.

SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTOS E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL (SINAPI 2023).

PORTO ALEGRE, (2015) PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO DE PORTO ALEGRE. Disponível em: <https://prefeitura.poa.br/dmlu/plano-municipal-de-saneamento-basico>

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357, de 15 de junho 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.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução N° 430 de 13/05/2011 (Federal) - Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N° 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 2011.

WHO, UNICEF, 2020. Progresso on Household Drinking Water, Sanitation and Hygiene 2000-2020 Main Report Progresso on Drinking Water, sanitation and Hygiene.

APLICABILIDADE DE BIORREATORES ANAERÓBIOS DE MEMBRANA DINÂMICA (BRANMD) PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES CONTENDO CONTAMINANTES DE PREOCUPAÇÃO EMERGENTE (CPE)

¹ Vinícius Duarte Soroka, ² Maria Teresa de Jesus Camelo Guedes, ³ Maria Cristina de Almeida Silva

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: vinicius.soroka@gmail.com; ² Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: mteresag1308@gmail.com; ³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: maria.almeida@ufrgs.br

Resumo

Nas últimas décadas, sob o impulso de novas técnicas analíticas capazes de quantificar moléculas extremamente diluídas – tipicamente em níveis de $\mu\text{g/L}$ –, passaram a ser investigados os compostos designados “contaminantes emergentes” ou “contaminantes de preocupação emergente” (CPE), poluentes que incluem produtos farmacêuticos e de cuidado pessoal, assim como seus metabólitos, drogas ilícitas, nanomateriais, pesticidas, genes de resistência a antibióticos, entre outros. Tratam-se de substâncias potencialmente capazes de provocar efeitos deletérios à saúde e/ou ambiente e que muitas vezes não são removidas de forma efetiva nos tratamentos convencionais de água e esgoto. Para a remoção de contaminantes dessa natureza da água e de efluentes, a melhor abordagem geralmente consiste na combinação de métodos físicos, químicos e biológicos. Nesse contexto, têm ganhado relevância os biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica (BRAnMD), que acoplam processos de biodegradação, em ambiente controlado, com filtração através de uma complexa membrana biológica, formada pelos próprios microrganismos, seus subprodutos e demais materiais presentes no biorreator. A alcunha de “membrana dinâmica” (MD) se deve às suas características variáveis ao longo do tempo, uma vez que é constituída do biofilme formado pelos microrganismos, além de outros particulados presentes no biorreator. Comparados aos biorreatores de membrana convencionais (BRM), BRAnMD apresentam como vantagens custo muito reduzido, menor requerimento energético, maior facilidade de operação e menor propensão à incrustação da membrana. Essa tecnologia permite, ainda, o aproveitamento múltiplo do efluente tratado (i.e., recuperação da água e nutrientes, além de energia, na forma de metano contido no biogás) com ajustes de configuração e operacionais. Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo realizar uma análise bibliométrica a respeito da utilização de BRAnMD para o tratamento de efluentes contendo CPE. Para isto, foram conduzidas buscas no banco de dados Scopus entre os dias 10 e 20 de junho de 2023, com a obtenção dos metadados para processamento com o programa VOSviewer. Os resultados obtidos foram expressos em forma de tabela e gráficos e indicam que essa tecnologia tem potencial para depurar efluentes concentrados em contaminantes, porém segue largamente inexplorada na investigação da degradação e remoção de CPE, mais especificamente. Com o barateamento de técnicas analíticas e conforme os efeitos deletérios à saúde e meio ambiente decorrentes da liberação de CPE em efluentes são melhor compreendidos, haverá a implementação de políticas públicas para o controle de emissão e seu monitoramento; nesse cenário, os BRAnMD, uma tecnologia hoje emergente, devem se apresentar como alternativa de tratamento promissora a ser investigada em múltiplos contextos.

Palavras-chave: BRAnMD; CPE; tratamento de efluentes.

Introdução

Biorreatores com membranas (BRM) são equipamentos que integram processos de degradação biológica controlada, com filtração por membranas, o que possibilita diversos benefícios quando comparados com métodos convencionais de tratamento de efluentes, tais como aumento da eficiência, menor exigência de espaço e maior tolerância a altas concentrações de sólidos em suspensão (Al-Asheh, Bagheri e Aidan, 2021).

Quando operados na ausência de oxigênio, i.e., em digestão anaeróbica (DA), os BRM têm menor eficiência na remoção de demanda química de oxigênio (DQO) em relação a biorreatores aeróbicos (faixas típicas de 70 a 90 versus 90 a 95%, respectivamente); entretanto, possibilitam uma produção muito reduzida de lodo (geralmente 3 a 5 vezes menos), além da geração de biogás com potencial energético (Chernicharo, 2016). Nesse sentido, a combinação de BRM com a DA é estratégia vantajosa, uma vez que a significativa demanda energética, necessária ao fornecimento do gradiente de pressão para que o efluente permeie a membrana, pode ser atenuada com a recuperação e aproveitamento do metano produzido no próprio processo. Além disso, o biossólido resultante ao final do tratamento pode ser condicionado e utilizado, em concentrações apropriadas, como fertilizante agrícola (Santos et al., 2009).

Atualmente, os maiores entraves à ampla adoção de BRM estão relacionados ao custo de construção e operacional, que pode chegar a ser 80% superior a sistemas convencionais (Atif et al., 2018), além da inerente tendência de incrustação progressiva das membranas, que exigem trocas, limpezas periódicas e demais estratégias para contornar o fenômeno (Meng et al., 2017).

Nesse sentido, vêm ganhando relevância os biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica (BRAnMD, ou *AnDMBR*, acrônimo do inglês *anaerobic dynamic membrane bioreactor*), que têm membrana de estrutura robusta, alta filtrabilidade e

méritos tais como baixíssimo custo do módulo de membrana e reduzido consumo energético (Yang et al., 2020). A alcinha de “membrana dinâmica” (MD) se deve às suas características variáveis ao longo do tempo, uma vez que ela é constituída de biofilme formado pelos microrganismos, além de outros particulados presentes no biorreator. Em termos gerais, considera-se que BRAnMD têm eficiência próxima à de BRM com membrana convencional de microfiltração, mas, até o momento, aplicações dessa tecnologia ainda permanecem pouco exploradas, tanto pelo alto grau de novidade quanto por limitações teóricas e práticas, e.g. baixa eficiência de remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo (Hu et al., 2018).

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo avaliar a aplicabilidade de BRAnMD para o tratamento de efluentes com CPE, através da realização de uma análise bibliométrica da literatura científica disponível sobre o tema.

Material e Métodos

A revisão foi realizada entre os dias 10 e 20 de junho de 2023 e contemplou os documentos disponíveis na plataforma Scopus, considerando três diferentes buscas:

- *AnDMBR*;
- *AnDMBR and contaminant*;
- *AnDMBR and (“contaminant of emerging concern” or “emerging contaminant”)*;

Dessa forma, procedeu-se à pesquisa do tema de forma mais geral até sua aplicação mais específica na remoção de contaminantes e CPE. Para análise bibliométrica da literatura e geração de grafos de correlação, foi empregado o programa VOSviewer versão 1.6.19 (van Eck e Waltman, 2010). Nessa análise, optou-se por considerar os resultados da segunda busca (*AnDMBR and contaminant*), uma vez que a primeira é inespecífica e a terceira produz número muito reduzido de correspondências, que inviabiliza esse tipo de processamento. Na avaliação das principais palavras-chave, os resultados foram refinados para melhor visualização e até que restassem não mais de 50 termos, além de serem removidos manualmente termos genéricos tais como “*article*” ou “*review*”. Os principais resultados obtidos foram tabelados e são apresentados na forma de gráficos para facilitar a visualização.

Resultados e Discussão

Evolução das publicações ao longo dos anos e áreas de pesquisa

Na busca no Scopus para os termos *AnDMBR and contaminant*, em todos os campos, são retornados 125 documentos (67 artigos, 45 revisões e 13 capítulos de livro), o mais antigo de 2012 e a maioria publicada nos últimos anos, corroborando com a afirmação que esta é uma área de pesquisa extremamente recente (Figura 1).

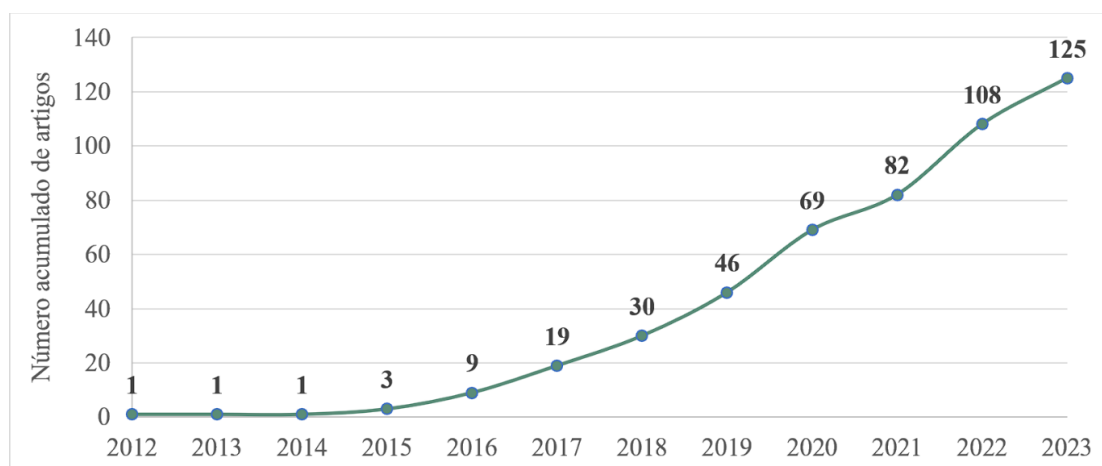


Figura 32. Número total acumulado de documentos resultantes para a busca *AnDMBR AND contaminant* na plataforma Scopus. Busca realizada entre os dias 10 e 20 de junho de 2023.

Na mesma plataforma, há 46 resultados para a busca pelo termo *AnDMBR* restrita aos campos título, resumo e palavras-chave. Entre as áreas de destaque, há o artigo com maior repercussão, de Xie e colaboradores (2014), com 203 citações, que investigou um BRAnMD para o tratamento de lixiviado de aterro (um efluente altamente concentrado em CPE), avaliando a performance e comunidade microbiana. Outro grupo pioneiro foi o de Ersahin e colegas (2014) que, em um trabalho com 122 citações, avaliaram tempo de retenção de sólidos (TRS) de 20 e 40 dias e obtiveram altíssimas eficiências de tratamento (>99% de remoção de DQO) de esgoto forte. O terceiro e último documento com mais de 100 citações é o de Hu et al. (2018), uma revisão acerca do uso de BRAnMD para o tratamento de esgotos, no qual os pesquisadores apontam méritos tais como baixo custo do módulo de membrana, facilidade no controle de incrustação, baixo consumo energético e baixa produção de lodo, além da geração de biogás. Adicionalmente, indicam os parâmetros mais importantes conhecidos que afetam a performance, tais como a configuração do próprio biorreator, propriedades da membrana, características do esgoto, do lodo, e condições operacionais.

Artigos de maior repercussão e países de vanguarda

Um dos principais parâmetros para determinar o nível de repercussão de um artigo científico consiste no número de citações, i.e., quantas vezes o trabalho dos autores em questão foi mencionado por seus pares. A Tabela 1 apresenta as 10 publicações com o maior número de citações para a busca *AnDMBR and (“contaminant of emerging concern” or “emerging contaminant”)*.

Título	Autores	Tipo	Ano	Países envolvidos	Periódico, volume	Citações
Sustainability considerations in membrane-based technologies for industrial effluents treatment	Kamali et al.	Artigo - <i>open access</i>	2019	Portugal e Índia	Chemical Engineering Journal, 368	185
Applications of membrane bioreactors for water reclamation: Micropollutant removal, mechanisms and perspectives	Ma, J. et al.	Revisão	2018	China e Austrália	Bioresource Technology, 269	89
Occurrence and fate of emerging pollutants in water environment and options for their removal	Vasilachi, I.C. et al.	Revisão - <i>open access</i>	2021	Romênia	Water (Switzerland), 13	75
Fluoroquinolones and B-lactam antibiotics and antibiotic resistance genes in autumn leachates of seven major municipal solid waste landfills in China	You, X. et al.	Artigo	2018	China e Nova Zelândia	Environment International, 113	71
Microplastic particles in the aquatic environment: A systematic review	Ahmed, M. B. et al.	Revisão	2021	Coreia do Sul, Bangladesh, Austrália	Science of the Total Environment, 77	60
Pre-deposited dynamic membrane filtration – A review	Anantharaman, A. et al.	Revisão	2020	Singapura	Water Research, 173	50
Development of a decision support system for the selection of wastewater treatment technologies	Ullah, A. et al.	Artigo	2020	Paquistão	Science of the Total Environment, 731	41
A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment with a focus on multicomponent biogas and membrane fouling control	Yisong, H. et al.	Revisão	2020	China e Japão	Environmental Science: Water Research and Technology, 6	40
Antibiotic resistome in a landfill leachate treatment plant and effluent-receiving river	Wang, J.-Y. et al.	Artigo	2020	China	Chemosphere, 242	37
Artificial intelligence as a sustainable tool in wastewater treatment using membrane bioreactors	Kamali, M. et al.	Artigo	2021	Bélgica e Índia	Chemical Engineering Journal, 417	35

Tabela 11. Dez documentos mais citados disponíveis na plataforma Scopus para a pesquisa *AnDMBR AND (“contaminant of emerging concern” or “emerging contaminant”)*.

Verifica-se que metade dos trabalhos mais citados consiste em revisões, o que indica uma concentração de esforços para sistematizar o conhecimento da área. De fato, os artigos disponíveis são muito variáveis quanto a característica construtivas, operacionais e mesmo objetivos pretendidos com os BRAnMD. Novamente foi possível visualizar o alto grau de novidade da temática de BRAnMD aplicados ao tratamento de CPE, dado que 7 dos 10 artigos mais citados têm menos de quatro anos, uma exceção à regra observada em áreas mais consolidadas, nas quais esses artigos geralmente são mais antigos.

Entre todos os 33 resultados obtidos, de modo geral, há elevado número de citações, com uma média de 25, mesmo incluindo os trabalhos de 2023 que permanecem não-citados até o momento. No total, há 17 artigos e 14 revisões, dos quais somente seis e três são de acesso aberto, respectivamente, além de dois capítulos de livro, um deles também de acesso aberto (Figura 2a). Em relação aos países que mais têm publicado, destaca-se a China, com oito trabalhos, seguida de Estados Unidos, com quatro, Índia, Coreia do Sul e Canadá, cada um com três (Figura 2b).

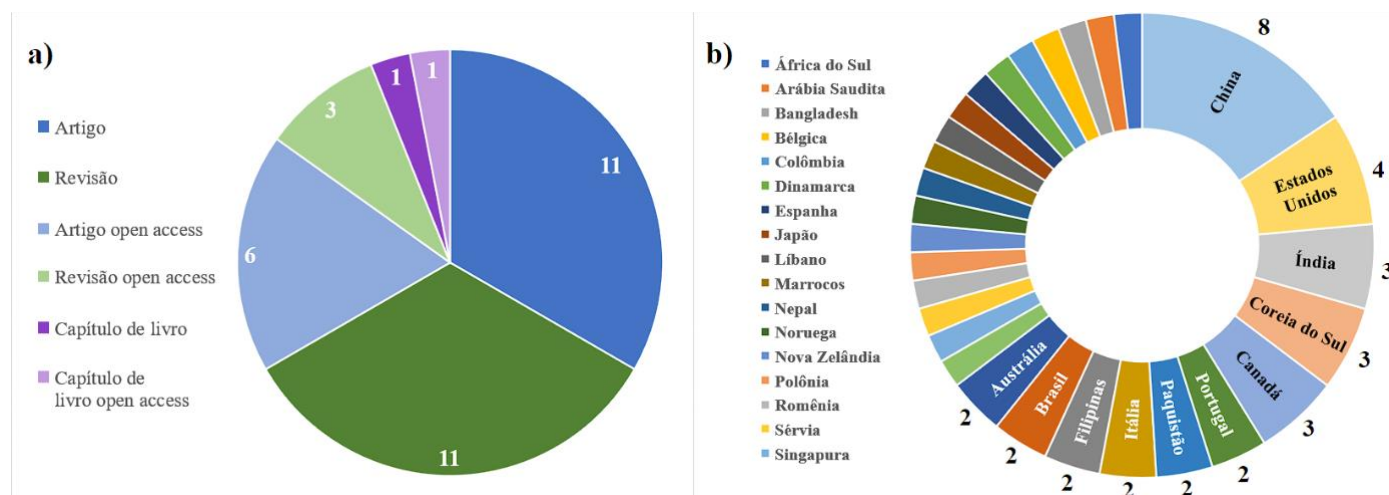


Figura 33. Número de exemplares de cada tipo de documento disponível na plataforma Scopus para a busca *AnDMBR and ("contaminant of emerging concern" or "emerging contaminant")* (a) e número de artigos publicados por país para os mesmos termos (b). Busca realizada entre 10 e 20 de junho de 2023.

No mesmo patamar que Portugal, Paquistão, Itália, Filipinas e Austrália, o Brasil aparece com duas publicações: a revisão de Grippa e colaboradores (2023) sobre o tratamento de lixiviado de aterro com processos oxidativos avançados e membranas de alta pressão, e o artigo de Granatto et al. (2021), que aborda a influência de cosubstratos metabólicos no potencial metanogênico e degradação de triclosan e propranolol em esgoto sanitário. Estes trabalhos foram desenvolvidos pela UFRJ e USP-UFSCar, respectivamente.

Em uma busca mais abrangente, apenas pelo termo *AnDMBR*, a China permanece na vanguarda, com 255 publicações, seguida de EUA (41), Japão (37), Coreia do Sul (32), Itália (28), Austrália (27) e Índia (25). O Brasil conta com 11 documentos cadastrados no Scopus, destacando-se na plataforma além da USP, UFSCar e UFRJ, pesquisas desenvolvidas na UFMG, UEPB, UFLA e UFRGS.

Análise bibliométrica: VOSviewer

Para a realização de análises bibliométricas robustas e representativas de determinado campo de pesquisa, é necessário que um número expressivo de resultados seja abrangido. Para isto, procedeu-se à busca dos termos *AnDMBR AND contaminant* no Scopus, nos campos título, palavras-chave e resumo, que retorna 125 correspondências. Os metadados foram adquiridos em formato CSV e processados para correlação de palavras-chave com o programa VOSviewer versão 1.6.19 (van Eck e Waltman, 2010). Os resultados foram refinados para melhor visualização e até que restassem não mais de 50 termos (Figura 3 e Figura 4), sendo removidas manualmente expressões genéricas tais como "article" ou "review".

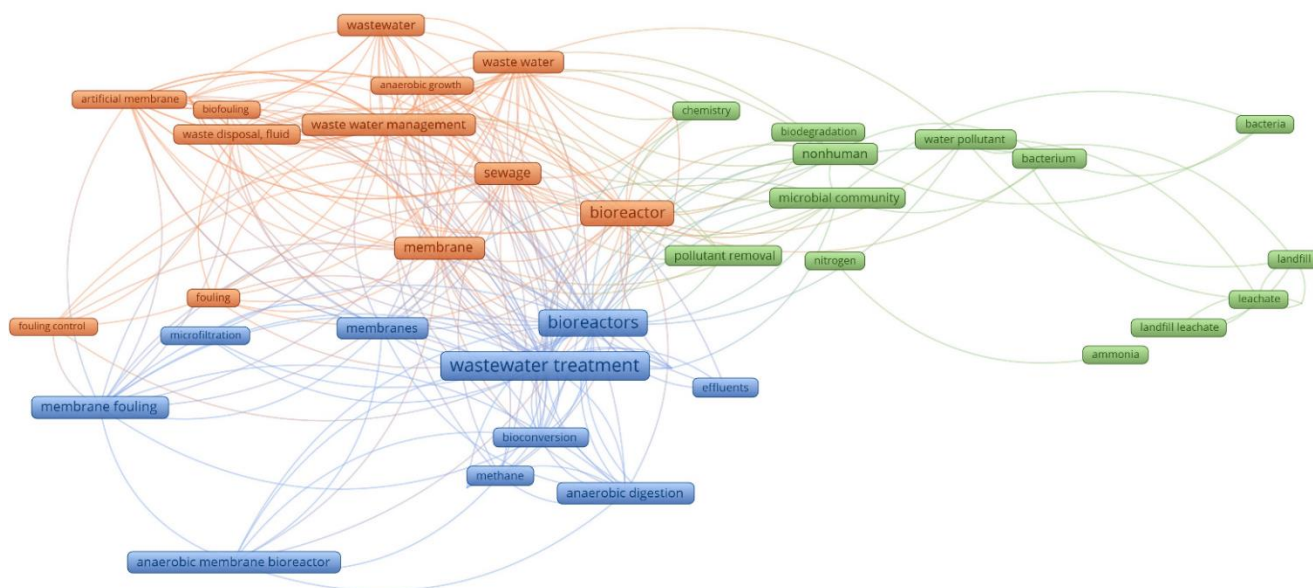


Figura 34. Mapa do tipo "network visualization" demonstrando agrupamento e associações das 45 palavras-chave mais citadas nos 125 documentos obtidos no Scopus para os termos *AnDMBR* and *contaminant*. Busca realizada entre os dias 10 e 20 de junho de 2023.

Na Figura 3, é possível observar dois clusters claramente próximos e correlacionados (laranja e azul), afastados do terceiro, que contempla termos mais relacionados à aplicabilidade de MD no contexto do tratamento de lixiviado de aterro sanitário, uma substância com particularidades como alta concentração de matéria orgânica refratária, amônia e compostos tóxicos (Moravia, 2010). Esse resultado reforça a possibilidade de aplicação de BRAnMD para o tratamento de efluentes contaminados.

Já a Figura 4 demonstra a relação temporal entre os termos, i.e., quais são mais antigos ou recentes na literatura (cores escuras ou claras, respectivamente). Pode-se constatar maior grau de novidade nos termos correspondentes ao cluster azul do mapa anterior ("network visualization"). Entretanto, cabe destacar que as diferenças são muito pequenas, o que é evidenciado pelos valores sempre muito próximos à média (ou seja, 1). Isso faz sentido à luz da informação de que a grande maioria dos trabalhos sobre o tema é recente: os documentos disponíveis somente a partir de 2020 no Scopus representam três vezes mais que os de antes dessa data, correspondendo a 76% do total. A análise confirma, portanto, o momento de pioneirismo na remoção de contaminantes com o uso de BRAnMD.

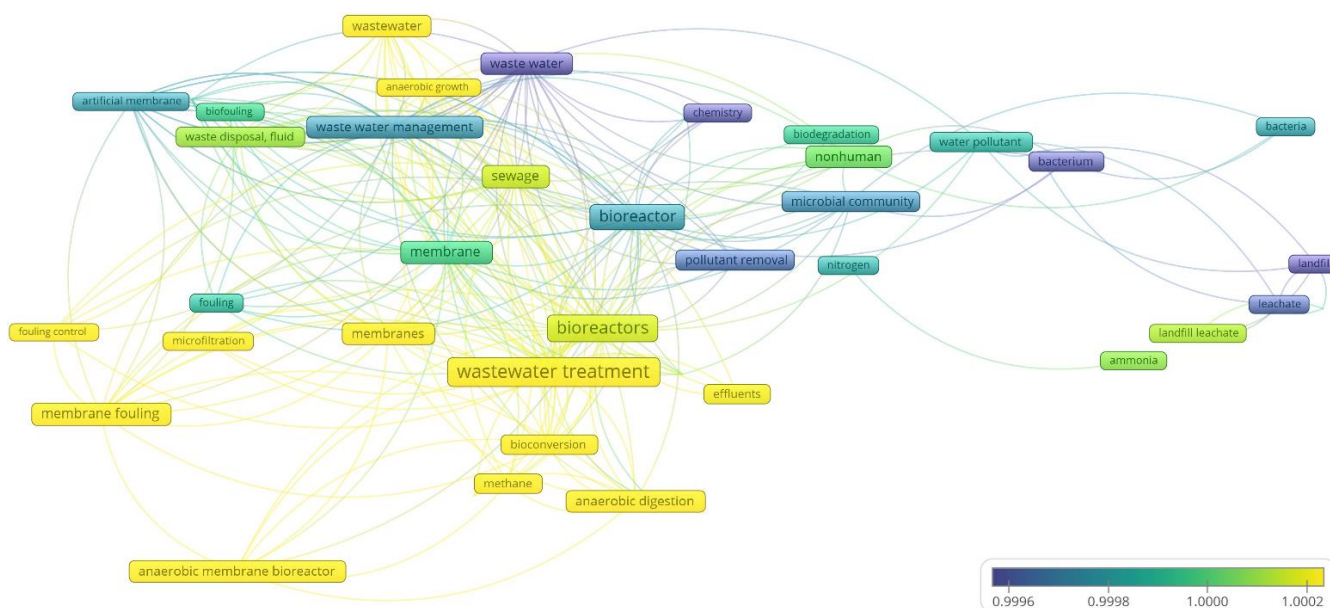


Figura 35. Mapa do tipo "overlay visualization" demonstrando associações e temporalidade das 45 palavras-chave mais citadas nos 125 documentos obtidos no Scopus para os termos *AnDMBR* and *contaminant*. Escala normalizada pela média; resultado maior que 1 indica termo mais recente que a média, menor que 1 o oposto. Busca realizada entre os dias 10 e 20 de junho de 2023.

Em relação à busca mais objetiva no Scopus pelos termos *AnDMBR and (“contaminant of emerging concern” or “emerging contaminant”)*, observa-se a representação de diversas revistas científicas, indicando que não há grande concentração de publicações sobre o tema em periódicos específicos, apenas com pequeno destaque para o *Science of the Total Environment* e *Water Environment Research*, com quatro e três publicações, respectivamente (Figura 5).

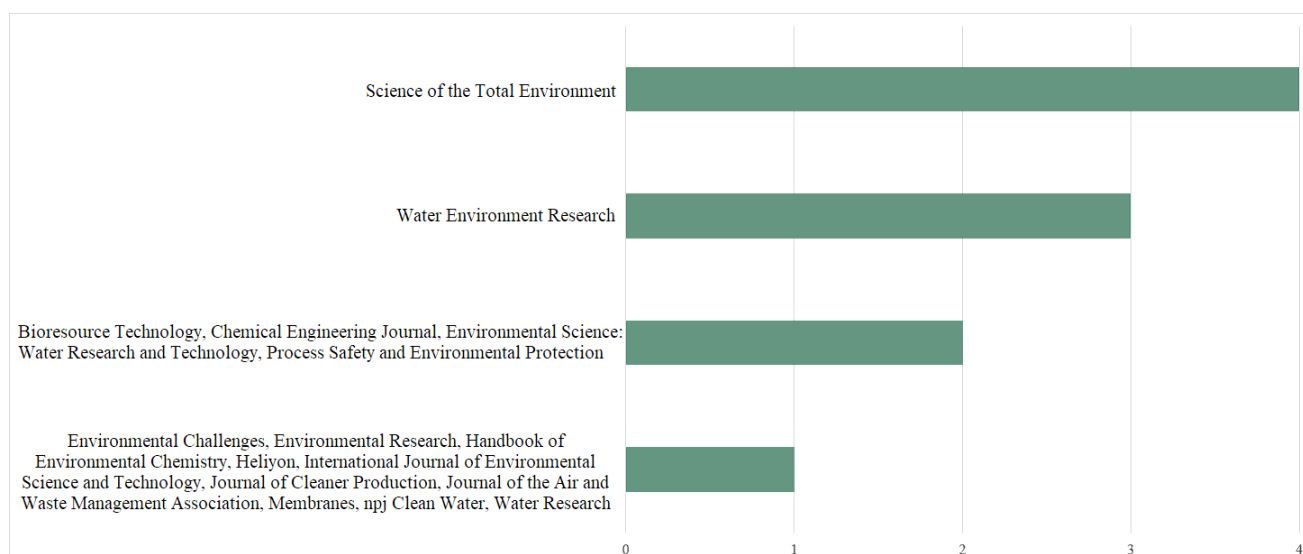


Figura 36. Número de artigos publicado por periódico científico para a busca *AnDMBR and (“contaminant of emerging concern” or “emerging contaminant”)* na plataforma Scopus. Busca realizada entre os dias 10 e 20 de junho de 2023.

Em áreas de estudo mais consolidadas, é comum que haja periódicos especializados, com maior concentração de artigos. Os resultados apresentados indicam que os BRAnMD constituem uma tecnologia emergente para o tratamento e aproveitamento de efluentes, porém pouco desenvolvida até o momento no âmbito da remoção de contaminantes emergentes.

Isto representa não apenas uma oportunidade de pesquisa, com esforços rumo à otimização da configuração e de parâmetros operacionais de BRAnMD em contextos específicos, mas também de aplicação prática para o tratamento de efluentes e redução de impactos ambientais decorrentes da liberação de contaminantes e CPE.

Considerações finais

- Nas próximas décadas, com o barateamento de técnicas analíticas e conforme os efeitos deletérios à saúde e meio ambiente decorrente da liberação de CPE em efluentes forem melhor compreendidos, a tendência é que haja a implementação de políticas públicas para o controle de emissão e monitoramento dessas substâncias;
- Biorreatores com membranas são uma solução altamente eficiente para o tratamento de efluentes, mas enfrentam entraves para a sua adoção em larga escala, tais como alto custo construtivo e operacional;
- Biorreatores anaeróbios de membrana dinâmica têm eficiência próxima à dos de membrana convencional, porém apresentam operação simplificada, custo muito reduzido do módulo de membrana e menor tendência à incrustação;
- A literatura científica sobre o tema é recente e carece de estudos, uma vez que BRAnMD foram pouco explorados para a remoção de contaminantes de efluentes e menos ainda para CPE, mais especificamente;
- A maioria dos Estados do Brasil, ao contrário de países temperados, possui temperaturas favoráveis à implementação de BRAnMD (i.e., condições mesofílicas) durante todo o ano e, portanto, têm potencial de pesquisa e utilização dessa tecnologia sem ou com reduzido gasto energético para aquecimento.

Agradecimentos

Os autores agradecem às agências de fomento Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo aporte financeiro recebido.

Referências Bibliográficas

Ahmed, M. B.; Rahman, M. S.; Alom, J.; Hasan, M. S.; Johir, M. A. H.; Mondal, M. I. H.; Lee, D.-Y.; Park, J.; Zhou, J. L.; Yoon, M.-H.; 2021. Microplastic particles in the aquatic environment: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 775. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145793>.

Anantharaman, A.; Chun, Y.; Hua, T.; Chew, J. W.; Wang, R.; 2020. Pre-deposited dynamic membrane filtration – A review. *Water Research*, 173. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115558>.

- Arif, A. U. A.; Sorour, M. T.; Aly, S. A.; 2018. Design and Comparison of Wastewater Treatment Plant Types (Activated Sludge and Membrane Bioreactor), Using GPS-X Simulation Program: Case Study of Tikrit WWTP (Middle Iraq). *Journal of Environmental Protection*, 9, pp. 636-651. <https://doi.org/10.4236/jep.2018.96040>.
- Al-Asheh, S.; Bagheri, M.; Aidan, A.; 2021. Membrane bioreactor for wastewater treatment: A review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 4, 100109. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100109>.
- Chernicharo, C. A. L.; 2007. *Anaerobic Reactors. Biological Wastewater Treatment Series*, vol. 4. 1^a ed, London – UK. IWA Publishing.
- Ersahin, M. E.; Ozgun, H.; Tao, Y.; van Lier, J. B.; 2014. Applicability of dynamic membrane technology in anaerobic membrane bioreactors. *Water Research*, 48(1), pp. 420-429. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.054>.
- Granatto, C. F.; Grosseli, G. M.; Sakamoto, I. K.; Fadini, P. S.; Varesche, M. B. A.; 2021. Influence of metabolic cosubstrates on methanogenic potential and degradation of triclosan and propranolol in sanitary sewage. *Environmental research*, 199, 111220. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111220>.
- Gripa, E.; Daflon, S. D. A.; de Almeida, R.; da Fonseca, F. V.; Campos, J. C.; 2023. Landfill leachate treatment by high-pressure membranes and advanced oxidation techniques with a focus on ecotoxicity and by-products management: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 173, pp. 747-764. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2023.03.074>.
- Hu, Y.; Wang, X. C.; Ngo, H. H.; Sun, Q.; Yang, Y.; 2018. Anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment: A review. *Bioresource Technology*, 247, pp. 1107-1118. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.101>.
- Kamali, M.; Appels, L.; Yu, X.; Aminabhavi, T. M.; Dewil, R.; 2021. Artificial intelligence as a sustainable tool in wastewater treatment using membrane bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 417. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.128070>.
- Kamali, M.; Suhas, D. P.; Costa, M. E.; Capela, I.; Aminabhavi, T. M.; 2019. Sustainability considerations in membrane-based technologies for industrial effluents treatment. *Chemical Engineering Journal*, 368, pp. 474-494. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.02.075>.
- Ma, J.; Dai, R.; Chen, M.; Khan, S. J.; Wang, Z.; 2018. Applications of membrane bioreactors for water reclamation: Micropollutant removal, mechanisms and perspectives. *Bioresource Technology*, 269, pp. 532-543. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.121>.
- Meng, F.; Zhang, S.; Oh, Y.; Zhou, Z.; Shin, H. S.; Chae, S. R.; 2017. Fouling in membrane bioreactors: An updated review. *Water research*, 114, pp. 151-180. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.02.006>.
- Moravia, W. G.; 2010. Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1843/ENGD-89WPAG>.
- Santos, F. A. dos; Serrenho, F. G.; Rona, G. B.; Alcantara, S. de; Perez, D. V.; Bettiol, W.; Moriconi, W.; 2009. Efeito residual da aplicação de biosólido na cultura do milho. *Simpósio Internacional de Meio Ambiente*, pp. 460-466.
- Ullah, A.; Hussain, S.; Wasim, A.; Jahanzaib, M.; 2020. Development of a decision support system for the selection of wastewater treatment technologies. *Science of the Total Environment*, 731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139158>.
- van Eck, N. J.; Waltman, L.; 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, 84(2), pp. 523-538. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>.
- Vasilachi, I. C.; Asiminicesei, D. M.; Fertu, D. I.; Gavrilescu, M.; 2021. Occurrence and fate of emerging pollutants in water environment and options for their removal. *Water (Switzerland)*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/w13020181>.
- Wang, J.-Y.; An, X.-L.; Huang, F.-Y.; Su, J.-Q.; 2020. Antibiotic resistome in a landfill leachate treatment plant and effluent-receiving river. *Chemosphere*, 242. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125207>.
- Xie, Z.; Wang, Z.; Wang, Q.; Zhu, C.; Wu, Z.; 2014. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: performance and microbial community identification. *Bioresource technology*, 161, pp. 29-39. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.014>.

Yang, Y.; Zang, Y.; Hu, Y.; Wang, X. C.; Ngo, H. H.; 2019. Upflow anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for wastewater treatment at room temperature and short HRTs: Process characteristics and practical applicability. *Chemical Engineering Journal*, 383. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123186>.

Yisong, H.; Cheng, H.; Ji, J.; Li, Y.-Y.; 2020. A review of anaerobic membrane bioreactors for municipal wastewater treatment with a focus on multicomponent biogas and membrane fouling control. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 10, pp. 2641-2663. <https://doi.org/10.1039/D0EW00528B>.

You, X.; Wu, D.; Wei, H.; Xie, B.; Lu, J.; 2018. Fluoroquinolones and B-lactam antibiotics and antibiotic resistance genes in autumn leachates of seven major municipal solid waste landfills in China. *Environment International*, 113, pp. 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.02.002>.

BIOPOLÍMERO QUITOSANA NA ADSORÇÃO DE GLIFOSATO: USO NO MONITORAMENTO OU REMEDIAÇÃO AMBIENTAL

¹Giovana Rocha de Oliveira, ²Larissa Botelho D'Alevedo, ³Suzan da Silva Lessa, ⁴Marina Madid Micheletti Caetano, ⁵Danielle Goveia, ⁶Paulo Sergio Tonello

¹Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: Giovana.r.oliveira@unesp.br; ²Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: larissa.dalevedo@unesp.br; ³Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: suzan.lessa@unesp.br; ⁴Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: marina.madid@unesp.br; ⁵Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: danielle.goveia@unesp.br; ⁶Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, e-mail: paulo.tonello@unesp.br.

Palavras-chave: Adsorção; Quitosana; Monitoramento Ambiental

Resumo

A cada ano, o comércio de pesticidas vem crescendo junto com a expansão da agricultura. O aumento do cultivo de plantas transgênicas tem contribuído para a disseminação do uso de herbicidas, como o glifosato, devido à sua eficácia no combate a ervas daninhas. No entanto, os impactos ambientais, especialmente nos ambientes aquáticos, são de extrema relevância para a preservação dos mananciais hídricos, uma das metas de desenvolvimento sustentável estabelecidas na conferência da ONU em 2015. Estratégias que visem monitorar ou remediar esses mananciais são de grande importância e, técnicas que usam processos de adsorção, têm sido bastante estudadas devido a sua simplicidade e custos acessíveis. Os biopolímeros, frequentemente associados com resíduos de produção, como a celulose e a quitina, podem ser boas matérias primas para adsorção de vários contaminantes orgânicos e inorgânicos após o devido tratamento ou transformação. No caso da quitina, um produto importante a ser obtido após o processo de desacetilação é a quitosana. Devido a seus diversos grupos ligantes, e sua capacidade de transformação em diferentes formatos, a quitosana tem sido muito estudada para adsorção de múltiplos compostos orgânicos e inorgânicos. Neste trabalho, quitosana de baixo peso molecular foi usada para adsorção do herbicida glifosato em solução aquosa. Considerando as possibilidades de remediação e monitoramento em ambientes aquáticos, a quitosana foi formatada em discos finos com 0,8 mm de espessura e 2,5 de diâmetro. Inicialmente a quitosana foi caracterizada por MEV, EDS e FTIR, para se conhecer a superfície dos discos, sua composição química principal e principais grupos ligantes. No estudo de adsorção, um disco de quitosana foi capaz de adsorver 100% de uma solução de glifosato de 5 mgL⁻¹, valor muito superior ao permitido para essa substância em ambientes aquáticos pela legislação de diversos países. Aos dados experimentais de adsorção foram aplicados modelos cinéticos de pseudoprimeira ordem, pseudossegunda ordem e Elovich e verificou-se que no processo de adsorção predomina a quimissorção. Assim, é possível inferir que a quitosana na forma de discos pode atuar muito bem como material para remediação de corpos hídricos contaminados por glifosato. Para estudos de monitoramento foi verificada a possibilidade de utilização de filmes de quitosana na técnica DGT (Diffusive Gradients in Thin Films). Está técnica tem por fundamento a 1ª lei de Fick para difusão e o material difusivo usado foi filme de agarose 1,5% (m/v). A técnica DGT requer a determinação do coeficiente de difusão do glifosato no gel de agarose e o valor médio obtido foi de $D = 7,94 \times 10^{-10} \text{ m}^2\text{s}^{-1}$. Os próximos passos deste trabalho requerem a verificação da aplicação da lei de Fick por meio de uma curva de imersão realizada com dispositivos DGT equipados com filme de quitosana como agente ligante e filme de agarose com gel difusivo e as condições de contorno que envolvem a técnica DGT com faixa de pH, temperatura, força iônica, etc. Além disso para uso da quitosana como adsorvente em processos de remediação será necessário se determinar os processos que envolvem essa adsorção pela aplicação de modelos de isotermas e aplicação em águas naturais e efluentes.

Introdução

O Brasil tem sido apontado como um dos principais consumidores de agrotóxicos no mundo desde meados de 2008, o que está diretamente associado ao crescimento do agronegócio no país. Esse cenário preocupa quanto aos impactos ambientais causados por essas substâncias, exigindo o monitoramento rigoroso de sua presença em recursos naturais, como a água. Um dos herbicidas utilizados globalmente e mais amplamente no Brasil é o Glifosato (N-(fosfometil)glicina), conhecido por sua ação não seletiva e eficaz no controle de ervas daninhas (MACHADO, 2016). No entanto, a persistência desse herbicida no ambiente e seus efeitos na biota são motivos de crescente preocupação. Embora o Brasil tenha leis que exigem testes de água para a presença de 27 tipos de agrotóxicos apenas 31% dos municípios brasileiros forneceram essas informações entre 2014 e 2017 (LIMA, 2019).

A fim de monitorar, quantificar e remediar os ambientes aquáticos da presença de glifosato, é crucial desenvolver técnicas analíticas eficientes. Neste contexto, para monitoramento e quantificação, a técnica DGT (Diffusive Gradients in Thin Films) tem sido uma abordagem promissora. Inicialmente desenvolvida para a análise de espécies metálicas lábeis em águas naturais, a DGT tem sido aplicada com sucesso em outros tipos de contaminantes, como Azithromycin, Chloramphenicol e Florfenicol (DGT Research LTD). Até o momento, são pouquíssimos trabalhos na literatura que utilizam esta técnica para a

análise de glifosato em ambientes aquáticos. Para remediação, as técnicas que utilizam a adsorção de contaminantes em superfícies de materiais adsorventes estão entre as mais usadas. O uso de biopolímeros para adsorção de glifosato se apresenta como uma oportunidade pois os principais biopolímeros estão presentes em resíduos de processos agrícolas e industriais. A quitosana é um biopolímero produzido a partir da desacetilação da quitina, segundo biopolímero em abundância na natureza, resíduo da indústria pesqueira, que tem sido amplamente empregada na indústria devido às suas propriedades biocompatíveis, biodegradáveis e de adsorção.

Este estudo, propôs o uso da quitosana na forma de filme como bioadsorvente, tanto para a remediação por técnica de adsorção, como para monitoramento, pela técnica DGT, de glifosato em ambientes aquáticos. Até o presente momento investigou-se a capacidade de adsorção do glifosato pela quitosana, modelos cinéticos associados e a determinação do coeficiente de difusão do glifosato em filme gel poroso de agarose 1,5% (m/v), que é fundamental para a aplicação da técnica DGT. De forma mais ampla, ao final do estudo, este trabalho pretende contribuir para o desenvolvimento de novas propostas de remediação e monitoramento de corpos d'água contaminados por glifosato usando o biopolímero quitosana com material adsorvente.

Metodologia

1. Quantificação do Glifosato

Neste trabalho usou-se para quantificação de glifosato em solução aquosa método espectrofotométrico adaptado de Bhaskara e Nagaraja (2006), que envolve a reação do glifosato com ninidrina (2,2-diidroxi-hidrendeno-1,3-diona) como reagente cromogênico, em solução aquosa meio neutro e na presença de molibdato de sódio como catalisador. A reação origina o produto roxo de Ruhemann. A quantificação foi feita em espectrofotômetro Hach DR3900 e a absorvância lida em 570 nm, com limites de detecção e quantificação de 0,004 e 0,013 mgL⁻¹ respectivamente.

2. Produção dos filmes de quitosana e agarose

Foram produzidos dois tipos de filmes, filme de Quitosana com baixo peso molecular e filme de Agarose 1,5% (m/v). Todos os reagentes usados neste trabalho foram PA, marca Sigma-Aldrich e água ultrapura 18MΩcm.

Para o filme de quitosana, foi preparada uma solução, dissolvendo 5 g de quitosana em 800 mL de ácido acético 2% (v/v). A solução foi mantida em agitação constante por 24 horas, a temperatura ambiente para a total dissolução da quitosana. Sobre uma placa de petri com 13,5 cm de diâmetro foi espalhada 150 mL da solução que, então foi levada à estufa a 60°C até massa constante. Depois de seco, o filme foi hidratado com solução de NaOH 1,0 molL⁻¹ por 24 horas. Então o filme foi lavado com água ultrapura várias vezes para a retirada do excesso de NaOH, cortado em discos de 2,5 cm de diâmetro e armazenado sob refrigeração em água ultrapura a 4°C. (FARIA et al., 2019)

O preparo do filme de agarose foi adaptado de Zhang e Davison, (1999). Uma massa de 0,75 g de agarose foi totalmente dissolvida em 50 mL de água a temperatura ambiente. Após, a solução foi aquecida a 80°C e mantida em agitação até ficar homogênea e transparente. A solução foi então vertida entre duas placas de vidro descontaminadas em solução ácida 20%, pré-aquecidas a 60°C, distanciadas de 1mm com espaçador para delimitar a espessura do filme, que, então, ficou em repouso até temperatura ambiente. Após esse processo, o filme foi cortado em discos de 2,5 cm de diâmetro, e hidratado em água ultrapura, fazendo várias lavagens durante 24 horas para remover o excesso de agarose e foram armazenados em solução de NaCl (0,01 molL⁻¹) a 4°C.

3. Caracterização dos filmes de quitosana

3.1 Microscopia Eletrônica de Varredura e Espectroscopia por Energia Dispersiva

Para análise da conformação e microestrutura da superfície dos filmes de quitosana foi usada a microscopia eletrônica de varredura (MEV). Utilizou-se microscópio eletrônico modelo JSM-6010 da JEOL, operando com tensão de aceleração de 2,5 kV. Os filmes de quitosana foram previamente metalizados com paládio para aumentar a condutividade. Foi usada magnificação de 450x. A MEV permite o acoplamento de sonda de raios-X para realizar análise da composição química básica dos materiais pela espectroscopia por energia dispersiva (EDS). Essa técnica se baseia na interação entre o feixe de elétrons oriundos do MEV com a superfície da amostra que ao colidirem produzem raios-X característicos gerando um espectro de emissão de raios-X da amostra.

3.2 Espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier

A identificação dos principais grupos ligantes presentes no filme da quitosana, ocorreu com espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR), onde os valores de energia da radiação infravermelha absorvida pela amostra são analisados. Foi usado o espectrômetro modelo Jasco FTIR-410, com transformador de Fourier, e a técnica de KBr, na faixa de número de onda de 4000 a 400 cm⁻¹.

4. Ensaio de adsorção de Glifosato por filme de Quitosana

A capacidade de adsorção de glifosato pelo filme de quitosana foi determinada em batelada. Seis frascos contendo 100 mL de solução de glifosato 5 mgL^{-1} receberam um disco de filme de quitosana em cada. Nos tempos pré-definidos de 0, 30, 60, 180, 360, 720 e 1440 minutos foram retiradas alíquotas de 8 mL para determinação do glifosato remanescente em solução. Esse volume das alíquotas está relacionado com o método de determinação de Glifosato utilizado no trabalho. A concentração de glifosato adsorvida em cada tempo foi obtida pela diferença entre o valor inicial e os valores determinados em cada tempo. Uma curva de percentagem de adsorção x tempo foi construída e usando os valores adsorvidos e os tempos foram ajustados os modelos cinéticos de pseudoprimeira ordem, pseudossegunda ordem e o modelo de Elovich para se entender qual o processo envolvido na adsorção do glifosato, quimissorção ou fisissorção.

5. Determinação do coeficiente de difusão para a técnica DGT

A técnica DGT é fundamentada no transporte de massa, definido pela 1ª Lei de Fick para difusão. Esta por sua vez, necessita de uma constante denominada coeficiente de difusão ou difusividade (D) de um analito em um determinado meio. Portanto, o coeficiente de difusão é parâmetro fundamental para a técnica DGT. Para difusão de glifosato em filme poroso de agarose, foi utilizada uma câmara de difusão feita em acrílico, composta por dois compartimentos idênticos (A e B), de 150 mL cada. Os compartimentos são ligados por um orifício de 1,5 cm de diâmetro por onde se difunde o analito. Um filme de agarose foi colocado no orifício juntamente com um espaçador de 1mm de forma que a área de $1,77 \text{ cm}^2$ do gel ficasse exposta aos dois compartimentos. No compartimento A foram colocados 150 mL de uma solução contendo NaCl, $0,01 \text{ molL}^{-1}$, pH 6,0. No compartimento B foram colocados 120 mL da solução anterior mais 30 mL de glifosato 100 mgL^{-1} , e o pH ajustado para 6,0. O sistema foi mantido sob agitação constante e a temperatura mantida a $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Foram retirados 8 mL de solução de cada compartimento em intervalos de tempos pré-determinados totalizando 98 horas de experimento e as concentrações de glifosato foram usadas para o cálculo de D pela Lei de Fick.

Resultados e discussão

1. Produção dos Filmes de Agarose e Quitosana

O gel difusivo de agarose 1,5% (m/v) apresentou-se como um gel translúcido, homogêneo e de boa resistência física para manuseio. Sua superfície foi lisa e espessura constante verificada com paquímetro. O filme de quitosana apresentou superfície homogênea, lisa e de consistência satisfatória para ser manuseado e cortado em discos para uso nos dispositivos DGT.

2. Características dos filmes de Quitosana

2.1 Morfologia e Elementos químicos principais

Na Figura 1 é possível observar que a superfície da membrana de quitosana é lisa, não apresenta rugosidades ou poros aparentes. As setas na figura indicam grânulos de quitosana não diluída que não foram retirados no processo de lavagem após a confecção do filme. Características semelhantes foram observadas também em MEV por Faria et al. (2020).

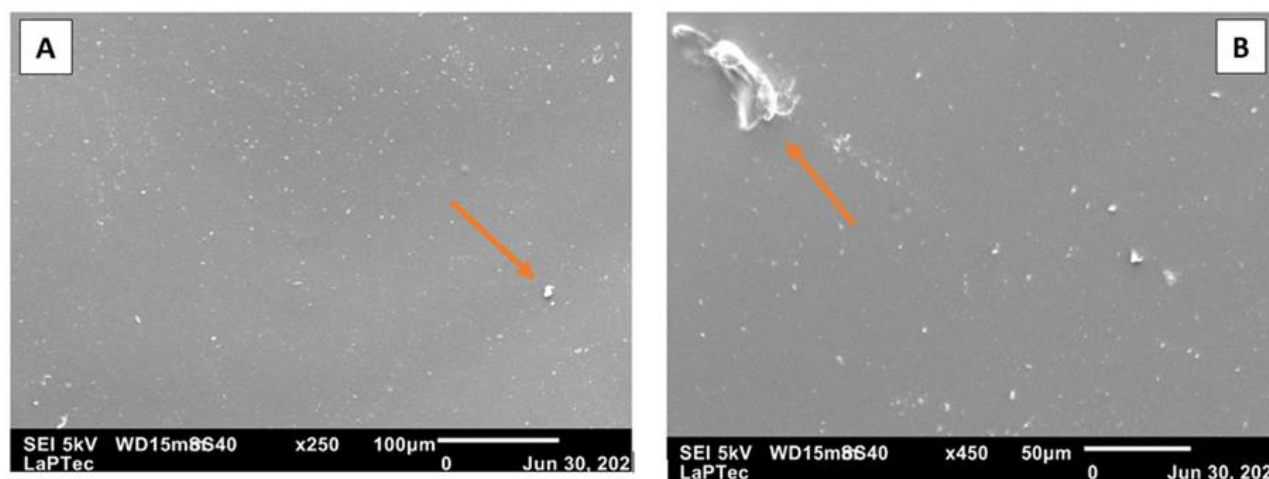


Figura 1: Micrografias de MEV de filmes de quitosana com magnificação A – 250x e B – 450x.

Imagem de EDS com a identificação dos principais elementos químicos presentes nos filmes de quitosana é apresentada na Figura 2. Os elementos carbono e oxigênio aparecem em destaque, porém um pequeno pico relacionado a nitrogênio também é observado e atribuído aos grupos amina (-NH₂) (AWODE et al., 2020).

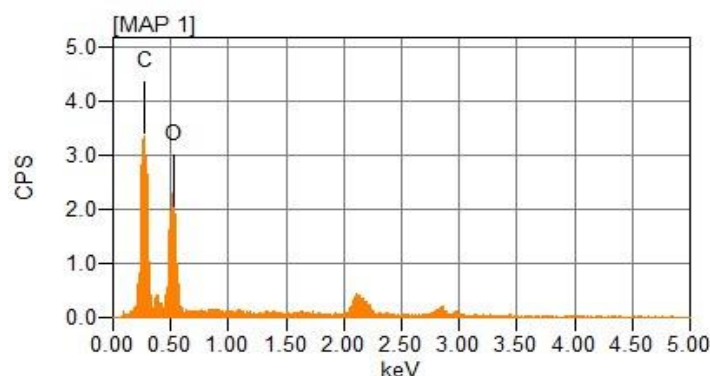


Figura 2: Espectro de EDS de filme de quitosana com destaque para os picos de carbono, oxigênio.

2.2 Principais grupos ligantes

Os resultados obtidos do FTIR possibilitaram a identificação das bandas características e dos agrupamentos químicos presentes nas membranas de quitosana apresentados na Figura 3 e na Tabela 1. Os estiramentos observados na região de 3000 cm^{-1} são associados às ligações de hidrogênio, especificamente N-H e O-H, as bandas de 2896 cm^{-1} , 1465 cm^{-1} , 1150 cm^{-1} e 1056 cm^{-1} correspondem a estiramentos das ligações C-H, CH₂, C-N e C-O, respectivamente (GHAEI et al., 2012). Esses valores são similares aos encontrados na quitosana pura para as mesmas bandas, conforme mencionado na literatura (FARIA, et al., 2020; ASGARI; SHEIKHMOHAMMADI; YEGANEH, 2020; BABAZADEH et al., 2021).

Número de Onda (cm^{-1})	Atribuição
1056	Estiramento de C-O de álcool primário
1350	Estiramento de alquil amina C-N
1465	Deformação Tesoura CH ₂
1625	Grupo Carbonila
2896	Estiramento de C-H
3156	Estiramento de O-H
3260	Estiramento de amina primária N-H

Tabela 1. Principais grupos ligantes do filme de quitosana

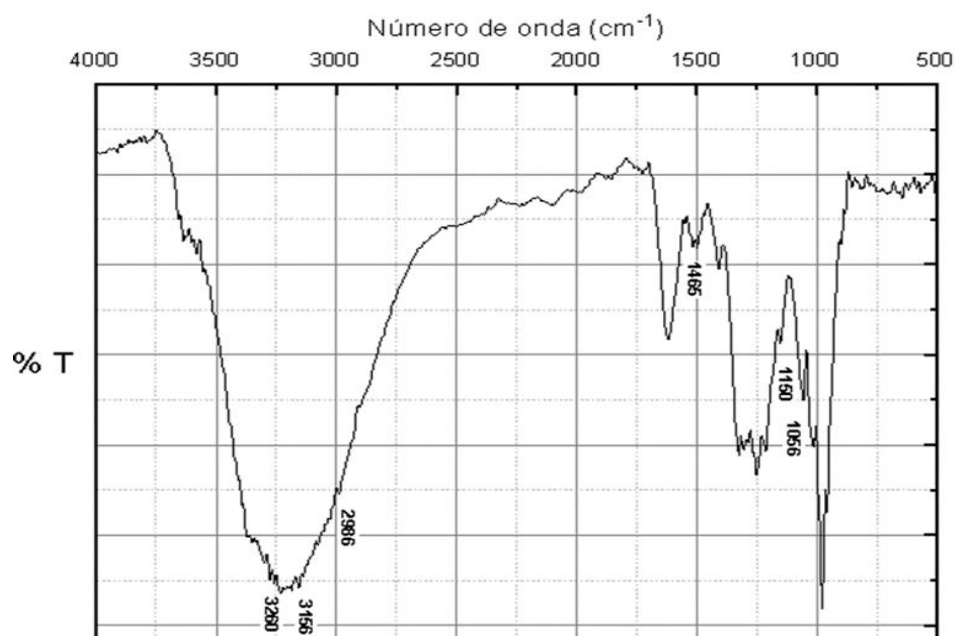


Figura 3 - Espectro de absorção no infravermelho dos filmes de quitosana.

3. Curva de adsorção e aplicação de modelos cinéticos

Na Figura 4 pode-se observar o comportamento do filme de quitosana em relação a adsorção de glifosato. Verifica-se que para um intervalo de 360 minutos a adsorção em 100 mL de solução de 5 mgL⁻¹ de glifosato foi de 100%, o que representa 0,5 mg de glifosato totalmente retirado da solução. A adsorção foi 32% nos primeiros 60 minutos e aos poucos, com a redução dos sítios disponíveis o processo tornou-se mais lento. Resultados inferiores a este foram relatados por Fauvelle et al. (2015) onde usando filme ligante de TiO₂ foram adsorvidos 58% de glifosato em uma solução de 1 µgL⁻¹. O resultado com a quitosana foi bastante promissor em relação ao uso deste biopolímero para processos de remediação de águas contaminadas pois, um disco com 6,28 cm² de área exposta foi suficiente para remover a massa de glifosato correspondente ao limite máximo deste produto em um litro de água, determinado pela portaria GM/MS n° 888 de 2021, do governo brasileiro, que é de 500 µgL⁻¹.

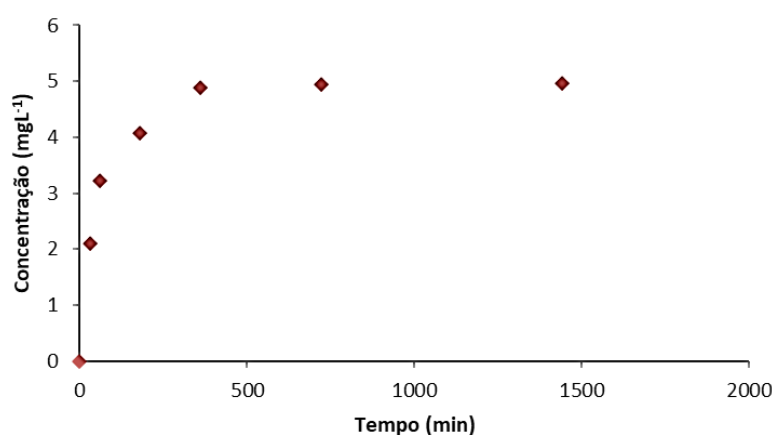


Figura 4. Adsorção de glifosato em filme de quitosana (5 mgL⁻¹ de glifosato pH 6; 25°C).

A Cinética de adsorção estuda a velocidade e os mecanismos pelos quais uma substância é adsorvida em uma superfície sólida a partir de um fluido. Assim, os dados experimentais da Figura 4 foram avaliados e três modelos de cinéticos: pseudoprimeira ordem (PPO) ou modelo de Lagergren, pseudossegunda ordem (PSO) ou modelo de Ho-Mckay e o modelo de Elovich (ELO). As seguintes expressões representam as formas linearizadas dos três modelos PPO (1), PSO (2) e ELO (3) (NASCIMENTO, et al., 2014).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (1)$$

Onde q_e e q_t são as quantidades adsorvidas por grama de adsorvente no equilíbrio e no tempo t , respectivamente (mgg⁻¹); k_1 é a constante da taxa de adsorção de pseudoprimeira ordem (min⁻¹); t tempo

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (2)$$

Onde k_2 é a constante da taxa de adsorção de pseudossegunda ordem (gmg⁻¹min⁻¹)

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln(t) \quad (3)$$

Onde α é a taxa de adsorção inicial (mgg⁻¹min⁻¹); β é a constante de desorção (mgg⁻¹)

Na tabela 2 são apresentados os coeficientes angular e linear dos modelos linearizados PPO, PSO e ELO para os dados experimentais de adsorção do glifosato pela quitosana. Também é apresentado o coeficiente R² de ajuste das curvas. Observa-se que o modelo de melhor ajuste foi o de pseudossegunda ordem, indicando que o processo predominante na adsorção do glifosato pela quitosana é a quimissorção.

Modelo	Coefficiente angular	Coefficiente Linear	R ²
PPO	-0,0059	0,7845	0,9285
PSO	0,1974	5,1209	0,9999
ELO	0,7502	-0,0242	0,8934

Tabela 2. Valores das funções dos modelos cinéticos

Na Figura 5 foram usadas as expressões teóricas obtidas com os dados experimentais e apresentadas na tabela 2, para construção das curvas teóricas dos modelos cinéticos estudados, nos tempos usados no experimento. Observa-se que a curva que mais se assemelha à curva experimental é do modelo PSO apesar do pequeno desvio entre 100 e 300 minutos. À primeira vista a curva do modelo PPS parece mais ajustado, porém observa-se que o mesmo não pode iniciar no tempo zero pois existe um cálculo logarítmico que é impossível.

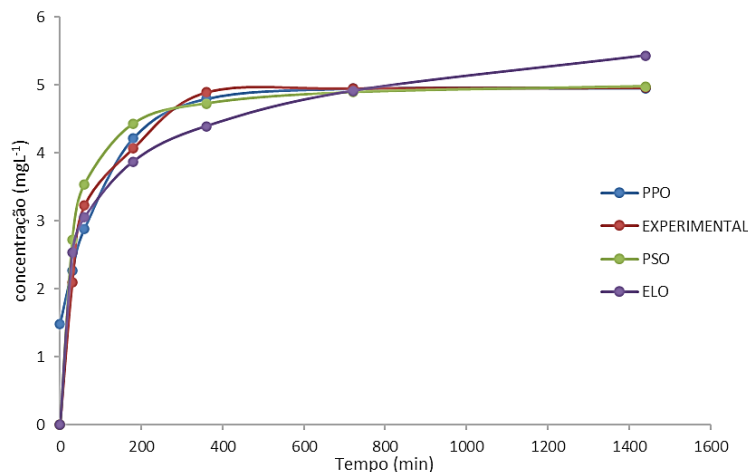


Figura 5. Comparação entre os modelos teóricos e os resultados experimentais da cinética de adsorção

4. Coeficiente de Difusão em filme de agarose

Foram realizados dois experimentos de para determinação do coeficiente de difusão do glifosato em filme poroso de agarose 1,5%. Os experimentos foram realizados em uma câmara de difusão descrita anteriormente e ilustrada na Figura 6.

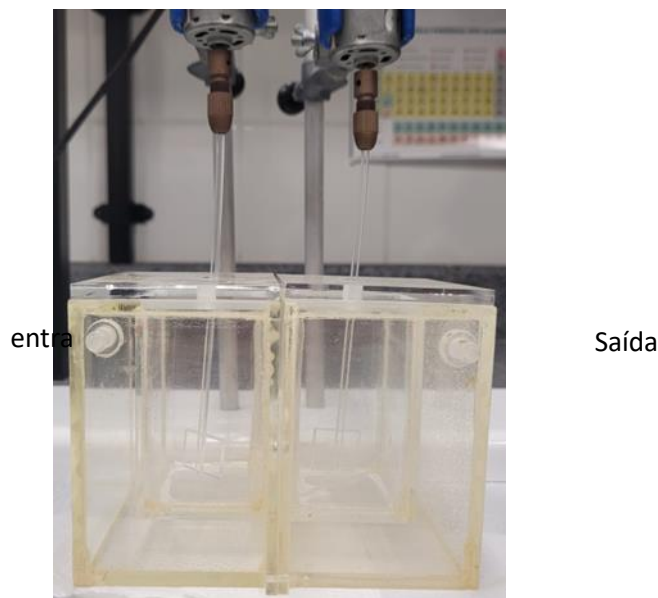


Figura 5. Câmara de difusão com motores e agitadores mecânicos.

Na câmara observa-se dois motores independentes para agitação constante das soluções dois pontos de entrada e saída de água para formação de uma camisa d'água que mantém a temperatura do experimento constante. Assim, o coeficiente de difusão foi calculado usando a 1ª Lei de Fick mostrada na equação (4) onde α é o coeficiente angular da reta obtida na relação massa difundida para compartimento B x tempo de amostragens, a Figura 6 ilustra essa relação.

$$D = \frac{\tan \alpha \cdot \Delta g}{A \cdot C \cdot 3600} \quad (4)$$

Os demais itens representam: Δg a espessura do filme de agarose (1mm), A é a área do orifício entre os compartimentos (1,77 cm²) C a concentração de glifosato no compartimento A (20 mgL⁻¹) que deve ser constante e 3600 a conversão de horas para segundos. Com os resultados dos experimentos obteve-se o valor médio de $D = 7,94 \times 10^{-10}$ m²s⁻¹. O valor obtido está em acordo com valores obtidos para difusão de alguns antibióticos em gel de agarose (0,58 a $6,24 \times 10^{-10}$ m²s⁻¹) e para fosfatos em gel de poliacrilamida ($6,05 \times 10^{-10}$ m²s⁻¹) a 25°C (CHEN, C.E.et al., 2013; ZHANG, H. et al., 1998)

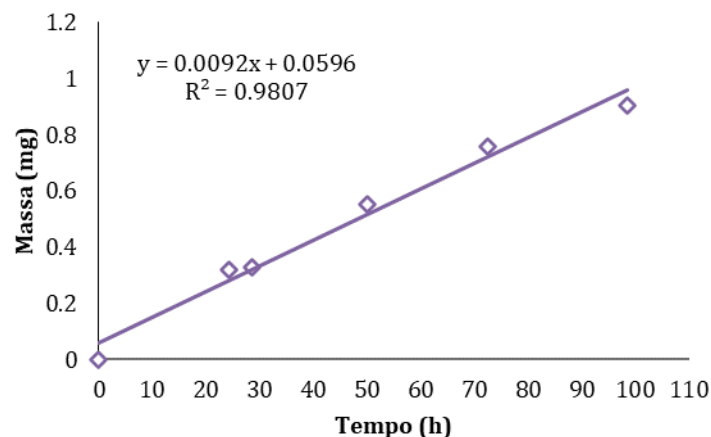


Figura 6. Relação entre massa difundida pelo filme de agarose 1,5% em função do tempo de difusão.

Conclusões

A proposta de confecção de dois filmes géis alternativos de biopolímeros para adsorção e difusão de glifosato em água foi realizada e os filmes se mostraram reproduzíveis e com boa conformação e resistência. O filme de quitosana apresentou composição e grupos ligantes condizentes com aqueles informados na literatura, indicando não haver alterações em sua estrutura química com seu processo de fabricação. A adsorção de glifosato pelo filme de quitosana indicou resultados promissores e superiores à trabalhos semelhantes, indicando ser um material propício para utilização na remediação de corpos d'água contaminados com este herbicida assim como para utilização como material ligante para a técnica DGT. Para as duas aplicações a concentração adsorvida foi 10 vezes superior ao limite máximo permitido por lei para consumo de água. Além disso o coeficiente de difusão do glifosato em filme de agarose apresentou valor dentro da expectativa de outras substâncias semelhantes indicadas na literatura, permitindo que este tipo de material possa ser utilizado como meio difusivo para aplicação da 1ª Lei de Fick, necessária à técnica DGT.

Agradecimentos

Os Autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (Nº do processo 2022/16780-4), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e ao Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho – UNESP pelo apoio recebido.

Referências Bibliográficas

- Asgari, E.; Sheikmohammadi, A.; Yeganeh, J.; 2020. International Journal of Biological Macromolecules, v. 164, p. 694–706.
- Awode, A. U.; 2020. Polymer Bulletin. v. 77, p. 5811–5824.
- Babazadeh, M.; Abolghasemi, H.; Esmaili, M.; Ehsani, A.; 2021. Separation and Purification Technology, v. 267, p. 118601.
- Bhaskara, B.L.; Nagaraja, P.; 2006. Helvetica Chimica Acta. v.89, p. 2685-2693.
- Chen, C.-E.; Zhang, H.; Ying, G.-G.; Jones, K. C.; 2013. Environmental Science Technology. v. 47, p. 13587–13593.
- DGT Research LTD. Disponível em: <<https://www.dgtresearch.com/organic-analytes/>>.
- Faria, C.C; Favero, M.; Caetano, M.M.M.; Rosa, A.H.; Tonello, P.S. 2020. Analytical and Bioanalytical Chemistry, v. 412, p.703–714.
- Fauvelle, V.; Nhu-trang, T-T.; Feret, T.; Madarassou, K.; Randon, J.; Mazzella, N.; 2015. Environment. Analytical Chemistry, v. 87, p. 6004-6009.

Ghaee, A; Niassar, M.S.; Barzin, J; Zarghan, A.; 2012. Applied Surface Science, v. 258, n. 19, p. 7732–7743.

Lima, M.; Brasil: água de 1 em cada 4 municípios contém 27 agrotóxicos. Observatório do 3º Setor. Disponível em: <<https://observatorio3setor.org.br/noticias/brasil-agua-de-1-em-cada-4-municipios-contem-27-agrotoxicos/>>.

Machado, M.O.; 2016. Glifosato: A Emergência de uma Controvérsia Científica Global. 315 p. Tese (Doutorado).

Nascimento, R.F.; Lima, A.C.A.; Vidal, C.B.; Melo, D.Q.; Raulino, G.S.C.R.; 2014. Adsorção Aspectos Teóricos e Aplicações Ambientais. 256 p.

Portaria GM/MS 888. 2021. acessado em <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>

Zhang, H.; Davison, W.; Gadi, R.; Kobayashi, T.; 1998. Analytica Chimica Acta. v. 370, p. 29–38.

Zhang, H.; Davison, W.; 1999. Analytica Chimica Acta, v. 398, n. 2–3, p. 329–340.

PROPOSTA DE RESOLUÇÃO CONEMA PARA USO DO LODO ORIUNDO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA E ESGOTO PELA AGRICULTURA, PELA INDÚSTRIA CERÂMICA, PELA INDÚSTRIA CIMENTEIRA E PARA USOS FLORESTAIS

¹Livia Soalheiro e Romano, ²Rubia Nicz de Souza, ³Gisele de Souza Boa Sorte Ribeiro, ⁴Leonardo Guedes Barbosa

¹e-mail: liviasoalheiro@gmail.com; ²e-mail: rubianicz@id.uff.br; ³e-mail: gisabsr@gmail.com; ⁴e-mail: leonardo.guedes@fat.uerj.br;

Palavras-chave: Resíduos Sólidos; Resolução; Saneamento Básico.

Resumo

O Marco Legal do Saneamento Básico traz como premissa a universalização dos serviços de abastecimento de água potável e coleta e tratamento de esgoto. Porém, com o aumento das atividades de tratamento de água e esgoto, haverá uma maior contribuição para geração do lodo de processo, em que seu principal destino final são os aterros sanitários. E, atualmente não há regulamentação no estado do Rio de Janeiro que estimule um reaproveitamento para este resíduo que pode vir a ser utilizado como matéria prima. Este trabalho tem como objetivo a proposição da Resolução CONEMA que dispõe sobre o uso de lodo oriundo de Estações de Tratamento de Água (ETA) e Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) pela agricultura, pela indústria cerâmica, pela indústria cimenteira e para usos florestais, a fim de garantir uma destinação mais adequada do resíduo para geração de um subproduto que traga valor econômico e ambiental para o estado do Rio de Janeiro.

Introdução

Com o advento do Novo Marco do Saneamento Básico (Lei 14.026/2020) a universalização do saneamento básico, em curto espaço temporal, deixa de ser um sonho e passa a ser uma meta a ser perseguida pelos governos e pelas concessionárias de saneamento. Uma meta totalmente aderente a agenda ASG (ambiental, social e governança) que é pauta mundial.

Diante da programática de universalização do saneamento até 2033, muitos benefícios são esperados para a população brasileira, como a melhoria da saúde pública (pelo acesso a água com qualidade e a coleta e tratamento de esgoto), devolução da dignidade a muitas pessoas em situação de vulnerabilidade social, recuperação ambiental de importantes ecossistemas, entre outros.

No entanto, o aumento do tratamento de esgoto e de água traz a preocupação com a gestão de um importante resíduo gerado no tratamento: o lodo. A prospecção é do aumento exponencial de sua produção, situação que leva as empresas de saneamento a buscarem alternativas ambientalmente mais adequadas para esse resíduo, que pode ser matéria prima para outras atividades econômicas.

Entendendo a ausência de regulamentação que incentive a destinação desse resíduo para finalidades mais nobres em mercados alternativos (que não sejam aterros sanitários) e o quadro de aumento de sua produção, além da busca da circularidade do processo de saneamento, do fomento à economia e do atendimento às metas dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (em especial o 6.3, 6.6, 6b, 15.1, 15.2 e 15.3) o presente artigo apresenta proposta de resolução para o conselho estadual de meio ambiente do Rio de Janeiro visando a regulamentação do lodo e de estímulo a sua destinação para mercados alternativos.

Material e Métodos:

No saneamento básico, o tratamento de água e esgoto é essencial para garantir a saúde pública e a preservação ambiental. No entanto, esse processo não é isento de desafios, sendo a geração de lodos um deles. Os lodos são o produto resultante da fase de tratamento de água ou esgoto, que envolve a remoção de sólidos suspensos, no caso das Estações de Tratamento de água, e da matéria orgânica, no caso das Estações de Tratamento de Esgotos.

O lodo oriundo de Estações de Tratamento de Água (Lodo de ETA) é composto por água e sólidos suspensos, estes diretamente relacionados à qualidade da água bruta e pelo próprio processo de tratamento, principalmente do composto químico utilizado para coagulação (RICHTER, 2001). Sua composição é basicamente constituída de areia, argilas, silte, substâncias húmicas e organismos (PORRAS, 2007). Os lodos de ETA são compostos predominantemente por óxidos, sendo ferro e alumínio os principais (CHAO, 2006). Segundo Gastaldini et al. (2015), a caracterização química do lodo de ETA desidratado pode ser descrita pelos parâmetros da Tabela 1.

Parâmetro	Valores (%)
SiO ₂	20,4
Al ₂ O ₃	4,37
Fe ₂ O ₃	2,64
CaO	62,9
MgO	2,7
SO ₃	2,2
Na ₂ O	0,13
K ₂ O	0,95
MnO	<0,10
TiO ₂	0,29
P ₂ O ₅	<0,10
Perda ao fogo	3,16

Tabela 1: Composição do lodo de ETA (adaptado GASTALDINI, 2016)

Segundo a Lei 12.305 (BRASIL, 2010), o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido proveniente do serviço público de saneamento. Com base na NBR 10.004 (BRASIL, 2004a), o lodo de ETA é classificado como resíduo sólido urbano, este devendo ser disposto em aterro sanitário industrial.

Considerando o estudo de JUNIOR et al. (2019), onde foi analisada a geração de lodo na estação de tratamento de água de Maringá, cidade localizada ao noroeste do Paraná.

Mês	Método Empírico		
	Cetesb (1987)	Kawamura (1991)	Richter (2001)
Abril	3143,18	3143,20	4438,73
Maio	1425,42	1425,43	2039,55
Junho	2169,93	2169,94	3153,23
Julho	880,43	880,50	1271,09
Agosto	2737,71	2737,73	3542,66
Setembro	4066,69	4066,70	4562,76

Tabela 2: Quantificação de lodo na ETA de Maringá-PR, em kg de matéria seca m-3 de água bruta tratada. (adaptado JUNIOR et al., 2019)

Observa-se na Tabela 2 que a produção estimada de lodo de ETA gira em torno de 3 - 4 ton/mês/m³ tratado, certa de 0,1 ton/dia/m³.

Os lodos de esgoto são compostos por uma mistura complexa de matéria orgânica, substâncias inorgânicas, microrganismos e água. A sua composição pode variar significativamente de acordo com as características da população atendida, a tecnologia de tratamento utilizada e as condições do sistema de saneamento. Devido à presença de nutrientes como nitrogênio e fósforo, os lodos de esgoto também podem ser considerados como fertilizantes potenciais.

Em média, segundo Von Sperling, M.; Gonçalves, R. F. em países desenvolvidos, estima-se que a produção de lodo fique em torno de 0,04 a 0,1 ton por pessoa por ano. Essa faixa pode variar dependendo do padrão de consumo de água e também do sistema de tratamento de águas residuais utilizado.

Em países em desenvolvimento, onde o acesso à água potável e aos sistemas de tratamento de esgoto pode ser limitado, a produção de lodo per capita geralmente fica entre 0,05 a 0,3 ton por pessoa por ano. Essa variação se deve principalmente ao uso de métodos de tratamento menos eficientes e ao menor nível de acesso à infraestrutura adequada (VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F., 2001).

É importante ressaltar que essas estimativas são baseadas em médias e podem variar dependendo de fatores regionais, culturais e socioeconômicos. Além disso, avanços tecnológicos contínuos podem levar a mudanças nas estimativas de produção de lodo per capita no futuro.

O Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), instituído por meio do Decreto Nº 11.043, de 13 de abril de 2022, é um importante instrumento da Política Nacional de Resíduos Sólidos pois apresenta um caminho para se alcançar os objetivos

e materializar a Política Nacional de Resíduos Sólidos por meio de diretrizes, estratégias, ações e metas para melhorar a gestão de resíduos sólidos no País (SINIR, 2023).

O Planares, dentro de suas metas, traz a importância de reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada. As metas nacionais foram estabelecidas levando-se em conta as medidas para encerramento de lixões e aterros controlados, bem como o fortalecimento das cadeias de logística reversa e o estímulo à reciclagem, ao tratamento biológico e à recuperação energética de RSU, que favorecem uma aceleração da massa recuperada no período de 20 anos (MMA, 2022). O indicador da Meta 4 do documento, traz o desígnio de recuperar 48,2% da massa total de RSU em âmbito nacional até 2040.

Além disso, no item 4.3.2. do Planares, sobre a redução da quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição final ambientalmente adequada, a fim de reduzir a geração de RSU e aumentar a reutilização de produtos, a Estratégia 22 determina o incentivo de municípios a adotar cobrança diferenciada para a massa de RSU encaminhada para disposição final.

No Estado do Rio de Janeiro, a gestão de resíduos vem ganhando cada vez mais relevância. O cenário ambiental fluminense atual objetiva a promoção do desenvolvimento sustentável, o que implica em fomentar a temática no âmbito da economia circular.

Neste sentido, a Secretaria de Estado do Ambiente e Sustentabilidade desenvolveu o Programa Estadual de Gestão de Resíduos Integrada e Desenvolvimento Sustentável – PROGRIDE, que foi instituído em 10 de maio de 2023, através do Decreto Estadual nº 48.508.

O propósito do Progrid é adotar a economia circular como uma ferramenta ambiental que fomente a redução da geração de resíduos e o impacto do consumo de recursos naturais, além do aumento de aproveitamento de materiais, com promoção de ações que mitiguem os impactos ambientais advindos da gestão inadequada ou ineficiente dos resíduos, garantindo uma destinação adequada.

O programa se insere no Pacto pelo Saneamento do Estado do Rio de Janeiro, estabelecido pelo Decreto Estadual 42.930, de 18 de abril de 2011. Alinhado a isso, o programa foi estruturado com base nas metas do Novo Marco do Saneamento e do Planares.

Neste contexto, o setor de saneamento no território fluminense vislumbra uma oportunidade para reforçar a necessidade de tornar as suas atividades mais sustentáveis, com destinação mais nobres para os resíduos gerados nos processos de tratamento de água e esgoto, principalmente para os lodos. No entanto, a ausência de regulamentação específica ainda não facilita tais práticas.

Um grande gargalo na implementação de soluções mais sustentáveis para os lodos gerados nos processos de tratamento de água e esgoto é a ausência de uma regulamentação que fomente um mercado alternativo do lodo, com estímulo à economia circular como mecanismo de indução de novos negócios, novos produtos e novos processos produtivos, que garanta a redução da geração de resíduos e a destinação mais sustentável, que transformem os resíduos em produtos úteis para outros segmentos.

Quando olhamos pela perspectiva ambiental, os ganhos com a alteração do ciclo linear da poluição do esgoto para a economia circular e o não descarte dos resíduos de estações de tratamento de água no meio ambiente, são ainda maiores.

Tendo em vista as metas de universalização dos serviços de saneamento básico, estipuladas no novo marco legal do saneamento, a necessidade de pensar na regulamentação da destinação mais nobre dos resíduos do setor de saneamento se torna ainda mais urgente.

Resultados e Discussão:

A gestão adequada dos lodos de esgoto enfrenta grandes desafios, principalmente relacionados à disposição adequada dos resíduos finais. A simples disposição em aterros sanitários pode representar riscos ambientais, como a contaminação de lençóis freáticos e a emissão de gases de efeito estufa. Além disso, a incineração de lodos requer elevados investimentos e pode gerar problemas adicionais, como a emissão de poluentes atmosféricos. É necessário, portanto, o desenvolvimento de alternativas sustentáveis de gestão.

Diversas alternativas estão sendo exploradas para tornar a gestão de lodos oriundos do tratamento de água esgoto mais sustentável. Entre elas, destaca-se a valorização agrícola, onde os lodos são tratados e utilizados como fertilizantes ou condicionadores de solo. Esse processo pode garantir a reciclagem de nutrientes, reduzir a dependência de fertilizantes químicos e melhorar a fertilidade do solo, bem como pode fornecer insumos mais sustentáveis para projetos de restauração florestal. Além disso, a incorporação dos lodos na produção de peças cerâmicas (tijolos, telhas e pisos) ou mesmo como Combustível Derivado de Resíduos em fornos de cimenteiras e cerâmicas, contribuindo para a geração de energia renovável.

Frente ao desafio, o primeiro passo para a virada desse processo é a regulamentação do setor e incentivos governamentais e/ou fiscais para empresas do setor absorverem esses resíduos em seus processos.

Dessa forma, propomos uma resolução do conselho estadual de meio ambiente, a fim de regulamentar, permitir e incentivar o uso do lodo de forma mais sustentável.

SECRETARIA DE ESTADO DO AMBIENTE

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO

ATO DO PRESIDENTE

RESOLUÇÃO CONEMA Nº xxx DE xxx DE xxx DE 2023

EMENTA:

DISPÕE SOBRE O USO DE LODO ORIUNDO DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA - ETA E ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ESGOTO - ETE PELA AGRICULTURA, PELA INDÚSTRIA CERÂMICA, PELA INDÚSTRIA CIMENTEIRA E PARA USOS FLORESTAIS.

O CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO, em sua reunião de xxx/xxx/2023, no uso das atribuições que lhe são conferidas pelo Decreto Estadual nº. 46.739, de 14 de agosto de 2019. CONSIDERANDO:

- o que consta no Processo nº SEI-xxxx,
- a Lei Federal nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 que estabelece as diretrizes nacionais para o saneamento básico; cria o Comitê Interministerial de Saneamento Básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.666, de 21 de junho de 1993, e 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; e revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978, alterada pela Lei Federal nº 14.026, de 2020,
- a Resolução Conama nº 498/2020 que define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências,
- a Lei Estadual nº 9716, de 10 de junho de 1922 que institui o plano estadual de fertilizantes, biofertilizantes e a política especial tributária destinada à cadeia produtiva de fertilizantes e biofertilizantes e dá outras providências,
- Decreto nº 48.508 de 10 de maio de 2023 que institui o Programa Estadual de Gestão de Resíduos Integrada e Desenvolvimento Sustentável – PROGRIDE
- a necessidade de estímulo à economia circular como mecanismo de indução de novos negócios, novos produtos e novos processos produtivos, para a redução da geração de resíduos, incremento dos índices de aproveitamento de materiais, com redução do impacto da produção e do consumo sobre os recursos naturais no território do Estado do Rio de Janeiro

RESOLVE:

Art. 1º - Dispor sobre uso de lodo oriundo de Estações de Tratamento de Água - ETA e Estações de Tratamento de Esgoto - ETE pela agricultura, pela indústria cerâmica, pela indústria cimenteira e para fins florestais.

Art. 2º - Estimular que as cerâmicas com sede e/ou filial no estado do Rio de Janeiro incluam o lodo oriundo de ETE ou ETA em seu processo produtivo de fabricação de tijolos, pisos e derivados ou em Combustível Derivado de Resíduos.

§ 1º - Para a fabricação dos produtos acima deverão ser respeitadas as normas ABNT NBR 15270-2 e ABNT NBR 15270-3, dedicadas ao tema.

§ 2º - o estímulo deverá ser progressivo nos processos de licenciamento ambiental até que no terceiro ano de vigência da presente lei se torne obrigatório o uso de pelo menos 5% de inclusão do lodo oriundo de ETE ou ETA no processo produtivo de fabricação de tijolos, pisos e derivados ou em Combustível Derivado de Resíduos pelas cerâmicas.

Art. 3º - Determinar que as cimenteiras com sede e/ou filial no estado do Rio de Janeiro incluam o lodo oriundo de ETE ou ETA em seu processo produtivo de fabricação de clínquer ou na geração de energia nos fornos de cimento como Combustível Derivado de Resíduos ou na blendagem para coprocessamento.

Art. 4º - O lodo oriundo de ETE ou ETA a ser coprocessado em forno de clínquer deverá observar os padrões de concentração, conforme o disposto na Tabela 1 do Anexo I.

Parágrafo único. Para a comprovação do disposto no caput, no ato de recebimento dos resíduos, a indústria cimenteira deverá exigir laudo de laboratório com Anotação de Responsabilidade Técnica - ART do Responsável Técnico pela coleta e análise do lodo, que deverá ser encaminhado semestralmente ao Inea.

Art. 5º - Para que o Inea reconheça equivalência de resíduos para inclusão em processos de coprocessamento já licenciados, deverão ser atendidos os limites dos parâmetros constantes nas Tabelas 2 e 3 do Anexo I, assim como atendidas àquelas estabelecidas na Licença de Operação.

§ 1º - Quando o critério de equivalência for utilizado como substituto de combustível, não será necessário verificar o primeiro item da tabela 3.

§ 2º - No caso da equivalência como substituto de matéria prima, não será necessário verificar o primeiro item da tabela 2.

Art. 6º - As cerâmicas e cimenteiras que possuem licenciamento ambiental vigente poderão de forma automática trabalhar com o lodo no seu processo produtivo nas formas descritas nos artigos 2º e 3º, sem a necessidade de averbação.

Parágrafo único - Os produtos que tiverem percentual de lodo oriundo de ETE ou ETA em sua composição poderão ser classificados como ecológicos, pelo Inea.

Art. 7º - Determinar que, sempre que possível tecnicamente, sejam utilizados, no mínimo, 5% (cinco por cento) de tijolos ecológicos e seus derivados (pisos, telhas e etc.) nas obras realizadas, por instituições públicas ou empresas privadas, no estado do Rio de Janeiro.

Parágrafo único - O percentual mínimo definido no caput desse artigo deverá ser observado no processo de licenciamento ambiental e no momento do cadastro do projeto junto ao CREA.

Art. 8º - O lodo oriundo de ETE, desde que apresente as características químicas e microbiológicas adequadas, deverá ser utilizado como biossólido nos projetos de reflorestamento do governo do Estado do Rio de Janeiro, conforme Resolução CONAMA nº 498/2020.

§ 1º - Será utilizado pelo governo do Estado do Rio de Janeiro o percentual máximo possível de lodo, na qualidade de biossólido para o reflorestamento.

§ 2º - O percentual do biossólido deverá ser observado no processo de licenciamento ambiental e explícito nos editais publicados pelo governo do Estado do Rio de Janeiro relacionados ao tema.

§ 3º - O biossólido poderá ser utilizado para correção do solo, quando necessário.

Art. 9º - O biossólido oriundo de lodo de ETE poderá ser doado ou comercializado por empresas públicas ou privadas para fins florestais e de uso na agricultura, desde que esses estejam de acordo com os parâmetros e classificações estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 498/2020.

Art. 10 - Para transporte do lodo deverá ser preenchido o Manifesto de Transporte de Resíduos no sistema próprio do Inea, segundo as diretrizes da NOP - Inea - 35 - Norma Operacional para o sistema online de manifesto de transporte de resíduos - SISTEMA MTR, aprovada pela Resolução Conema nº 79 de 13/03/2018.

Art. 11 - Para manipulação do biossólido na agricultura será necessário o cadastro do responsável técnico junto a EMATER e, para uso em fins florestais deverá ser feito o cadastro da área no portal da restauração do Inea.

Parágrafo único - Para o recebimento do lodo, na qualidade de biossólido, deverá ser feito o Atesto de Finalidade pelo recebedor.

Art. 12 - Esta Resolução entra em vigor na data de sua publicação.

Anexo I

Parâmetros	Limites
Cádmio (Cd) + Mercúrio (Hg) + Tálho (Tl)	= 100 mg/kg sendo Hg < 10mg/kg
Arsênio (As) + Cobalto (Co) + Níquel (Ni) + Selênio (Se) + Telúrio (Te)	= 1.500 mg/kg
Antimônio (Sb) + Cromo (Cr) + Estanho (Sn) + Chumbo (Pb) + Vanádio (V)	= 5.800 mg/kg sendo Pb 3.000 mg/kg.
PCI	= 2.000 kcal/kg = 1.500 kcal/kg para resíduos sólidos urbanos

Tabela 1: Teores máximos de metais para entrada no forno e PCI mínimo (substituição de combustível)

PARÂMETROS	UNIDADES	Substitutivo de Combustível
PCI	kcal/kg	> 2000
PCB's	ppm	< 50
Hg	mg/kg	< 10
Somatório Grupo I (Cd + Hg + Tl)		Respeitando o somatório das concentrações listadas na licença de operação existente para coprocessamento de resíduos
Somatório Grupo II (As + Co+Ni+Se+Te)		Respeitando o somatório das concentrações listadas na licença de operação existente para coprocessamento de resíduos
Pb	mg/kg	<3000
Somatório Grupo III (Cr+Pb+Sb+Sn+V)		Respeitando o somatório das concentrações listadas na licença de operação existente para coprocessamento de resíduos
Cu	mg/kg	Respeitando os valores listados na licença de operação existente para coprocessamento de resíduos
Zn	mg/kg	Respeitando os valores listados na licença de operação existente para coprocessamento de resíduos

Tabela 2: Critérios para equivalência de combustível.

PARÂMETROS	UNIDADES	Substitutivo de matéria-prima (base úmida)
Al ₂ O ₃ + SiO ₂ + Fe ₂ O ₃ + F + SO ₃ + CaO + Na ₂ O + K ₂ O	%	>45%
PCB's	ppm	< 50

Tabela 3: Critérios para equivalência de matéria prima.

Considerações Finais:

A universalização do saneamento no Brasil garantirá qualidade de vida para a população promovendo a saúde pública e melhora nas condições ambientais, a partir do abastecimento de água potável, coleta e tratamento de esgoto. No entanto, uma das consequências dessa universalização será o aumento da geração do lodo oriundo dos processos de tratamento de água e esgoto, que atualmente não possui uma previsão de política pública de gerenciamento desse resíduo sólido, comumente destinado a aterros sanitários.

A Resolução proposta para o Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio de Janeiro traz uma regulamentação do mercado para geração de subprodutos a partir do lodo que irá gerar valor econômico e ambiental. As soluções propostas poderão ser replicáveis para aumento de uma destinação mais ambientalmente adequada, em acordo com as diretrizes do Planares, a Agenda ASG e com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável.

Porém, apenas a aprovação da resolução, não traz resultados concretos, torna-se necessário engajamento dos demais setores que estão envolvidos, a agricultura, a indústria cerâmica e a indústria cimenteira, e principalmente a assunção pelo poder público da resolução como política pública no estado do Rio de Janeiro.

Referências Bibliográficas

MMA. 2022. Plano Nacional de Resíduos Sólidos - Planares / coordenação de André Luiz Felisberto França... [et. al.]. – Brasília, DF.

PORRAS, Álvaro Chávez. Uso de lodo de estação de tratamento de água e agregado reciclado miúdo na fabricação de elementos de alvenaria. 2007. 213 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.

GASTALDINI, A.I.G. HENGEN, M. F.; GASTALDINI, M. C. C.; AMARAL, F. D.; ANTOLINI, M. B. COLETTI, T. The use of water treatment plant sludge ash as a mineral addition. *Construction And Building Materials*, Guildford, v. 94, p.513-520, out. 2015. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0950061815300866>>. Acesso em: 31 julho. 2023.

CHAO, Iara Regina Soares. Remoção de fósforo de efluentes de estação de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estação de tratamento de água. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia, Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

RICHTER, Carlos A. Tratamento de lodos de estações de tratamento de água. São Paulo: Edgar Blucher, 2001. 102 p.

SINIR. 2023. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: <<https://sinir.gov.br/informacoes/plano-nacional-de-residuos-solidos/>>. Acesso em: 28 julho. 2023.

VON SPERLING, M.; GONÇALVES, R. F. Lodo de esgotos: características e produção. In: ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. (Org.) Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG; Curitiba: SANEPAR, 2001. 484 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 6). cap. 2, p. 17-67.



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Mobilidade Urbana e Poluição Atmosférica

A IMPORTÂNCIA DO SISTEMA CICLOVIÁRIO FRENTE A ELETRIFICAÇÃO DA FROTA VIÁRIA À MOBILIDADE URBANA SUSTENTÁVEL

¹ Ricardo Henryque Reginato Quevedo Melo, ² Evanisa Fátima Reginato Quevedo Melo, ³ Rodrigo Henryque Reginato Quevedo Melo, ⁴ Tassiele Francescon, ⁵ Jessica Inez da Silva Machado, ⁶ Rayrah Alencar Aguiar, ⁷ José Humberto Quevedo Melo,

¹ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - PROPUR, e-mail: ricardohquevedo@gmail.com; ² Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: evanisa9@gmail.com; ³ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - PPGCI, e-mail: rodrigohquevedo@gmail.com; ⁴ Universidade Federal do Rio Grande do Sul - PROPUR, e-mail: tassielefrancescon@gmail.com; ⁵ Centro Universitário do Norte, e-mail: Jessica_inez@hotmail.com; ⁶ Centro Universitário Fаметro, e-mail: rayrah.aguiar2@gmail.com; ⁷ Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: quevedomelo@gmail.com;

Resumo

Os sistemas configuracionais de mobilidade das cidades, talvez sejam os que mais sofreram mudanças ao decorrer dos anos, partindo da evolução da roda com sua utilização em carroças, obrigou a delimitação mínima de espaço nas vias. Isto é, a primeira de muitas mudanças ocorridas no sistema de mobilidade urbana, entretanto no momento pós-covid, dois meios de transporte destacam-se perante seus benefícios na mobilidade urbana sustentável, o uso dos sistemas cicloviários e a eletrificação da frota. Por mais que ambos já existam e estão implantados nas grandes cidades, a obrigação do enclausuramento ocasionado pela pandemia da Covid-19, mudou diversas perspectivas da população, entre elas o pensamento na sustentabilidade e na saúde. Desta forma, destacando as ciclovias, uma vez que a utilização das bicicletas como meio de transporte, promove a saúde dos seus usuários, reduz a necessidade da utilização de veículos combustíveis e ameniza a pegada de carbono. Ou seja, por mais que ainda se esteja vivendo um momento de intensa eletrificação das frotas, os países em desenvolvimento e de 3º mundo, ainda dependem da frota poluente. Ocasionalmente um conflito de interesses que possibilita o debate da importância do sistema cicloviário frente à eletrificação, para tanto é necessária a construção de indicadores que venham a demonstrar os benefícios na redução de gases do efeito estufa, melhora na saúde e ganhos socioeconômicos. Sendo que, neste caso, não foram abordadas as questões culturais e políticas envolvidas na utilização dos modais de transportes viário. O foco na utilização dos sistemas, necessitou o conhecimento do estado da arte, pois o objetivo foi quantificar a importância da utilização dos sistemas cicloviários perante a eletrificação da frota, em termos de sustentabilidade ambiental. Assim, foram utilizadas equações para verificar o cenário atual, utilizando os dados obtidos do instituto de pesquisa econômica aplicada, do instituto brasileiro de geografia e estatística, os valores da pegada de carbono para o modal rodoviário combustível e dos sistemas totalmente eletrificados. Obtendo resultados alarmantes e necessitando o debate, pois de acordo com a revisão de literatura realizada, a utilização de veículos elétricos, quando adicionada a análise do ciclo de vida, representa ser mais prejudicial ao meio ambiente do que um carro combustível no curto e médio prazo. Tendo em vista o processo de manufatura, as portas para o sistema cicloviário surgem como uma ferramenta de deslocamento interno com pegada de carbono ínfima. Existindo a necessidade da diversidade dos modais, pois a frota eletrificada possui inúmeros benefícios tecnológicos, mas somente com a sua utilização prolongada os benefícios ao meio ambiente são positivos. Demonstrando novamente a importância da utilização do sistema cicloviário e a necessidade do planejamento urbano adequado aos modais de micro mobilidade interna, visto todos os benefícios à saúde do usuário, melhora na logística urbana, facilidade de interligação com os demais modais viários, ganhos socioeconômicos e principalmente seus benefícios ambientais.

Palavras-chave: Planejamento Urbano; Sustentabilidade ambiental; Redução de emissões.

Introdução

A importância da sustentabilidade nas cidades está a cada dia mais em evidência pelos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e a Governança Social Ambiental (ESG), as quais norteiam o conhecimento para um tripé sustentável com diversos ramos divergentes nas áreas de conhecimento correlatas. A exemplo, quando é realizada uma análise socioeconômica dos sistemas cicloviários, não é possível realizar uma comparação direta com os casos de sucessos europeus, como Amsterdã na Holanda, Copenhague na Dinamarca e Estocolmo na Suécia, em todas as três cidades citadas, a abordagem deve pautar questões legais de políticas públicas, as questões culturais e principalmente as questões históricas envolvidas na implantação, conscientização, adaptação e atualização de toda infraestrutura de micro mobilidade destas capitais (Mendelsohn, 2009 ; Hochmair; Zielstra; Neis, 2014; Larsen, 2017; Hausteijn *et al.*, 2020; Ljungemyr, 2022).

Isto é, outro fator que já se encontrava na moda antes da pandemia e com a realização dos eventos, tais quais as COP26, impulsionou a eletrificação da frota, obrigando a análise holística da sustentabilidade em prol da mobilidade urbana sustentável. Pois as grandes vantagens dos modelos elétricos, a exemplo dos veículos da marca Tesla, em comparação direta a outros carros de combustíveis fósseis, acabavam ganhando fôlego pelos sistemas inovadores de segurança, tecnologias implementadas e o marketing de transitar sem emitir poluentes (Conselho da EU, 2023; Freitas, 2023; ONU, 2023; Tesla, 2023).

Assim, este trabalho realizou a revisão sistemática das informações de uso dos sistemas cicloviários e das frotas, para permear o debate relativo da importância da infraestrutura cicloviária nas cidades, frente ao aspecto ambiental de emissão de gases e da pegada de carbono (ITDP Brasil, 2023; ObservaBici, 2023).

Sendo esta uma pesquisa exploratória sobre as questões ambientais de emissões e a pegada de carbono, não realizando a abordagem dos contidos no Relatório de Status Global sobre Transporte e Mudanças Climáticas de 2018 produzida pelo grupo SloCaT, Figura 1 (SloCaT, 2018, UCB, 2023).



Figura 37: Metas de desenvolvimento sustentável em Transporte sustentável de baixo emissão de carbono. SloCaT, 2018

Material e Métodos

A metodologia desta pesquisa foi dividida em duas etapas, onde no primeiro bloco ocorreu a delimitação dos itens de estudo para obtenção de dados, os quais embasaram o segundo bloco, constituído pela aplicação das informações na equação de pegada de carbono adaptada de Melo (2017).

O primeiro bloco deste estudo avança na abordagem exploratória sobre os seguintes tópicos:

1. População brasileira
2. População economicamente ativa
3. N° ideal de usuários do sistema cicloviário
4. N° real de usuários do sistema cicloviário
5. N° estimado de usuários do sistema cicloviário
6. N° de veículos eletrificados
7. Emissões de CO₂ de veículos movidos à combustíveis fosseis
8. Equação de emissões atmosféricas
9. Pegada de carbono na construção do veículo escolhido
10. Pegada de carbono na construção de uma bicicleta
11. Distância média percorrida no sistema cicloviário

Tais informação foram cruciais para dar continuidade na equação proposta por Melo (2017), onde no seu modelo de

verificação da redução das emissões atmosféricas dos veículos automotores, buscou uma comparação direta relacionada ao uso verificado em um estudo prévio. Assim, a utilização da Equação (1) de Melo (2017), foi adaptada na Equação (2) e (3) para adicionar o cenário de estudo com o impacto da manufatura do veículo de transporte especificado para 2023 e 2040.

$$\text{Emissão} = \text{N}^\circ \text{ Usuários} \times \text{Distância} \times \text{Fator de Emissão} \quad (1)$$

Onde: Emissão é o valor emitido de CO₂, N° Usuários é a quantidade de usuários da ciclovias por dia, Distância é a distância média percorrida pelos usuários, Fator de Emissão é o valor de CO₂ emitido por quilômetro.

Conforme os estudos de Smith *et al.* (2019), foi determinada a adequação da Equação (1) na Equação (2) e (3) para buscar uma visão mais afastada do todo, permitindo a identificação do ciclo de vida dos carros e bicicletas estudados. Tendo em vista as questões e impactos, socioeconômicos e socioambientais levantadas no comportamento de viagem da população economicamente ativa (Santos, *et al.*, 2020; Costa, Garrefa, 2021; Lopes, 2021).

Obtendo os resultados, foram gerados gráficos comparativos dos cenários de 2023 e 2040 e realizado o debate do impacto do sistema ciclovias frente à eletrificação da frota veicular no mundo e no cenário brasileiro (IBGE, 2023; Mobilize Brasil, 2023).

Resultados e Discussão

A quantificação dos resultados de emissões atmosféricas para bicicletas e veículos automotores, Equação (2) e (3), foi possível devido à quantificação dos itens da Tabela 1 e determinação do tempo de amostragem de 1 ano para os cenários de 2023 e 2040.

Item	Quantitativo	Fonte
População brasileira	203.062.512 habitantes	IBGE, 2023
População brasileira (2040)	245.847.808 habitantes	IBGE, 2023; Autor
População economicamente ativa	127.726.630 Habitantes	IBGE, 2023; IPEA, 2023
N° ideal de usuários do sistema ciclovias	14.214.376 Ciclistas	Itaú, 2022
N° real de usuários do sistema ciclovias	1.015.313 Ciclistas	Observatório da Bicicleta, 2018
N° estimado de usuários do sistema ciclovias	2.480.000 Ciclistas	Freitas, 2023
N° de veículos eletrificados	11.000	Santana, 2023
Emissões de Co ² de veículos movidos à combustíveis fósseis	0,19 Kg.CO ₂ /km	IPEA; IBAMA, 2015
Equação de emissões atmosféricas	Equação (1)	Delcan, 2007; Melo, 2016
Pegada de carbono na construção do veículo escolhido	15.700,00 Kg. CO ₂ 26.400,00 Kg. CO ₂	Palm, 2021
Pegada de carbono na construção de uma bicicleta	240,4 Kg. CO ₂	Palmer, 2011; Canal de Bike, 2020
Distância média percorrida no sistema ciclovias	5 Km	Passo Fundo, 2017

Tabela 12: Quantitativo dos itens analisados e suas fontes

Conforme previamente supracitado, a Equação (2) é uma adaptação de Melo (2017), onde o autor utilizou a comparação direta entre os valores de emissão de um veículo médio e comparou com as distâncias médias percorridas na cidade de Passo Fundo, Rio Grande do Sul. Entretanto, uma vez que esta pesquisa utiliza-se de valores gerais do Brasil, ocorreu a adaptação e atualização da Equação (1), adicionando o tempo de duração da análise e os custos da pegada de carbono na produção do meio de transporte proposto. Tal qual, realiza o ajuste para separação das equações entre os veículos e bicicletas, pois na Equação (2), ao adicionar a pegada de carbono da manufatura das bicicletas, seu uso reduz a emissão, enquanto na Equação (3) o uso do carro movido a combustíveis fósseis, irá aumentar as emissões.

$$\text{Emissão} = (\text{N}^\circ \text{ Usuários} \times \text{Pegada Veículo}) - (\text{N}^\circ \text{ Usuários} \times (\text{Distância} \times (\text{N}^\circ \text{ Anos} \times 365) \times \text{Fator de Emissão})) \quad (2)$$

$$\text{Emissão} = (\text{N}^\circ \text{ Usuários} \times \text{Pegada Veículo}) + (\text{N}^\circ \text{ Usuários} \times (\text{Distância} \times (\text{N}^\circ \text{ Anos} \times 365) \times \text{Fator de Emissão})) \quad (3)$$

Onde: Emissão é o valor emitido de CO₂, N° Usuários é a quantidade de usuários da ciclovias por dia, Distância é a distância média percorrida pelos usuários, N° Anos é a quantidade de anos a ser estudada no cenário, Fator de Emissão é o valor de CO₂ emitido por quilômetro, Pegada Veículo é a pegada de carbono para produção do meio de transporte estudado.

Uma vez que foi determinada a realização em dois cenários, um atual (2023) e outro futuro (2040), foi necessário utilizar os valores de crescimento projetado pelo IBGE para determinação do número de usuários ativos em 2040 (Countrymeters, 2023; IBGE, 2023). A distância média de uso diário será incrementada em 100%, tendo em vista a abordagem da Lei 12.587/12 no plano de mobilidade, contendo itens da infraestrutura urbana como o sistema ciclovias, os quais devem estar concluídos na grande maioria das cidades brasileiras. Bem como, devido à perspectiva na consolidação da cultura da

utilização das bicicletas e modal de micro mobilidade, como plenamente difundida na cultura brasileira, o número de usuários real será aumentado em 100% da população economicamente ativa, o estimado terá um incremento de 75% e o ideal aumentará em 50% da previsão ajustada.

Com relação aos avanços tecnológicos, o fator de emissão dos veículos a combustão obterá uma redução de 25% em suas emissões, enquanto todos os veículos terão a redução de 10% na pegada de carbono da sua manufatura.

Sabendo-se que os valores da manufatura dos carros eletrificados possuem uma pegada média com 80% mais impacto negativo, será determinada a verificação em um cenário hipotético de uso por cinco anos com as condicionantes mantidas (Campbell, 2022; Zart, 2022).

Para realizar a quantificação foi determinado os seguintes cenários:

Ano 2023		Ano 2040	
14.214.376 (Habitantes)	Nº Usuários ideal	24.085.198 (Habitantes)	Nº Usuários ideal
1.015.313 (Habitantes)	Nº Usuários real	2.293.772 (Habitantes)	Nº Usuários real
2.480.000 (Habitantes)	Nº Usuários estimado	4.902.413 (Habitantes)	Nº Usuários estimado
5 Km	Distância	10 Km	Distância
5	Nº Anos	5	Nº Anos
0,19 Kg. CO₂/Km	Fator de emissão	0,1425 Kg.Co ² /Km	Fator de emissão
26.400,00 Kg. CO₂	Pegada veículo (elétrico)	23.760,00 Kg. CO ₂	Pegada veículo (elétrico)
15.700,00 Kg. CO₂	Pegada veículo (combustão)	14.130,00 Kg. CO ₂	Pegada veículo (combustão)
240,40 Kg. CO₂	Pegada veículo (bicicleta)	216,36 Kg. CO ₂	Pegada veículo (bicicleta)
13.000,00	Frota veículo (elétrico)	1.100.000,00	Frota veículo (elétrico)
60.912.942,00	Frota veículo (combustão)	68.161.582,10	Frota veículo (combustão)

Tabela 13: Quantificação dos cenários propostos

Em virtude da grande diferença nas frota de veículos a combustão, elétrica e bicicleta, foi realizado uma verificação sobre um único usuário em cada cenário. Com o intuito de conseguir observar claramente quais os impactos de cada modal em um período de 5 anos de análise.

Obtendo a Tabela 4 contendo os resultados da pegada de carbono para 2023 e 2040, sobre a abordagem de usuários ideias, reais, estimados e únicos, onde a verificação dos veículos ocorreu na linha “Usuários real” e “Usuário único”.

Pegada Carbono - Cenário no Ano 2023			
Veículos elétricos ou comburentes		Usuários de bicicleta	
Frota veículo Elétrico	Frota veículo combustão	Usuários ideal	-21.227.038.399,60 (Kg.CO ₂)
343.200.000,00 (Kg.CO ₂)	1.061.941.002.592,50 (Kg.CO ₂)	Usuários real	-1.516.217.668,55 (Kg.CO ₂)
Veículo elétrico único	Veículo combustão único	Usuários estimado	-3.703.508.000,00 (Kg.CO ₂)
26.400,00 (Kg.CO ₂)	17.433,75 (Kg.CO ₂)	Usuário único	-1.493,35 (Kg.CO ₂)
Pegada Carbono - Cenário no Ano 2040			
Veículos elétricos ou comburentes		Usuários de bicicleta	
Frota veículo Elétrico	Frota veículo combustão	Usuários ideal	-57.425.494.609,47 (Kg.CO ₂)
26.136.000.000,00 (Kg.CO ₂)	1.140.385.869.488,35 (Kg.CO ₂)	Usuários real	-5.468.960.297,58 (Kg.CO ₂)
Veículo elétrico único	Veículo combustão único	Usuários estimado	-11.688.651.731,45 (Kg.CO ₂)
23.760,00 (Kg.CO ₂)	16.730,63 (Kg.CO ₂)	Usuário único	-2.384,27 (Kg.CO ₂)

Tabela 14: Resultados da pegada de carbono para os cenários propostos

A quantificação dos valores de emissões nos cenários propostos do ano 2023 e 2040 foram compilados na Tabela 4, para viabilizar o debate e fornecer evidências que venham a embasar a importância e necessidade do incremento dos incentivos nos sistemas ciclovitários das cidades.

Somatória Pegada de Carbono - Cenário no Ano 2023		Variação (%)
Emissão total	1.060.767.984.923,95 (Kg.CO ₂)	
Emissão total usuário único	42.340,40 (Kg. CO ₂)	
Somatória Pegada de Carbono - Cenário no Ano 2040		Variação (%)
Emissão total	1.161.052.909.190,77 (Kg. CO ₂)	9,45
Emissão total usuário único	38.106,36 (Kg. CO ₂)	-10,00

Tabela 15: Valores totais de emissão dos veículos nos cenários propostos.

Ao analisar os resultados obtidos na Tabela 5, é possível verificar uma contradição, quando analisada somente ela. Pois, as emissões comprovadamente são reduzidas em 10% para o cenário no ano de 2040, entretanto as emissões totais crescem 9,45%. Obrigando a realização da análise individual dos modais, presente na Tabela 6 e posterior discussão com os fatores de crescimento, planejamento e cultura dos sistemas de mobilidade urbana.

Variação na pegada de Carbono 2023-2040	
Elétrico	11%
Combustão	4%
Bicicleta	37%

Tabela 16: Variação individual das emissões dos veículos no período proposto

Os dados apresentados na Tabela 6, corroboram com a premissa inicial desta pesquisa, “A importância do sistema cicloviário frente a eletrificação da frota viária à mobilidade urbana sustentável”. Pois ao verificar a variação na pegada de carbono de cada modal, é necessário compreender a representatividade de cada um dos valores:

- Os veículos elétricos, tendem a apresentar uma redução na sua pegada de carbono em 11%, na sua manufatura.
- Os veículos movidos a combustão, também apresentam redução na pegada de carbono na etapa da manufatura e na utilização dos combustíveis fósseis, apresentando uma redução na poluição em 4%.
- Já as bicicletas, acompanha a redução dos custos da sua manufatura, mas como a melhor percepção da cultura e consequente aumento de uso, apresenta um aumento de 37% nas reduções de emissões ao utilizar este modal.

Ou seja, na abordagem específica sobre cada meio de transporte, todos possuem resultados positivos na comparação direta com os cenários de 2023 e 2040, enquanto as bicicletas continuam e aumentam seu impacto positivo, os carros elétricos ou a combustão tem seus impactos negativos reduzidos.

Portanto, é necessário aumentar o debate e incentivos não somente à frota eletrificada, uma vez que é comprovado por meio da projeção dos dados analisados que o sistema cicloviário, em uma simulação de uso interno na cidade, apresenta os melhores índices de sustentabilidade para mobilidade urbana. Devendo ser incentivada a utilização de outros modais de transporte local e melhorias na infraestrutura disposta nas cidades.

Por mais que a abordagem de estudo dos sistemas cicloviários possa representar uma gama muito maior que a abordada, a presente verificação limita-se a estudar somente os impactos na emissão e pegada de carbono, não entrando em demais pontos da sustentabilidade ambiental e tão pouco nas questões socioeconômicas envolvidas na utilização deste sistema de deslocamento.

Considerações Finais

A história já comprovou diversas vezes que as ciclovias podem ser utilizadas para solucionar problemas, sejam estes de abastecimento de combustíveis fósseis a preços acessíveis, ou na nossa atualidade pós-pandemia onde os benefícios à saúde ganharam os holofotes e demais problemas não mencionados nesta pesquisa de cunho social, econômico e ambiental. Entretanto, a utilização da bicicleta como meio de transporte interno das cidades foi incentivada com a Lei 12.587 de 2012, ao solicitar a elaboração do plano de mobilidade para todas as cidades com ao menos 20.000 (vinte mil) habitantes e consequentemente os estudos, debates e ações começaram a circular nas grandes mídias. Adicionando-se ao fato do Brasil ser signatário do protocolo de Quioto e participante da última COP2026, ocorrida em 2021, o incentivo a modais de transporte menos poluentes ganha força a cada dia.

Porém, o foco das empresas é vender e os carros elétricos são sim uma magnífica alternativa, tanto em questões tecnológicas e de segurança, como nas questões de emissões atmosféricas do seu uso. Entretanto, não é comum a menção com relação ao ciclo de vida destes tipos de veículos eletrificados, pois seu impacto inicial é em média 80% maior aos carros movidos a combustão. Ocasionando uma lacuna informacional que é preenchida pelos sistemas cicloviários para o deslocamento e micro mobilidade dentro dos municípios urbanos, com benefícios mensuráveis a curto, médio e longo prazo.

Assim, ao abordar a utilização das três possíveis frotas para logística interna de uma cidade, com valores mensurados em pesquisas de Origem e Destino, foi estabelecido o deslocamento médio interno e realizadas as quantificações e equações.

Desta forma obteve-se resultados que corroboram com a hipótese destacada da importância do sistema cicloviário à mobilidade urbana sustentável, por possuir resultados que atestam os benefícios ambientais da utilização das ciclovias e ciclofaixas.

Os quais, através da simulação de dois cenários de 5 anos de duração, obtiveram em ambas as análises, a pegada de carbono zerada pelo usuário no mesmo ano de aquisição da bicicleta.

Ou seja, por mais sustentáveis que possam ser os rendimentos dos carros movidos a combustão e elétricos, na análise a curto prazo as bicicletas demonstram uma vantagem respectivamente na proporção de 1:17,68 e 1:11,67 em termos de eficiência sustentável.

Concluindo que os sistemas cicloviários, podem e devem ser melhores explorados junto dos poderes públicos e privados para melhorar a mobilidade urbana sustentável, visto seus resultados benéficos a curto, médio e longo prazo.

Referências Bibliográficas

BRASIL. **Lei 12587**, 3 jan.2012. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112587.htm>. Acesso em: 7 jun. 2023.

CAMPBELL, R. **Car pollution facts: from production to disposal, what impact do our cars have on the planet?** Disponível em: <<https://www.autoexpress.co.uk/sustainability/358628/car-pollution-production-disposal-what-impact-do-our-cars-have-planet>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

Canal de Bike. **Bike de 3,9 kg? Veja como foi construída!** Disponível em: <<https://www.canaldebike.com.br/noticia/bike-de-39-kg-veja-como-foi-construida>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

CONSELHO da EU, **Cimeira sobre as alterações climáticas (COP26)**. Disponível em: <<https://www.consilium.europa.eu/pt/policies/climate-change/paris-agreement/cop26/>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

COSTA, C. C.; GARREFA, F. **RELAÇÕES ENTRE FORMA URBANA, ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS E COMPORTAMENTO DE VIAGEM. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE QUALIDADE DE PROJETO DO AMBIENTE CONSTRUÍDO**, v. 7, p. 1–10, 19 nov. 2021.

COUNTRYMETERS. **População do Brasil 2023**. Disponível em: <<https://countrymeters.info/pt/Brazil>>. Acesso em: 7 jun. 2023.

DELCAN CORPORATION (Org.). **Guidelines for quantifying vehicle emission within the ministry's multiple account evaluation framework**. British Columbia: Ministry of Transportation, 2007.

FELIX, D. **Carros elétricos emitem 70% mais gases do que convencionais, diz Volvo**. Disponível em: <<https://istoedinheiro.com.br/carros-eletricos-emitem-70-mais-gases-do-que-convencionais-diz-volvo/>>. Acesso em: 6 jun. 2023.

FREITAS, C. **Indicadores mostram aumento de utilização de bicicletas**. 23 mar. 2023 Disponível em: <<https://observatoriodabicicleta.org.br/indicadores-mostram-aumento-de-utilizacao-de-bicicletas/>>. Acesso em: 6 jun. 2023.

HAUSTEIN, S. *et al.* A comparison of cycling cultures in Stockholm and Copenhagen. **International Journal of Sustainable Transportation**, v. 14, n. 4, p. 280–293, 3 fev. 2020.

HOCHMAIR, H.; ZIELSTRA, D.; NEIS, P. Assessing the Completeness of Bicycle Trail and Lane Features in OpenStreetMap for the United States. **Transactions in GIS**, v. 19, 1 set. 2014.

IBGE. | **Portal do IBGE** | IBGE. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/index.html?utm_source=portal&utm_medium=popclock>. Acesso em: 22 jun. 2023.

IBGE. **Panorama do Censo 2022**. Disponível em: <https://censo2022.ibge.gov.br/panorama/?utm_source=ibge&utm_medium=home&utm_campaign=portal>. Acesso em: 22 jun. 2023.

IPEA - **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**. Disponível em: <<https://www.ipea.gov.br/portal/categorias/45-todas-as-noticias/noticias/12364-desemprego-chega-a-9-4-em-abril-menor-patamar-desde-outubro-de-2015>>. Acesso em: 22 jun. 2023.

ITAÚ. **Quantas pessoas usam bicicleta no Brasil? Confira! bike Itaú**, 25 mar. 2022. Disponível em: <<https://bikeitau.com.br/blog/quantas-pessoas-usam-bicicleta-no-brasil/>>. Acesso em: 22 jun. 2023

ITDP Brasil. **Promovendo soluções de transporte sustentável e equitativo**. Disponível em: <<https://itdpbrasil.org/>>. Acesso em: 7 jun. 2023.

LARSEN, J. **Inhabiting infrastructures: the case of cycling in Copenhagen**. AOM. Accepted for Urban Networked Mobilities. Routledge. 2017.

LJUNGEMYR, E. **Are bike lanes mainly for the urban privileged?: Developing a method for assessing cycling infrastructure from a transport justice perspective**.

LOPES, W. P. **O debate sobre a degradação do meio ambiente e a inserção do carro elétrico no mercado: um estudo de caso do Brasil no pós-protocolo de Quioto.** 7 dez. 2021.

MOBILIZE BRASIL. 2017, “**Estrutura cicloviária em cidades do Brasil (km)**”, Disponível em: <<https://www.mobilize.org.br/estatisticas/28/estrutura-ciclovitaria-em-cidades-do-brasil-km.html>>. Acesso em: 27 jun. 2023

MELO, R. H. R. Q. **Indicadores de sustentabilidade para um sistema cicloviário urbano.** 2 mar. 2017.

MENDELSON, J. **The Lower East Side Remembered and Revisited: A History and Guide to a Legendary New York Neighborhood.** Columbia University Press, 2009.

OBSERVATÓRIO DA MOBILIDADE. **Percentual de ciclomobilidade no Brasil.** Disponível em: <<https://observatoriodabicicleta.org.br/percentual-ciclomobilidade/>>. Acesso em: 22 jun. 2023.

ObservaBici. Disponível em: <<https://observatoriodabicicleta.org.br/>>. Acesso em: 22 jun. 2023.

ONU, **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil.** Disponível em: <<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>>. Acesso em: 7 jun. 2023.

PALM, R. *et al.* **VOLVO. Carbon footprint report Volvo C40 Recharge, 2021** Disponível em: <<https://www.volvocars.com/images/v/-/media/Market-Assets/INTL/Applications/DotCom/PDF/C40/Volvo-C40-Recharge-LCA-report.pdf>>. Acesso em: 7 jun. 2023

PALMER, B. Two Wheels vs. Four. **Slate**, 9 ago. 2011.

Quantas pessoas usam bicicleta no Brasil? Confira! bike Itaú, 25 mar. 2022. Disponível em: <<https://bikeitau.com.br/blog/quantas-pessoas-usam-bicicleta-no-brasil/>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

SANTANA, Nicole. **Frota de veículos elétricos no Brasil vai saltar de 130 mil para 11 milhões em 2040.** 17 fev. 2023, Disponível em: <<https://garagem360.com.br/frota-veiculos-eletricos-brasil-saltar-130-mil-11-milhoes-2040/>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

SANTOS, A. DE O. *et al.* Impactos socioambientais decorrentes da nova geração de baterias aplicadas em carros elétricos. **Revista Expressão Da Estácio**, v. 4, n. 1, p. 42–53, 25 dez. 2020.

SLoCaT (2018). **Transport and Climate Change Global Status Report 2018.** Available at: <http://slocat.net/tcc-grs>

SMITH, L. *et al.* Life cycle assessment of functional materials and devices: Opportunities, challenges, and current and future trends. **Journal of the American Ceramic Society**, v. 102, 1 jun. 2019.

TESLA, **Electric Cars, Solar & Clean Energy.** Disponível em: <<https://www.tesla.com/>>. Acesso em: 22 jun. 2023.

TOLEDO, J. **Fabricar bicicletas de carbono produz o triplo da quantidade de CO2 do que uma bicicleta de alumínio.** **Chela Clo**, 13 out. 2021. Disponível em: <<https://chelaclo.com/pt/a-fabrica%C3%A7%C3%A3o-de-bicicletas-de-carbono-produz-o-triplo-da-quantidade-de-CO2-do-que-uma-bicicleta-de-alum%C3%AAdnio/>>. Acesso em: 6 jun. 2023

UCB – União de Ciclistas do Brasil. Disponível em: <<https://uniaodeciclistas.org.br/>>. Acesso em: 6 jun. 2023.

ZART, J. **Como aumentar o tempo de vida útil de um veículo. Prolog App**, 11 out. 2022. Disponível em: <<https://prologapp.com/blog/tempo-de-vida-util-de-um-veiculo/>>. Acesso em: 22 jun. 2023



ARTIGOS COMPLETOS

ÁREA TEMÁTICA
Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS DE RISCO DE ALAGAMENTO NO MUNICÍPIO DE LAGOA DOURADA (MG)

¹Victor Henrique Resende Lima, ²Benedito Claudio da Silva

¹Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), e-mail: consultorialimende@gmail.com; ²Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), e-mail: silvabenedito@unifei.edu.br

Palavras-chave: Geoprocessamento; Urbanização; Desastres.

Resumo

Os ambientes urbanos cada vez mais impermeabilizados e com sistemas de drenagem mal dimensionados favorecem o acontecimento cada vez mais frequente de alagamentos, afetando a mobilidade, a integridade física, a interrupção de atividades produtivas em áreas industriais ou comerciais, escoamento da produção e vítimas fatais. Já existe aparato tecnológico e metodologias de estudos desenvolvidos para identificar áreas com risco potencial, que se transformaram em ferramentas muito importantes para a prevenção de alagamento, trazendo significativos benefícios no que diz respeito a soluções e intervenções efetivas. Assim, o objetivo do presente estudo é caracterizar as áreas de risco de alagamento na área urbanizada e de expansão urbana no município de Lagoa Dourada, Minas Gerais. Para delimitar o perímetro urbano do município, foi utilizada a camada vetorial Mancha Urbana de Minas Gerais disponibilizados pela IDE SISEMA, no formato Shapefile, Datum SIRGAS 2000, código 4674 da European Petroleum Survey Group (EPSG), foram usadas as informações de declividade expressa em porcentagem (%) no formato GeoTiff (raster), Datum WGS84 e código 4326 da EPSG, com informação estruturada em quadrículas e pixel de resolução de 30 por 30 metros, do projeto TOPODATA do INPE. Com uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto QGIS, o arquivo raster e os dados vetoriais foram reprojatadas para o Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM (Universal Transversa de Mercator) 23 Sul, código número 31983 da EPSG. Para demarcar a área de interesse do estudo, utilizou-se a camada vetorial contendo a mancha urbana reprojatada para SIRGAS 2000 F23 S e foi mantida apenas a feição contida no município de Lagoa Dourada (MG), as manchas urbanas das cidades, em seguida, foi aplicado um buffer (bordeado) de 2 km O arquivo raster contendo a declividade convertido para SIRGAS 2000 F 23 S foi recortado usando como camada máscara a área de interesse, a simbologia contendo as camadas foram alteradas para banda simples falsa-cor, com gradiente de cor espectral com os intervalos de declividade de em função do risco de alagamento: 0 a 2 muito alto, 2 a 5 alto, 5 a 12 médio, 12 a 20 baixo e acima de 20% muito baixo. Foi realizada a conversão da camada raster da declividade na área de interesse para vetor, no formato Shapefile, Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM 23 Sul, código número 31983 da EPSG. Em seguida, foram mescladas as feições de acordo com os intervalos de declividades em função do risco e calculado as áreas das feições. Como resultado, área de interesse de estudo possui 3.288,83 hectares (ha) e a declividade variou entre 0,96 e 59,46 %, as áreas de maior risco de alagamento tiveram a menor representatividade (0,06 %) enquanto que os locais de risco muito baixo compõem quase metade da área de interesse, com 43,96 %. A predominância das classes de relevo forte ondulado, montanhoso e escarpado (43,96 %) seguido de ondulado (36,32 %) somam 80,28 % da área de estudo, desse modo, a localidade possui características físicas que dificultam o acúmulo e favorecem o escoamento de água.

O Ponto 1, caracterizado como de risco muito alto para alagamento representa o principal problema de alagamento na cidade, causando prejuízos para comerciantes locais e tráfego na região, o Ponto 2 está inserido em uma área que não está urbanizada, com predominância de gramíneas e vegetação rasteira, porém está situado próximo de um loteamento com construções em andamento. O Ponto 3 está fora da mancha urbana da cidade, porém muito próximo, em local com cultivos de frutas cítricas (perenes) e a existência de poucas casas na região, o Ponto 8 está situada em área rural, próximo de um reservatório de água e estradas rurais, os Pontos 9 e 12 possuem características de vegetação rasteira, aparentemente de várzea, para os demais locais de risco muito alto para alagamento, os Pontos 4 e 10 estão situados em reservatórios de água, os Pontos 5, 6, 7 e 11 em local de vegetação nativa. Os resultados preliminares do presente estudo demonstram que a metodologia para identificação e caracterização de áreas de risco de alagamento tem grande aplicabilidade para gestores municipais promoverem o melhor uso e ocupação do solo e evitar esse desastre de origem antrópica.

Introdução

A impermeabilização do solo aliada a outros fatores que afetam o bom desempenho da drenagem urbana pode se tornar um problema que passa despercebido pelas pessoas, somente quando sofrem com impossibilidade de deslocamento pelas ruas por causa de alagamentos é que compreendem a demanda de um bom sistema de drenagem (SOUZA et al., 2023).

O alagamento consiste na extrapolação da capacidade de escoamento de sistemas de drenagem urbana e consequente acúmulo de água em áreas rebaixadas atingindo ruas, calçadas ou outras infraestruturas urbanas, em decorrência de precipitações intensas (BRASIL; 2013). Desse modo, o alagamento não é configurado como um desastre natural (CEMADEN; 2021).

Os alagamentos em centros urbanos trazem impactos negativos para a população, afetando a mobilidade, a integridade física, a interrupção de atividades produtivas em áreas industriais ou comerciais, escoamento da produção e vítimas fatais. Em circunstâncias extremas, a dinâmica do processo ou o risco de contaminação de forma prolongada leva a exposição a agentes nocivos à saúde (BOLSON; TEIXEIRA, 2020).

No ano de 2017, os alagamentos foram o segundo tipo de desastre que afetaram a maior parte das cidades brasileiras, atingindo 31 % dos municípios, perdendo apenas para as secas, com 2.706 municípios afetados ou 48,6%. Nos municípios com população acima de 500 mil habitantes, 93% foram atingidos por alagamentos, enquanto que na região sul do país, 53,9% dos municípios foram atingidos por alagamentos (IBGE, 2019).

Diante dos problemas socioambientais, financeiros e de saúde pública causados pelos alagamentos e sua significativa ocorrência entre os desastres que mais acometem as cidades, já existe aparato tecnológico e metodologias de estudos desenvolvidos para identificar áreas com risco potencial, que se transformaram em ferramentas muito importantes para a prevenção de alagamento e ordenamento territorial.

O uso de geotecnologias permite a geração de dados e informações com significativos benefícios no que diz respeito a soluções e intervenções efetivas, trazendo contribuição sobre quais localidades tem aptidão ou não para ocupação de moradias e comércios, áreas a serem preservadas, vulnerabilidade e grau de risco, citando como exemplo o alagamento (NASCIMENTO; OLIVEIRA, 2022).

Portanto, diante dos problemas gerados pelos alagamentos e das soluções tecnológicas para a identificação de áreas com risco potencial, objetiva-se com esse trabalho caracterizar as áreas de risco de alagamento na área urbanizada e de expansão urbana no município de Lagoa Dourada, Minas Gerais

Material e Métodos

A área utilizada para a investigação está inserida no município de Lagoa Dourada, Minas Gerais, Brasil, com população estimada em 13.115 habitantes para o ano 2021 e área de 476.693 km² (IBGE, 2023). A Figura 1 demonstra o perímetro e localização do município.

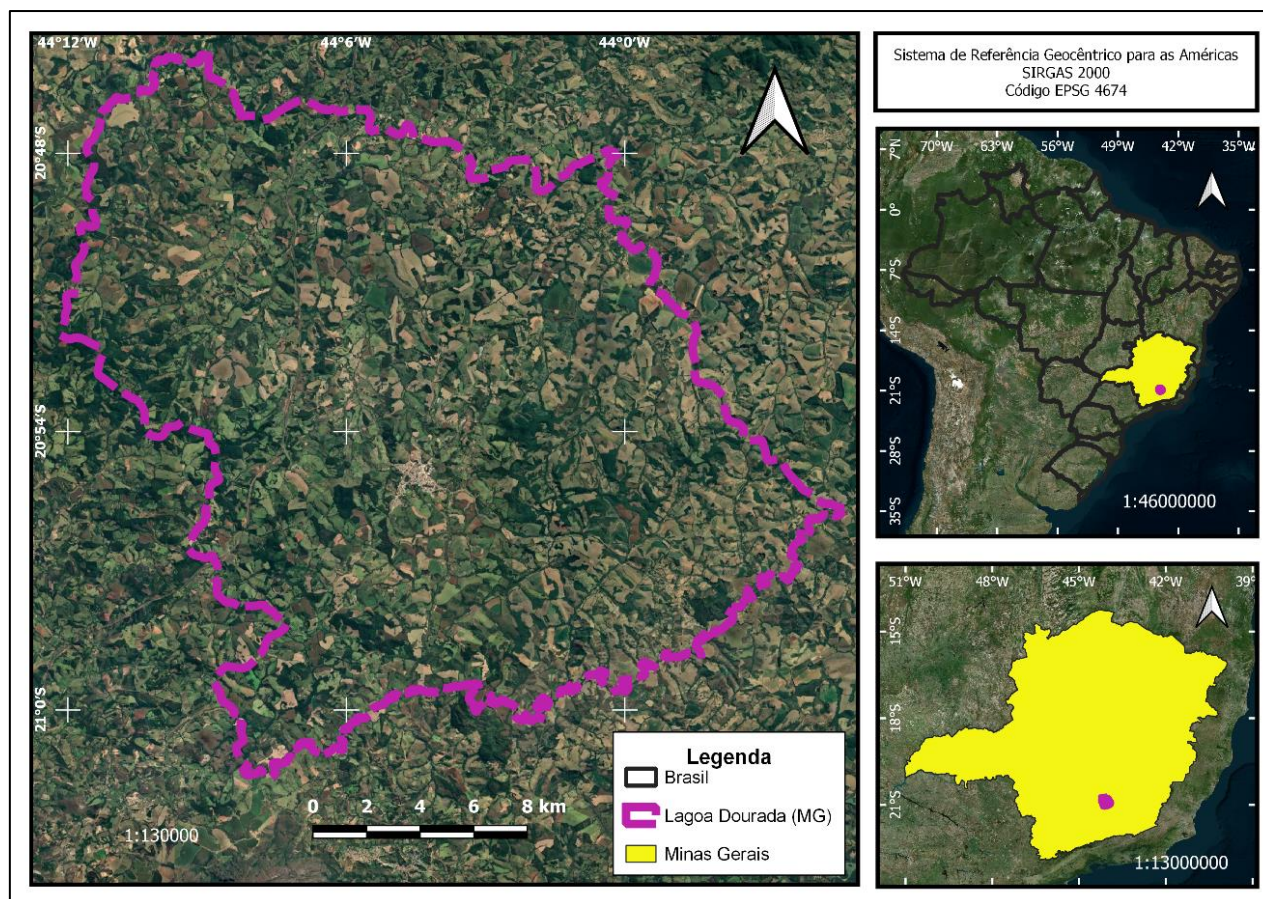


Figura 1: O perímetro municipal de Lagoa Dourada (MG).

Fonte: Adaptado de Bing Satélite (2023), Google Earth (2023), IBGE (2022) e SISEMA (2023).

O município possui precipitação anual média entre 1400 e 1500 mm (ANA, 2023), classificação climática de Köppen é Cwa, clima temperado húmido com inverno seco e verão quente (MARTINS et al., 2018), predominância de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (LVAd 10) e Cambissolo Háptico Tb Distrófico (CXbd 1 e CXbd 13) (SISEMA; 2023; EMBRAPA, 2018). Está inserido nas Bacias Federais do Rio Grande e Rio São Francisco, na Zona Tropical Brasil Central, mesotérmico brando, média entre 10 e 15°C, semi-úmido e de 4 a 5 meses secos, possui Índice de umidade de Thornthwaite Úmido B2 ($40 \leq Iu < 60$) e unidades de compartimentos de relevo o Planalto Centro-Sul Mineiro, Planalto dos Campos das Vertentes e Planalto de Oliveira (SISEMA; 2023).

Para delimitar o perímetro urbano do município, foi utilizada a camada vetorial Mancha Urbana de Minas Gerais para o ano de 2015, disponibilizado pela Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SISEMA, 2023), no formato Shapefile, Datum SIRGAS 2000 e código 4674 da *European Petroleum Survey Group* (EPSG). A Figura 2 ilustra a mancha urbana do município de Lagoa Dourada (MG).

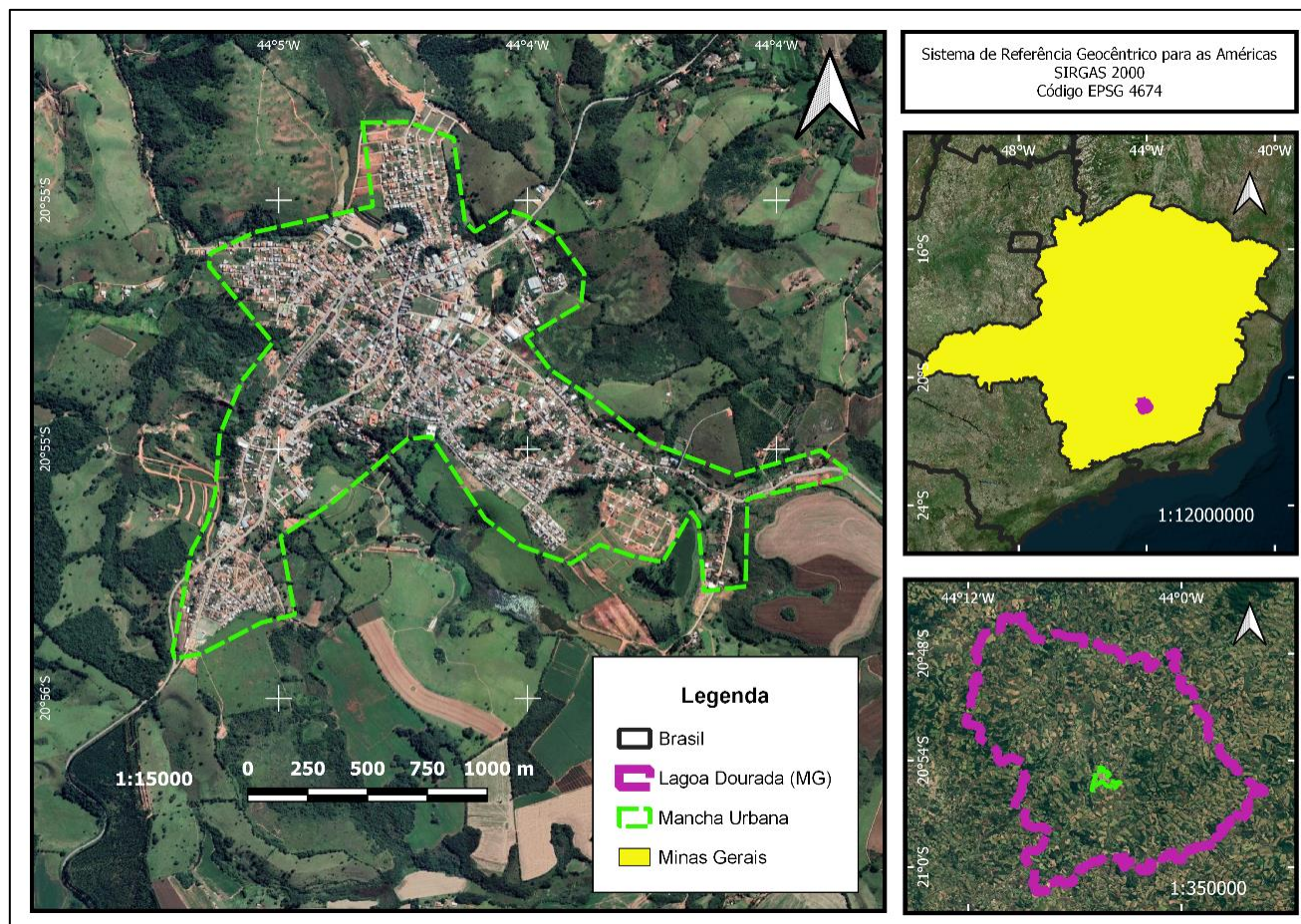


Figura 2: Mancha urbana de Lagoa Dourada (MG).

Fonte: Adaptado de Bing Satélite (2023), Google Earth (2023), IBGE (2022) e Sisema (2023).

Como dados matriciais, foram usadas as informações de declividade expressa em porcentagem (%) no formato *GeoTiff* (raster), Datum WGS84 e código 4326 da EPSG, com informação estruturada em quadrículas e pixel de resolução de 30 por 30 metros, do projeto TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil da Divisão de Sensoriamento Remoto do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, gerados a partir da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) (INPE; 2023).

Com o emprego do Sistema de Informação Geográfica (SIG) de código aberto QGIS, versão 3.10.5, o arquivo raster obtido por meio do portal TOPODATA e os dados vetoriais do IDE SISEMA foram reprojitados para o Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM (Universal Transversa de Mercator) 23 Sul, código número 31983 da EPSG.

Para demarcar a área de interesse do estudo, utilizou-se a camada vetorial contendo a mancha urbana reprojitada para SIRGAS 2000 F23 S e foi mantida apenas a feição contida no município de Lagoa Dourada (MG), as manchas urbanas das cidades restantes foram excluídas. Em seguida, foi aplicado um *buffer* (bordeado) de 2 km com configuração de 10 segmentos, projetando as possíveis regiões de expansão urbana no futuro, ilustrado na Figura 3.



Figura 3: Delimitação da área de interesse.

Fonte: Adaptado do Google Earth (2023) e SISEMA (2023).

Desse modo, o arquivo raster contendo a declividade convertido para SIRGAS 2000 F 23 S foi recortado usando como camada máscara a área de interesse, a simbologia contendo as camadas foram alteradas para banda simples falsa-cor, com gradiente de cor espectral com os intervalos expressos nas Tabelas 1, o resultado ilustrado está na Figura 4.

Declividade (%)	Risco de alagamento
0 a 2	Muito Alto
2 a 5	Alto
5 a 12	Médio
12 a 20	Baixo
Acima de 20	Muito Baixo

Tabela 1: Risco de alagamento em função da declividade.

Fonte: Adaptado de Andrade e Lupinacci (2021), Biase (1992) e Ross (1994).

Na definição dos intervalos para categorizar o risco de alagamento foram tomados como base os estudos desenvolvidos por Andrade e Lupinacci (2021), Biase (1992) e Ross (1994), pois os locais com declividade de 0 a 2 % existe alta possibilidade de alagamento, de 2 a 5 % é o limite urbano-industrial, 12 % é o limite para os padrões mais comuns de mecanização agrícola no Brasil e acima de 20 % é considerada como risco forte para processos erosivos e deslizamentos/escorregamentos de solo (muito improvável de ocorrer alagamento), conforme Figura 4.

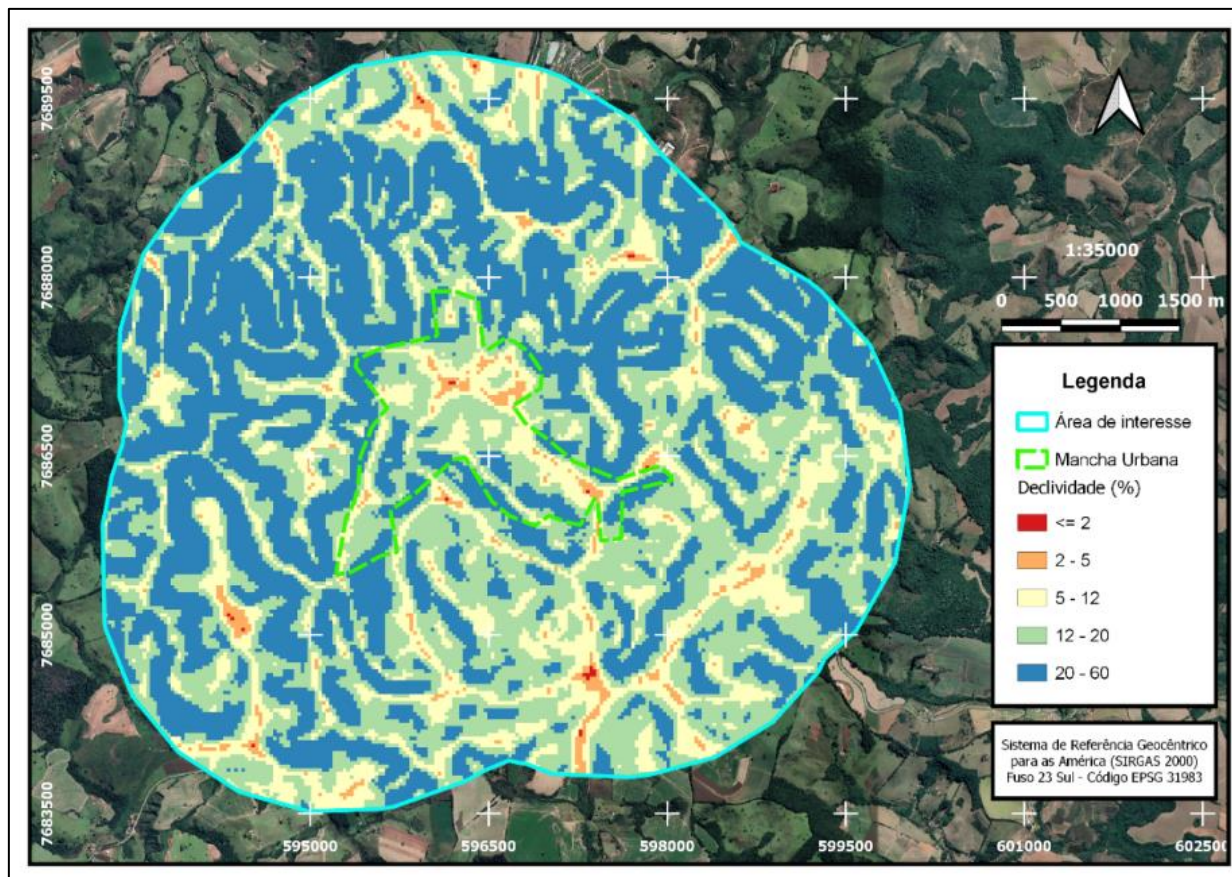


Figura 4: Classes de declividade na área de interesse.
Fonte: Adaptado de Google Earth (2023) e Sisema (2023).

Por fim, foi realizada a conversão da camada raster da declividade na área de interesse para vetor, no formato Shapefile, Datum SIRGAS 2000, Fuso UTM (Universal Transversa de Mercator) 23 Sul, código número 31983 da EPSG. Em seguida, foram mescladas as feições de acordo com os intervalos de declividades estipulados na Tabela 1, e calculado as áreas das feições.

Resultados e discussão

A área de interesse de estudo possui 3.288,83 hectares (ha) e a declividade variou entre 0,96 e 59,46 %. Conforme exposto na Tabela 2, as áreas de maior risco de alagamento tiveram a menor representatividade (0,06 %) enquanto que os locais de risco muito baixo compõem quase metade da área de interesse, com 43,96 %.

Declividade (%)	Risco de alagamento	Área (ha)	Representatividade (%)
0 a 2	Muito Alto	2,09	0,06
2 a 5	Alto	65,15	1,98
5 a 12	Médio	581,41	17,68
12 a 20	Baixo	1194,49	36,32
Acima de 20	Muito Baixo	1445,69	43,96
Total	-	3.288,83	100,00

Tabela 2: Representatividade das classes de declividade em função do risco de alagamento.

A predominância das classes de relevo forte ondulado, montanhoso e escarpado na área de interesse, com 43,96 % de representatividade, seguido de ondulado, com 36,32 %, somam 80,28 % da área de estudo. Desse modo, a área de interesse possui características físicas que dificultam o acúmulo e favorecem o escoamento de água, por isso que a representatividade de áreas de risco de alagamento foram tão baixas, porque a presença de relevos planos ocorrem em menor proporção. Por meio da Tabela 3 é possível observar as classes de relevo em função da declividade e justificar porque a representatividade das áreas de muito alto e alto risco de alagamento foram tão baixas na área de interesse.

Classe de relevo	Declividade (%)
Plano	0 – 3
Suave Ondulado	3 – 8
Ondulado	8 – 20
Forte Ondulado	20 – 45
Montanhoso	45 – 75
Escarpado	> 75

Tabela 3: Classes do relevo em função da declividade.
Fonte: Embrapa (2021).

A influência do relevo na identificação de área de risco de alagamento também pode ser observada em estudo desenvolvido por Palácio et al. (2021), onde a suscetibilidade de alagamento foi elevada devido a uma tendência geral de conformações mais planas na área de estudo, em contrapartida, nos locais de acentuada declividade, ocorreram baixas susceptibilidades mesmo estando em solos de difícil drenagem.

Dentro da mancha urbana foram observados dois pontos caracterizados como de risco muito alto para alagamento, o Ponto 1 está situado à Rua Major Joaquim Resende e representa o principal problema de alagamento na cidade, causando prejuízos para comerciantes locais e tráfego na região, onde é a parte central da cidade e faz parte da Rodovia BR 383, conforme Figura 5.



Figura 5: Principal ponto de alagamento na cidade.
Fonte: Os autores, adaptado de Google Earth (2023) e Sisema (2023).

A adversidade causada pela precipitação intensa nessa região é frequente e sua ocorrência é problema constante para os estabelecimentos e residentes da região. Na Figura 6 é possível observar uma situação registrada no dia 26 de novembro de 2022 por uma moradora local e as medidas de contenção adotadas pelos moradores e proprietários de estabelecimentos para evitar prejuízos com alagamentos



Figura 6: Alagamento, chuva de granizo e medidas de contenção nos estabelecimentos.
Fonte: Tuany Lima (2022) e o autor, fotografia no dia 28/03/2023.

O Ponto 2 está inserido em uma área que não está urbanizada, com predominância de gramíneas e vegetação rasteira, porém está situado próximo de um loteamento com construções em andamento, curso d'água e áreas de expansão urbana. É possível observar na Figura 7 que existem locais com terraplanagem, demonstrando que há interesse para urbanização ou industrialização da área, logo o poder público deve orientar e planejar o ordenamento da área para evitar problemas no futuro.

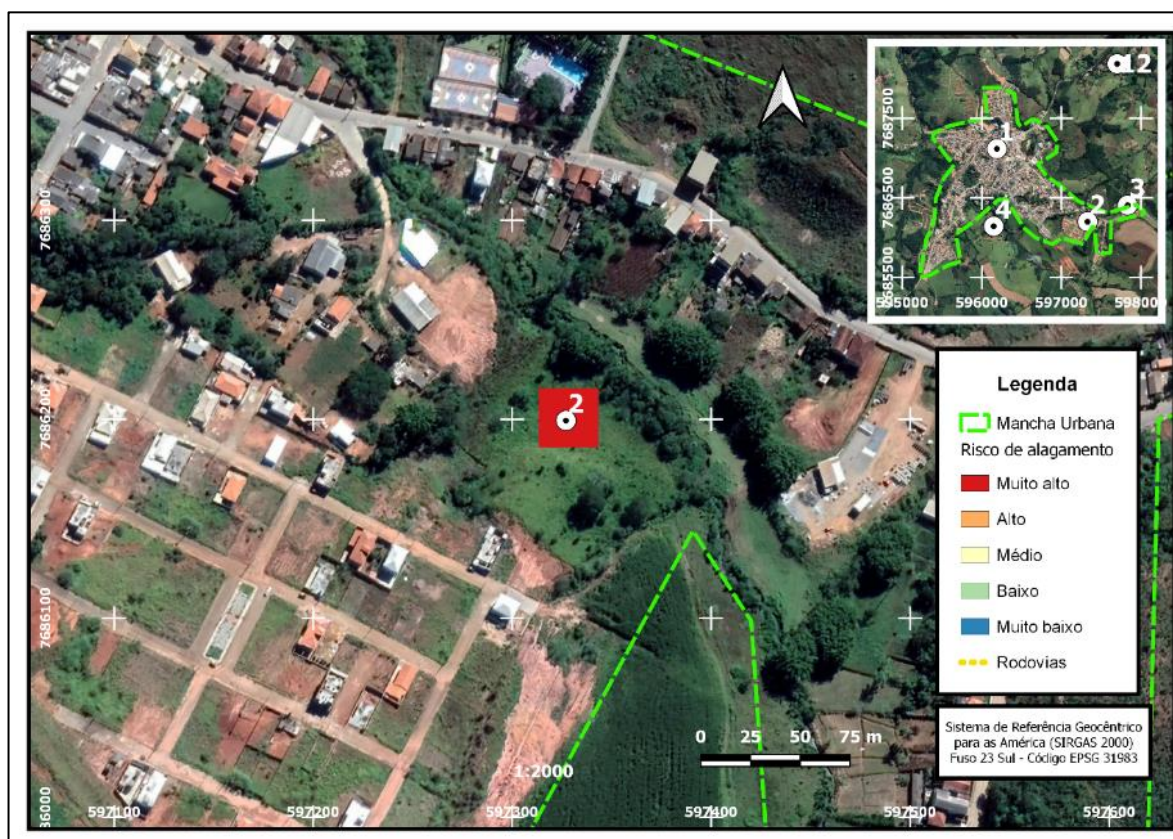


Figura 7: Ponto 2, área de risco muito alto para alagamento.
Fonte: Os autores, adaptado de Google Earth (2023) e Sisema (2023).

O Ponto 3 está fora da mancha urbana da cidade, porém muito próximo, em local com cultivos de frutas cítricas (perenes) e a existência de poucas casas na região. No local é possível observar canais/drenos, o que reforça o argumento de que o local tenha problemas para a drenagem de água, fato observado na Figura 8.

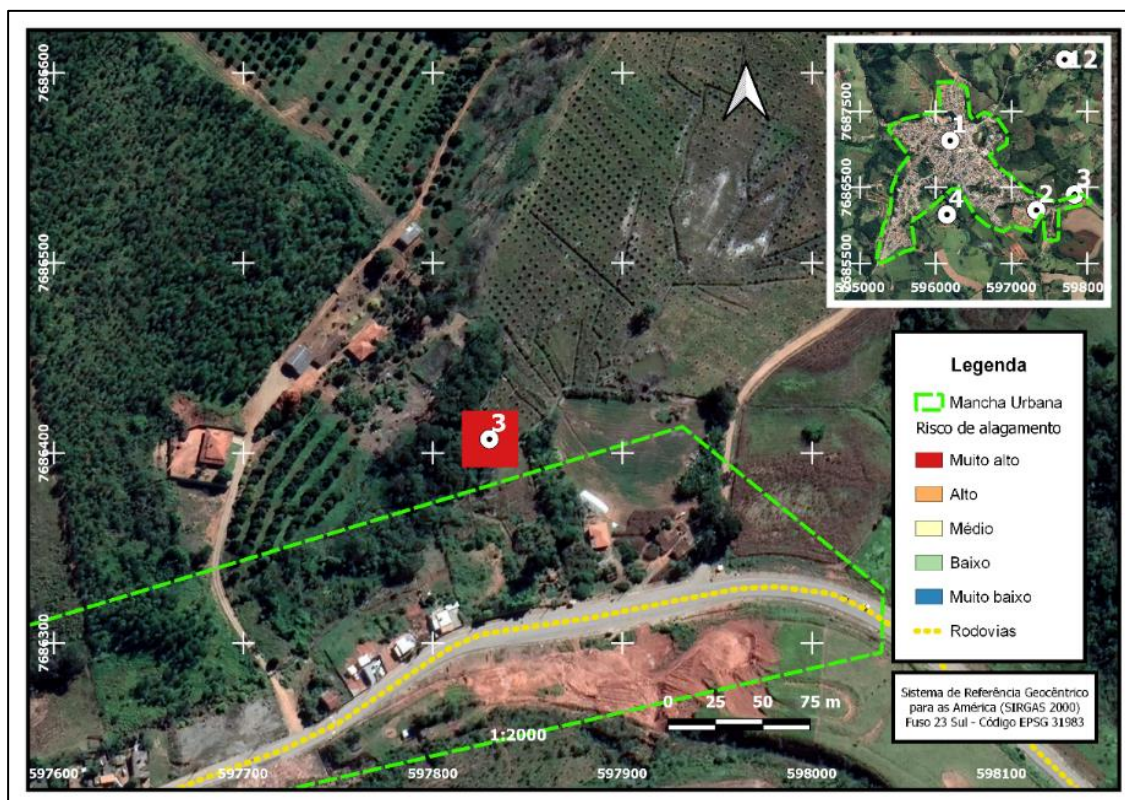


Figura 8: Ponto 3, área de risco muito alto para alagamento.
Fonte: Os autores, adaptado de Google Earth (2023) e Sisema (2023).

O Ponto 8 está situada em área rural, próximo de um reservatório de água e estradas rurais, nesse aspecto, é importante que a área seja monitorada para evitar problemas e transtorno para o deslocamento na região. Os Pontos 9 e 12 possuem características de vegetação rasteira, aparentemente de várzea ou regiões úmidas, pois há presença de vegetação nativa de porte média a avançada nas proximidades e também áreas cultivadas (a justificativa para a área não ser cultivada pode ser a presença de umidade). Para os demais locais de risco muito alto para alagamento, os Pontos 4 e 10 estão situados em reservatórios de água, os Pontos 5, 6, 7 e 11 em local de vegetação nativa. Logo, a Figura 9 demonstra que dificilmente essas áreas serão urbanizadas, porém deve-se atentar para construções nessas proximidades.



Figura 9: Demais áreas de risco muito alto para alagamentos.
Fonte: Os autores, adaptado de Google Earth (2023) e Sisema (2023).

O uso de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) demonstrou ser uma boa metodologia de aplicação na identificação e áreas de risco de alagamentos, possibilitou a obtenção de resultados e principalmente a priorização de áreas de atuação. Nascimento e Oliveira (2022) também observaram uma eficiência das ferramentas usadas na identificação e espacialização dos pontos de alagamento na área intensamente urbanizada e a localização de bairros mais vulneráveis.

A verificação em campo dos locais e identificação de cenários de alagamentos já recorrentes é de suma importância para validação da metodologia empregada. Neto, Silva e Barbosa (2022), verificaram a eficiência do método empregado comparando o mapa de suscetibilidade às inundações e aos alagamentos com registros reais desses desastres hidrológicos.

O alagamento tem influências das causas naturais, porém a ação antrópica pode resultar em impactos altamente prejudiciais para o escoamento e infiltração de solo. Sendo assim, estudos que levem em consideração outras variáveis ou fatores, tais como o estudo de Bolso e Teixeira (2020), que avaliaram a altimetria/hipsometria, declividade, hidrografia e impermeabilização superficial do solo e Lima et al. (2019), que usaram o Modelo Digital do Terreno (MDT), Modelo Digital de Superfície (MDS), arranjo do sistema de drenagens pluviais, registros históricos de alagamentos e de precipitações horárias na identificação e avaliação de zonas de alagamentos urbanos.

Cabe ressaltar que o acometimento de precipitações muito intensas, com um alto volume de chuva em curto tempo, até os locais onde existe um bom sistema de drenagem de água pluvial podem não ser suficientes para realizar o escoamento de água e favorecer o acometimento de alagamento. Segundo Bairy, Avila e Silva (2022), o volume acumulado de chuva, ocorrência de precipitações localmente volumosa e a configuração do relevo proporcionam as condições ideais para alagamentos.

Considerações finais

Os resultados preliminares do presente estudo demonstram que a metodologia para identificação e caracterização de áreas de risco de alagamento tem grande aplicabilidade para gestores municipais promoverem o melhor uso e ocupação do solo e evitar esse desastre de origem antrópica.

O uso de Sistemas de Informações Geográficas (SIG) de código aberto e dados disponibilizados gratuitamente pelas plataformas governamentais, tais como INPE, SISEMA e IBGE destacam como principais benefícios o baixo custo e estudo de grandes áreas. O conhecimento e vistoria dos locais identificados possibilita a priorização para atenuação e também a constatação do risco observado.

O estudo está em andamento e será aprimorado com a identificação em campo dos locais de alto e médio risco para alagamento.

Agradecimentos

Agradecemos a moradora Tuany Lima por ceder fotos, vídeos e informações que foram de suma importância para a conclusão desse trabalho.

Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional de Águas. Isoietas. Catálogo de metadados da ANA. 2023. Disponível em: <<https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/c7c9289c-0bea-463d-a941-e252078bcdbd>>. Acesso em 23 de abril de 2023.

ANDRADE, R. V. de; LUPINACCI, C. M. Proposta para a cartografia de faixa de proteção do reverso das cuestas: um estudo de caso em Botucatu (SP). Caderno Prudentino de Geografia, v. 2, n. 43, p. 75–96, 2021.

BIASI, M. de. A carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção. Revista Do Departamento de Geografia, v. 6, p.45-60, 1992.

BAINY, B. K.; AVILA, A. M. H.; SILVA, P. H. da. Chuvas intensas e ocorrência de alagamentos: um estudo de caso para Campinas SP, 2019. Labor e Engenharia, Campinas, SP, v. 16, p. 1-12, 2022.

BOLSON, R. T.; TEIXEIRA, A. M. Identificação e mapeamento de áreas suscetíveis a alagamentos no município de Caxias do Sul. Revista CIATEC-UPF, v. 12, n. 1, p. 1-20, 1, 2020.

CEMADEN. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. Desastres Naturais. Inundação. 2021. Disponível em: <<https://www.gov.br/cemaden/pt-br/paginas/ameacas-naturais/inundacao>>. Acesso em 23 de abril de 2023.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. Secretaria Nacional de Defesa Civil. Portaria Conjunta nº 148, de 18 de dezembro de 2013. Diário Oficial da União. Seção 1, nº 249, p. 58, 2013.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Embrapa Solos. 5ª ed. Brasília. DF. 2018. p. 356. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>>. Acesso em 23 de abril de 2023.

- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Território Mata Sul Pernambucana. Relevo. Disponível em: < <https://www.embrapa.br/agencia-de-informacao-tecnologica/territorios/territorio-mata-sul-pernambucana/caracteristicas-do-territorio/recursos-naturais/relevo>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Agência IBGE Notícias. 2019. Disponível em: < <https://censoagro2017.ibge.gov.br/agencia-noticias/2012-agencia-de-noticias/noticias/21633-desastres-naturais-59-4-dos-municipios-nao-tem-plano-de-gestao-de-riscos>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Cidades e Estados. 2023. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/lagoa-dourada.html>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Perfil dos Municípios Brasileiros. Geociências. Malhas territoriais. 2022. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. TOPODATA. 2023. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/topodata/>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- LIMA, C. C. de et al. Identificação e Avaliação de Zonas de Alagamentos Urbanos, com o Suporte de Geotecnologias, na Cidade de Natal, Nordeste do Brasil. Anuário do Instituto de Geociências, v. 42, n. 2, 2019.
- MARTINS, F. B. et al. Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. Revista Brasileira de Climatologia, Dossiê climatologia de Minas Gerais, p. 129-156. 2018.
- NASCIMENTO, P. S. de R.; OLIVEIRA, K. S. Análise espaço-temporal da ocorrência de alagamentos em área intensamente urbanizada. Revista Contexto Geográfico, v. 7, n. 14, p. 1-15, 2022.
- NETO, A. G. P.; SILVA, S. R. DA; BARBOSA, I. M. B. R. Mapeamento das áreas suscetíveis às inundações e aos alagamentos no município de Jaboatão dos Guararapes, Pernambuco. Boletim de Geografia, v. 40, p. 277-296, 2022.
- PALÁCIO, O. D. et al. Análise da susceptibilidade a alagamento em Juazeiro do Norte, Ceará. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 14, n. 4, p. 2204-2219, 2021.
- ROSS, J. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais antropizados. Revista Do Departamento De Geografia, v. 8, p. 63-74, 1994.
- SISEMA. Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Belo Horizonte. IDE-SISEMA, 2023. Disponível em: < <https://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/webgis>>. Acesso em 23 de abril de 2023.
- SOUZA, G. O. de. et al. Análise técnica dos problemas de drenagem urbana na rua Rio Grande do Norte de Açailândia–Maranhão considerando a declividade da via e seu impacto na drenagem da água em períodos chuvosos. Research, Society and Development, v. 12, n. 2, p. 1-11, 2023.

ANÁLISE DE VAZÕES MÍNIMAS DO RIO BRAÇO DO NORTE, SANTA CATARINA

¹Álvaro José Back

¹Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina EPAGRI, e-mail:ajb@epaGri.scc.gov.br;

Palavras-chave: Vazão ecológica; probabilidades; gestão de bacias.

Resumo

Para o Gerenciamento dos recursos hídricos é importante conhecer as frequências de vazões da bacia hidrográfica. As vazões mínimas são importantes para a definição dos critérios de outorga, na definição de padrões de qualidade da água. A vazão mínima com duração de sete dias e período de retorno de dez aos ($Q_{7;10}$) é um dos critérios mais usados e relacionados a vazão ecológica. Para a sua determinação é necessário ajustar uma distribuição de probabilidades adequada, sendo que existem várias distribuições que podem ser utilizadas. Como não se pode definir a priori qual é a melhor distribuição é necessário avaliar dentre várias opções qual é a distribuição a ser empregada para cada série histórica observada. Este trabalho teve como objetivo avaliar ao ajuste de distribuições de probabilidades para a estimativa das vazões mínimas do Rio Braço do Norte, em Santa Catarina. Foi utilizada a série histórica observada na Estação Fluviométrica São Ludgero, pertencente a Rede Hidrológica da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), código 84560000. Foi determinada a série de mínimas anuais com duração de 7 dias do período de 1986 a 2021. Foram ajustadas as distribuições de probabilidades Gumbel, Weibull com 2 parâmetros, Weibull com 3 parâmetros, Log-Normal com 2 parâmetros, Log-Normal com 3 parâmetros, Pearson III, Log-Pearson III e distribuição Normal. Os parâmetros foram ajustados pelo método dos momentos e método dos L-Momentos. A aderência das distribuições ajustadas a série de mínimas observada foi testada pelos testes de Kolmogorov-Smirnov e Anderson-Darling ao nível de significância de 5%. Para definir a melhor distribuição foi realizado um ranqueamento com os índices de desempenho dados pela raiz do erro quadrático médio (RMSE), o erro absoluto médio (MAE) e o D-index. A série com 36 anos apresentou vazão mínima anual média de $15,0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, com coeficiente de variação de 34% e coeficiente de assimetria de 0,179. Somente a distribuição de Gumbel foi rejeitada pelo teste de aderência AD. Entre as distribuições testadas distribuição Weibull com três parâmetros estimados pelo método dos L-Momentos foi a que apresentou melhor desempenho para estimativa das vazões mínimas. A vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos ($Q_{7;10}$) para o Rio Braço do Norte é de $8,298 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$.

Introdução

O estudo da vazão de uma bacia hidrográfica é imprescindível para a gestão e o gerenciamento dos recursos hídricos uma vez que quando não há conhecimento da disponibilidade hídrica tem-se dificuldade em gerenciar os diversos usos da água em uma bacia (ANA, 2005). Dependendo dos objetivos dos estudos pode-se avaliar as vazões máximas, as médias ou as vazões mínimas. Nos estudos hidrológicos visando estabelecer os parâmetros para a outorga de diluição de efluentes deve-se avaliar as vazões mínimas. Assim, a definição da vazão de referência a ser aplicada depende da garantia de atendimento que se considera para os usos a serem instalados em determinada bacia. As vazões mínimas são aquelas que ocorrem nos períodos de estiagem pelo esgotamento de reservas do subsolo que afloram nas fontes e nos talvegues dos cursos d'água. Oliveira e Gonçalves (2022) destacam que as séries históricas de vazões mínimas são muito úteis na aplicação de licenças ambientais, na outorga e no uso da água, na avaliação da disponibilidade hídrica natural, bem como no planejamento de bacias hidrográficas e nos limites de despejo de cargas poluidoras tolerados pelo corpo hídrico. Podem ser consideradas como variáveis aleatórias nas quais se aplicam técnicas estatísticas para avaliar sua probabilidade de ocorrência determinada pelo seu valor, duração e probabilidade de ocorrência.

Para ANA (2011), as vazões mínimas aplicadas como referência são vazões baseadas na curva de permanência. Após definir as vazões de referência, determina-se o percentual máximo a ser alocado para a divisão entre os diversos usos da água na bacia. Se os usos exigem maiores garantias, opta-se por vazões mais conservadoras, como a $Q_{7;10}$, que é a vazão de sete dias de duração com dez anos de recorrência. A vazão mínima com duração de sete dias e período de retorno de dez aos ($Q_{7;10}$) é um dos critérios mais usados nestes casos (Almeida et al., 2014; Wolff et al., 2014). Segundo Koefender (2015), fixou-se a duração de sete dias porque deste modo tem-se um intervalo de tempo que abrange as variações de consumo de dias úteis e finais de semana, possibilitando que os reservatórios absorvam os impactos das variações ocorridas durante a semana. O período de retorno de dez anos representa uma probabilidade de 10% de que a vazão fique abaixo do valor mínimo, considerado aceitável (Mendes, 2007). A $Q_{7;10}$ é relacionada com a vazão ecológica e utilizada para avaliação do atendimento aos padrões ambientais do corpo receptor, para a alocação de cargas poluidoras e para a concessão de outorgas de captação e de lançamento (Naghetini; Von Sperling, 2007).

As vazões mínimas representam a condição crítica da bacia, uma vez que ocorrem no período de estiagem, quando a oferta de água é comprometida (Novaes, 2009). Essa vazão também pode ser considerada uma vazão mínima ecológica, que representa a quantidade necessária de água para manutenção do rio, conservando os ecossistemas aquáticos naturais (Rocha et

al., 2014). Reflete uma situação crítica de escassez e, por isto, é normalmente adotada como referência em projetos de captação para abastecimento público e sua adoção praticamente eliminaria o risco de suspensão dos usos outorgados na bacia. Tucci (2002) destaca que a $Q_{7,10}$ é mais utilizada como indiciador da disponibilidade hídrica natural, tendo vantagem de não sofrer tanta influência de erros operacionais e ser mais minuciosa que a vazão mínima mensal.

A vazão mínima está associada ao comportamento hidrológico de uma bacia, que pode ser analisada por meio de uma série histórica de dados (ANA, 2005). A estimativa da $Q_{7,10}$ pode ser feita com a análise de frequência das séries históricas observadas, em que se adota uma distribuição teórica de probabilidade aos dados observados e, com base nesta distribuição estatística, estima-se os valores da vazão mínima. Para o estudo de vazões mínimas são recomendadas as distribuições de Gumbel, Weibull, Log-Normal (Naghettini; Von Sperling, 2007; Silva et al. 2006).

A bacia do Tubarão em Santa Catarina apresenta problemas de qualidade da água relacionados poluições pela mineração do carvão, despejam de esgoto doméstico, erosão dos solos e dejetos orgânicos da atividade de suinocultura. Para a gestão dos recursos hídricos é necessário conhecer as probabilidades de ocorrências de vazões mínimas. Este estudo buscou analisar as vazões mínimas da estação fluviométrica do rio Braço do Norte, um dos principais formadores do Rio Tubarão.

Material e Métodos

Foram usados os dados diários da estação fluviométrica São Ludgero I, localizada no Rio Braço do Norte, no município de São Ludgero, Santa Catarina. A estação fluviométrica pertencente à rede hidrológica da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2023), (código 84560000) com coordenadas latitude -28,3258; longitude -49,1792, altitude 40 m, e área de drenagem de 1690 km². Com os dados de vazão diária do período de 1986 a 2021 foi determinada a série de vazões mínimas anuais com duração de 7 dias.

Foram ajustadas as distribuições Gumbel, Log-Normal com dois parâmetros, Log-Normal com três parâmetros, Weibull com dois parâmetros, Weibull com três parâmetros, Pearson III e Log-Pearson III. Ainda foi incluída distribuição Normal, por sua vasta aplicação em diversas áreas da Engenharia e Ciências Naturais, embora normalmente não indicada para eventos extremos de vazão. Na Tabela 1 constam as funções densidade de probabilidade com os parâmetros de cada distribuição.

Tabela 1. Função densidade de probabilidade das distribuições testadas

Distribuição de probabilidades	Função densidade	Parâmetros da distribuição		
		Escala	Posição	Forma
Gumbel	$f(x) = \frac{1}{\alpha} e^{\left\{ \frac{(x-\beta)}{\alpha} - e^{-\frac{(x-\beta)}{\alpha}} \right\}}$	α	β	-
Weibull 2 par.	$f(x) = \frac{1}{\alpha} e^{\left\{ \frac{(x-\beta)}{\alpha} - e^{-\frac{(x-\beta)}{\alpha}} \right\}}$	α	β	-
Weibull 3 par.	$f(x) = \frac{\alpha}{\beta - \gamma} \left(\frac{x - \gamma}{\beta - \gamma} \right)^{\alpha-1} e^{\left(-\frac{x-\gamma}{\beta-\gamma} \right)^\alpha}$	α	β	γ
Log-Normal 2par.	$f(x) = \frac{1}{x\sigma_y\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{[\ln x - \mu\gamma]^2}{2\sigma^2\gamma}}$	μ_y	σ_y	-
Log-Normal 3par.	$f(x) = \frac{1}{(x - \beta)\sigma_y\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{[\ln(x-\beta) - \mu\gamma]^2}{2\sigma^2\gamma}}$	μ_y	σ_y	β
Pearson Tipo III.	$f(x) = \frac{1}{\alpha\Gamma(\beta)} \left(\frac{x - \gamma}{\alpha} \right)^{\beta-1} e^{-\frac{(x-\gamma)}{\alpha}}$	γ	α	β
Log-Pearson tipo III	$f(x) = \frac{1}{\alpha x \Gamma(\beta)} \left\{ \frac{\ln(x) - \gamma}{\alpha} \right\}^{\beta-1} e^{-\left\{ \frac{\ln(x) - \gamma}{\alpha} \right\}}$	γ	α	β
Normal	$f(x) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$	μ	σ	-

Para estimativa dos parâmetros foram usados os Métodos dos Momentos (MM) e o método dos L-Momentos (LM). O método dos momentos é tido como mais simples e consiste em igualar os momentos amostrais aos momentos populacionais da distribuição (Kite, 1977). O método dos momentos ponderados por probabilidades, conhecido como L-Momentos, o qual pode produzir estimadores de parâmetros comparáveis, em qualidade, àqueles gerados pela Máxima Verossimilhança, com a vantagem de exigirem um menor esforço computacional (Naghettini & Pinto, 2007).

Para avaliar a aderência dos dados foram usados os testes de Kolmogorov-Smirnov (KS) e Anderson-Darling ao nível de significância de 5%. O teste KS determina as diferenças D^+ e D^- dadas por:

$$D^+ = \text{Max}|F_n(x) - F(x)| \quad (1)$$

$$D^- = \text{Max}|F(x) - F_n(x)| \quad (2)$$

A estatística do teste é dada pelo maior valor de D^+ e D^- , que foi comparado com o valor crítico (D_{crit}) ao nível de significância de 5% ($D_{\text{crit}} = 0,221$).

A estatística do teste de Anderson-Darling é dada por:

$$A^2 = \int_{-\infty}^{\infty} \frac{[F_N(x) - F_X(x)]^2}{F_X(x)[1 - F_X(x)]} f_x(x) dx \quad (3)$$

Onde $f_x(x)$ é a função densidade, segundo a hipótese nula. Anderson e Darling (1954) demonstraram que a equação anterior é equivalente a:

$$A^2 = -N - \sum_{i=1}^N \frac{(2i-1)\{\ln F_X(x_{(i)}) + \ln[1 - F_X(x_{(N-i+1)})]\}}{N} \quad (4)$$

Onde $x_{(1)}, x_{(2)}, \dots, x_{(n)}$ representam as observações ordenadas em ordem crescente. Se a estatística A^2 resulta ser um valor maior que o valor crítico, a distribuição empírica $F_N(x)$ e teórica $F_X(x)$ diferem muito entre si e, em consequência, a hipótese nula (de aderência dos dados à distribuição estudada) deve ser rejeitada. Para as distribuições Normal, Log-Normal com dois parâmetros e com três parâmetros o A^2 é corrigido pelo fator de correção dado pela equação:

$$ADc = 1 + \frac{0,75}{N} + \frac{2,25}{N^2} \quad (5)$$

Finkler et al. (2015) afirmam que o teste de Anderson-Darling se apresenta como uma boa alternativa à estudos de vazões mínimas, pois busca atribuir maior significância aos extremos das distribuições, nos quais as maiores (ou menores) observações podem alterar a qualidade do ajuste. Os valores críticos do teste AD para o nível de significância dependem da distribuição de probabilidades, sendo adotados os valores AD_{crit} de 0,757 para as distribuição Gumbel, Weibull 2 parâmetros e Weibull 3 parâmetros, e 0,752 para as distribuições Log-Normal 2 parâmetros, Log-Normal 3 parâmetros; Pearson tipo III e Log-Pearson Tipo III (Naghetini & Pinto, 2007).

Para critério de seleção foram calculados a raiz do erro quadrático médio - RMSE (*Root Mean Square Error*), também conhecido como erro padrão de estimativa, o erro absoluto médio (MAE) e o D-index, respectivamente calculados conforme as equações:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - X_{ei})^2}{n}} \quad (6)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |X_e - X_i| \quad (7)$$

$$Dindex = \frac{1}{R} \sum_{i=1}^6 |R_i - R_i^*| \quad (8)$$

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_{ei} = a vazão estimada pela distribuição teórica de probabilidade; n = o número de elementos na série; MAE = erro absoluto médio; Dindex = .é o índice baseado no seis menores valores da séries; R é o valor médio da série da precipitação registrada, R_i ($i = 1$ a 6) são os seis primeiros valores mais baixos na série de precipitação registrada e R_i^* é a precipitação estimada por distribuição de probabilidade. Para a seleção da distribuição foram ranqueadas as distribuições de acordo com as estatísticas dos testes de aderência e dos índices de desempenho

Resultados e discussão

A série de mínimas anuais apresentou média de $15,000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ com valores variando de $5,306$ a $25,430 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, coeficiente de variação de 34% e coeficiente de assimetria levemente positivo (assimetria de 0,179) e coeficiente de curtose 2,431 (Figura 1). A série histórica de dados observados continha 36 anos. Oliveira e Gonçalves (2022) destacam que embora a Organização Mundial de Meteorologia (OMM) recomenda a utilização de um período mínimo de 30 anos de dados climáticos, muitas vezes os dados hidrológicos são limitados e nem sempre se dispõem de série longa ou com pelo menos 30 anos. Os autores concluem que série com tamanho médio de sete a 15 anos se apresentaram satisfatórias para análise de vazões mínimas anuais.

Na Tabela 1 constam os parâmetros das distribuições ajustadas e os valores dos testes de aderência. Observa-se que o teste KS não rejeitou nenhuma das distribuições. Já o teste de AD rejeitou a distribuição Gumbel com parâmetros estimados pelos MM e LM. Back et al. (2023) analisando ados de vazão mínima do Rio Mãe Luzia, observaram que além da distribuição Gumbel, o teste AD rejeitou-a distribuição LN com dois parâmetros. A diferença pode ser atribuída a presença de *outlier* na série estudada por Back et al. (2023), que também determinou maior assimetria. Nas Figuras 1 e 2 pode-se visualizar as aderências das distribuições ajustadas a série de mínimas anuais do Rio Braço do Norte.

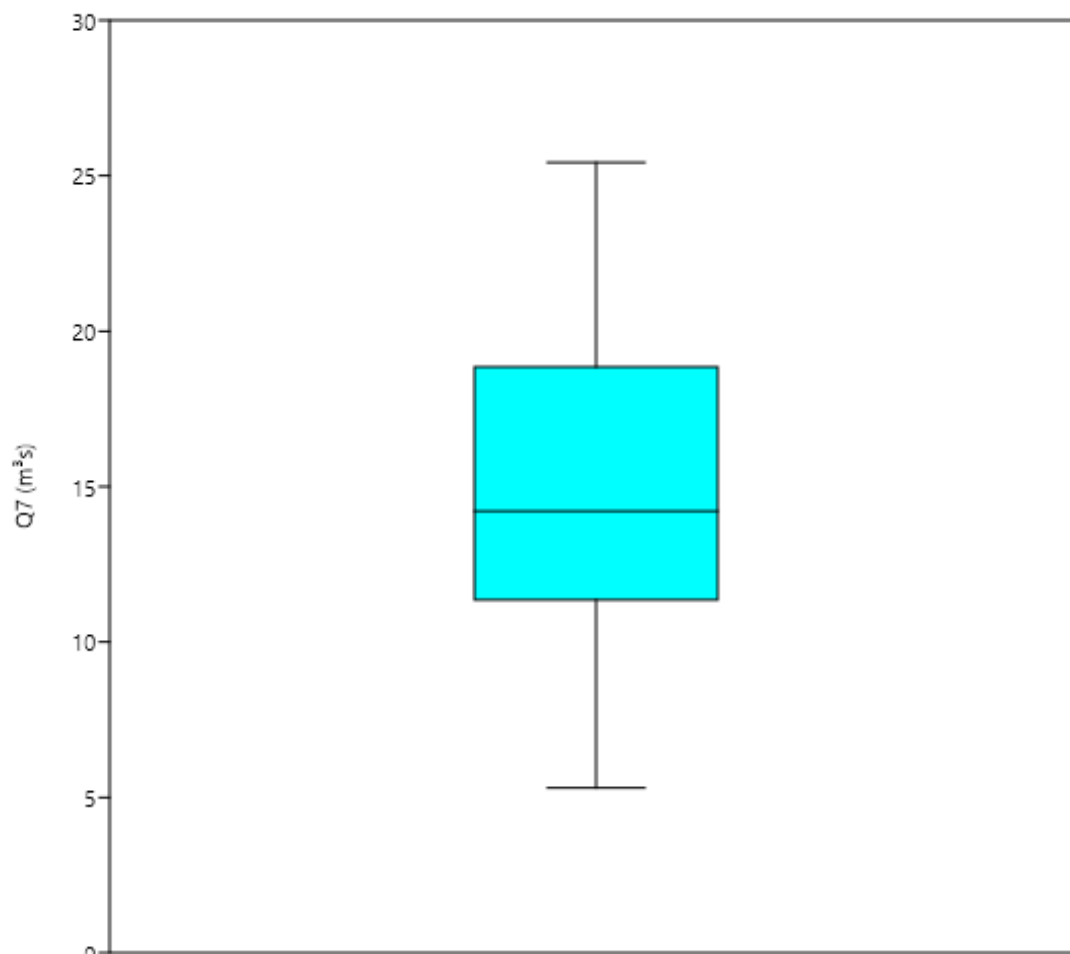


Figura 1. Boxplot da série de mínimas anuais de vazões médias mínimas em sete dias do rio Braço do Norte (1986-2021).

Tabela 1 - Parâmetros das distribuições de probabilidade e testes de aderência.

Distribuição de probabilidades	Parâmetros			Teste de Aderência		Índice de desempenho			
	Escala	Posição	Forma	Dmax	AD	RMSE	MAE	D-index	Ranque
Gumbel - MM	4,026	17,323	-	0,1518	1,333*	1,421	1,089	0,426	14
Gumbel- LM	4,290	17,477	-	0,1495	1,051*	1,455	1,073	0,601	15
Weibull 2par- MM	16,750	3,187	-	0,0746	0,182	0,524	0,431	0,197	5
Weibull 2par- LM	16,763	3,137	-	0,0762	0,179	0,520	0,433	0,215	8
Weibull 3par- MM	2,968	15,766	0,927	0,0766	0,171	0,508	0,415	0,185	2
Weibull 3par- LM	2,648	14,531	2,085	0,0860	0,166	0,511	0,399	0,179	1
Log-Normal 2par- MM	2,643	0,384	-	0,1250	0,418	1,309	0,753	0,255	11
Log-Normal 2par - LM	2,645	0,355	-	0,1121	0,438	1,051	0,669	0,326	10
Log-Normal 3par MM	4,462	0,059	-71,829	0,0697	0,169	0,535	0,433	0,188	6
Log-Normal 3par LM	3,923	0,104	-35,805	0,0787	0,152	0,539	0,401	0,189	6
Pearson III- MM	0,461	125,354	-42,818	0,0696	0,169	0,534	0,432	0,188	3
Pearson III- LM	0,823	41,308	-18,980	0,0790	0,152	0,536	0,400	0,189	3
Log-Pearson III- MM	-0,163	5,518	3,540	0,0791	0,166	2,525	0,889	0,421	13
Log-Pearson III- LM	-0,128	8,618	3,748	0,0858	0,164	1,400	0,982	0,410	12
Normal	14,999	5,164	-	0,1113	0,419	0,580	0,468	0,214	9

*Valor superior ao valor crítico ao nível de significância de 5%

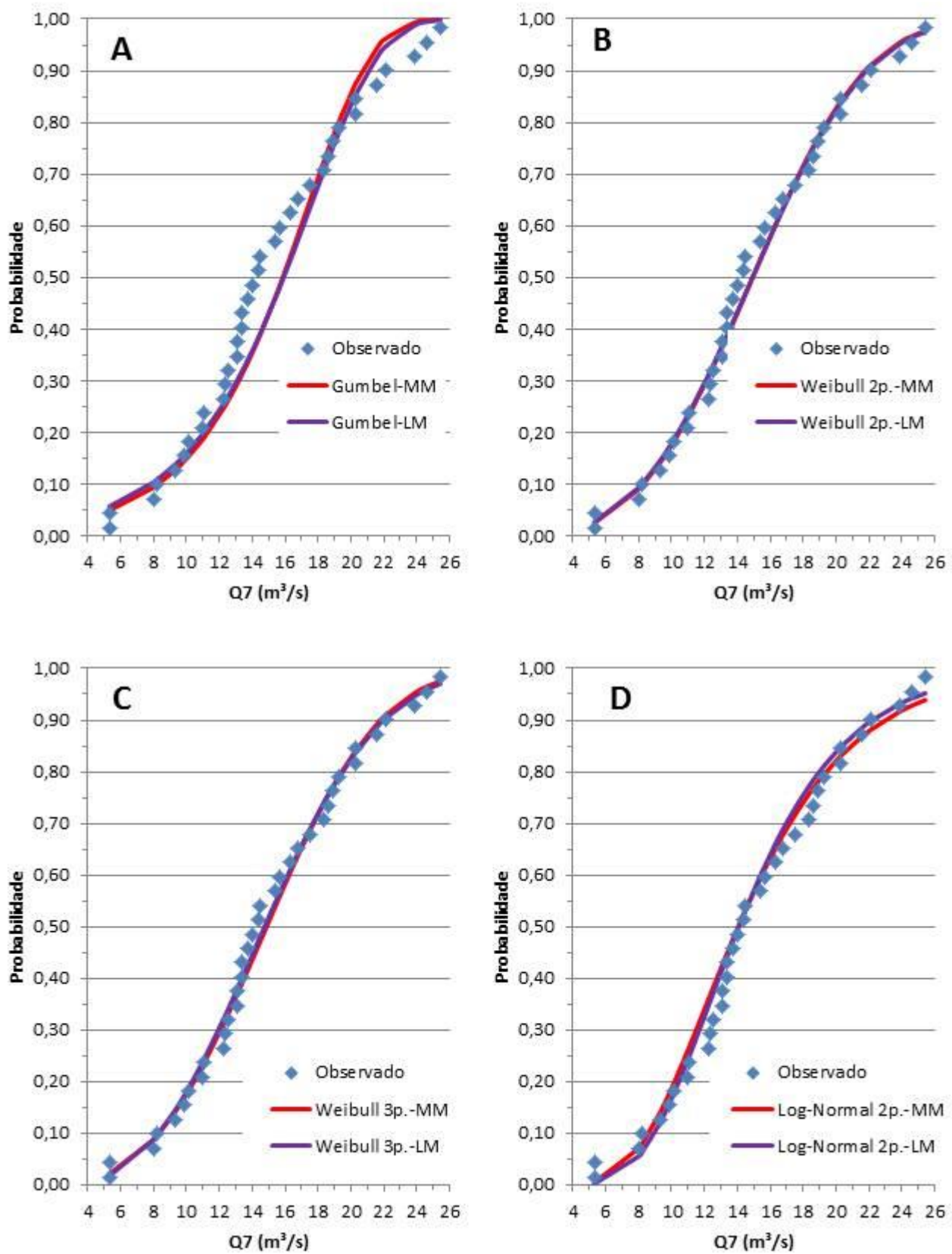


Figura 1: Aderência das distribuições Gumbel (A), Weibull 2 p. (B), Weibull 3p. (C) e Log-Normal 2p. (D) a série de vazões mínimas anuais em sete dias (Q7) do Rio Braço do Norte (1986-2021).

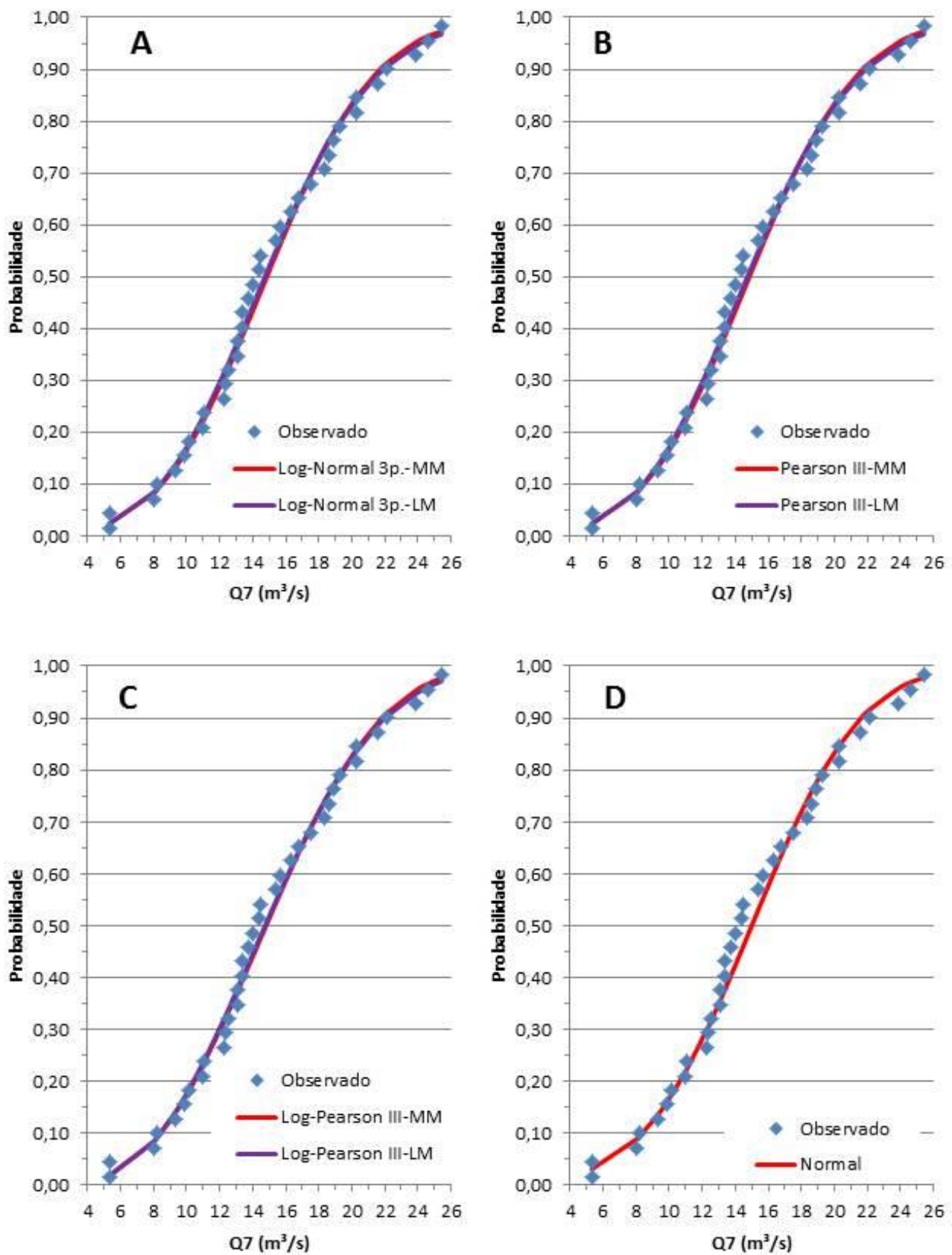


Figura 2: Aderência das distribuições Log-Normal 3p. (A), Pearson III (B), Log-Pearson III (C) e Normal (D) a série de vazões mínimas anuais em sete dias (Q7) do Rio Braço do Norte (1986-2021).

Com base nos índices de desempenho observa-se que a distribuição Weibull com 3 parâmetros apresentou o melhor ranqueamento, ficando em primeiro e segundo lugares respectivamente para os parâmetros estimados pelo método dos LM e MM. A distribuição Weibull 3p.-LM mostrou o menor D-index e o menor valor de MAE, e segundo menor valor de RMSE. O D-index considera os seis menores valores da série e, portanto, este índice privilegia o ajuste para o ramo inferior da curva, uma vez que o objetivo é calcular as vazões mínimas. A distribuição Pearson III obteve a terceira posição no ranqueamento, com escore empatado para os métodos de ajuste dos parâmetros MM e LM. A distribuição Weibull 2p-MM ficou em quinto lugar no ranqueamento, seguida pela distribuição Log-Normal 3p.-MM e Log-Normal 3p.-LM que ficaram empatadas em 6ª posição no ranqueamento. O pior desempenho foi obtido com a distribuição Gumbel, sendo inclusive rejeitada pelo teste KS. Os resultados estão de acordo com as observações de Barros et al. (2018) que testando 12 estações fluviométricas considera a distribuição Weibull como a mais indicada para estimativa de vazões. Considerou também a distribuição Log-Normal como bons resultados e a distribuição Gumbel como a pior. Alguns autores confirmam a tendência do método de Gumbel em apresentar vazões mínimas de referência mais baixas em relação a outros métodos de distribuição de frequências (Bezerra et al., 2013). Baena (2002) observou também que a distribuição Log-Normal com três parâmetros apresentou melhor desempenho que as distribuições Gumbel, Log-Normal com dois parâmetros, Pearson III, Log-Pearson III e Weibull. Os resultados confirmam a necessidade de avaliar melhor as distribuições de probabilidade a serem usadas na estimativa das vazões mínimas.

Na Tabela 3 encontram-se os valores de vazões mínimas em sete dias estimadas com as diferentes distribuições de probabilidade ajustadas. Considerando como referência distribuição Weibull com 3 parâmetros estimados pelo método dos LM, observa-se que, para período de retorno de até 10 anos, as diferenças entre as estimativas das diversas distribuições é inferior a 10%. Dessa forma, para a estimativa da $Q_{7;10}$ do Rio Braço do Norte, todas distribuições estudadas apresentaram valores semelhantes. No entanto, para períodos de retorno maiores, algumas distribuições apresentam valores significativamente diferentes. A distribuição de Gumbel apresenta subestimativas acima de 21 % para período de retorno de 20 anos, evidenciando erros nas estimativas para período de retorno maior. Essa constatação reforça a necessidade de um teste de aderência mais rigoroso, como foi o teste de AD. As distribuições Log-Normal com 2 parâmetros e Log-Pearson III apresentaram super estimativas acima de 22 % para período de retorno de 100 anos. A distribuição Normal apresenta diferenças inferiores a 10% para período e retorno de até 25 anos, com subestimativas maiores para T de 50 e 100 anos. Esse desempenho razoável da distribuição Normal deve-se a baixa assimetria da série de mínimas observada. Observa-se que entre as distribuições com ranque de 1 a 6 (Weibull 3p., Pearson III, Log-Normal 3p, e Weibull 2p.) apresentaram estimativas com diferenças inferior a 10%, mesmo para período de retorno de 50 anos, com diferenças máximas de 21% para T de 100 anos indicando que todas podem ser usadas na estimativa da vazão mínima do Rio Braço do Norte.

Tabela 3. Vazões mínimas com sete dias de duração (m^3s^{-1}) estimadas por diferentes distribuições de probabilidades

Distribuição de probabilidade – Método de ajuste dos parâmetros	Período de Retorno (anos)						
	2	5	10	20	25	50	100
Gumbel-MM	15,848	11,284	8,262	5,364	4,445	1,613	-1,199
Gumbel-LM	15,904	11,042	7,822	4,734	3,755	0,737	-2,259
Weibull 2p-MM	14,930	10,462	8,267	6,595	6,139	4,923	3,954
Weibull 2p-LM	14,914	10,391	8,180	6,503	6,046	4,832	3,868
Weibull 3p-MM	14,862	10,438	8,313	6,723	6,293	5,161	4,273
Weibull 3p-LM	14,738	10,333	8,298	6,819	6,428	5,415	4,644
Log-Normal 2p-MM	14,051	10,174	8,594	7,476	7,178	6,390	5,756
Log-Normal 2p-LM	14,083	10,445	8,934	7,853	7,563	6,791	6,165
Log-Normal 3p-MM	14,846	10,618	8,491	6,775	6,283	4,888	3,656
Log-Normal 3p-LM	14,726	10,497	8,430	6,792	6,326	5,021	3,882
Person III-MM	14,846	10,615	8,488	6,775	6,284	4,893	3,666
Person III-LM	14,726	10,491	8,426	6,795	6,333	5,039	3,913
Log-Person III-MM	13,316	10,138	9,031	8,313	8,132	7,671	7,321
Log-Person III-LM	13,389	10,125	8,967	8,208	8,015	7,520	7,140
Normal	14,999	10,653	8,381	6,505	5,959	4,394	2,986

Comentários finais

A série de vazões mínimas em sete dias do Rio Braço do Norte apresenta média de $15 m^3 s^{-1}$ com coeficiente de variação de 34% e coeficiente de assimetria de 0,179. Entre as distribuições testadas distribuição Weibull com três parâmetros estimados pelo Método dos L-Momentos foi a que apresentou melhor desempenho para estimativa das vazões mínimas, no

entanto as distribuições Weibull com dois parâmetros, Pearson III, Log-Normal com três parâmetros apresentaram diferenças inferior a 10 % para estimativas de vazões com período e retorno de 50 anos, podendo também ser utilizadas. A vazão mínima com sete dias de duração e período de retorno de 10 anos para o Rio Braço do Norte é de $8,298 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Referências Bibliográficas

- ANA - Agência Nacional De Águas. 2011. **Outorga De Direito De Uso Dos Recursos Hídricos**. Cadernos De Capacitação Em Recursos Hídricos; v.1., 50 p.
- ANA Agência Nacional De Águas. 2005. **Disponibilidade e demandas de Recursos Hídricos no Brasil**. Relatório Técnico, 134 p.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico - ANA. 2023. Hidroweb: **Sistemas de Informações Hidrológicas**. Available at: <<http://hidroweb.ana.gov.br>>
- Almeida, I. K.; Alves Sobrinho, T.; Santos, B.B.; Steffen, J.L.; Bacchi, C.G.V. 2014. Métodos estatísticos na determinação de vazão de referência. **Comunicata Scientiae**, v.5, n.1, p.11-17.
- Anderson, T. W.; Darling, D.A. 1954. A Test of Goodness of Fit. **Journal of American Statistical Association**, v.49, p.765-769.
- Back, Á. J.; Galatto, S. L.; Souza, G.da S.; Pereira, J. R. 2023. Análise de vazões mínimas do rio Mãe Luzia, em Forquilha, Santa Catarina. In: III Encontro Nacional de desastres. ABRHidro, **Anais...** Niterói, -2023.
- Baena, L. G. N. 2002. **Regionalização de vazões para a bacia do rio Paraíba do Sul, a montante de Volta Redonda, a partir de modelo digital de elevação hidrologicamente consistente**. 135 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2002.
- Barros, C. G. D.; Pessoa, F. C. L.; Santana, L. R.; Lopes, Y. K. L.; Costa, C. E. A. S. 2018. Vazão Mínima $Q_{7,10}$ no Amapá Estimada por Modelos Probabilísticos. **Engenharia na Agricultura**, v.26, n.3, p.284-294.
- Bezerra, R. R.; Rudke, A. P.; Rocha, V. N. L.; Souza, W.; Andrade, N. L. R.; Evangelista, D. H. R. 2013. Determinação da $Q_{7,10}$, Q_{90} e Q_{95} como ferramenta para gestão dos recursos hídricos: estudo de caso do Rio Jamari. **Bahia Análise - Dados**, v.23, n 2, p.425-435.
- Finkler, N. R.; Mendes, L. A.; Schneider, E.H.M.; Bortolin, T. A.; Schneider, V. E. 2015. Comparação de funções de distribuição de probabilidades na determinação de vazão mínima anual e sazonal. **Scientia Cum Industria**, v.3, n.2, p.42-49.
- Koefendder, A. 2015. **Regionalização de vazões $Q_{7,10}$, $Q_{90\%}$ E $Q_{50\%}$ na bacia hidrográfica Do Rio Ibicuí (sub-bacia 76)**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Trabalho de conclusão de curso para obtenção do título de graduação em Engenharia Ambiental.).
- Kite, G.W. 1977. **Frequency and risk analyses in Hydrology**. Water Resources publications. Colorado. 224 p.
- Mendes, L. A. 2007. **Análise dos critérios de outorga de direito de usos consuntivos dos recursos hídricos baseados em vazões mínimas e em vazões de permanência**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. (Dissertação de Mestrado). São Paulo.
- Naghetini, M.; Pinto, E. J. A. **Hidrologia estatística**. CPRM, Belo Horizonte. 2007. 600p.
- Naghetini, M.; Von Sperling, M. 2007. **Características hidrológicas de rios**. In **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Org. por Von Sperling, M., Editora UFMG, Belo Horizonte - MG, 2007, p.59-96.
- Oliveira, T. C. C.; Gonçalves, F. A. 2022. Tamanho ideal de séries históricas de vazões mínimas anuais e suas aplicações em estudos hidrológicos: estudo de caso nas regiões hidrográficas Paraná e São Francisco. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.27, n.4, p. 805-816.
- Rocha, B. H. D.; Alexandrino, C. H.; Moreira, D. P. F.; Pereira, G. A.; Azevedo, K. T. 2014. Estimativa da vazão mínima para o Rio Mucuri pelo método $Q_{7,10}$. In: Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 18, 2014, **Anais...** Belo Horizonte.
- Silva, A. M.; Oliveira, P. M.; Mello, C. E.; Pierangeli, C. 2006. “ações mínimas e de referência para outorga na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.10, n.2, p.374-380.
- Novaes, L. F.; Pruski, F. F.; Pereira, S. B.; Queiroz, D. O.; Rodriguez, R. D. G. 2009. Gestão de recursos hídricos: uma nova metodologia para a estimativa das vazões mínimas. **Engenharia na Agricultura**, v.17, n.1, p.62-74.
- Tucci, C.E.M. 2002. **Regionalização de vazões**. Porto Alegre: UFRGS. 256p.
- Wolff, W.; Duarte, S.; Mingoti, R. 2014. Nova metodologia de regionalização de vazões, estudo de caso para o Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, p.21-33.

COMITÊS DE BACIA EM RONDÔNIA: UM REGISTRO HISTÓRICO DE MOBILIZAÇÃO SOCIAL E IMPLEMENTAÇÃO

¹Kátia Regina Casula, ²Nara Luísa Reis de Andrade

¹Mestranda ProfªÁgua, Universidade Federal de Rondônia, e-mail: katiacasula2@gmail.com; ²Professora, Universidade Federal de Rondônia, e-mail: naraluisar@unir.br

Palavras-chave: Amazônia; Governança; parlamento das águas.

Resumo

Diante da imensidão de água na região Amazônica parece impossível se falar em escassez. Esse pode ser o motivo que resultou na demora da construção de políticas públicas para os recursos hídricos em relação as outras regiões do país. Enquanto a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9433) surgiu em 1997, as legislações dos estados amazônicos iniciaram após 2001. O Estado de Rondônia construiu sua Política de Recursos Hídricos em 2002 nas bases da lei federal, na qual prevê a instituição de cinco comitês de bacia hidrográfica para realização de uma gestão participativa deste recurso natural. O objetivo deste trabalho é discorrer sobre o processo de mobilização da sociedade civil e órgãos governamentais nas áreas de atuação dos comitês de bacia para sua institucionalização no estado de Rondônia. Os cinco comitês de bacia hidrográfica de Rondônia são: do Rio Jamari, do Rio São Miguel e Vale do Guaporé, dos Rios Branco e Colorado, do Rio Jaru e Baixo Machado, e do Rio Alto e Médio Machado. A metodologia adotada foi através da pesquisa qualitativa que ocorreu por meio de análise documental e revisão bibliográfica, além de entrevistas com servidores do órgão gestor que tem acompanhado o processo de implantação dos comitês. A SEDAM (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental) é responsável pela gestão dos recursos hídricos em Rondônia, onde atua como Secretaria Executiva do Conselho Estadual de Recursos Hídricos e possui processos físicos com documentos sobre a implantação de cada comitê. Nestes foi possível observar que a mobilização social para implantação destes comitês, em sua maioria iniciou em 2006, contudo o processo de análise e aprovação de todos eles ocorreu em 2014 quando todos os cinco comitês tiveram seus decretos expedidos pelo governo estadual. Neste ano, todas as diretorias provisórias foram empossadas e receberam a missão de continuidade do processo através da elaboração da minuta do regimento interno, mobilização para composição de membros e eleição de diretoria definitiva. Contudo nem todos os comitês apresentaram estes resultados, desencadeando novo procedimento para instituição dos dois comitês que compõem a Bacia Hidrográfica do Rio Machado. Em 2022 iniciou-se a nova mobilização para o Comitê do Rio Alto e Médio Machado o qual teve a composição de membros e diretoria definitiva eleita em 2023, de forma que dos cinco comitês, quatro já estão constituídos e em funcionamento. Observa-se que após a participação do estado de Rondônia no PROGESTÃO (Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão de Águas) instituído pela Resolução ANA nº379/2013 houve grande avanço na implantação da política pública de recursos hídricos. O aporte de recursos permitiu a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos e de suporte para o fortalecimento dos comitês de bacia hidrográficas. O olhar para a história ajuda a compreender os caminhos percorridos e o que ainda há de percorrer para que a gestão hídrica participativa ocorra de fato, com ações e decisões necessárias para o alcance do grande objetivo que é a sustentabilidade.

Introdução

A gestão dos recursos hídricos no Brasil é um desafio apresentado aos governantes e à sociedade civil. A sanção da Lei 9.433 de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) representou um grande avanço no setor. A PNRH institucionalizou a gestão integrada, participativa e descentralizada dos recursos hídricos, tendo como elemento de gestão a bacia hidrográfica (BRASIL, 1997).

Bacia hidrográfica é uma região compreendida por um território e por diversos cursos d'água que convergem para um único ponto (rio principal) e são descarregadas em uma saída comum, o exutório (COELHO NETO, 2001; ANA, 2011). Na bacia hidrográfica ocorrem interrelações entre vários subsistemas, o social, o econômico, o demográfico e o biofísico (OLIVEIRA, 2011). Este espaço geográfico apresenta-se como melhor recorte para a gestão dos recursos hídricos, uma vez que a intervenção humana é capaz de alterar o ciclo hidrológico, assim como influenciar os demais usos da água e do solo neste território. Sendo assim, a bacia hidrográfica se identifica como a melhor unidade territorial de planejamento para uso dos instrumentos de gestão da água, seguindo os princípios da descentralização e participação social (ANA, 2021).

Neste sentido a PNRH instituiu os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) que constituem o espaço em que representantes da comunidade de uma bacia hidrográfica discutem e deliberam a respeito da gestão dos recursos hídricos compartilhando responsabilidades de gestão com o poder público, a chamada governança.

Os comitês possuem poder de decisão e cumprem papel fundamental na elaboração das políticas para gestão das águas nas bacias, sobretudo em regiões sujeitas a eventos críticos de escassez hídrica, inundações ou na qualidade da água que possam colocar em risco os usos múltiplos da água, conforme assegurados em Lei (BRASIL, 1997).

Além da legislação nacional de Gestão dos Recursos Hídricos, chefes de Estado, de Governo e representantes da Organização das Nações Unidas (ONU) firmaram um pacto global: a Agenda 2030. Este pacto foi assinado durante a Cúpula

das Nações Unidas em 2015 pelos 193 países membros. A agenda é composta por 17 objetivos ambiciosos e interconectados, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo que o ODS 6 versa sobre a Água potável e saneamento, cuja finalidade é garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos (ONU, 2015).

Diante da Política Nacional de Recursos Hídricos, os estados criaram, aos mesmos moldes, as Políticas Estaduais de Recursos Hídricos. O Estado de Rondônia instituiu no ano de 2002 a sua Política Estadual através da Lei Complementar nº 255 de 25/01/2002 (PERH), regulamentada pelo Decreto Estadual nº 10.114 de 20/09/2002 (RONDÔNIA, 2002a e 2002b).

Uma vez criada a PERH onde está prevista a criação dos comitês de bacia no Estado de Rondônia, a sociedade civil iniciou movimento para a implementação destes comitês conforme a delimitação das Bacias Hidrográficas de Rondônia.

O objetivo deste trabalho é discorrer sobre como se deu a mobilização da sociedade civil e órgãos governamentais nas áreas de atuação dos comitês de bacia, retratando as etapas de formação e/ou sua consolidação no Estado de Rondônia, por meio do contexto histórico até os dias atuais.

Material e Métodos

A área de estudo englobou parte do Estado de Rondônia, com foco nas áreas que compõem os cinco comitês de bacias hidrográficas estaduais, sendo eles os Comitês do Rio Jamari, do Rio São Miguel e Vale do Guaporé, dos Rios Branco e Colorado, do Rio Jaru e Baixo Machado, e do Rio Alto e Médio Machado, conforme a Figura 1. As demais áreas do Estado, ainda não contempladas na divisão de comitês, serão organizadas em comitês interestaduais e internacionais, sob responsabilidade da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

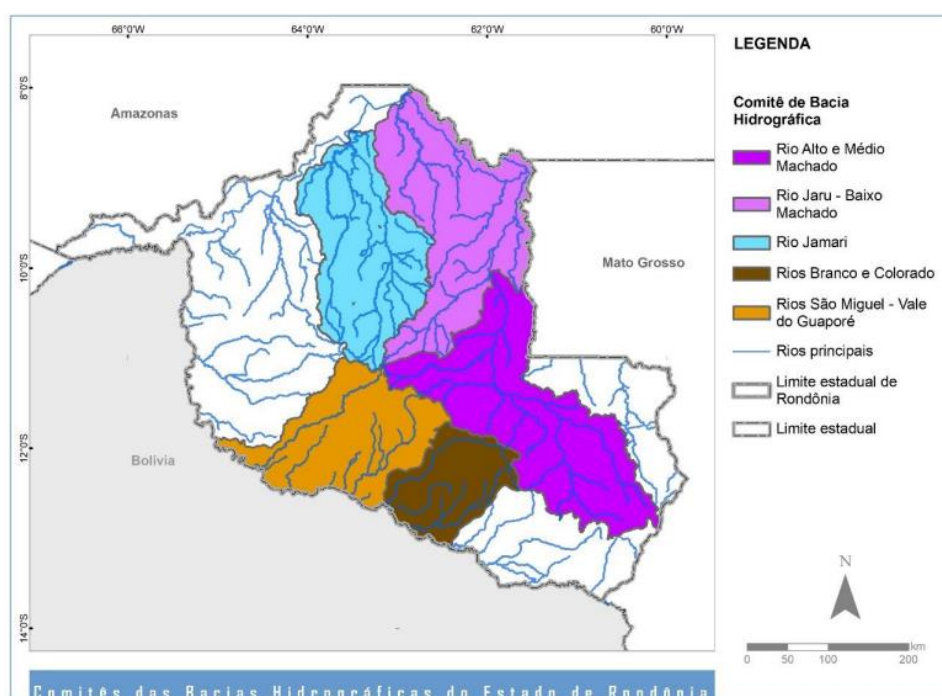


Figura 1: Comitês de Bacias Hidrográficas de Rondônia. Fonte: Rondônia (2018)

A pesquisa realizada foi do tipo descritiva com uma abordagem qualitativa, conforme estabelecido por Gil (2002) e descrita por Dalfovo *et al.* (2008), e ocorreu por meio de análise documental e revisão bibliográfica.

Os documentos analisados foram disponibilizados pela Coordenadoria de Recursos Hídricos (COREH) da SEDAM, responsável por secretariar o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RO) e pelo apoio aos comitês de bacias estaduais. Cada comitê de bacia possui um processo administrativo físico composto por documentos referentes à mobilização social para suas formações, pareceres do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, entre outros.

Outro local para obtenção de documentos foram sites de instituições parceiras de alguns comitês (<https://acquaviva.unir.br>), onde são divulgadas as convocações para reuniões e eventos, assim como redes sociais dos comitês (@cbh.amma.ro).

A memória viva de profissionais que atuaram no processo de formação dos comitês também foi de grande valia para a composição deste histórico. Profissionais da SEDAM que acompanharam o andamento desde o início, em conversa informal, relatam a experiência vivida desde a promulgação da lei e as tentativas de implantação dos comitês de bacia.

Resultados e Discussão

A Política Estadual de Recursos Hídricos, assim como o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos e o Fundo de Recursos Hídricos instituídos pela Lei Complementar nº 255, de 25 de janeiro de 2002 prevê em seu Art. 5º, a criação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos e dos comitês de bacia (RONDÔNIA, 2002a).

O Decreto nº 10.114/2002 no Art. 6º apresenta a divisão do Estado de Rondônia em sete bacias hidrográficas: Bacia do Rio Guaporé, Bacia do Rio Mamoré, Bacia do Rio Abunã, Bacia do Rio Madeira, Bacia do Rio Jamari, Bacia do Rio Machado e Bacia do Rio Roosevelt (RONDÔNIA, 2002b).

Diante da definição das bacias hidrográficas do estado, a sociedade civil em conjunto com instituições acadêmicas, grupos de pesquisas e populações tradicionais da Amazônia iniciou a mobilização para que os comitês de bacias destas unidades de gestão fossem criados e implantados (CARMELLO *et al.* 2015; ZUFFO E ABREU, 2010).

O primeiro registro de mobilização social data de 2003 com o I Encontro Estadual de Bacias Hidrográficas em Porto Velho, sendo seguido por outros encontros e reuniões (ZUFFO *et al.*, 2011).

Contudo, apenas em 2014 ocorreu efetivamente o processo de aprovação e implantação dos Comitês de Bacia Hidrográficas pelo executivo estadual, quando foram aprovados os cinco comitês.

Destes comitês, apenas 03 estão em funcionamento, e dois estão em fase de implantação, que são os que compõem a Bacia do Rio Machado. O Comitê do Rio Alto e Médio Machado teve nova organização entre 2022 e 2023 passando pelo processo de mobilização social, instituição da diretoria provisória, seguida da composição dos membros e eleição da diretoria definitiva.

O Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) apresentado em 2018 teve por objetivo inventariar e estudar os recursos hídricos superficiais e subterrâneos no Estado de forma quali-quantitativa (RONDÔNIA, 2018) sendo aprovado pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos no mesmo ano, contudo aguarda análise pelo legislativo do Estado.

Neste Plano os comitês de bacia são descritos, mencionando apenas sobre a criação por meio dos decretos, e não traz sobre o processo que levou a instituição dos mesmos.

A SEDAM (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental), órgão gestor dos recursos hídricos no Estado de Rondônia, é responsável pela Secretaria Executiva do Conselho Estadual, o qual aprova a criação dos comitês de bacia e detém as informações de cada comitê, haja vista que estes estão atrelados ao CRH. Assim, para cada comitê a Secretaria Executiva possui um processo administrativo físico contendo parte dos processos de mobilização para criação dos mesmos e em apenas um consta das atas de reuniões. O Quadro 1 aponta os principais momentos da criação dos comitês em Rondônia.

Comitê	Início da mobilização	Mobilizador	Eventos	Atendimento dos requerimentos mínimos	Análise CTPIG*	Aprovaçã o CRH	Resolução
Rio Jamari (CBH-JAMARI-RO)	2006	Sociedade civil	Encontros de Bacias Hidrográficas	13/08/2013	30/01/2014	20/02/2014	05 (CRH, 2014a)
Rio Jaru-Baixo Machado (CBH-JBM)	2006	Sociedade civil	Encontros de Bacias Hidrográficas	13/08/2013	02/12/2013	20/02/2014	06 (CRH, 2014b)
Rio Alto e Médio Machado (CBH-AMMA-RO)	2006	Sociedade civil	Encontros de Bacias Hidrográficas	13/08/2013	28/01/2014	20/02/2014	07 (CRH, 2014c)
Rio Branco e Colorado (CBH-RBC-RO)	2010	Sociedade civil	I Simpósio de Recursos Hídricos da Zona da Mata	08/11/2013	08/02/2014	08/07/2014	08 (CRH, 2014d)
Rio São Miguel-Vale do Guaporé (CBH-RSMVDG-RO)	2006	Sociedade civil	Encontro da Bacia Hidrográfica do Rio São Miguel	07/02/2014	10/12/2013	20/02/2014	09 (CRH, 2014e)

*CTPIG: Câmara Técnica de Planejamento e Instrumentos de Gestão criada pela Resolução CRH/RO nº 01 – 10/12/2012 (CRH, 2012).

Quadro 1: Histórico da criação dos comitês de bacia hidrográficas em Rondônia.

Conforme a Lei nº 255/2002 (RONDÔNIA, 2002a), o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos é composto pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RO), os Comitês de Bacia Hidrográficas (CBH) e as Agência de Bacia Hidrográfica (ABH). E entre as competências do CRH/RO está a de incentivar a formação e consolidação dos Comitês de Bacia, assim como indicar ao Governo estadual a instituição destes comitês e dar suporte para seu estabelecimento.

Neste sentido a Universidade Federal de Rondônia, através do Núcleo de Ciências Exatas e Tecnologia teve participação fundamental na construção do diálogo hídrico através do ensino, da pesquisa e extensão. O Grupo Acqua Viva – UNIR pertencente a este núcleo, criou vários centros de difusão pelo estado, um em cada bacia hidrográfica, de modo que seus voluntários estimulassem a discussão sobre a água. O resultado destas ações iniciadas em 2002 foi a formalização dos pedidos de criação dos comitês de bacia hidrográficas (ZUFFO *et al.*, 2011).

O CRH/RO foi criado pela Lei nº 255 de 2002, contudo sua formação ocorreu a partir de 2011, sendo formalmente instalada em 14/08/2012 quando ocorreu a primeira reunião ordinária com a posse dos seus conselheiros para a Gestão 2012-2014 (ROCHA *et al.*, 2019).

Com o objetivo de implementar a Política Estadual de Recursos Hídricos, o CRH/RO buscou, nesta primeira gestão, pela institucionalização dos cinco Comitês de Bacias Hidrográficas (ROCHA *et al.*, 2019). Contudo, as propostas de criação de alguns comitês vieram incompletas ou requerendo a criação de mais de um comitê no mesmo pedido, o que dificultou a análise e não atendi, portanto, os requisitos mínimos.

De acordo com a Resolução CNRH nº05/2000 a criação de comitês de bacia federal deve ser solicitada através da apresentação de justificativa circunstanciada, caracterização da bacia, indicação de diretoria provisória e a proposta subscrita por no mínimo 03 (três) das 04 (quatro) categorias (secretários de estado, prefeitos municipais, usuários e sociedade civil). Estes critérios também são utilizados pelos estados para formação dos comitês estaduais, estabelecendo assim os requisitos mínimos para análise (BRASIL, 2000).

Uma vez analisado sob as normas estabelecidas pela Resolução nº 05/2000, os três primeiros comitês (JAMARI, JBM e AMMA) obtiveram indeferimento na primeira análise, e após complemento, teve sua aprovação. Eles também tinham sido solicitados em conjunto, visto que os eventos de mobilização tinham se estendido sobre a área de abrangência dos três.

Os outros comitês (RBC e RSMVDG) tiveram mobilizações distintas, porém houve conflito sobre a área de atuação. O Baixo Rio Branco afeta a região do Vale do Guaporé, e, portanto, houve a necessidade de conciliação entre os pré-comitês mediada pelo CRH. Após a conciliação, o Baixo Rio Branco ficou mantido para o comitê RBC, contudo ficou acordado que em havendo conflitos nesta área o comitê RSMVDG será convidado a participar da solução do impasse.

Os processos disponíveis na SEDAM demonstram que em todos os comitês houve a composição inicial da diretoria provisória, as quais tinham a meta de organizar a minuta do regimento interno, composição dos membros e eleição da diretoria definitiva. Contudo, em alguns comitês a ação parou na diretoria provisória, não tendo continuidade no processo, o que foi observado pela Secretaria Executiva durante o monitoramento dos comitês (Figura 2).

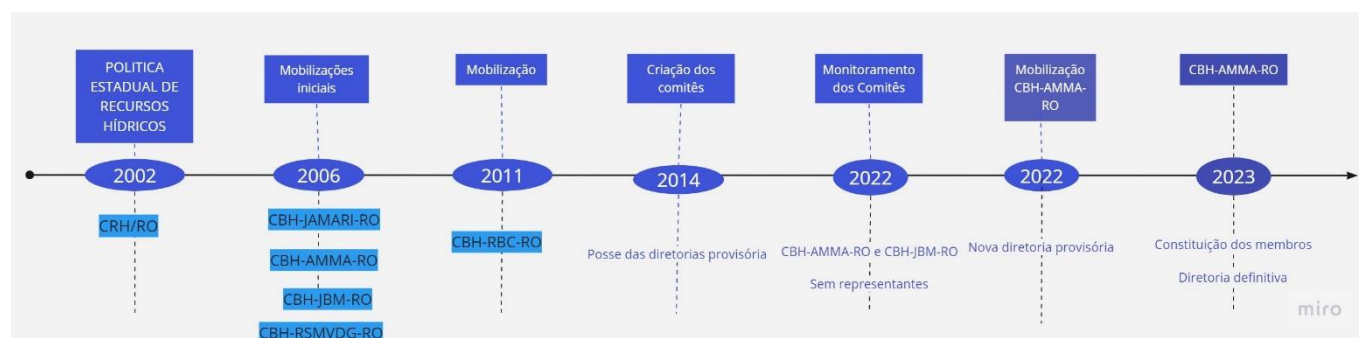


Figura 2: Cronologia dos principais movimentos de criação dos Comitês de Bacias. Fonte: Autoras, 2023.

A mesma situação é relatada para outros comitês, que por motivos diversos o trabalho inicial se perde permanentemente ou temporariamente. No Comitê de Piracicaba, Minas Gerais, ocorreu uma grande mobilização social, instituição da diretoria provisória e em seguida a definitiva, contudo, após um período, cessaram as atividades passando por um retrocesso e as principais causas levantadas foi o desinteresse dos membros, falta de apoio dos órgãos gestores, falta de apoio das prefeituras e empresas, desarticulação política entre o comitê, membros, empresas e órgãos públicos, e dificuldades financeiras vividas pelo comitê (CRUZ, 2009).

No caso de Rondônia não se sabe a causa da falta de prosseguimento para a implantação dos comitês, mas se sabe da dificuldade das instituições participarem voluntariamente deste processo de construção.

Após a participação do Estado de Rondônia no PROGESTÃO (Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão de Águas) instituído pela Resolução ANA nº379/2013, cujo princípio é o pagamento por alcance de metas alcançadas pelos estados aderidos, é que a SEDAM obteve maior aporte de recursos para desenvolver atividades relacionadas aos recursos hídricos no estado, fortalecendo o Conselho Estadual e os comitês de bacia, assim como a construção do Plano Estadual de Recursos Hídricos. O primeiro ciclo do PROGESTÃO foi de 2013 a 2016, e o segundo ciclo foi de 2017 a 2021.

De um lado observa-se que a SEDAM está em busca de organização e fortalecimento da gestão dos recursos hídricos para unir as informações dos comitês e dar transparência a todo o procedimento. Por outro lado, alguns comitês alegam que houve perdas de documentos físicos e/ou digitais encaminhados à Secretaria Executiva do CRH.

Diante da ausência das atas dos comitês não foi possível analisar o teor das reuniões, dos conflitos apresentados e da efetiva contribuição dos comitês de Rondônia na gestão compartilhada dos recursos hídricos.

O pleno funcionamento destes espaços democráticos que atuam de forma voluntária, em diversos lugares tem passado por dificuldades. O consórcio Santa Maria-Jucu no Espírito Santo criado em 1991 e extinto oficialmente em 2008 mostrou-se ineficiente na gestão dos recursos hídricos na região da grande Vitória, o que desmotivou a participação de alguns importantes atores desta gestão no novo formato constituído a partir de 2005, com a formação de dois comitês de bacia, Jucu e Santa Maria da Vitória (OLIVEIRA, 2011). A mudança de estratégia, com a diminuição de municípios, e mobilização em momentos diferentes em cada bacia contribuiu, mas houve a necessidade de uma intervenção de uma instituição que apresentou um “Projeto de Integração” com agenda para os próximos 5 anos, prevendo todos os procedimentos legais para instituição dos comitês. A posse dos membros e eleições da diretoria definitiva ocorreu em 2008.

Matos e Carrieri (2021) ao analisar o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Grande que engloba municípios dos estados de Minas Gerais e São Paulo, observaram ser comum o intervalo entre a criação de um comitê estadual até seu funcionamento. Este espaço de interação entre os diversos segmentos buscando a articulação política no âmbito local para promoção da gestão dos recursos hídricos é recente e deve ser fortalecida.

Tentativas frustradas também contribuem para o desenvolvimento de uma política local adotando novas metodologias que venham contribuir com processos sustentáveis. No Estado do Espírito Santo a formação dos comitês de bacias na região mais povoada também ocorreu por mobilização social após a existência de um consórcio que não cumpriu seu objetivo. Com o movimento denominado “Descida Ecológica do Rio Jucu” em 2005 iniciavam os movimentos para criação dos comitês do Rio Jucu e Santa Maria (OLIVEIRA, 2011).

Uma análise realizada por Souza Junior *et al.* (2017) da governança hídrica da Bacia do São Francisco, composta por 507 municípios de sete estados brasileiros concluiu que nas áreas com maiores conflitos (baixo e médio São Francisco) existem desafios a serem transpostos na articulação vertical dos planos estaduais e de bacias, por falta de comitês instituídos, por falta de diálogo entre os órgãos gestores e demais segmentos, ou outro motivo.

Empinotti (2011) estudando a mesma bacia estudada por Souza Junior *et al.* (2017) destaca que membros dos comitês de bacia do Baixo e Médio São Francisco desistiram de participar da gestão compartilhada por observar que naquele fórum as decisões estavam centralizadas com prevalência de influência de grupos econômicos.

Outro ponto a ser observado é que a atuação efetiva dos comitês de bacia tem como desafio sua autossustentação financeira, uma vez que os maiores entraves na execução de projetos são os investimentos que limitam seu funcionamento para a construção da gestão descentralizada e compartilhada (BATAGHIN, 2017).

Segundo Denny *et al.* (2020), embora a implementação de políticas públicas em ambientes participativos ainda seja um grande desafio, é condição de efetividade e perenidade das decisões, devendo, portanto, ser buscadas estratégias para que ocorram.

Muitos comitês de bacia já foram instalados e cada um estabelece suas estratégias de funcionamento que melhor se adapta aos conflitos a serem solucionados e os atores envolvidos. Apesar disso, a instituição desses parlamentos ainda constitui uma inovação nos cuidados com a coisa pública quando permite que todos os atores envolvidos decidam sobre o planejamento e distribuição do uso da água no seu espaço.

Considerações Finais

Embora com bibliografias e registros documentais escassos sobre o tema, foi possível compreender o processo de formação e atuação dos comitês de bacia de Rondônia até o presente momento.

A participação dos profissionais das instituições de ensino (universidade federal e secretarias de educação, estadual e municipais) em discussões relacionadas ao meio ambiente, com ênfase nos recursos hídricos e áreas de preservação permanente no ano de 2002 foi o ponto inicial para a mobilização social na construção dos espaços de diálogos, o que tornariam os comitês de bacia hidrográfica. Na sequência ocorreram vários eventos (encontros estaduais por bacias hidrográficas e capacitações) culminando nos processos de instituição dos comitês de bacia.

Portanto, pode-se considerar que a mobilização social ocorreu pela sociedade civil que com o apoio dos órgãos e instituições que compunham o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, fez-se instituir os cinco comitês de bacia hidrográfica em Rondônia em 2014.

Após quase dez anos, os comitês se apresentam em passos diferentes, uns mais envolvidos com iniciativa de educação ambiental promovendo a recuperação da vegetação e buscando soluções para problemas graves como voçorocas; outros realizando reuniões ordinárias sem a participação ou acompanhamento do CRH/RO; e outros paralisados, sem diretoria e membros.

A ideia que se tem da Amazônia, da abundância dos recursos hídricos, permite acreditar que seja o desencadeador da falta de iniciativas para atuar nos cuidados com a água, tanto pelo gestor público quanto pelos cidadãos. A “falta de conflitos” pela água ainda permite um olhar mais distante deste problema emergente. Contudo, desde o início das mobilizações para criação dos comitês de bacias hidrográficas em Rondônia destacavam-se a diminuição das áreas de preservação permanente, aumento das indústrias, da pecuária, da agricultura irrigada, dentre outras atividades que influenciam na disponibilidade qualitativa dos recursos hídricos.

A implementação de espaços de discussão sobre os recursos hídricos em Rondônia tem trazido a sociedade civil organizada e usuários para a tomada de decisão.

Diante da análise de alguns exemplos, pode-se inferir que a instituição dos comitês de bacia não tem seguido modelos. Sua composição por atores com intenções e necessidades próprias podem levá-lo ao sucesso ou ao fracasso, e ambos os resultados podem levar um maior ou menor tempo, a depender da participação efetiva e verdadeira descentralização na gestão dos recursos hídricos.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, as autoras agradecem também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos – Prof. Água, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015 pelo apoio técnico e científico aportado até o momento; e aos servidores da SEDAM/COREH, nas pessoas do Sr. José Trajano dos Santos e da Sra. Daniely da Cunha Oliveira Sant’Ana.

Referências Bibliográficas

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2011. O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz?. Brasília: SAG.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2015. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: Informe 2015. Brasília: ANA.

ANA – Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. 2021. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Brasília: ANA.

BATAGHIN, F.A.; GONÇALVES, M.A.; IKUTA, I.A.; COSTA, M.A.B. 2017. Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema-MS: origens e desafios para atuação na área de resíduos. Anais... VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campo Grande/MS, 27 a 29/11/2017.

BRASIL. 1997. Lei nº 9433, 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasília, DF: DOU 09/01/1997, pag.470.

BRASIL. 2000. Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº 5, de 10 de abril de 2000. Dispõe sobre as diretrizes para criação de comitês de bacia hidrográfica. Brasília, 2000. Diário Oficial da União, 11 de abr. 2000, Brasília, DF.

CARAMELLO, N.; PENHA, M.; PUJOL, D. S.; STACHIW, R.; LIMA, L. F. M. ; ARRUDA, C.; CARNIATTO, I.; XIMENES, C.; PIEIRA, F. E.; SILVA, I. P.; STACHIW, R.; CUNHA, J.; HENNRICH JUNIOR, E. J.; MAX, C. 2015. Indicators of unsustainability of the amazon. Mobilization of all sectors for the management of the application of water in Rondônia state - Brazil. Monfragüe Desarrollo Resiliente, v. IV, p. 66-86.

COELHO NETO, A. L. 2001. Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. (orgs.). Geomorfologia: uma base de atualização e conceitos. 4a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. p 93-148.

CRH- Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2014a. Resolução nº 01, de 10 de dezembro de 2012. Estabelece competências específicas e composição da Câmara Técnica de Planejamento e Instrumentos de Gestão, em caráter permanente. D.O.E. de 05 de fevereiro de 2013. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-01-2012.pdf>>. Acesso em 28 jun. 2023.

CRH. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Resolução nº 05, de 11 de junho de 2014. Aprova a proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Jamari (CBHJAMARI-RO), no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Rondônia. D.O.E. de 09 de julho de 2014. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-05-2014.pdf>>. Acesso em 24 out. 2022.

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2014b. Resolução CRH/RO nº 06, de 11 de junho de 2014. Aprova a proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Jaru - Baixo Machado (CBH-JBM-RO), no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Rondônia. D.O.E. de 09 de julho de 2014. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-06-2014.pdf>>. Acesso em 24 de out. 2022.

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Resolução. 2014c. CRH/RO nº 07, de 11 de junho de 2014. Aprova a proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Alto e Médio Machado (CBH-AMMA-RO), no âmbito do

Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Rondônia. D.O.E. de 09 de julho de 2014. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-07-2014.pdf>>. Acesso em 24 de out. 2022.

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2014d. Resolução nº 08, de 11 de junho de 2014. Aprova a proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios Branco e Colorado (CBH-RBC-RO), no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Rondônia. D.O.E. de 09 de julho de 2014. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-08-2014.pdf>>. Acesso em 24 out. 2022.

CRH - Conselho Estadual de Recursos Hídricos. 2014e. Resolução CRH/RO nº 09, de 11 de junho de 2014. Aprova a proposta de Instituição do Comitê da Bacia Hidrográfica dos Rios São Miguel - Vale do Guaporé (CBH-RSMVG-RO), no âmbito do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos de Rondônia. D.O.E. de 09 de julho de 2014. Disponível em: <<https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/resolu%C3%A7%C3%A3o-09-2014.pdf>>. Acesso em 24 de out. 2022.

CRUZ, L. P. 2009. Avaliação da evolução do comitê de bacia hidrográfica do Rio Piracicaba/MG. Dissertação (Mestrado), UFOP. 127 fl..

DALFOVO, M. S.; LANA, R. A.; SILVEIRA, A. 2008. Métodos quantitativos e qualitativos: um resgate teórico. Revista interdisciplinar científica aplicada, v. 2, n. 3, p. 1-13.

DENNY, D.M.T.; GRANZIERA, M.L.M.; GONÇALVES, A.F. 2020. Comitês de Bacia Hidrográfica: governança e efetividade na gestão de recursos hídricos. Rev. Gestão & Sustentabilidade Ambiental. Florianópolis, v.9, n.4, p.227-247, out/dez..

EMPINOTTI, V.L. 2011. E se eu não quiser participar? O caso da não-participação nas eleições do Comitê de Bacia do São Francisco. Ambiente & Sociedade. Campinas v. XIV, n. 1, p. 195-211, jan.-jun.

GIL, A. C. 2002. Como classificar as pesquisas. Como elaborar projetos de pesquisa, v. 4, n. 1, p. 44-45.

MATOS, F.; CARRIERI, A. P. 2021. Retratos de governanças das águas no Brasil: perfil dos representantes membros do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Grande. Belo Horizonte: FACE – UFMG,. 68P. ISBN: 978-65-88208-23-6

OLIVEIRA, R.M.L. 2011. A criação dos Comitês de Bacias Hidrográficas dos rios Jucu e Santa Maria da Vitória: perspectivas e desafios da gestão hídrica capixaba. Dissertação (Mestrado). UFES, 310p.

ONU - Organização das Nações Unidas. 2015. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Nova York: ONU. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2022

ROCHA, T.R.L.; SILVA, L.; SCCOTI, M.S.V. 2019. Participação social na gestão das águas: a atuação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia. In: Participação Social das Águas: a Atuação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia. CARMELLO, N.; STACHIW, R.; QUADROS, K.; FERRONATO, M. (Orgs.). Amazônia Contribuição Científica para Gestão Hídrica. p. 66-88. Ituiutaba: Barlavento. 621 p.

RONDÔNIA. 2002a. Lei Complementar nº 255 de 25 de janeiro de 2002.. DOE nº 4.909 de 25 de janeiro de 2002. Institui a Política, cria o Sistema de Gerenciamento e o Fundo de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia e dá outras providências. DOE nº 4.909, de 25 de janeiro de 2002. Disponível em: < https://rondonia.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/02/Lei_Complementar_n%C2%BA_255-2002.pdf>. Acesso em 24 de out. 2022.

RONDÔNIA. 2002b. Decreto nº 10.114, de 20 de setembro de 2002. Regulamenta a Lei Complementar nº 255, de 25 de janeiro de 2002, que “Institui a Política, cria o Sistema de Gerenciamento e o Fundo de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia, e dá outras providências”. Disponível em: < https://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/05/decreto_estadual_rhidricos.pdf>. Acesso em 24 de out. de 2022.

RONDÔNIA. Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Rondônia (PERH/RO). SEDAM. 2018. Disponível em: <<http://coreh.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2019/08/RESUMO-EXECUTIVO-1.pdf>> Acesso em: 22 ago. 2021

SOUZA JUNIOR, C.B.; SIEGMUND-SCHULTZEL, M.; KÖPPEL, J.; SOBRAL, M.C. 2017. Sinais de um problema crônico: a governança hídrica carece promover os comitês de bacia, coordenar planos e gerir informações. Rev. Ambient. Água vol. 12 n. 6 Taubaté – Nov./Dec.

ZUFFO, C.; ABREU, F. 2010. Gestão participativa das águas em Rondônia: Ações e Propostas para a formação dos comitês de Bacias Hidrográficas. Formação (Online), v. 2, n. 17.

ZUFFO, C.; INÊZ, C.S.; GONÇALVES, F.V. 2011. O Acqua Viva Rede Unir – Suas atribuições à gestão participativa das águas em Rondônia, Amazônia – Brasil e à Semana Nacional de Ciência e Tecnologia. XIV Congresso Mundial da Água, 25 a 29 set 2011. Porto de Galinhas, Pernambuco. Disponível em: <https://iwra.org/member/congress/resource/PAP00-5753.pdf>> Acesso em 26 dez 2022.

GESTÃO DE POÇOS TUBULARES: SEGURANÇA HÍDRICA NO ABASTECIMENTO PÚBLICO

¹Tiago De Vargas, ²Stefano Ballardin, ³Rossano Belladona, ⁴Volnei Dal Bosco, ⁵Luis Felipe Faccioni, ⁶Pedro Antonio Roehe Reginato, ⁷Franciéle Schwanck Carlos

¹Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: tiago.devargas@ufrgs.br; ²Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto, e-mail: ste_romani@hotmail.com; ³Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto, e-mail: rbelladona@samaecaxias.com.br; ⁴Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto, e-mail: vdalbosco@samaecaxias.com.br; ⁵Prefeitura Municipal de Caxias do Sul, e-mail: lfaccioni@caxias.rs.gov.br; ⁶Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: pedro.reginato@ufrgs.br; ⁷Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: franschwanck@gmail.com

Palavras-chave: aquífero; capacidade de produção; abastecimento de água

Resumo

A gestão de poços tubulares é um tema pouco debatido nas empresas de saneamento, porém está diretamente relacionada a segurança hídrica das populações que utilizam a água subterrânea para o abastecimento público. A proposta deste estudo é analisar a capacidade de produção de três poços tubulares, a sustentabilidade e a competência deles para manter a segurança hídrica do abastecimento público de dois distritos, Vila 1 e Vila 2, diante de cenários de crescimento populacional urbano. A metodologia abrange a análise de testes de vazão, a aplicação do método Capacidade Específica para estimar as vazões e o método aritmético para estimativa do crescimento populacional. Os resultados mostraram que o poço que abastece a Vila 1 está em uma zona aquífera com boa capacidade de armazenamento e transmissão da água subterrânea e, ainda, apresenta potencial de suprir a demanda hídrica em todos os cenários avaliados, ocasionando superávit hídrico. Por outro lado, os dois poços da Vila 2 estão em uma zona aquífera de reservatório descontínuo e de baixa capacidade de armazenamento. Além disso, para esses poços os testes de vazão foram executados de forma inadequada o que comprometeu a avaliação da capacidade de produção e sustentabilidade. Também constatou-se déficit hídrico para a Vila 2 em todos os cenários, sendo necessário gerenciar melhor esses dois poços e procurar novas fontes hídricas para suprir o déficit hídrico. Apesar dos três poços apresentarem a tendência de tornarem-se nulos rapidamente em caso de superexploração, o poço da Vila 1 garante a segurança hídrica do abastecimento público, enquanto que os poços da Vila 2 colocam em risco a segurança hídrica da população atendida.

Introdução

A gestão e o planejamento dos recursos hídricos subterrâneos têm sido discutida com maior vigor nos últimos anos. Essa discussão abrange os regramentos legais para o uso da água, o conhecimento sobre as reservas renováveis e a exploração dos aquíferos. A disponibilidade hídrica subterrânea, quantidade e qualidade, é avaliada considerando a extensão do aquífero ou a bacia hidrográfica como unidade de gestão, sendo a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) um marco na gestão sustentável das águas. As reservas renováveis de água subterrânea do Brasil são estimadas em 42.289 m³·s⁻¹, considerando os aquíferos sedimentares e fraturados (Hirata et al., 2010). Parte dessa vazão é utilizada para o abastecimento público de 30% à 40% da população, além de outros usos como a indústria e agricultura (Hirata et al., 2010; Tundisi, 2014).

Na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, onde ocorre a formação geológica Serra Geral, existe um aumento de demanda pela utilização da água do Sistema Aquífero Fraturado Serra Geral (SASG) (Freitas, 2016), ocorrendo um elevado número de pequenas cidades que possuem o abastecimento público baseado na exploração desse recurso hídrico subterrâneo, bem como comunidades rurais e indústrias, sendo a exploração anual desse aquífero estimada em 1,02 bilhão de metros cúbicos (Viero et al., 2021). A sustentabilidade das águas subterrâneas pode ser avaliada através da produtividade dos poços tubulares em operação. Essa produtividade pode ser determinada através da capacidade de produção de poços tubulares, utilizando dados de ensaios de bombeamento e monitoramento de operação dos poços. De Vargas et al. (2022b) avaliaram a sustentabilidade de dois poços tubulares utilizados no abastecimento público de uma comunidade rural aplicando o método do decaimento da capacidade específica e identificaram a necessidade de perfurar novos poços levando em consideração cenários futuros do abastecimento com base no crescimento populacional. Dutra et al. (2016), monitoraram o nível da água, vazão e tempo de bombeamento de 12 poços tubulares, do SASG, utilizados no abastecimento público e identificaram a influência da demanda na operação dos poços, as condições de exploração e o reflexo nos níveis da água.

Em pequenas comunidades da região nordeste do Rio Grande do Sul, normalmente, a gestão do abastecimento de água não relaciona a capacidade de produção do poço tubular (oferta de água para abastecimento) com a estimativa de crescimento populacional (demanda de consumo da água). Essa ausência de gestão pode levar à superexploração de poços comunitários e a instabilidade da segurança hídrica no abastecimento de água dessas localidades. O objetivo deste estudo é analisar a qualidade dos testes de vazão e o alcance, no tempo, da capacidade de produção de três poços tubulares, da sustentabilidade e da competência deles de manter a segurança hídrica diante de cenários de crescimento populacional urbano para os dois distritos, Vila 1 e Vila 2.

Área de estudo

A área de estudo está localizada na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul, no município de Caxias do Sul. Esse município possui 1.644,29 km² (Belladonna et al., 2018) e uma população estimada de 523.716 habitantes (IBGE, 2021). A economia de Caxias do Sul é a terceira maior do Rio Grande do Sul, com Produto Interno Bruto (PIB) de R\$ 15,69 bilhões, possuindo um dos maiores PIBs agrícolas do Estado (Caxias do Sul, 2020). Os poços tubulares, os testes de vazão e os distritos municipais que compõem este estudo tiveram os nomes modificados por questões de sigilo.

O contexto hidrogeológico da região abrange os sistemas aquíferos Guarani e Serra Geral. O Sistema Aquífero Guarani (SAG) é do tipo granular e, regionalmente, sofre controle estrutural através dos principais depocentros da Bacia do Paraná, falhamentos regionais e locais, reativação dos arqueamentos e soerguimentos termais (Lisboa et al., 2003), e está sotoposto ao Sistema Aquífero Serra Geral (SASG). O SASG pode ser segmentado em aquífero do tipo poroso e fraturado. O aquífero poroso está localizado no manto intemperizado das rochas vulcânicas da Formação Serra Geral (Reginato, 2003). Conforme o modelo conceitual a água armazenada nesse aquífero livre infiltra e circula pelas fraturas, que recarregam o SASG fraturado (Bortolin, 2018; Hausman, 1966; Reginato, 2003). Por outro lado, o SASG do tipo fraturado está condicionado a Formação Serra Geral, apresentando circulação da água em estruturas tectônicas, que podem apresentar ou não influência das estruturas primárias. A circulação e armazenamento da água subterrânea nas rochas da Formação Serra Geral ocorrem nas fraturas oriundas das disjunções horizontais, dos contatos entre derrames e nas zonas vesiculares e amigdaloides, sendo as zonas de fraturas abertas (verticais e subverticais) que transpassam os diferentes derrames e permitem a percolação da água até a zona de saturação (Reginato et al., 2015).

Na região de estudo o SASG possui as direções de lineamento NE-SW e NW-SE como as estruturas com maior potencialidade hídrica subterrânea, as quais coincidem com as direções de fraturas subverticais NE-SW e NW-SE, que juntamente com as fraturas sub-horizontais, apresentam a maior circulação de água (De Vargas et al., 2022a). Além disso, 71% dos poços tubulares exploram vazões abaixo de 10 m³·h⁻¹, 18% entre 10 e 20 m³·h⁻¹ e 11 % superior a 20 m³·h⁻¹ (De Vargas et al., 2018).

Metodologia

Foram selecionados três poços tubulares utilizados no abastecimento de dois distritos, Vila 1 (Poço = P01) e Vila 2 (Poços = P02 e P03). Os testes de aquífero (bombeamento e recuperação) em etapa única realizados no ano de 2020, com duração de 24 horas (ABNT, 2006), foram utilizados para obtenção dos parâmetros hidráulicos dos poços P01, P02 e P03 (Tabela 1) e para elaborar as curvas de rebaixamento (S_w vs Tempo) e recuperação (S_w' vs Tempo) referente a cada poço. Utilizou-se o método da Capacidade Específica (Q_{esp}) (Filho et al., 2008) para meios heterogêneos aspirando estimar a vazão (Q) para os anos de 2025, 2030 e 2035. Esse método consiste na construção de um gráfico *dilog* da Q_{esp} versus Tempo, com ajuste da função matemática do tipo potência (Equação 1), e a vazão esperada, $Q(t)$ é obtida pela Q_{esp} em um dado tempo multiplicado pelo rebaixamento disponível (RD) do poço (Equação 2). É esperada uma redução contínua da Q_{esp} , pois o método aborda um bombeamento sem interrupções ao longo do tempo determinado para a estimativa da vazão esperada (Filho et al., 2008).

$$\frac{Q}{S} = C \cdot t^{-m} \quad (1)$$

$$Q(t) = RD \cdot C(t)^{-m} \quad (2)$$

Onde: $\frac{Q}{S}$ é a capacidade específica (m³/h/m), t o tempo (minutos), m o coeficiente angular da reta logarítmica, C seu coeficiente linear da reta logarítmica e RD o rebaixamento disponível (metros).

A estimativa do tempo de bombeamento recomendado para cada poço foi baseado na equação 3 (Filho et al., 2008) e a população futura das áreas urbanas dos distritos Vila 1 e Vila 2 foram estimadas pelo método aritmético (Tsutiya, 2006) utilizando-se como base os censos dos anos de 2002 e 2012 (IBGE, 2002, 2012).

$$24 \cdot \left(\frac{Q_{10}}{Q_1} \right) \quad (3)$$

Onde: Q_{10} é a vazão esperada (m³/h) para 10 dias e Q_1 é a vazão estabilizada (m³/h) do teste de produção com duração de 1 dia.

Parâmetros	Poço Vila 1	Poços Vila 2	
	P01	P02	P03
Ano de perfuração	1998	2006	1998
Profundidade total (m)	70	59	176
Profundidade das entradas de água (m)	18	46 e 59	79, 116 e 128
Litologia da entrada da água	Dacito	Dacito	Dacito
Nível estático após a perfuração – NE (m)	5,62	16,35	64,00
Ensaio de bombeamento realizado no ano de 2020			
Duração do teste de vazão (horas)	24	24	24
Nível estático – NE (m)	6,40	49,34	67,56
Nível dinâmico – ND (m)	27,30	51,00	162
Rebaixamento – S_w (m)	20,90	1,03	94,44
Duração do teste de vazão (horas)	24	24	24
Vazão estabilizada de teste – Q (m^3/h)	12,00	2,00	5,10
Capacidade específica final de teste - q ($m^3/h/m$)	0,574	1,935	0,054
Tempo de recuperação (min)	120	80,00	210
% de rebaixamento recuperada	100	100	89,25

Tabela 1. Parâmetros geológicos, construtivos e ensaios de bombeamento inerentes aos poços tubulares, Vilas 1 e 2.

Resultados e discussão

As curvas de rebaixamento e recuperação possibilitam interpretar a capacidade de armazenamento e transmissão dos aquíferos. As figuras 1a e 1a' mostram o rebaixamento e a recuperação observados no poço P01, respectivamente. O comportamento da curva de rebaixamento é compatível com a curva de Theis, sugerindo um aquífero com boa produtividade. Essa configuração é corroborada pelo desempenho da curva de recuperação, que apresenta uma recuperação de 100% em 2 horas (Tabela 1), ou seja, a área da zona aquífera que o poço está inserido demonstra uma boa capacidade de armazenamento e transmissão da água subterrânea. Esse comportamento também foi reconhecido por (Hausman, 1980).

As figuras 1b e 1b' mostram as curvas de rebaixamento e recuperação para o poço P02, respectivamente. A curva de rebaixamento revela uma estabilização forçada do nível da água após os 50 minutos de teste, mantendo esse nível em 51 metros de profundidade. Isso foi observado nos dados brutos do teste de vazão, onde aos 50 minutos o crivo da bomba foi alcançado pelo nível dinâmico (ND) e a vazão foi reduzida de 8,3 m^3/h para 2,0 m^3/h ao longo dos 1.390 minutos seguintes. Esse tipo de procedimento também foi observado por Reginato et al. (2018) em poços tubulares do SASG. Outra inconsistência na execução do teste foi observada em relação ao nível estático (NE) do poço. O NE identificado no perfil geológico/construtivo da perfuração do P02 foi 16,35 metros, enquanto que o NE do teste de vazão foi 49,34 metros (Tabela 1). Isso mostra uma diferença de 32,99 metros de profundidade entre os NEs, interferindo diretamente na Q_{esp} e no comportamento das curvas de rebaixamento e recuperação. A curva de recuperação mostra um restabelecimento de 1,66 metros, em 1h20min, configurando 100% de recuperação do nível da água. No entanto, o poço não foi recuperado até o NE verdadeiro de 16,35 metros para uma avaliação efetiva do comportamento, além disso, o tempo observado para recuperar 1,66 metros pode ser considerado lento. As inconsistências relacionadas a estabilização forçada do rebaixamento e a diferença elevada entre os NEs estão relacionadas ao inadequado dimensionamento da bomba de teste e ao reduzido tempo de repouso do poço antes da execução do teste de vazão.

As curvas de rebaixamento (Figura 1c) e recuperação (Figura 1c') representam o comportamento hidráulico do poço P03. A curva de rebaixamento mostra uma queda acentuada do nível da água (94,44 metros) e um comportamento compatível a um reservatório descontínuo e de baixa capacidade de armazenamento. Além disso, é possível observar, ao final do teste, uma estabilização forçada, similar ao observado no P02, onde aos 160 minutos o crivo da bomba foi alcançado pelo ND (Tabela 1) e a vazão foi reduzida de 6,6 m^3/h para 5,1 m^3/h ao longo dos 1.280 minutos seguintes, configurando uma execução de teste de vazão inapropriado. A forma da curva de recuperação indica um desempenho lento e irregular, assinalando uma característica de poço instável com tendência a redução de capacidade de produção (Hausman, 1980; Reginato et al., 2018). Apesar disso, a recuperação foi de 89,25% ao longo de 3h30min (Tabela 1).

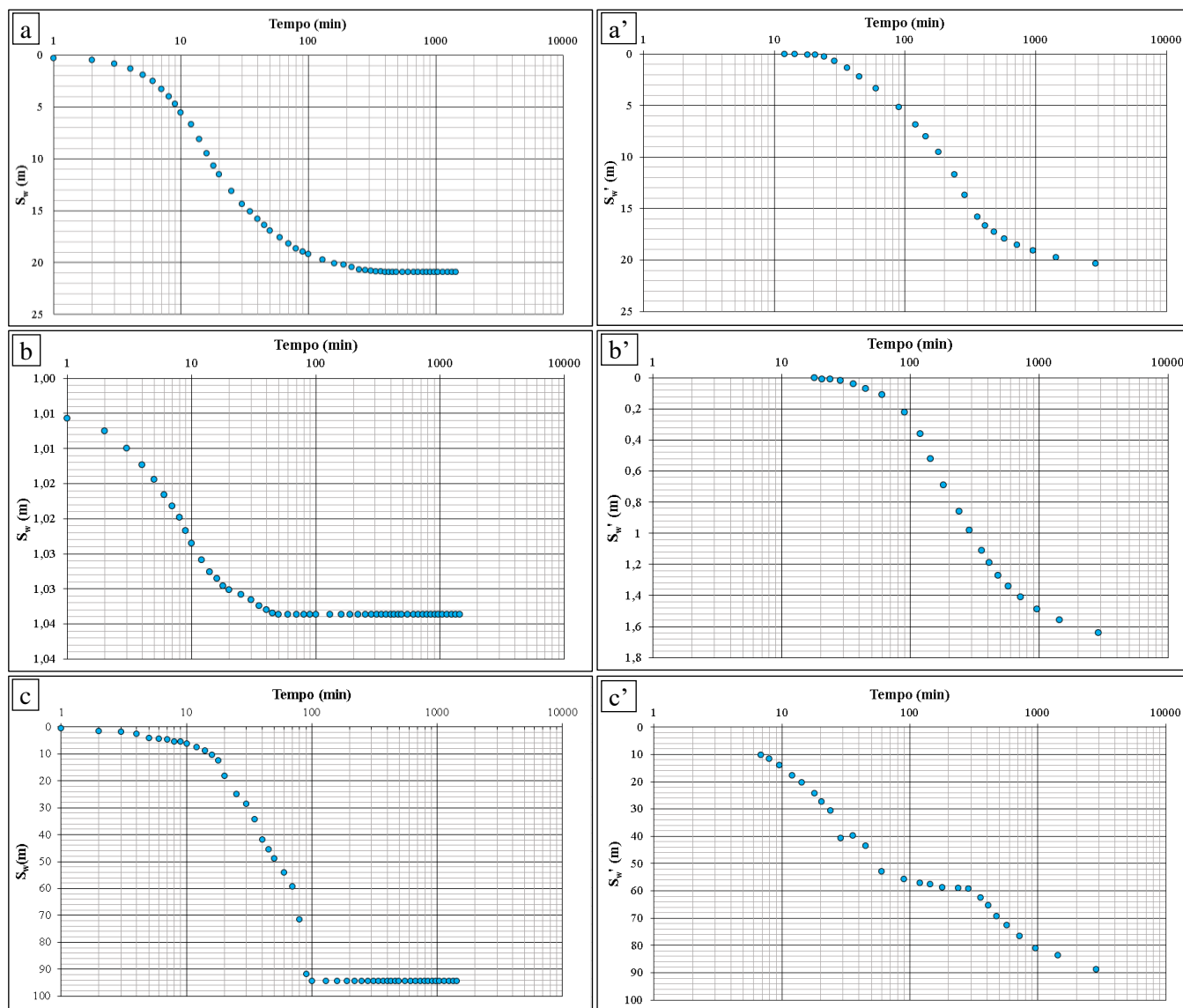


Figura 1. Curvas de rebaixamento (S_w) e recuperação (S_w') dos poços tubulares P01 (a-a'), P02 (b-b') e P03 (c-c').

As figuras 2a'', 2b'' e 2c'' mostram os gráficos de Q_{esp} versus Tempo e as equações de ajuste dos poços P01, P02 e P03, respectivamente. A aplicação dessas funções considerou o bombeamento contínuo dos poços para os anos de 2025, 2030 e 2035. Esses cenários mostraram um decréscimo sucessivo da Q_{esp} ao longo dos anos avaliados e, conseqüentemente, da Q esperada (Tabela 2), assim mostrando uma redução de eficiência dos poços, que também foi observado por De Vargas et al. (2022b). A equação do poço P01 ($y = 8,4356x^{-0,452}$, $R^2 = 0,7141$) apresentou uma estimativa de redução de 98% da vazão estabilizada ($Q_1 = 12 \text{ m}^3/\text{h}$) até o ano de 2035 ($0,129 \text{ m}^3/\text{h}$) (Tabela 2), sendo que a queda mais acentuada de vazão (80%) ocorreu nos primeiros 10 dias ($Q_{10} = 2,236 \text{ m}^3/\text{h}$) de bombeamento contínuo. Esse comportamento de redução mostra uma tendência de o poço tornar-se nulo com o uso contínuo do mesmo. Com base na equação 3 foram estimadas 4,47 horas/operação/dia para o P01, repercutindo em uma capacidade de produção de $53,66 \text{ m}^3/\text{dia}$. Essa vazão/dia supre a demanda hídrica para os 15 anos avaliados e produz um superávit hídrico para a população da área urbana do distrito de Vila 1 (Tabela 3).

A equação do poço P02 ($y = 20,245x^{-0,303}$; $R^2 = 0,8713$) mostra uma redução de 91% da vazão estabilizada ($Q_1 = 2,0 \text{ m}^3/\text{h}$) até o ano de 2035 (Tabela 2), porém nos primeiros 10 dias de bombeamento contínuo a redução é de 42% ($Q_{10} = 3,111 \text{ m}^3/\text{h}$). O tempo estimado para operação/dia do poço foi de 37,32 horas. Esse valor é irreal, sendo diretamente influenciado pelos problemas de execução do teste de vazão observados na interpretação das curvas de rebaixamento e recuperação. O fato de o teste de vazão apresentar um NE muito abaixo do NE registrado após a perfuração e, também, de a estabilização do nível da água do poço ter sido forçada geraram inconsistências nos resultados da Q_{esp} e na aplicação da equação 2, que utiliza o RD para estimar vazões em função do tempo. Portanto, a inadequada execução do teste de vazão inviabilizou a estimativa da vazão e do tempo de exploração do poço de forma sustentável. Para o abastecimento da Vila 2, atualmente são explotados $2,0 \text{ m}^3/\text{h}$ do P02. Mesmo que tenha sido identificada a ocorrência de problemas na execução do teste de vazão, foi admitido um valor de exploração de $2,0 \text{ m}^3/\text{h}$ e um tempo de operação de 18 horas (máximo permitido para outorga) para estimar a capacidade de produção ($36 \text{ m}^3/\text{dia}$) e viabilizar a soma com a capacidade de produção do P03 (Tabela 3), a fim de verificar se a Vila 2 tem sua demanda atendida, atualmente, por esses dois poços.

A equação do poço P03 ($8,9685x^{-0,821}$; $R^2 = 0,9131$) apresenta uma atenuação de 99,9% da vazão estabilizada ($Q_1 = 5,1 \text{ m}^3/\text{h}$) em relação a vazão esperada para o ano de 2035 ($0,0018 \text{ m}^3/\text{h}$), sendo que a maior diminuição (93,5%) ocorre nos primeiros 10 dias de bombeamento contínuo. Essa redução acentuada da vazão mostra que o P03 possui a mesma tendência observada no P01, em tornar-se nulo. Quanto a estimativa de tempo de operação do poço, com base na equação 3, recomenda-se 1,53 horas/operação/dia, assim, possibilitando uma exploração de $7,83 \text{ m}^3/\text{dia}$. Essa vazão, somada a vazão do P02 ($43,83 \text{ m}^3/\text{dia}$) não supre a demanda dos anos 2025, 2030 e 2035 (Tabela 3), resultando em um déficit hídrico para a área urbana do distrito Vila 2. Essa constatação mostra a necessidade da execução adequada de teste de vazão e o planejamento de outra fonte hídrica para suprir o déficit hídrico identificado.

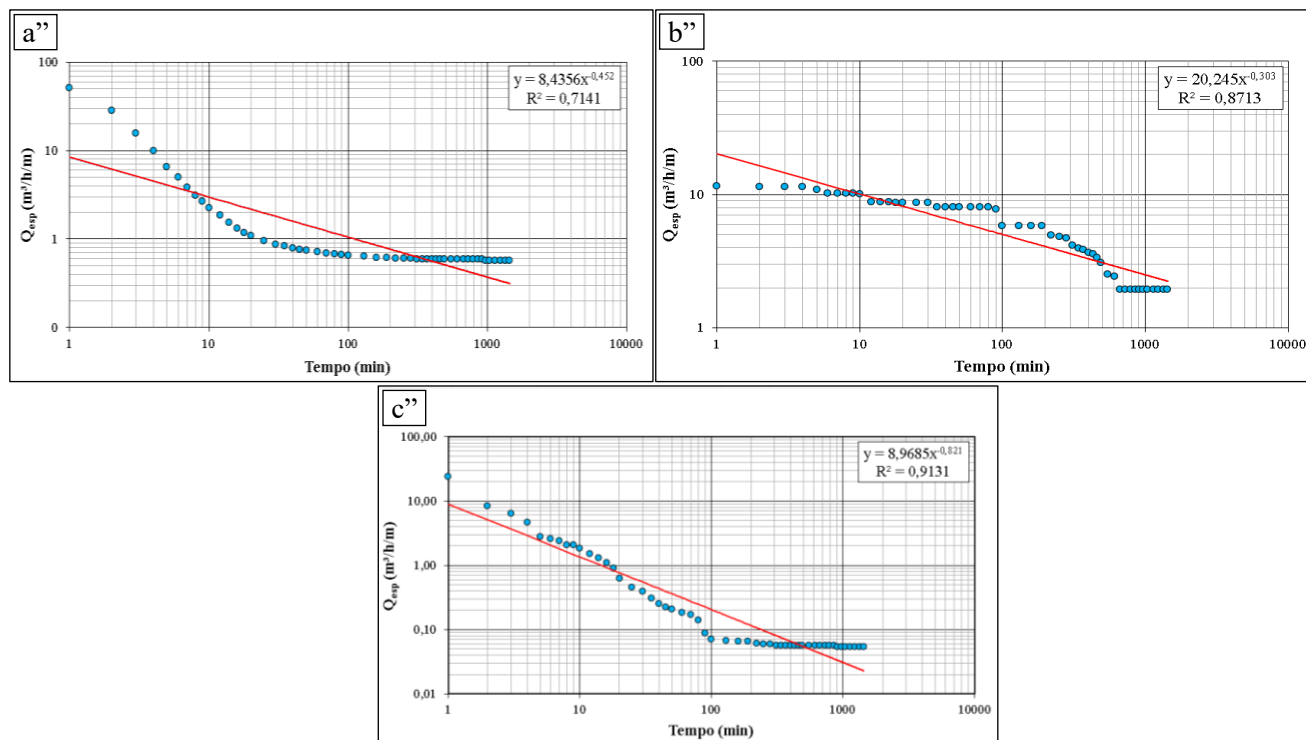


Figura 2. Equações de ajuste pelo método da Capacidade Específica (Q_{esp}) dos poços tubulares P01 (a''), P02 (b'') e P03 (c'').

Ano	Poço (P01)		Poço (P02)		Poço (P03)	
	Q_{esp} esperada ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$)	Q esperada (m^3/h)	Q_{esp} esperada ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$)	Q esperada (m^3/h)	Q_{esp} esperada ($\text{m}^3/\text{h}/\text{m}$)	Q esperada (m^3/h)
2025	0,011	0,213	0,230	0,642	0,000048	0,0045
2030	0,008	0,155	0,186	0,520	0,000027	0,0026
2035	0,006	0,129	0,165	0,460	0,000020	0,0018

Tabela 2. Identificação da Q_{esp} esperada e da Q esperada para os poços P01, P02 e P03.

Vila 1 – Poço P01				
Ano	População Estimada	Demanda de água (m^3/dia)	Capacidade de produção (m^3/dia)	Superavit hídrico (m^3/dia)
2025	311	46,65	53,66	7,01
2030	322	48,30	53,66	5,36
2035	332	49,80	53,66	3,86
Vila 2 – Poços P02 e P03				
Ano	População Estimada	Demanda de água (m^3/dia)	Capacidade de produção (m^3/dia)	Déficit hídrico (m^3/dia)
2025	619	92,85	43,83	-49,02
2030	665	99,75	43,83	-55,92
2035	710	106,50	43,83	-62,67

Tabela 3. Estimativa de crescimento populacional dos distritos e a capacidade de produção hídrica dos poços P01, P02 e P03 para os anos de 2025, 2030 e 2035.

Considerações finais

Este estudo avaliou os testes de vazão e a capacidade de produção de três poços tubulares utilizados no abastecimento de água e a segurança hídrica oferecida por eles às áreas urbanas de dois distritos, Vila 1 e Vila 2, para os anos 2025, 2030 e 2035. O poço P01 mostrou boa capacidade de armazenamento e transmissão da água subterrânea. Além disso, a capacidade de produção observada garante à segurança hídrica da Vila 1 para os anos de 2025, 2030 e 2035, mostrando um superávit em relação a demanda de água estimada para o consumo humano. Por outro lado, os poços P02 e P03 mostraram uma execução inadequada dos testes de vazão que levaram a inconsistências nos valores de capacidade específica e de rebaixamento disponível. O P02 apresentou os maiores problemas de execução do teste de vazão ao utilizar o nível estático sem a total recuperação e forçar uma estabilização da vazão durante o rebaixamento do nível da água. Isso inviabilizou a estimativa coerente do tempo de operação do poço e consequentemente a quantificação da capacidade de produção/dia. Já para o poço P03 foi possível estimar a capacidade de produção/dia e identificar um comportamento compatível a um reservatório descontínuo e de baixa capacidade de armazenamento. A soma da capacidade de produção dos dois poços da Vila 2, P02 e P03, não garantem a segurança hídrica no abastecimento de água, desta forma decorrendo em déficit hídrico para a área urbana da Vila 2. Portanto, é necessário gerenciar melhor os poços P02 e P03 e planejar novas fontes hídricas para suprir esse déficit, por exemplo a perfuração de um terceiro poço tubular poderia tornar a exploração sustentável e capaz de suprir a demanda hídrica, sendo que no caso da perfuração desse novo poço o teste de aquífero deveria ser realizado sem controle forçado de estabilização e com valores reais do NE. Também foi observado que os poços investigados possuem a mesma tendência de tornarem-se nulos rapidamente em caso de superexploração, provavelmente, devido a heterogeneidade das zonas aquíferas do Sistema Aquífero Fraturado Serra Geral. Por fim, o estudo mostrou as consequências decorrentes da execução inadequada do teste de vazão em poços tubulares e a repercussão na segurança hídrica do abastecimento público.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul e 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 N°. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ABNT.; 2006. Construção de poço tubular para captação de água subterrânea: NBR 12244 (p. 10).

Belladonna, R.; De Vargas, T.; Adami, M.V.D.; 2018. Cartografia como Ferramenta de Gestão Pública: Evolução Histórica do Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto de Caxias do Sul. In 6o Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente.

Bortolin, T. A.; 2018. Estudo da recarga do Sistema Aquífero Serra Geral na bacia hidrográfica Taquari-Antas. Federal University of Rio Grande do Sul.

Caxias do Sul.; 2020. Perfil Socioeconômico - Caxias do Sul - RS.

De Vargas, T.; Boff, F.E.; Belladonna, R.; Faccioni, L.F.; Reginato, P.A.R.; Carlos, F.S.; 2022a. Influence of geological discontinuities on the water flow of the Serra Geral Fractured Aquifer System. *Groundwater for Sustainable Development*, 18(100780), 1–14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100780>

De Vargas, T.; Gomes, M.G.; Belladonna, R.; Adami, M.V.D. 2018. Aplicação do interpolador IDW para elaboração de mapas hidrogeológicos paramétricos na região da Serra Gaúcha. *Scientia Cum Industria*, 6(3), 38–43. <https://doi.org/10.18226/23185279.v6iss3p38>

De Vargas, T.; Sgorla, V.; Ballardín, S.; Belladonna, R.; Dal Bosco, V.; 2022b. Capacidade de produção e a sustentabilidade de poços tubulares no abastecimento público. XXII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas.

Dutra, T.O.; Reginato, P.A.R.; Leão, M.I.; Athayde, G.B.; Paim, R.A.; 2016. Implantação e uso de um sistema de monitoramento automatizado para avaliação da produção de poços em região de ocorrência do Sistema Aquífero Serra Geral. *Águas Subterrâneas*, 30(3), 455–474. <https://doi.org/10.14295/ras.v30i3.28647>

Filho, J. M.; Feitosa, F.A.C.; Feitosa, E.C.; Demetrio, J.G.A.; 2008. Capacidade de produção de poços. In *Hidrogeologia: conceitos e aplicações* (p. 812). CPRM:LABHID.

Freitas, M.A.; 2016. Hidrogeoquímica e isotopia de águas com alta salinidade do Sistema Aquífero Serra Geral na Região do Alto Rio Uruguai, Brasil. Federal University of Rio Grande do Sul.

Hausman, A.; 1966. Comportamento do freático nas áreas basálticas do Rio Grande do Sul. Boletim Paranense de Geografia, 18/20, 177–215.

Hausman, A.; 1980. Avaliação qualitativa de aquíferos fissurados. Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 537–544.

Hirata, R.; Zoby, J.L.G.; Oliveira, F.R.; 2010. Águas Subterrânea: reserva estratégica ou emergencial. In C. E. de (Carlos E.; Bicudo, J.G.; Tundisi; M.C.B. Scheuenstuhl (Eds.), Águas do Brasil : análises estratégicas (p. 224). Academia Brasileira de Ciências.

IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).; 2002. Censo brasileiro de 2000. <https://sidra.ibge.gov.br/acervo#/S/Q>

IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).; 2012. Censo brasileiro de 2010. <https://sidra.ibge.gov.br/acervo#/S/Q>

IBGE, (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística).; 2021. Cidades e Estados: população estimada. <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/rs/caxias-do-sul.html>

Lisboa, N.A.; Remus, M.V.D.; Dani, N.; 2003. Estudo geológico e hidrogeológico regional para o aproveitamento de água do aquífero Guarani no município de Caxias do Sul.

Reginato, P.A.R.; 2003. Integração de dados geológicos para prospecção de aquíferos fraturados em trecho da bacia hidrográfica Taquari-Antas (RS). Federal University of Rio Grande do Sul.

Reginato, P.A.R.; Athayde, G.B.; Leão, M.I.; Bortolin, T.A.; 2018. Análise de Testes de Aquífero Realizados em Poços Tubulares com Problemas de Produção que Captam Água Subterrânea do Sistema Aquífero Serra Geral. 6o Congresso Internacional de Tecnologias Para o Meio Ambiente.

Reginato, P.A.R.; Leão, M.I.; Bortolin, T.A.; Dutra, T.O.; Athayde, G.B.; Athayde, C.D.V.M.; 2015. Circulação da água subterrânea nas rochas vulcânicas da Formação Serra Geral na região nordeste do Estado do Rio Grande do Sul. 15o Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental, 8.

Tsutiya, M.; 2006. Consumo de água. In Abastecimento de água (3rd ed., p. 643). São Paulo.

Tundisi, J.G.; 2014. Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro. Academia Brasileira de Ciências.

Viero, A.P.; Roisenberg, A.; Freitas, M.A.; Reginato, P.A.R.; 2021. O Sistema Aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul e em Santa Catarina. In A. R. Jelinek & C. A. Sommer (Eds.), Contribuições à geologia do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina (p. 504). Compasso Lugar Cultura.

GOVERNANÇA DE RECURSOS HÍDRICOS NO ESTADO DO MATO GROSSO: DELIBERAÇÕES SOBRE OUTORGA NOS COMITÊS DE BACIA

¹Márcia Gomes da Silva de Oliveira, ²Kátia Regina Casula, ³João Gilberto de Souza Ribeiro, ⁴José das Dores de Sá Rocha

¹Universidade Federal de Rondônia, Mestranda ProfÁgua, e-mail: marciaoliveiracopam@gmail.com; ²Universidade Federal de Rondônia, Mestranda ProfÁgua, e-mail: katiacasula2@gmail.com; ³Universidade Federal de Rondônia, Docente ProfÁgua, e-mail: joao.gilberto@unir.br; ⁴Universidade Federal de Rondônia, Docente ProfÁgua, e-mail: josedesa@unir.br

Palavras-chave: Gestão; Governança; Parlamento das águas.

Resumo

A instituição da Política Nacional de Recursos Hídricos através da Lei nº 9433 de 1997 consagrou a água como um bem de domínio público. Neste sentido, os comitês de bacia hidrográfica efetuam um papel de discussão a nível local sobre suas demandas, problemas e possíveis soluções envoltas ao campo da gestão das águas, funcionando como um fórum consultivo e deliberativo. Um dos instrumentos desta da Política Nacional é a outorga que tem como intento assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos, bem como, o efetivo exercício dos direitos de acesso à água. Com o propósito de entender as tratativas dos comitês de bacia do Estado do Mato Grosso em relação ao instrumento outorga é que se buscou, à luz da dispensa para dessedentação animal, informações nas atas de reuniões em dois comitês de bacia deste estado. Foram escolhidos o Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH) Covapé - por ser o primeiro a ser instituído no estado - e o CBH Cuiabá ME - por estar instalado na capital, Cuiabá. Por meio de Análise de Conteúdo foram examinadas todas as atas de reuniões destes dois comitês disponíveis nos seus sítios eletrônicos. Concluiu-se que o instrumento outorga é tratado de forma incipiente nas reuniões, e a dispensa para dessedentação animal não consta em nenhuma das atas. Considerando que os achados empíricos mostram que a temática em estudo é pouco discutida nas sessões dos conselhos objetos de análise é possível observar que a disponibilidade de água não é no presente um assunto recorrente naqueles parlamentos das águas. A falsa impressão de que a região é rica em recursos hídricos pode ser um dos motivos, porém são necessários estudos mais aprofundados para observar esta correlação. Estes parlamentos de discussões são recentes no Estado (Covapé em 2003 e Cuiabá ME em 2012) e passa por processo de empoderamento das questões relacionadas à gestão das águas.

Introdução

A gestão dos recursos hídricos no Brasil é um desafio apresentado aos governantes e à sociedade civil. A sanção da Lei 9.433 de 1997 que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) representou um grande avanço, principalmente no que diz respeito à gestão integrada, participativa e descentralizada dos recursos hídricos, tendo como elemento de gestão a bacia hidrográfica (BRASIL, 1997).

Entre os atuais instrumentos de gestão de recursos hídricos implementados por meio desta política pública, destaca-se para fins de análise no trabalho em tela a outorga. O instrumento supramencionado tem como principais objetivos assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos d'água e garantir o efetivo exercício do direito de acesso à água bem como instituiu os Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SGRH), conforme o Art. 5º da Lei nº 9.433/97.

Além da legislação nacional de Gestão dos Recursos Hídricos, chefes de Estado, de Governo e representantes da Organização das Nações Unidas (ONU) firmaram um pacto global em 2015 pelos 193 países membros: a Agenda 2030. Ela é composta por 17 objetivos ambiciosos e interconectados, os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo que o ODS 6 trata da Água potável e saneamento cujo compromisso é garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos até o ano 2030 (ONU, 2015).

Com base na Política Nacional de Recursos Hídricos, os estados brasileiros editaram as Políticas Estaduais de Recursos Hídricos. No estado do Mato Grosso esta política foi instituída pela Lei nº 6.945 de 1997, tendo sido revogada e atualizada pela Lei nº 11.088 de 2020. Nestas, foi estabelecido seis instrumentos sendo a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos um deles.

Consoante descrito por Bandeira (2022), a outorga dialoga com os demais instrumentos e os tem como base, sendo, portanto, considerada um dos principais instrumentos da PNRH, uma vez que permite a distribuição adequada e controlada desse recurso à sociedade. A efetiva utilização da outorga pressupõe-se garantir aos usuários o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos que por sua vez tente a minimizar a existência de possíveis conflitos entre os setores.

Moreira *et al.* (2020) entende a outorga como um interessante instrumento de gestão de recursos hídricos permitindo distribuição adequada e controlada desse recurso à sociedade. A efetiva utilização da outorga pressupõe-se garantir aos usuários o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos, que por sua vez tende a minimizar a existência de possíveis conflitos entre os setores, como situações relatadas por Peixoto *et al.* (2022), por exemplo.

Compõe o Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Mato Grosso o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, os Comitês Estaduais de Bacias Hidrográficas, o Órgão Gestor e as Agências de Água (MATO GROSSO, 2020).

Via de regra, os Comitês de Bacia Hidrográfica constituem o espaço em que representantes da comunidade de uma bacia hidrográfica discutem e deliberam a respeito da gestão dos recursos hídricos compartilhando responsabilidades de gestão com o poder público, a chamada governança. Os arranjos de governança alcançados nos Comitês de Bacia pelos seus diversos atores têm atribuições de mediar, articular, aprovar e acompanhar as ações para o gerenciamento dos recursos hídricos na área de abrangência da bacia. Mesmo que este espaço seja composto por atores de diferentes interesses, deve-se usá-lo como área de negociação onde os usos múltiplos da água sejam atendidos sem deixar de atender o princípio constitucional que é o abastecimento humano (MATOS e CARRIERI, 2021),

No Estado de Minas Gerais, por exemplo, especificamente na Bacia do Rio das Velhas, é atribuição do comitê de bacia a aprovação dos processos de outorga pelo uso de recursos hídricos em empreendimentos de grande porte embasados em pareceres conclusivos do IGAM e SUPRAM (LEMONS & ROCHA, 2013).

Os comitês possuem poder de decisão e cumprem papel fundamental na elaboração das políticas para gestão das águas nas bacias, sobretudo em regiões sujeitas a eventos críticos de escassez hídrica, inundações ou na qualidade da água que possam colocar em risco os usos múltiplos da água, conforme assegurados em Lei (BRASIL, 1997). Um exemplo da ação do CBH é apresentada por Bruno e Fantini-Cruz (2020) quando menciona sobre o CBH Sepotuba que ao avaliar que a área da bacia indicava um alto potencial de comprometimento dos recursos hídricos devido a vários fatores como conversão da vegetação nativa em pastagem, degradação das áreas de preservação permanente, contaminação por efluentes domésticos, ainda era alvo de implantação de inúmeros empreendimentos energéticos. Através de suas deliberações sobre o caso, uma ação civil pública foi instaurada fazendo com que as análises de viabilidade destes empreendimentos fossem revistas pelo órgão de meio ambiente.

Contudo, conforme destacado por Lemos e Rocha (2013), as discussões nos comitês de bacia analisados estavam focadas na institucionalização dos comitês como instâncias de Planejamento e Gestão, e pouco se aprofundavam em suas práticas cotidianas, em suas formas legais de atuação e suas problemáticas dialógicas, o que pode dificultar a atuação dos comitês.

Pelo exposto, o objetivo do presente trabalho é analisar o sistema de governança do Estado do Mato Grosso com intento de identificar as discussões referentes às outorgas, com especial foco na dessedentação animal, por meio de exame das atas do CBH Cuiabá – ME e CBH Covapé), assim como a legislação e regulamentação que regem a gestão dos recursos hídricos no Estado do Mato Grosso.

Metodologia

O estado do Mato Grosso é composto por três unidades hidrográficas: Região Hidrográfica do Paraguai (19,6% do território), Região Hidrográfica Amazônica (65,7%) e a Região Tocantins-Araguaia (14,7%). As áreas analisadas nesta pesquisa estão localizadas nas regiões do Paraguai e do Tocantins-Araguaia. A vegetação nestas duas regiões é caracterizada pela predominância do cerrado e contato cerrado-floresta. O estado tem apresentado crescimento em vários setores da economia, sendo na área agrícola o predomínio dos grãos e da pecuária. Em relação ao rebanho bovino a concentração maior está na região do Paraguai-Pantanal, onde também estão as unidades industriais de derivados de leite e frigoríficos. Já na região do Tocantins-Araguaia a expansão agrícola com uso de irrigação tem-se destacado (MATO GROSSO-SEMA, 2009).

Foi realizada consulta documental e análise de conteúdo seguindo o conceito de Bardin (1977) no arcabouço legal do Estado de Mato Grosso com foco na outorga de direito de uso dos recursos hídricos, na estruturação dos comitês de bacias hidrográficas e os temas discutidos pelos parlamentos.

Para alcançar o objetivo proposto foram escolhidos dois comitês de bacia hidrográfica do Estado do Mato Grosso, o mais antigo (CBH Covapé) que se encontra na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia e o que engloba a capital do Estado (CBH Cuiabá ME) que se encontra na Região Hidrográfica do Paraguai. Em seguida buscou-se pelas publicações das atas de reuniões nos sítios eletrônicos de cada comitê, CBH Covapé (<https://cbhcovape.wixsite.com/comitês>) onde estavam disponíveis 15 atas do período de 2008 a 2021, e CBH Cuiabá ME (<https://cbhcuiaba.wixsite.com/home>) onde foram acessadas as 28 atas disponíveis do período de 2017 a 2022. As atas foram examinadas minuciosamente buscando-se por discussões quanto à outorga e/ou dispensa dela nas suas áreas de atuação.

A identificação dos sites dos comitês de bacia foi através do site oficial da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, que na aba Conselhos estão as informações e links para os comitês de bacia (<http://www.sema.mt.gov.br/site/index.php/decisao-colegiada>).

Para análise de cada ata seguiu a classificação de temas e assuntos correlatos proposta por Bruno e Fantin-Cruz (2020) construída a partir de Godoy e Cruz (2016) e Kemerich (2016), restando no Quadro 1.

Temas	Assuntos correlatos
Normativo	Regulamentação regional de políticas de recursos hídricos: 1) cobrança pelo uso da água; 2) Plano de bacia; 3) Barramento de cursos d'água em propriedades rurais.
Administrativo	Autorregulação administrativo do Comitê: 1) composição/paridade; 2) alteração do regimento interno; 3) recursos financeiros; desligamento dos membros diante das faltas não justificadas.
Educação Ambiental	Realização de ações de educação ambiental nas bacias e divulgação do comitê: 1) Palestras; 2) Cursos voltados à conscientização ambiental.

Licenciamento e Outorga de uso da água	Identificação de Empreendimentos em fase de licenciamento ambiental na bacia. Definição de usuários da água através da outorga de uso de água: 1) solicitação de informações dos processos de licenciamento ambiental e; 2) de outorga ao órgão ambiental estadual – SEMA/MT; 3) consulta ao ministério público estadual.
Qualidade ambiental da bacia	Identificação, discussão e apontamentos com relação às questões ambientais de ocorrência na bacia: 1) disponibilidade hídrica; 2) qualidade da água; 3) degradação das áreas de preservação ambiental como as nascentes e áreas de preservação ambiental – APP; 4) resíduos sólidos; 5) processos erosivos; 6) assoreamento; 7) conflito de uso e ocupação da terra; 8) recuperação de áreas degradadas.
Eventos	Apoio e participação em eventos de gestão ambiental e de recursos hídricos: 1) Apoio de programas ambientais; 2) participação de eventos técnico-científicos, à exemplo de congressos e simpósios.
Estudos/Projetos/Câmaras Técnicas	Debate, elaboração e participação de Planos, Projetos e Câmaras Técnicas envolvendo ações a serem desenvolvidas na bacia: 1) câmara técnica para barramento de curso d'água; 2) câmara técnica para elaboração de plano de bacia; 3) projetos de recuperação de áreas degradadas; 4) Fórum de agrotóxicos; 5) Ampliação da área de atuação do CBH; 6) projeto de pagamento por serviços ambientais; 7) Câmara Técnica para análise de Projetos (CTAP); 8) Projetos de diagnóstico e educação ambiental na bacia.

Quadro 1: Classificação de temas e assuntos correlatos para análise das atas. Fonte: Bruno e Fantin-Cruz (2020).

A partir da consulta nas atas, foram elencados os pontos chave ou de relevância para os instrumentos citados e gargalos existentes que dificultam a gestão e governança dos recursos hídricos, buscou-se ainda identificar a abordagem do tema específico “outorga ou dispensa para dessedentação animal”.

Resultados

A gestão de recursos hídricos no estado do Mato Grosso – A Política Estadual de Recursos Hídricos do Mato Grosso foi inicialmente instituída pela Lei nº 6.945 de 1997, tendo sido revogada e atualizada pela Lei nº 11.088 de 2020. A responsabilidade por esses recursos mudou ao longo do tempo, passando da Fundação Estadual de Meio Ambiente para a Secretaria de Estado do Meio Ambiente em 2005. O Conselho Estadual de Recursos Hídricos, o Fundo Estadual de Recursos Hídricos e sistema de Comitês de Bacias Hidrográficas também foram criados e renovados por essas leis.

Quanto à outorga de direitos de uso dos recursos hídricos assim como o Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH-MT) é regulamentada pelo Decreto Estadual nº 336 de 2007. Ainda faz parte do arcabouço legal a Lei Estadual nº 9.612 de 2011 que dispõe sobre a administração e conservação de águas subterrâneas.

Linha do Tempo Mato Grosso – Outorga - Para facilitar a compreensão, foi criada uma Linha do Tempo mostrando os dispositivos legais relacionados direta ou indiretamente à outorga de direito de uso dos recursos hídricos no Estado do Mato Grosso (Figura 1).



Figura 1: Linha do tempo Mato Grosso - Outorga. Fonte: Autores, 2022.

No Mato Grosso a vazão de referência para cálculo da análise é a vazão de permanência 95% do tempo. É estabelecido para cada seção de um corpo hídrico um limite para outorgar os usos consumptivos de até 70% da vazão de referência da Q_{95} , assim que os usos atingirem o limite da bacia, a emissão de outorgas será suspensa. Já as outorgas para dessedentação de animais são emitidas após análise via publicação de Portarias, independentemente da quantidade de animais ou volume de água outorgada para esse uso consumptivo. (MATO GROSSO, 2018).

Dispositivos normativos aliados a ferramentas de gestão acessíveis à população são muito importantes. Um destaque é que o Mato Grosso através da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) disponibiliza em seu site, um Sistema de Controle de Outorgas em que é possível ao cidadão consultar a disponibilidade hídrica de um determinado ponto de captação ou lançamento a partir das Coordenadas Geográficas e indicação da suposta vazão a ser utilizada incluindo os meses do ano em que a vazão será utilizada (captação ou lançamento) (SIMLAM, 2022).

Comitês de Bacia no Estado do Mato Grosso - No Mato Grosso, os 11 Comitês de Bacia (Tabela 1), conforme demonstrado na Figura 2 não contemplam o estado todo, embora a criação destes tenha iniciado no início dos anos 2000, sendo que 10 comitês estão implantados e instalados, e apenas um ainda não foi instalado (SEMA, 2022).

Comitês de Bacia no Estado do Mato Grosso	Resolução de Criação
CBH-COVAPÉ	Resolução nº01/2003
CBH-SEPOTUBA	Resolução nº35/2010
CBH-BAIXO TELES PIRES ME	Resolução nº49/2010
CBH-SÃO LOURENÇO	Resolução nº50/2010
CBH-ALTO TELES PIRES MD	Resolução nº65/2014
CBH-CUIABÁ ME	Resolução nº47/2012
CBH-CABAÇAL	Resolução nº66/2014
CBH-RIO JAURU	Resolução nº84/2016
CBH-MÉDIO TELES PIRES	Resolução nº85/2016
CBH-ALTO ARAGUAIA	Resolução nº51/2013
CBH-PARAGUAI SUPERIOR	Resolução nº116/2019

Tabela 1: comitês implantados e instalados no estado do Mato Grosso. Fonte: Autores, 2022.

A Figura 2 destaca os Comitês de Bacia criados até a presente data conforme citado no sítio do PROGESTÃO - Programa de Consolidação Nacional pela Gestão das Águas da Agência Nacional de Águas e Saneamento (<https://progestao.ana.gov.br/progestao/mapa/mt>).

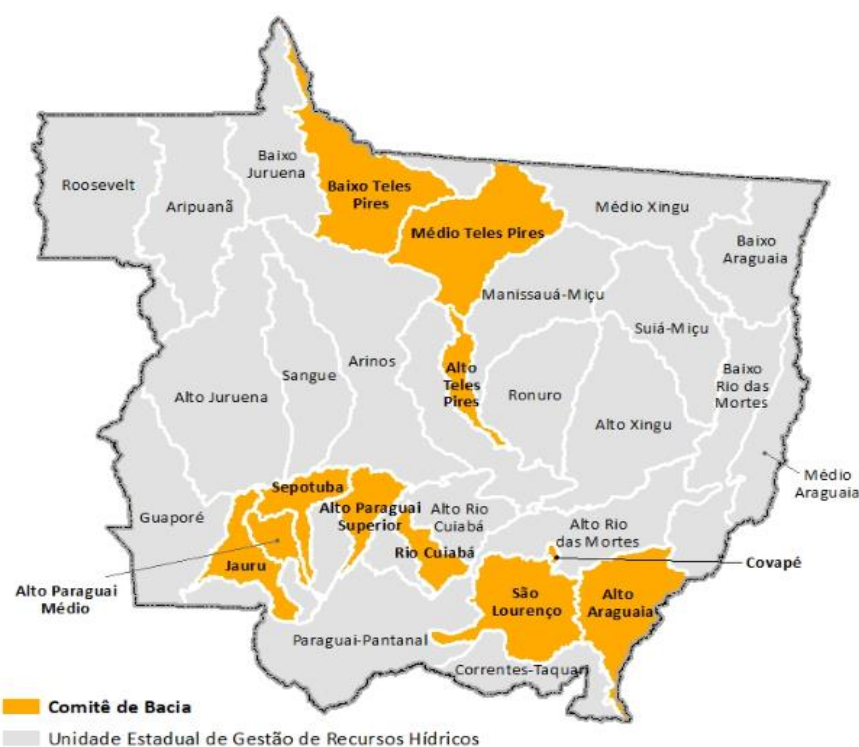


Figura 2: Unidades Estaduais de Gestão de Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso. Fonte: ANA, 2022.

Em 2017 foi instalado o Fórum Estadual de Comitês de Bacias Hidrográficas (FECBH-MT) com sede em Cuiabá/MT que tem como objetivo reunir todos os comitês de bacia do Estado legalmente instituídos para discussão, formulação e articulação das políticas públicas de recursos hídricos a nível estadual e federal, com o propósito de fortalecer seus integrantes. São representantes eleitos neste Fórum que representam os comitês de bacia no Conselho Estadual (CEHIDRO/MT).

O CBH Cuiabá ME - O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá – CBH Cuiabá ME foi criado seguindo os parâmetros da Resolução n.º 04/2006, que institui critérios gerais para formação e funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas (CBH's) no Estado de Mato Grosso.

Tem por objetivo a gestão participativa e descentralizada dos recursos hídricos na bacia hidrográfica, utilizando-se da implementação dos instrumentos técnicos de gestão, harmonizando os conflitos e promovendo a multiplicidade dos usos da água, garantindo a utilização racional e sustentável dos recursos para a manutenção da boa qualidade de vida da sociedade local (CBH CUIABÁ ME, 2022).

O CBH Cuiabá ME foi iniciado no ano de 2004 onde representantes do poder público e da sociedade civil no Município de Cuiabá iniciaram a articulação do "Pacto pelo Rio Cuiabá". Entre as diversas ações desenvolvidas, destacaram-se os eventos de educação ambiental nas escolas, palestras sobre doenças de veiculação hídrica e discussões envolvendo o tratamento de esgotos na bacia do Rio Cuiabá e sua balneabilidade.

As articulações e a mobilização foram desenvolvidas durante um longo período, até que se atingisse a maturidade necessária para um possível encaminhamento da proposta de formação do Comitê ao Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CEHIDRO.

A proposta de criação do CBH Cuiabá ME foi aprovada através da Resolução n.º 47, de 19/05/2010 do CEHIDRO, conforme publicação no Diário Oficial do Estado de 01/10/2012 data em que foi instituída oficialmente a comissão Pró-Comitê. Coube à comissão, em conformidade com a Resolução 004/2006, encaminhar a documentação e os estudos necessários para a aprovação da proposta de criação do CBH Cuiabá ME.

O Rio Cuiabá, nasce na depressão interplanáltica de Paranatinga, no município de Rosário Oeste a aproximadamente 500 m de altitude. Em função da declividade, o rio Cuiabá apresenta duas características diferentes ao longo do seu curso (ARAÚJO, 2012).

O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá está destacado em azul na parte inferior da Figura 3 e tem como área de abrangência os afluentes da margem esquerda do Rio Cuiabá localizados entre o divisor de águas do Rio Manso (Coordenadas 56°30' W e 16°10' S) e a localidade de Barão de Melgaço (Coordenadas 56°30' W e 14°50' S) pertencentes à Unidade de Planejamento e Gerenciamento - UPG P4 (RESOLUÇÃO 77/2015).

A área de atuação do CBH Cuiabá ME compreende a área entre o divisor de água do Rio Manso, situado nas coordenadas 56° 30' W e 16° 10' S até a localidade de Barão de Melgaço situada nas coordenadas 56° 30' S e 14° 50' W. Nesse trecho destacam-se os seguintes contribuintes: Ribeirão Dois Córregos, Rio Bandeira, Ribeirão do Lipa, Mané Pinto, Prainha, Gambá, Barbado, Coxipo, São Gonçalo, Córrego Escuro, Rio Aricá Açu (Regimento Interno – Diário Oficial N.º 27056).

Observando-se as Atas das Reuniões do Comitê de Bacias Hidrográficas dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá – CBH Cuiabá ME foi possível identificar o contexto em que está inserido este Comitê bem como seus desafios atuais e prospecções em relação aos múltiplos usos dos recursos hídricos.

As atas estão disponíveis no sítio eletrônico do Comitê (<https://cbhcuiaba.wixsite.com/home>) dos anos 2017 a 2022, totalizando 28 atas, sendo 22 de reuniões ordinárias e 06 de reuniões extraordinárias. Todas as atas foram lidas e analisadas.

Da leitura das atas, percebe-se que durante as reuniões são apresentados trabalhos acadêmicos de relevância para a gestão de recursos hídricos realizados na bacia hidrográfica, sendo que em um desses trabalhos é apresentado um Modelo de SWAT para avaliar impactos dos usos múltiplos em uma Bacia Hidrográfica e cenários após inclusão de novos usuários.

Outro tema frequente nas reuniões da CBH Cuiabá ME são as PCH's (Pequenas Centrais Hidrelétricas) sendo apresentados estudos relacionados, preocupação devido ao setor deter 50% da bacia para aproveitamento energético bem como é ressaltado nas reuniões os impactos das PCH's na dinâmica hídrica do Pantanal. Neste contexto foi discutido sobre a publicação de uma Lei Municipal proibindo a instalação de usinas hidrelétricas no leito do Rio Cuiabá, expondo que a lei, mesmo que seja inconstitucional, demonstra a vontade do povo de que não haja instalações de usinas hidrelétricas no Rio Cuiabá.

Em menor proporção estão as preocupações sobre o abastecimento humano de água e a dessedentação animal bem como acesso por parte da população ribeirinha para cultivo de hortaliças. Também foi discutido sobre a importância de inserir a questão da qualidade e os impactos gerados pela aquicultura e piscicultura nos ecossistemas aquáticos.

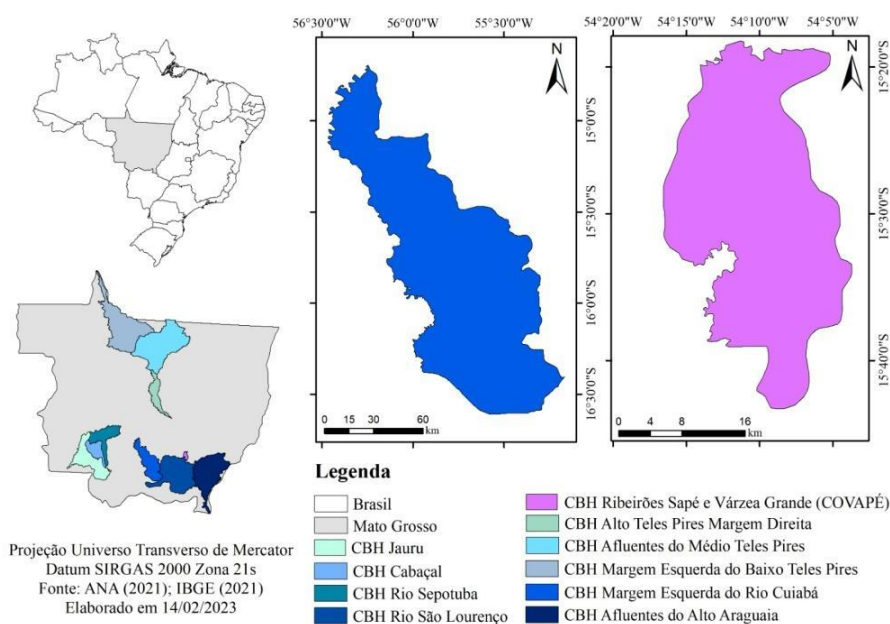


Figura 3: Disposição dos comitês de bacia no estado, com destaque para os comitês analisados neste artigo. Autor: CAMATA, G. (2023).

O CBH Covapé - O Comitê de Bacia Hidrográfica dos Ribeirões Várzea Grande e Sapé (Covapé) foi instituído no ano de 2003 motivado pelo conflito de uso de água proveniente da irrigação desordenada da água e a necessidade de entendimento entre os usuários para viabilizar suas atividades. Este comitê foi o primeiro parlamento das águas implantado no Estado do Mato Grosso através da Resolução N° 01, de 14 de novembro de 2003 (CBH Covapé, 2022).

O Município de Primavera do Leste, que compõe o CBH Covapé, tem como atividade econômica principal a agricultura (soja, algodão, milho e feijão), e em 2014 estava entre as dez cidades com maior área irrigada do país, a maior do Mato Grosso, com aproximadamente 20 mil hectares irrigados. Em 2016 essa área tinha aumentado para 31 mil hectares, utilizando-se equipamentos de pivô central (RONCHI, 2018).

Este comitê passou por um processo de desmobilização e desmotivação, que resultou em problemas em seu adequado funcionamento, refletindo na inexistência de registros documentais como atas das reuniões aprovadas tempestivamente.

Inicialmente concebido para atender os Ribeirões do Várzea Grande e Sapé, o CBH Covapé vem trabalhando em prol da ampliação da sua área de atuação. A proposta é estender a participação do colegiado para a toda a Unidade de Planejamento (UPG-TA4) a qual pertence. Esta maior abrangência atenderá a demanda dinâmica de atuação dos comitês de bacias hidrográficas nos processos de uso dos recursos hídricos e a maturidade dos seus representantes em entender a necessidade de buscar novas parcerias e representações para este fim, pauta esta que já foi referendada pelas Resoluções COVAPÉ n° 08/2014 e 02/2019.

A referida proposta vislumbra consolidar a formação do Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes do Alto Rio das Mortes – CBH Alto Rio das Mortes, com uma área de atuação de aproximadamente 14.500 km².

Diante disso, atualmente, o CBH Covapé é denominado Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Rio das Mortes. Na Figura 3 a área de atuação do CBH Covapé marcado na imagem em magenta.

Devido à grande demanda por água, no ano de 2021 foi lançado o Polo de Irrigação do Sul de Mato Grosso, cujo objetivo é verificar a disponibilidade hídrica superficial e subterrânea na Bacia do Alto Rio das Mortes o que subsidiará o estabelecimento de padrões para o desenvolvimento racional do Polo de Irrigação Sustentável do sul do Mato Grosso. Este levantamento conta com atores locais e órgãos e instituições como Universidade Federal de Viçosa e Ministério do Desenvolvimento Regional - MDR (MT Econômico, 2021).

No sítio deste Comitê (<https://cbhcovape.wixsite.com/comites>) estão dispostas algumas atas de reuniões, as quais foram analisadas em busca das discussões acerca destes conflitos de água mencionados. Apenas 15 atas estão disponíveis durante a elaboração deste trabalho, sendo 14 de reuniões ordinárias e 01 de reunião extraordinária do período de 2008 a 2021. Todas as 15 foram lidas e analisadas.

As discussões apresentadas nestas atas se referem basicamente à composição e posse do comitê, ampliação da área de atuação, e participação em eventos relacionados aos recursos hídricos. Importante ressaltar que nas últimas atas é apresentado sobre a participação do comitê nos estudos do Polo de Irrigação.

Pouco foi mencionado sobre outorga nos registros analisados, ora mencionando a situação da liberação de outorgas pela SEMA sem citar o motivo da outorga, e ora sobre solicitação de um usuário externo à bacia que pedia ajuda na liberação de seu pedido de outorga junto à SEMA.

Foi tratado também sobre recuperação de nascentes e termo de referência para construção do Plano de Bacia.

Análise e Discussão

No que se refere aos recursos hídricos, o Mato Grosso criou a Política Estadual de Recursos Hídricos no mesmo ano da Política Nacional, o que demonstra uma preocupação local quanto à governança dos recursos hídricos.

Segundo a análise da OCDE (2015) para todo o Brasil, a reforma ainda não está completa e ambiguidades existentes na governança da água no país retratam alguns dos desafios. Esta análise leva ao entendimento que a governança da água é ainda mais difícil nos estados que estão em fase incipiente do processo.

A composição do setor responsável por recursos hídricos no Estado do Mato Grosso, Superintendência de Recursos Hídricos (SURH), atualmente é composta por 03 coordenadorias, contando com 73 servidores, o que pode explicar o fato do arcabouço legal relacionado à outorga no estado do Mato Grosso se apresentar robusto e contundente. Contudo, observa-se que o engajamento da sociedade, em se tratando de comitês de bacia está um tanto aquém da capacidade técnica e de ordenamento do setor governamental de recursos hídricos no estado.

Esta composição impacta diretamente na governança dos recursos hídricos, uma vez que a outorga é concedida a partir de estudos de vazão ou simulações de séries históricas.

Com relação a criação e estruturação dos comitês de bacia, o Estado do Mato Grosso criou seu primeiro Comitê de Bacia Hidrográfica em 2003, sendo ele o CBH Covapé, devido aos conflitos pelo uso da água no Mato Grosso, principalmente no que concerne à expansão agrícola e implantação de usinas hidrelétricas, além da demanda urbana nestas duas últimas décadas (BRUNO E FANTIN-CRUZ, 2020).

Já o CBH Cuiabá ME, iniciou efetivamente os trabalhos enquanto Comitê em 2017; anterior a isso houve mobilização social e discussões sobre o tema. Trata-se de um comitê bastante técnico, onde as discussões são fortes em relação à qualidade da água, que sofre com a recepção de esgoto de Cuiabá e Várzea Grande. Contudo, o fato de estar instalado na capital do Estado, outros assuntos pertinentes como grande perfuração de poços tubulares, e contaminação por agrotóxicos também são tratados, devido aos estudos científicos ocorrerem com maior frequência nesta bacia.

Jesus *et al.* (2020) analisou a governança participativa do CBH Cuiabá ME e pôde observar a ausência de representante de pescadores, comunidades ribeirinhas, populações tradicionais, produtores rurais e representantes do turismo, atividades presentes na região.

O mesmo autor cita também que desde a criação do comitê do Cuiabá ME foram realizadas um total de 17 reuniões (ordinárias e extraordinárias) nos anos de 2017 a 2019. Ele analisou a frequência dos membros, e inferiu que a oscilação da participação e representação dos membros nas reuniões podem ser oriundas das dificuldades na participação social (JESUS *et al.* 2020).

Outra questão é a permanência dos membros dos comitês devido à grande rotatividade de seus membros, o que facilita a interrupção de ações e dificulta a ativa representação dos interessados, atenuando o poder de atuação na participação do procedimento de tomada de decisões.

O CBH Covapé tem um histórico maior, precursor na discussão dos recursos hídricos a nível de bacia hidrográfica. Sabe-se que a região deste comitê é área de agricultura, portanto as outorgas são basicamente para irrigação. Porém, mesmo sendo uma bacia conflituosa quanto aos usos dos recursos hídricos, não se observou este assunto discutido a nível de comitê de bacia quando analisadas as atas disponíveis.

Acredita-se que boa parte das atas de reuniões que tenham acontecido não estão disponibilizadas no sítio eletrônico do CBH Covapé.

Bruno e Fantin-Cruz (2020) realizaram estudos sobre os Comitês de Bacias Hidrográficas e a gestão participativa dos recursos hídricos no estado de Mato Grosso. Nesse estudo, identificaram que o CBH Covapé debateu Licenciamento Ambiental e Outorga apenas 03 vezes desde a data de criação até dezembro de 2018. Quanto ao CBH Cuiabá ME, sequer é discutido no trabalho destes autores o que denota certa inércia em relação à outorga de direito de uso de recursos hídricos.

Sobre a temática outorga especificamente, a partir da pesquisa documental executada na leitura das Atas de reuniões, esse importante instrumento de gestão não foi abordado em particular no CBH Cuiabá ME nem mesmo no CBH Covapé.

O fato é que Mato Grosso é favorecido de águas, tanto superficiais como subterrâneas, não apresentando regiões áridas ou semiáridas. Desse modo, Neto (2015) entende que as crises hídricas só poderão ser provenientes de estiagens ou fenômenos hidrometeorológicos naturais presentes na variabilidade cíclica das precipitações que incidem sobre determinada região. O seu agravamento será resultante de uma gestão dos recursos hídricos ineficiente, com ausência de investimentos em sistemas de abastecimento de água e desencadeada pela falta de educação da população para as questões ambientais.

A falsa noção da abundância de água na Amazônia Legal contribui para o descuido e falta de consciência da importância de uma boa governança hídrica e do investimento em infraestrutura hídrica, com o entendimento equivocado de que, em uma área abundante em recursos hídricos, não pode haver falta de água, gerando conflitos entre os membros do setor hídrico nos comitês de bacia (DIONEL, 2021).

Dionel (2021) ao analisar o CBH Sepotuba também no Estado do Mato Grosso destaca que há uma grande alternância dos membros do comitê, além das dificuldades logísticas apresentadas nas atas analisadas; observou também que a falta de discussão sobre temas estratégicos pelo CBH pode contribuir diretamente pelo desinteresse na participação.

A autora ainda destaca que pouco foi tratado nas reuniões do comitê sobre outorga, tanto pelos órgãos públicos quanto pelo próprio comitê de buscar informações junto a esses órgãos quanto aos usuários de água na bacia (DIONEL, 2021, p.65).

Considerações Finais

Mesmo com a elaboração do Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Mato Grosso no mesmo ano que foi instituída a Polícia Nacional de Recursos Hídricos, ainda há dificuldades em relação à aplicabilidade dos Planos de Bacias Hidrográficas.

A governança se faz em conjunto com a sociedade civil que ainda não está sensibilizada o suficiente para que a continuidade dos trabalhos e ações propostas pelos Comitês sejam executadas conforme os cronogramas de gestão de modo a garantir que a gestão dos recursos hídricos seja para todos os usuários/atores envolvidos. O controle realizado a partir das outorgas deve evitar conflitos entre usuários dos recursos hídricos e assegurar o direito de acesso à água.

Dada a importância da outorga de direito de uso dos recursos hídricos para com todos os usuários deste precioso recurso é importante destacar a ausência de discussões relacionadas diretamente neste eixo sendo necessários estudos para identificar o porquê desse assunto não ser frequentemente abordado nas reuniões dos CBH, objetos deste trabalho.

Possivelmente a repetição deste estudo em outras bacias hidrográficas que tenham como característica de produção a pecuária poderá ser encontradas deliberações pertinentes ao tema buscado, outorga e outorga para dessedentação animal.

Os resultados aqui identificados, não contemplando discussões sobre outorga, podem ter ocorrido devido às características das bacias analisadas.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Os autores agradecem ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação dos Recursos Hídricos – ProfÁgua, projeto CAPES/ANA AUXPE nº 2717/2015.

Referências Bibliográficas

ANA. Agência Nacional de Águas. 2022. Programa de Consolidação do Pacto Nacional pela Gestão das Águas – PROGESTÃO. **A gestão de recursos hídricos no Mato Grosso**. Disponível em: <<https://progestao.ana.gov.br/panorama-dos-estados/mt/a-gestao-de-recursos-hidricos-no-mato-grosso>>. Acesso em 24 de out. 2022.

ARAÚJO, G. C.; 2012. **Padrões espaciais da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá e Rio São Lourenço** – Mato Grosso. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Mato Grosso, Pós-Graduação em Recursos Hídricos.

BANDEIRA, R.T. 2022. A (in)efetividade da outorga de direito de uso dos recursos hídricos: um estudo no sistema hídrico Engenheiro Ávidos, São Gonçalo e Rio Piranhas, Sertão Paraibano. Dissertação (Mestrado), UFPB/CCJ. 117p.

BARDIN, L. 1977. Análise de conteúdo. Tradução Luís Antero Reto e Augusto Pinheiro. Universitaires de France. Distribuído no Brasil: Livraria Martins Fontes, SP.

BRASIL.1997. Lei nº 9433, 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras providências. Brasília, DF: DOU 09/01/1997, pag. 470.

BRUNO, L. O.; FANTIN-CRUZ, I.2020. Comitês de Bacias Hidrográficas e a gestão participativa dos recursos hídricos no estado do Mato Grosso. Revista Caminhos de Geografia. Uberlândia - MG. Volume 21. n. 73. p. 332-346.

CBH COVAPÉ. 2022. Comitê de Bacia Hidrográfica do Alto Rio das Mortes. Disponível em: <https://cbhcovape.wixsite.com/comites>. Acesso em 28 nov. 2022.

CBH CUIABÁ – ME. 2022. Comitê de Bacia Hidrográfica dos Afluentes da Margem Esquerda do Rio Cuiabá – CBH Cuiabá ME. Disponível em: <<https://cbhcuiba.wixsite.com/home>>. Acesso em 27 de nov. 2022.

CEHIDRO. 2009. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Resolução nº. 26, de 02 de junho de 2009. Aprova o Plano Estadual de Recursos Hídricos, composto pelo volume “Consolidação dos Estudos sobre Recursos Hídricos no Estado de Mato Grosso”. Disponível em: <<http://www.sema.mt.gov.br/site/index.php/decisao-colegiada/conselho-estadual-de-recursos-hidricos/category/353-resolucoes?start=40>>. Acesso em 24 de out. de 2022.

CEHIDRO.2022. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Mato Grosso. 2022. Resolução nº 47, de 19/05/2010 do CEHIDRO. Diário Oficial do Estado de 01/10/2012.

DIONEL, L.A.S. 2021. Avaliação da governança da água - experiência da aplicação de indicadores no Comitê de bacia Hidrográfica do Rio Sepotuba, Mato Grosso. Dissertação (mestrado), UFMT, PPGRH, Cuiabá. Disponível no site: <https://observatoriodasaguas.org/wp-content/uploads/sites/5/2022/02/Dissertacao_Leticia-Dionel_24.01.2022_versaofinal-1.pdf>. Acesso em 28 nov 2022.

GODOY, V. N.; CRUZ, R. C. 2016. Autogestão dos Recursos Hídricos-Estudo de Caso da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria-RS. *Ciência e Natura*, v. 38, n. 2, p. 980-997. <https://doi.org/10.5902/2179460X21911>

JESUS, W. J. T.; SOUZA, C. A.; SILVA, S. A. A.; 2020. A Governança Participativa dos Comitês de Bacias Hidrográficas: O Caso do CBH-Cuiabá-Me.Fórum ambiental da Alta Paulista, vol. 16, n. 7. Disponível em: <https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/2687/2469>. Acesso em 06 fev 2023.

KEMERICH, P. D. D. C.; RITTER, L. G.; DULAC, V. F.; CRUZ, R. C. 2016. Gerenciamento de recursos hídricos: desafios e potencialidades do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Passo Fundo. *Revista Sociedade&Natureza*, v. 28, n. 1. <https://doi.org/10.1590/1982-451320160106>

LEMONS, R.S. & ROCHA, R.M.L 2013. Os processos de outorga de direito de uso de recursos hídricos em Minas Gerais: uma releitura a partir da experiência do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 17 a 22 de novembro de 2013. Bento Gonçalves, RS.

MATO GROSSO. 2007. Decreto nº 336 de 06 de junho de 2007. Regulamenta a outorga de direitos de recursos hídricos e adota outras providências. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/mt/decreto-n-336-2007-mato-grosso-regulamenta-a-outorga-de-direitos-de-uso-dos-recursos-hidricos-e-adota-outras-providencias#:~:text=Nas%20outorgas%20de%20direitos%20de,Art.>>> Acesso em 24 de out. de 2022.

MATO GROSSO. 2009. Decreto Estadual nº 2.154, de 28 de setembro de 2009. Aprova o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH/MT e dá outras providências. Diário Oficial [do] Estado, Cuiabá - MT. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/mt/decreto-n-2154-2009-mato-grosso-aprova-o-plano-estadual-de-recursos-hidricos-perh-mt-e-da-outras-providencias?r=p#:~:text=1%20Fica%20aprovado%20o%20Plano,Parágrafo%20único.>>>. Acesso em 24 de out. 022.

MATO GROSSO. 2010. Decreto nº 2.484, de 15 abril de 2010. Aprova o Regimento Interno da Secretaria de Estado de Meio Ambiente – SEMA. Disponível em: < <https://leisestaduais.com.br/mt/decreto-n-2484-2010-mato-grosso-aprova-o-regimento-interno-da-secretaria-de-estado-de-meio-ambiente-sema?q=ambiental>>. Acesso em 24 de out. de 2022.

MATO GROSSO. 2011. Lei Estadual nº 9.612, de 12 de setembro de 2011. Dispõe sobre a administração e a conservação das águas subterrâneas de domínio do Estado e dá outras providências. Disponível em: < http://www.informanet.com.br/Prodfinfo/boletim/2011/mt/lei_9612_38_2011.html>. Acesso em 24 de out. 2022.

MATO GROSSO. 2018. Oficina de Intercâmbio Progestão: Outorga de direito de uso – Experiência SEMA/MT. Oficinas de Intercâmbio. Progestão. Palmas/TO. Disponível em: <<https://progestao.ana.gov.br/destaque-superior/eventos/oficinas-de-intercambio-1/outorga/palmas-2018/outorga-mt.pdf>>. Acesso em 24 out. 2022.

MATO GROSSO. 2020. Decreto nº 715 de 18 de novembro de 2020. Regulamenta o Fundo Estadual de Recursos Hídricos – FEHIDRO e dá outras providências. Disponível em: < <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=404726#:~:text=Regulamenta%20o%20Fundo%20Estadual%20de,FEHIDRO%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A2ncias.>>>. Acesso em 24 de out. 2022.

MATO GROSSO. 2020a. Lei Estadual nº 11.088, de 09 de março de 2020. Dispõe sobre a Lei de Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Disponível em: < <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=417694>>. Acesso em 24 de out.2022.

MATO GROSSO. 2021a. Decreto nº 796, de 22 de janeiro de 2021. Regulamenta o Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Mato Grosso, disciplina a eleição de seus membros e dá outras providências. Disponível em: < <https://leisestaduais.com.br/mt/decreto-n-796-2021-mato-grosso-altera-o-decreto-n-796-de-22-de-janeiro-de-2021-que-regulamenta-o-conselho-estadual-de-recursos-hidricos-do-estado-de-mato-grosso-disciplina-a-eleicao-de-seus-membros-e-da-outras-providencias>>. Acesso em 24 de out. de 2022.

MATO GROSSO. 2021b. Decreto nº 936 de 12 de maio de 2021. Dispõe sobre a estrutura organizacional da Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA, a redistribuição de cargos em comissão e funções de confiança. Disponível em:<<http://www.transparencia.mt.gov.br/documents/363605/5395055/DECRETO+No+936%2C+DE+11+DE+MAIO+DE+2021+-+SEMA.pdf/b8852ac5-4c82-34e7-8240-009691046961>>. Acesso em 07 de nov de 2022.

MATO GROSSO-SEMA. 2009. Plano Estadual de Recursos Hídricos. SEMA – Secretaria de Estado do Meio Ambiente.

Cuiabá: KMC Editora. 184p. Disponível em: <http://www.sema.mt.gov.br/site/index.php/unidades-administrativas/recursos-hidricos/category/401-plano-estadual-de-recursos-hidricos>>. Acesso em 24 out. 2022.

MATOS, F.; CARRIERI, A. P. 2021. Retratos de governanças das águas no Brasil: perfil dos representantes membros do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Grande. Belo Horizonte: FACE – UFMG,. 68P. ISBN: 978-65-88208-23-6

MOREIRA, J. P. P. C.; HELBEL, A. F.; ZUFFO, C. E.; RIBEIRO, J. G. S. de.2020. Aspectos Legais sobre a Outorga do Direito de Uso dos Recursos Hídricos na Esfera Federal e no Estado de Rondônia. In: ALBUQUERQUE, C. C. de.; BATISTA, I. H. (Org). VII Workshop Internacional Sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas. Boa Vista: Copyright, 2020. p. 703-711

NETO, J. C. C.; 2015.A crise hídrica no Estado de São Paulo. GEOUSP: Espaço e Tempo (Online), v. 19, n. 3, p. 479-484. Disponível em: <<https://doi.org/10.11606/issn.2179-0892.geousp.2015.10111>>. Acesso em 27 de nov. 2022.

OCDE - ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E O DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO. 2015.Governança dos Recursos Hídricos no Brasil. OCDE: biblioteca digital. 02 set 2015. 304 pg. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1787/9789264238169-pt>>. Acesso em: 04 nov 2022.

ONU - Organização das Nações Unidas. 2015. Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Nova York: ONU. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/wp-content/uploads/2015/10/agenda2030-pt-br.pdf>>. Acesso em: 10 nov. 2022.

PEIXOTO, F.S.; SOARES, J.A.; RIBEIRO, V.S. 2022. Conflitos pela água no Brasil. Rev Sociedade & Natureza. v.34. e59410.. ISSN 1982-4513.

RONCHI, J.M. 2018. Avaliação do consumo de água conforme o método de manejo de irrigação em fazendas que fazem uso de pivôs centrais na região de Primavera do Leste – MT. Trabalho de conclusão de curso, UFSC, Florianópolis. 122p.

SEMA. 2022. Comitês de Bacias Hidrográficas. Disponível em: <<http://www.sema.mt.gov.br/site/index.php/decisao-colegiada/f%C3%B3rum-estadual-de-comit%C3%AAs-de-bacias-hidrogr%C3%A1ficas/category/395-comit%C3%AAs-de-bacias-hidrogr%C3%A1ficas>>. Acesso em 04 de nov 2022.

SIMLAM. 2022. Sistema Integrado de Monitoramento e Licenciamento Ambiental. Outorga - Consultar Disponibilidade Hídrica. SEMA/MT. Disponível em: < <http://monitoramento.sema.mt.gov.br/simlam/#>>. Acesso em 03 de nov. 2022.

PEGADA HÍDRICA E PERFIL DE CONSUMO DE SERVIDORES PÚBLICOS DO MUNICÍPIO DE CAJAZEIRAS-PB

¹Wamon Salomão Dantas Torres, ²Camilo Allyson Simões de Farias

¹Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: wamon.salomao@estudante.ufcg.edu.br;

²Universidade Federal de Campina Grande, e-mail: camilo.allyson@professor.ufcg.edu.br.

Palavras-chave: Pegada Hídrica. Indicadores de Sustentabilidade. Recursos Hídricos.

Resumo

No contexto do semiárido, a pegada hídrica (PH) se destaca como um indicador crucial para a análise hídrica, fornecendo informações valiosas sobre o uso eficiente da água ao longo de toda a cadeia produtiva até o consumidor final. A aplicação desse indicador assume uma relevância ainda maior, considerando a importância da gestão adequada dos recursos hídricos nessa região marcada por baixos índices pluviométricos e altas taxas de evapotranspiração. No presente estudo, foi realizada uma análise do perfil de consumo de água por servidores públicos na cidade de Cajazeiras-PB, utilizando a metodologia da PH. Para coletar informações, um questionário investigativo foi aplicado aos funcionários da Secretaria de Meio Ambiente e da Secretaria de Desenvolvimento Rural e Recursos Hídricos do município. O objetivo foi compreender melhor o uso da água e suas práticas relacionadas nessas instituições. A cidade de Cajazeiras é uma das mais importantes do sertão paraibano, além de ser uma das cidades atendidas pelo Projeto de Integração do Rio São Francisco - PISF. Após a avaliação dos resultados, constatou-se que cerca de 66,67% dos participantes apresentaram PH Total elevado em comparação com a média nacional, tendo como menor e maior valores de pegada hídrica 921 e 2.386 m³/ano, respectivamente.

Introdução

A gestão dos recursos naturais frequentemente enfrenta desafios decorrentes de falhas na governança, especialmente na falta de integração das políticas setoriais. É fundamental que o poder público desempenhe um papel crucial fornecendo subsídios para promover a conexão entre essas políticas, sobretudo no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos. (GRANGEIRO et al., 2019).

O planejamento dos recursos hídricos é motivado principalmente pela necessidade de resolver problemas e conflitos, relacionados à produção e/ou usos das águas. Entretanto, é necessário desenvolver e aplicar metodologias alternativas às tradicionais para facilitar e otimizar o planejamento destes recursos naturais (LOUCKS e BEEK, 2017).

Uma metodologia de destaque que avalia de forma abrangente os impactos humanos sobre os recursos hídricos é a da Pegada Hídrica (PH). Essa abordagem se torna um dos indicadores mais robustos quando se trata do estudo das águas virtuais e da análise da água, pois considera toda a cadeia produtiva, desde o produtor até o consumidor final. A Pegada Hídrica permite uma compreensão mais completa e precisa dos usos e das pressões exercidas sobre os recursos hídricos, contribuindo para uma gestão mais eficaz e sustentável desse precioso recurso. Estas ferramentas são importantes para o correto planejamento dos recursos hídricos, bem como, a produção sustentável e segura de água e alimentos (HOEKSTRA e MEKONNEN, 2012; HOEKSTRA e HUNG, 2002; CHEN et al., 2022; NISHAD e KUMAR, 2022).

Por meio do estudo das águas virtuais, é possível definir a quantidade de água que foi requerida para a produção de vegetais ou até mesmo de animais para consumo, bem como definir no final da produção o teor de água através da sua massa. A PH pode ser conceituada como o volume total de água utilizado durante a produção, ou seja, a obtenção de informações sobre a PH de uma dada região consiste no mapeamento do volume de água requerido (NISHAD e KUMAR, 2022).

O semiárido brasileiro está localizado na Região Nordeste do Brasil, sendo caracterizado por baixos índices pluviométricos, elevadas temperaturas e taxas de evapotranspiração, e conseqüentemente um alto número de rios intermitentes. Segundo Gomes et al. (2022), durante os períodos de escassez é comum o aumento dos conflitos por água existentes nesta região, muito devido a disponibilidade de água apenas em reservatórios. Então, a atuação para o planejamento adequado das águas nessas áreas é importante para o correto gerenciamento dos escassos recursos existentes.

No estado da Paraíba, o volume *per capita* consumido é de 102,4 L/hab/dia (BRASIL, 2022). Este estado recebe águas do rio São Francisco por meio de duas entradas do Projeto de Integração do Rio São Francisco - PISF, uma no eixo leste, na cidade

de Monteiro-PB, cariri paraibano, e uma no eixo norte, na cidade de São José de Piranhas-PB, alto sertão.

Por meio de um canal, a água do eixo norte do PISF é transportada de São José de Piranhas-PB até o reservatório Engenheiro Ávidos, na cidade de Cajazeiras-PB, sendo desaguada no leito do rio Piranhas. Cajazeiras-PB é uma das cidades mais importantes do Sertão Paraibano, servindo de polo educacional e econômico para diversos municípios, inclusive de estados vizinhos, como Ceará e Rio Grande do Norte.

Devido à sua relevância para a região do sertão e ao fluxo significativo de pessoas diariamente, aliado ao fato de ser uma das cidades atendidas pelo Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), torna-se imprescindível investigar o comportamento de consumo de água pela população. Diante desse contexto, o objetivo deste estudo foi analisar o perfil de consumo hídrico de uma amostra de servidores públicos na cidade de Cajazeiras-PB, utilizando a metodologia da PH. Para

isso, foi aplicado um questionário investigativo junto aos funcionários da Secretaria de Meio Ambiente e da Secretaria de Desenvolvimento Rural e Recursos Hídricos do município.

Material e Métodos

A pesquisa foi realizada entre os dias 20 de julho a 02 de agosto de 2022, no município de Cajazeiras-PB (Figura 1), que está inserido na mesorregião do Sertão Paraibano, nas coordenadas $6^{\circ} 53' 24''$ S, $38^{\circ} 33' 43''$ W. A região possui uma área de $562,70 \text{ km}^2$ e pertence a Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu. O clima é semiárido, com vegetação do tipo Caatinga hiperxerófila herbáceo-arbustiva. A população municipal, conforme o último censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2022), é de 63.239 habitantes, com densidade demográfica de $112,38 \text{ hab/km}^2$.

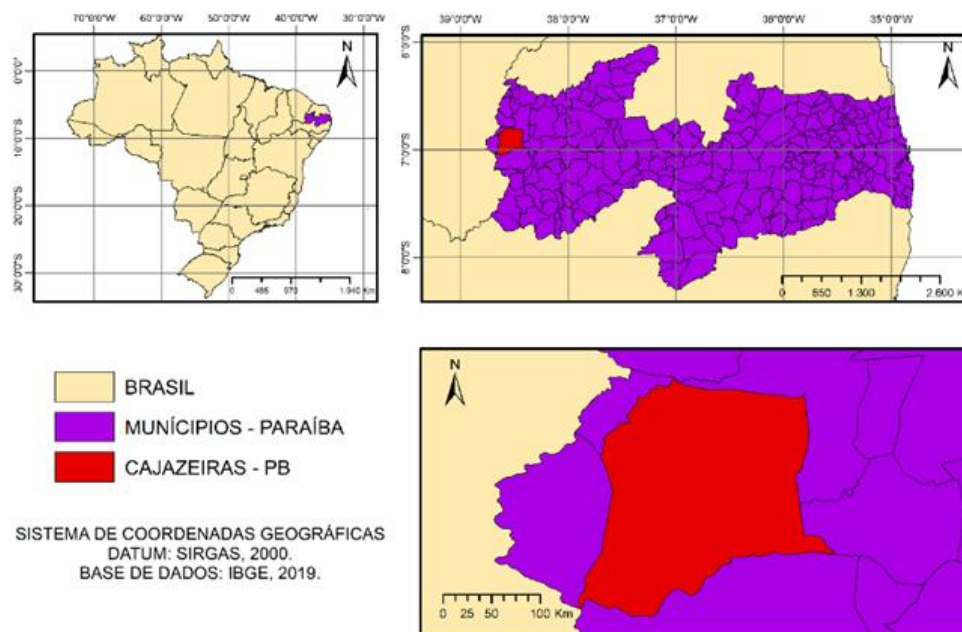


Figura 1 - Mapa de localização do município de Cajazeiras-PB.

Os procedimentos metodológicos (Figura 2) envolveram um estudo exploratório por meio da aplicação de uma pesquisa do tipo *Survey*, com um total de 18 questionários contendo perguntas estruturadas, destinadas a estimar a pegada hídrica, conforme metodologia delineada por Costa et al. (2018). Foram analisados dois grupos amostrais, representados pelos servidores da Secretaria Municipal de Meio Ambiente e da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Rural e Recursos Hídricos, ambos localizados no município de Cajazeiras-PB.

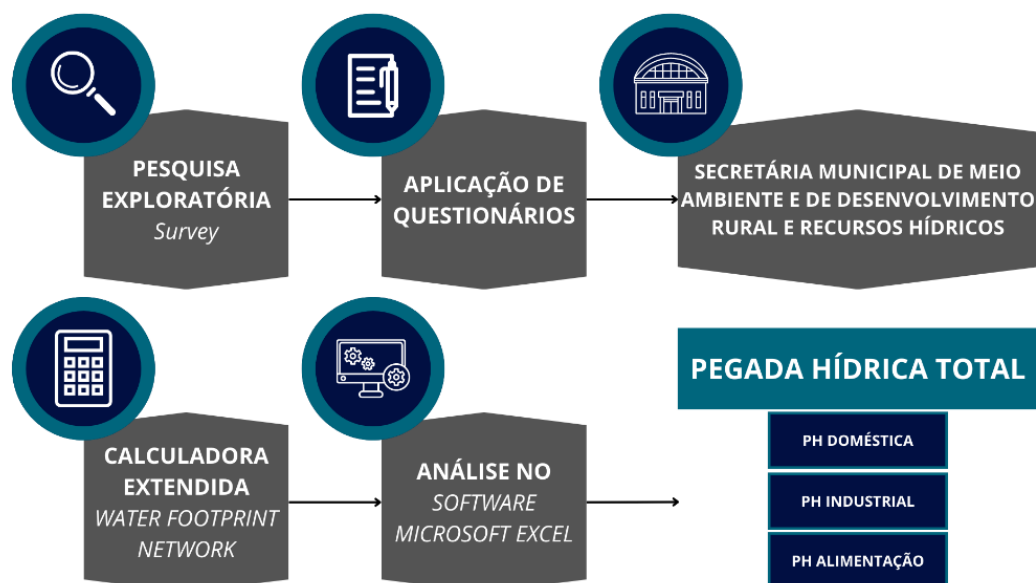


Figura 2 - Fluxo metodológico.

As respostas dos questionários foram processadas na calculadora estendida da pegada hídrica pessoal da *Water Footprint Network* (HOEKSTRA et al., 2005). Na Figura 3, apresenta-se um print da calculadora, acessível no link waterfootprint.org. Posteriormente, os dados resultantes foram submetidos à análise utilizando o *software Microsoft Excel*. As variáveis consideradas neste estudo compreendem os componentes da pegada hídrica total, subdivididos em pegada hídrica doméstica, industrial e alimentação.

Extended Water Footprint Calculator

What's the water footprint of your current lifestyle? Get a more in depth understanding of your own water footprint!

Your individual water footprint is equal to the water required to produce the goods and services consumed by you. Please take your time and feel free to use the extended water footprint calculator developed by the researchers at UNESCO-IHE to assess your own unique water footprint. The calculations are based on the water requirements per unit of product as in your country of residence.
Note: put decimals behind a point, not a comma (e.g. write 1.5 and not 1,5).

Country of residence

Food consumption

Cereal products (wheat, rice, maize, etc.)

Meat products

Dairy products

Eggs

How do you prefer to take your food?

How is your sugar and sweets consumption?

Vegetables

Fruits

Starchy roots (potatoes, cassava)

How many cups of coffee do you take per day?

How many cups of tea do you take per day?

Domestic water use - indoors

How many showers do you take each day?

What is the average length of each shower?

Do your showers have standard or low-flow showerheads? Standard shower head Low flow shower head

How many baths do you have each week?

How many times per day do you brush your teeth, shave or wash your hand?

Do you leave the tap running when brushing your teeth and shaving? Yes No

How many loads of laundry do you do in an average week?

Do you have a dual flush toilet? Yes No

No flushing. Use eco-toilet.

If you wash your dishes by hand how many times are dishes washed each day?

How long does the water run during each wash?

If you have a dish washer, how many times is it used each week?

Domestic water use - outdoors

How many times per week do you wash a car?

How many times do you water your garden each week?

How long do you water your garden each time?

How long per week do you spend rinsing equipment, driveways, or sidewalks each week?

If you have a swimming pool what is its capacity?

How many times per year do you empty your swimming pool?

Industrial goods consumption

What is your gross yearly income? (Only that part of income which is consumed by you)

Figura 3 - Print da página de acesso à calculadora estendida da pegada hídrica pessoal.

Resultados e Discussão

Após a conclusão da etapa de aplicação dos questionários, foi possível identificar as funções desempenhadas por cada servidor em relação à sua respectiva secretaria, além de coletar informações sobre o grau de instrução, idade e sexo dos participantes. Os questionários foram preenchidos por pessoas de uma variedade de cargos, incluindo auxiliares de serviços gerais, agentes administrativos e ambientais, operador de maquinário, médico veterinário, engenheiros ambientais, diretores de departamentos e a secretária adjunta municipal.

Os resultados refletiram a participação de cinco servidores da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Rural e Recursos Hídricos e de 13 servidores da Secretaria Municipal de Meio Ambiente. Dos 18 questionários aplicados, oito foram preenchidos por indivíduos do sexo masculino, enquanto 10 foram preenchidos por indivíduos do sexo feminino.

A análise diferenciada por sexo revelou uma média de 1.656 m³/ano na pegada hídrica para o sexo feminino, comparada a 1.650 m³/ano para o sexo masculino. Isso indica uma diferença de apenas 0,36% na média da pegada hídrica entre os dois sexos, como evidenciado na Figura 4.

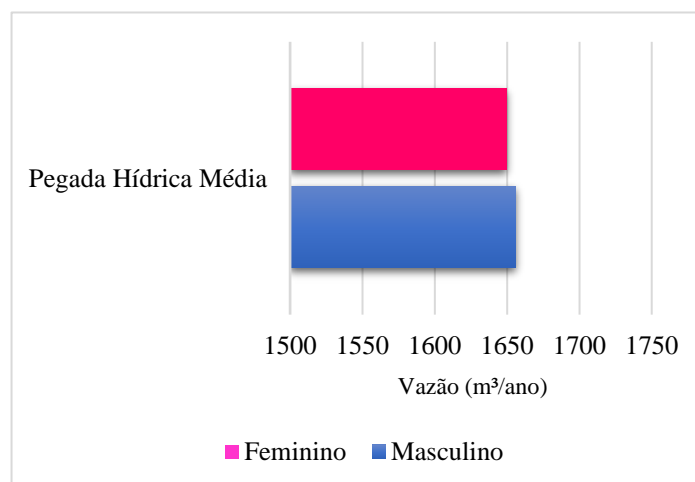


Figura 4 - Média da PH por sexo.

Após analisar os dados obtidos através da calculadora *Water Footprint*, observou-se que a média geral para todos os participantes, independentemente do sexo, revelou valores médios de Pegada Hídrica (PH) diferenciados: 1.151 m³/ano para a categoria Alimentação, 420 m³/ano para a categoria Doméstica e 82 m³/ano para a categoria Industrial. Esses resultados foram organizados e apresentados na Figura 5, na qual se destaca claramente que a componente de PH ligada à Alimentação se apresentou como a mais elevada em termos de consumo de água.

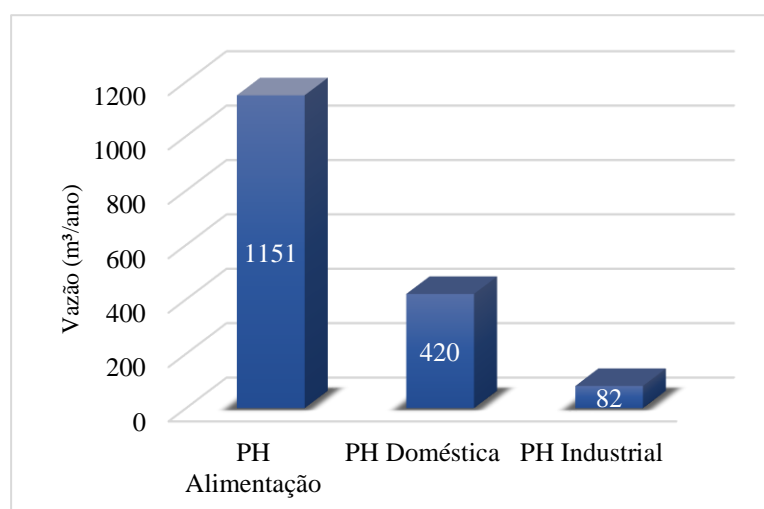


Figura 5 - Média da PH Alimentação, PH Doméstica e PH Industrial.

Observou-se, adicionalmente, que os indivíduos com idades situadas entre 20 e 34 anos apresentaram uma Pegada Hídrica Total inferior àquela observada em indivíduos com idades entre 50 e 64 anos, bem como entre 35 e 49 anos, sendo que os valores mais elevados foram identificados nesta última faixa etária (Figura 6). A menor Pegada Hídrica Total observada entre os participantes de 20 a 34 anos, em comparação com outras faixas etárias, pode ser explicada, principalmente, pelo fato de que os jovens têm uma visão de si mesmos como defensores e líderes de um futuro mais sustentável. Essa faixa etária demonstra uma preocupação ambiental considerável e um compromisso firme com um consumo responsável, refletindo-se em um uso mais consciente dos recursos hídricos.

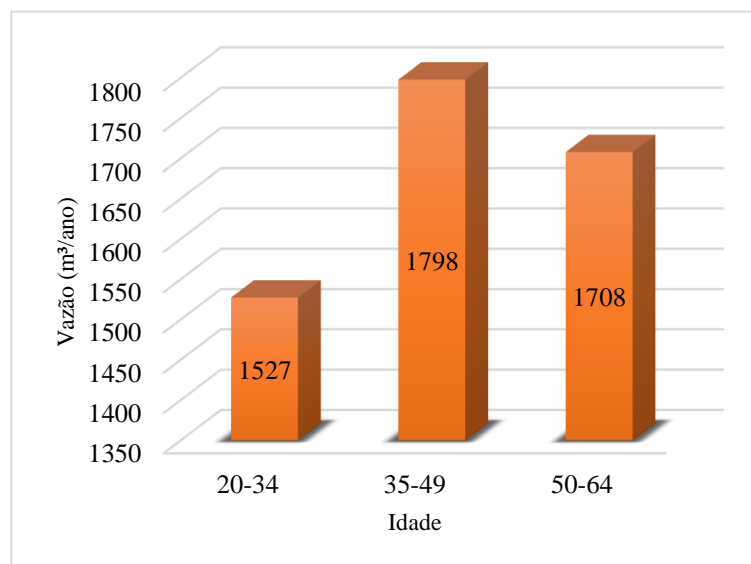


Figura 6 - PH por faixa de idade.

De acordo com as informações de Cintra (2011, *apud* ALMEIDA, 2015), a média global da Pegada Hídrica Total é de aproximadamente 1.243 m³/hab/ano, enquanto no Brasil essa média chega a 1.381 m³/hab/ano. Além disso, o estudo de Maracajá et al. (2014) revelou que a média da Pegada Hídrica Total no estado da Paraíba é de cerca de 796 m³/hab/ano. Ao analisar os resultados obtidos, verificou-se que as Pegadas Hídricas dos servidores da Secretaria de Meio Ambiente e da Secretaria de Desenvolvimento Rural e Recursos Hídricos (≈ 1.650 m³/s) foram superiores às médias observadas nos âmbitos global, nacional e estadual.

Conforme representado na Figura 7, averiguou-se uma gama de variações na Pegada Hídrica Total, com valores oscilando entre 921 e 2.387 m³/ano. É relevante destacar que aproximadamente 67% dos participantes demonstraram uma Pegada Hídrica Total superior à média nacional.

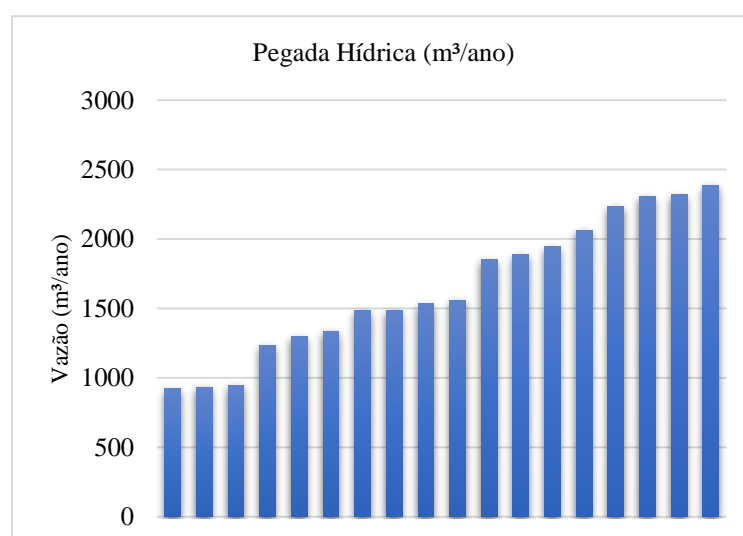


Figura 7 - PH classificada da menor para maior.

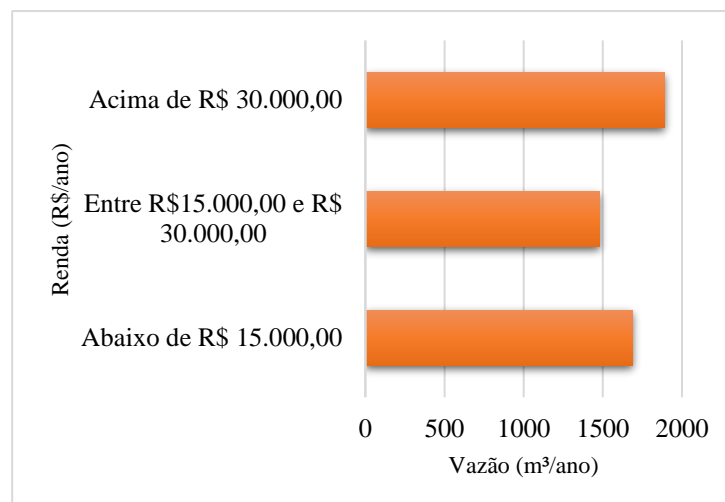


Figura 8 - Média da PH por valor de renda anual.

Por fim, constatou-se por meio de uma análise de correlação entre a renda anual e a PH que indivíduos com renda mais elevada tendem a apresentar um aumento significativo em sua pegada hídrica quando comparados com aqueles de renda mais baixa (Figura 8). Esse fenômeno pode ser atribuído principalmente aos padrões alimentares adotados por esses grupos.

Comentários Finais

Através da análise do indicador de sustentabilidade conhecido como pegada hídrica, ficou evidente que a metodologia se mostrou eficaz para avaliar o consumo de água por indivíduos, fornecendo informações cruciais que servem de base para o desenvolvimento de novas estratégias de gestão dos recursos hídricos.

Diante dos resultados obtidos, constatou-se que, apesar do conhecimento adequado por parte dos servidores sobre o uso sustentável da água devido à sua interação diária com essa temática, aproximadamente 67% dos participantes da pesquisa apresentaram uma pegada hídrica superior à média nacional. Essa constatação reforça a necessidade imperativa de intensificar a conscientização e incentivar a adoção de práticas mais sustentáveis, sobretudo no contexto alimentar, visto que o consumo virtual associado à alimentação foi identificado como o fator predominante.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal em 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 n° 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

Referências Bibliográficas

ALMEIDA, Ricardo Ricelli Pereira de et al. A pegada hídrica e o nível da consciência ambiental de três escolas do ensino médio do município de Pombal - PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], v. 10, ed. 3, p. 20-24, 2015. DOI <https://doi.org/10.18378/rvads.v10i3.3554>. Disponível em: <https://www.gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/3554>. Acesso em: 05 jul. 2023.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento - SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico Temático dos Serviços de Água e Esgotos - 2020. Brasília: SNS/MDR, 2022. p. 22.

CHEN, Ya et al. Water footprint and virtual water trade analysis in water-rich basins: Case of the Chaohu Lake Basin in China. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 843, p. 1-12, 2022. DOI <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156906>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.ez292.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0048969722040037?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jul. 2023.

COSTA, P. S. et al. (2018). "Virtual Water Consumption: A Case Study in a Higher Education Institution in Northeast Brazil". *Journal of Scientific Research & Reports*, Hooghly, Vol. 18, No.1, pp. 1-12.

GOMES, Maurício de Gois; MAIA, Adelena Gonçalves; MEDEIROS, Joana D'arc Freire de. Reservoir operation rule in semiarid areas: The quantity-quality approach. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 610, p. 1-11, 2022. DOI <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127944>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.ez292.periodicos.capes.gov.br/science/article/pii/S0022169422005194?via%3Dihub>. Acesso em: 05 jul. 2023.

GRANGEIRO, E. L. de A.; RIBEIRO, M. M. R.; MIRANDA, L. I. B. de. Análise da governança dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Paraíba. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, [s. l.], v. 10, n. 5, p. 314–330, 2019.

HOEKSTRA, Arjen Y. et al. The water footprint of humanity. *PNAS*, [s. l.], v. 109, ed. 9, p. 3232-3237, 2012. DOI <https://doi.org/10.1073/pnas.1109936109>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/suppl/10.1073/pnas.1109936109>. Acesso em: 05 jul. 2023.

HOEKSTRA, A.Y.; HUNG, P.Q. **Virtual water trade**: A quantification of virtual water flows between nations in relation to international crop trade. [S. l.]: IHE DELFT, 2002. 120 p. Disponível em: <https://www.waterfootprint.org/media/downloads/Report11.pdf>. Acesso em: 05 jul. 2023.

HOEKSTRA, A. Y. et al. (2005). Personal calculator - extended. Disponível em: <http://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/personal-water-footprint-calculator/personal-calculator-extended/>. Acesso em: 05 jul. 2023.

LOUCKS, D. P.; EELCO, van B. Water resource systems planning and analysis-An Introduction to Methods, Models, and Applications. [S. l.: s. n.], 2016-. ISSN 03091708.v. 4

MARACAJÁ, Kettrin Farias Bem; ELOI, Lincoln; SILVA, Vicente de Paulo Rodrigues da. REGIONALIZAÇÃO DA PEGADA HÍDRICA DO ESTADO DA PARAÍBA. **REUNIR: Revista de Administração, Contabilidade e Sustentabilidade**, [s. l.], v. 4, ed. 1, p. 105-122, 2014. DOI <https://doi.org/10.18696/reunir.v4i1.206>. Disponível em: <https://reunir.revistas.ufcg.edu.br/index.php/uacc/article/view/206>. Acesso em: 05 jul. 2023.

NISHAD, Shiv Narayan; KUMAR, Naresh. Virtual water trade and its implications on water sustainability. **Water Supply**, [s. l.], v. 22, ed. 2, p. 1704-1715, 2022. DOI <https://doi.org/10.2166/ws.2021.322>. Disponível em: <https://iwaponline.com/ws/article/22/2/1704/84269/Virtual-water-trade-and-its-implications-on-water>. Acesso em: 05 jul. 2023.

SUBAPROVEITAMENTO DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS FAVORÁVEIS DO AQUÍFERO BOA VISTA-RR NO PANA III: DESAFIOS SOCIOAMBIENTAIS E HIDROGEOLÓGICOS

¹Sarah Wyssllana Souza Viana, ¹Carlos Eduardo Lucas Vieira, ¹Ralime da Luz Silva

¹Programa de Pós-graduação em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Roraima, wysllanaufrr@gmail.com; carlos.vieira@ufr.br; raliluz@hotmail.com

Palavras-chave: Projeto de Assentamento Nova Amazônia; Boa Vista; Aquífero Boa Vista; Gestão das águas.

Resumo

Em Roraima, a regularização e outorga de uso das águas subterrâneas não chegou ainda a todos os poços existentes, havendo assim, carência de informações básicas sobre parâmetros hidrodinâmicos dos seus aquíferos, tais como o armazenamento (S), a transmissividade (T) e a condutividade hidráulica (K). O desconhecimento desses parâmetros é problemático não só para fins de licenciamento, mas também, de gestão do recurso hídrico. Neste contexto, este trabalho visa contribuir para a gestão sustentável de águas subterrâneas pelos assentados na zona rural de Boa Vista, através da análise de aspectos hidrogeológicos e socioambientais do seu uso no âmbito do Polo III do Projeto de Assentamento Nova Amazônia - PANA III. Os resultados obtidos mostraram valores de S, T e K, maiores do que o esperado para a região, indicando boa favorabilidade hídrica à região, porém, os padrões de uso e extração observados mostraram-se bastante inadequados e prejudiciais ao aquífero e à saúde da população local.

Keywords: Nova Amazônia Settlement Project; Boa Vista; Boa Vista Aquifer; Water Management.

Abstract

In Roraima, the regularization and granting of groundwater use has not yet reached all existing wells, thus lacking basic information on hydrodynamic parameters of its aquifers, such as storage (S), transmissivity (T) and hydraulic conductivity (K). The lack of knowledge of these parameters is problematic not only for licensing purposes, but also for water resource management. In this context, this work aims to contribute to the sustainable management of groundwater by settlers in the rural area of Boa Vista, through the analysis of hydrogeological and socio-environmental aspects of its use within the scope of Pole III of the Nova Amazônia Settlement Project - PANA III. The results obtained showed values of S, T and K, higher than expected for the region, indicating good water favorability to the region, however, the patterns of use and extraction observed were quite inadequate and harmful to the aquifer and the health of the local population.

Introdução

A água é uma substância vital para o consumo humano, animal e vegetal, quer em suas manifestações superficiais, quer subterrâneas. O crescimento das demandas hídricas, combinado com a poluição das águas superficiais tem provocado uma corrida por estas últimas. Em Roraima, a exploração dos recursos hídricos subterrâneos não é inteiramente controlada, razão pela qual é muito comum a presença de poços mal dimensionados e/ou inadequadamente instalados. O abastecimento público de água em algumas áreas rurais de Boa Vista enfrenta desafios devido às flutuações climáticas naturais, à falta de investimentos e outros fatores. Esta situação enfatiza a importância urgente de orientações para uma gestão sustentável dos seus recursos hídricos.

A área estudada é a região central do Polo III do Projeto de Assentamento Nova Amazônia, também conhecido como PANA III. Inicialmente, esta área pertencia ao grupo Bamerindus, sendo transferida em 1998 para a Secretaria de Patrimônio da União (SPU) como pagamento de dívidas fiscais. Em 2001, o local foi destinado ao assentamento popular pelo Programa Nacional de Reforma Agrária, por meio da Portaria SR-25, nº. 010/2001 (INCRA, 2023). Ela é um dos sessenta e nove assentamentos estabelecidos pela Reforma Agrária no estado de Roraima, onde os moradores dependem de poços para suprir suas necessidades básicas de água (INCRA, 2023). Ela insere-se na bacia do Igarapé da Cutia, a qual experimenta uma redução significativa de suas vazões entre os meses de maio e agosto, devido à diminuição da média mensal de precipitação (BARNI et al., 2020). Em termos hidrogeológicos, pertence ao Sistema Aquífero Boa Vista, mais especificamente ao Aquífero Boa Vista (WANKLER et al., 2012).

Frente a este quadro, o presente trabalho apresenta um diagnóstico das ameaças e impactos aos poços desta área frente aos padrões de uso e cobertura do solo, bem como aos aspectos construtivos dos mesmos. Neste sentido, espera-se colocar os produtores locais em acordo com a legislação ambiental e com as melhores práticas exploratórias a partir de:

- i) Realização de testes de produção para determinação dos principais parâmetros hidrodinâmicos do aquífero local;
- ii) dimensionamento correto dos volumes extraídos e dos sistemas de bombeamento de acordo com os parâmetros hidrodinâmicos obtidos;
- ii) orientação aos usuários sobre medidas de limpeza, manutenção e proteção dos poços;
- iii) promover educação ambiental voltada à preservação do recurso.

Materiais e Métodos

Este trabalho foi realizado através da visita técnica ao polo III do Projeto de Assentamento Nova Amazônia, localizado na região rural de Boa Vista (Fig. 1), onde analisou-se as conformidades dos poços tubulares à legislação e normatizações federal, estadual e municipal e realizou-se testes contínuos e escalonados de produção para a determinação do S, da T e da K do aquífero. A vazão foi medida pelo método volumétrico a partir de um balde de 20 L. O mapeamento e cartografia hidrogeológicos foram feitos a partir de dados matriciais (imagens orbitais óticas e de elevação) do ALOS Palsar e Sentinel, enquanto os dados vetoriais advieram dos bancos de dados do IBGE e CPRM/SGB. Foram levantadas em campo também informações a respeito das atividades antrópicas desenvolvidas na superfície da área a fim de se verificar sua influência na situação dos poços e águas subterrâneas.

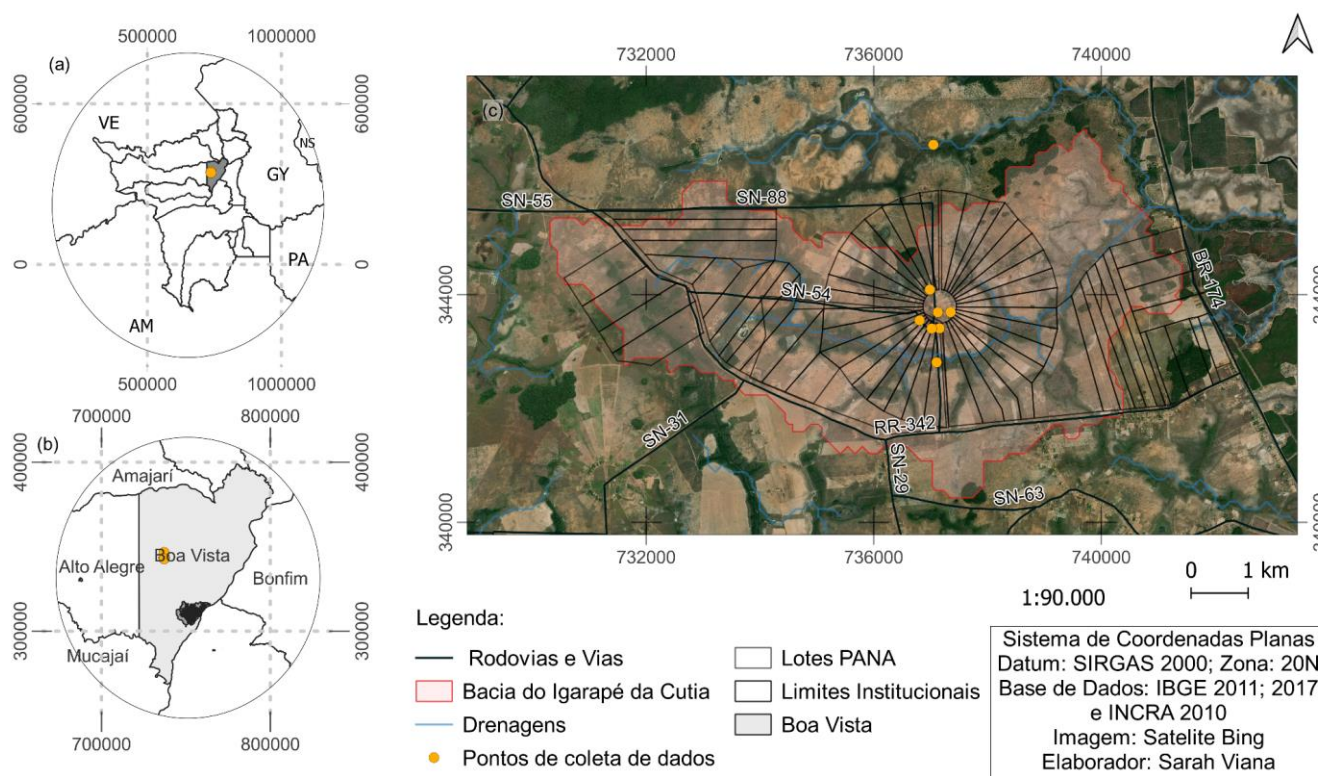


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo com as principais rodovias, hidrovias e localidades. Fonte: Os autores.

Resultados e Discussões

A região em estudo apresenta condições hidrodinâmicas favoráveis no Aquífero Boa Vista, onde a presença de vegetação nativa ao longo dos cursos d'água contribui para uma maior resiliência ambiental quando comparada a áreas sujeitas à intervenção humana. Com base em Vale Júnior (2010), foram constatados valores altos e médios de Velocidade de Infiltração Básica (VIB) na região, indicando uma significativa capacidade de recarga hídrica, com porções correspondentes às áreas de afloramento da superfície freática (VIANA; 2023).

Nesse contexto, observa-se uma distinção estrutural na rede de distribuição hídrica e no mecanismo de acesso ao recurso hídrico, com a maioria dos residentes do polo III utilizando o poço da Associação, enquanto uma parcela menor faz uso de poços privados. Entretanto, diversos problemas relacionados aos poços foram identificados, como a não conformidade com a NBR 7229, o que resulta em riscos de contaminação química, física e biológica, uma vez que apresentam tubulações desgastadas, poços mal selados, tabulados pelos moradores, constante queima de bombas por hiperdimensionamento da bomba para os poços, etc.

Além de problemas com as bombas em si, o mau dimensionamento delas oferece risco adicional aos operadores e utilizadores dos poços, uma vez que os expõem a maiores riscos de acidentes, como choques, geração de pedaços de peças quebradas, ou ainda, de maior quantidade de sedimentos devido à criação de fluxo turbulento nas imediações dos filtro e pré-filtro (GONÇALVES; GIAMPÁ, 2013). Observam-se problemas também devido a tampas mal fechadas e por vezes abertas totalmente, uso de poços desativados para descarte de resíduos sólidos (Fig. 2) e exposição a contaminantes devido a selos sanitários ausentes ou sem manutenção, além de inobservância do distanciamento mínimo de atividades potencialmente poluidoras, como criação de porcos, por exemplo.



Figura 2: Reconhecimento da área, (a) poço desativado, utilizado como reservatório de resíduos sólidos e (b) Tubulação aberta. Fonte: Os autores.

Outro problema relacionado aos poços da região estudada diz respeito à sua construção em si, que foi feita na maioria dos casos por pessoal não qualificado e/ou sem o acompanhamento técnico necessário de um hidrogeólogo indicando assim ausência do cumprimento da ABNT 12212 e 12244, utilização de insumos construtivos de baixa qualidade, implicando assim em aumento de riscos potenciais de acidente durante a operação do maquinário de perfuração, de alta periculosidade, bem como em poços inadequados que expõem os usuários a contaminações superficiais e subterrâneas, demonstrando, assim, a existência de uma saúde pública local carente de orientação, acompanhamento, tratamento e segurança (Fig 3).

Os lotes analisados caracterizam uso insignificante dos recursos hídricos conforme Lei nº 9.433, 08/01/1997, na Lei Estadual n.º 547/2006 e no Decreto n.º 8.123-E de 12/07/2007. Foram detectados problemas como tubulações desgastadas, poços mal vedados, frequente queima de bombas e dimensionamento inadequado dos equipamentos. Estas condições favorecem a disseminação de doenças e dificultam significativamente a sustentabilidade socioambiental da região.



Figura 3: Reconhecimento da área, (a) Encanamento fora da vida útil, necessitando de manutenção e troca e (b) Momento em que os próprios moradores realizavam manutenção do poço. Fonte: Os autores.

Os altos valores de condutividade elétrica registrados que pode estar relacionado a vários fatores observados na área, tais como: fossas sépticas mal posicionadas/construídas, uso desmesurado de calcário, pesticidas e herbicidas, além de pH ligeiramente a muito ácidos (THOMÉ, 2023).

Alterações nas características organolépticas, por sua vez, apresentam relações com o acometimento de doenças por veiculação hídrica (NASCIMENTO, 2022) que podem ter como origem como uso de corretivos agrícolas de modo que o seu pH fique muito alto (MANZIONE, 2015; CECH, 2013), a condutividade aponta de forma indireta, a concentração de poluentes por indicar a quantidade de sais presentes na água (CUNHA *et al.*, 2017) e proliferação de matéria orgânica no tanque de abastecimento por tratar-se de uma água parada com esporádicas processos lenticulares acarretando na presença excessiva de nutrientes (Fósforo e Nitrogênio) possibilitando eutrofização.



Figura 4: Reconhecimento da área, (a) sistema de aquisição de água para consumo pelo poço da associação e (b) Tanque de abastecimento para mecanismo de irrigação. Fonte: Os autores.

Observou-se a proximidade dos poços a fontes contaminantes e poluição, sendo elas a proximidade de 6 metros do tanque de abastecimento sem vedamento, viveiros pecuários e locomoções de animais em uma distância de 4 metros do poço, com presença de anelídeos na tubulação do poço (Fig 5).

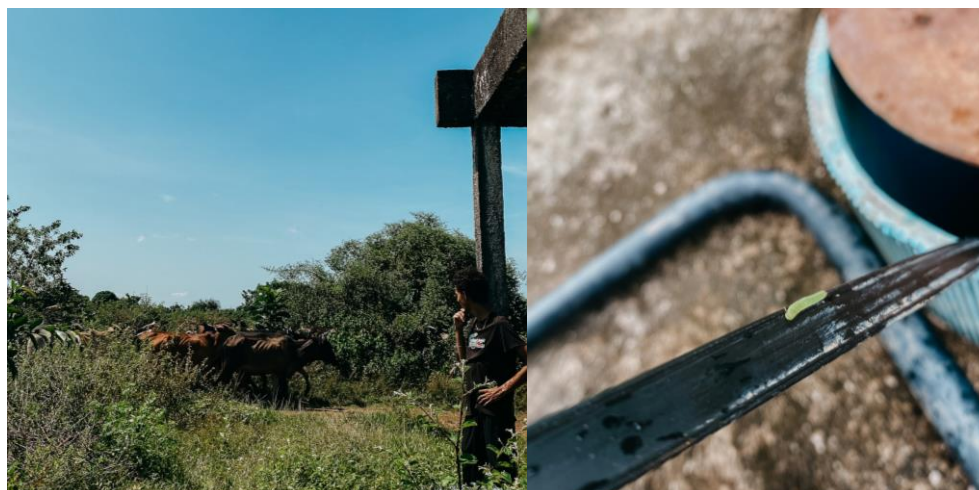


Figura 5: Reconhecimento da área, (a) Alocação pecuária e circulação próximo a poço e (b) Presença de Anelídeos na tubulação. Fonte: Os autores.

Para garantir a sustentabilidade socioambiental, é essencial que medidas urgentes sejam tomadas no gerenciamento do recurso hídrico, incluindo a outorga de poços tubulares para conformação com a legislação, o abastecimento ambiental adequado e auditorias para fiscalizar o cumprimento das regulamentações exigidas. A promoção do acesso à informação, a implementação de políticas públicas eficazes e a conscientização sobre o uso responsável da água são fundamentais para evitar danos ao aquífero e garantir seu uso sustentável para as gerações futuras. Além disso, a otimização do aproveitamento das condições hidrodinâmicas oferecidas pode contribuir para a segurança hídrica da região, diminuindo a dependência à fontes externas e garantindo a disponibilidade de recursos naturais *in loco* para as atividades de absorção e preservação dos ecossistemas locais.

A água desempenha um papel crucial no atendimento das necessidades básicas de consumo humano, bem como para o sustento animal e o crescimento vegetal. No entanto, a existência de poços mal dimensionados e/ou localizados de forma inadequada representa um desafio significativo para a eficiente utilização desse recurso vital. Diante desse cenário, surge a necessidade urgente de orientações e práticas para um gerenciamento sustentável dos recursos hídricos, especialmente em nível local, a fim de garantir o acesso contínuo a água de qualidade para as comunidades e a proteção do meio ambiente.

Conforme Gonçalves e Giampá (2013), os problemas mais frequentemente associados ao uso de água proveniente de poços podem ser de origem mecânica, hidráulica ou relacionados à qualidade da água. Estas questões podem ser abordadas por meio de medidas construtivas, de manutenção e de monitoramento (Tab. 1). Com base na análise de caso da atual situação do PANA III, algumas medidas mitigadoras podem ser sugeridas.

MEDIDAS MITIGADORAS	TIPO DE MEDIDA
A boca do poço deve ser mantida sempre bem vedada, a fim de evitar a entrada de itens que podem prejudicar o fluxo de água pelo crivo da bomba (como seixos ou pequenos animais) e/ou colocar em risco a saúde dos usuários (como substâncias ou microrganismos nocivos)	Construtivas
A selagem do poço deve começar já pelo pré-filtro, com a aplicação de uma camada mínima de 30 cm de bentonita (prevenção interna de percolação de águas meteóricas).	
O selo sanitário deve se estender até pelo menos 15 cm de profundidade para dentro do poço a partir da superfície e até pelo menos 15 cm acima do rés do chão e deve envolver o poço em pelo menos 1 m de raio.	
O poço deve ser isolado por uma cerca a fim de evitar sua danificação intencional ou não por pessoas e animais.	
Deve haver um conhecimento das camadas atravessadas a fim de fornecer um perfil construtivo fiel à realidade e útil à construção e dimensionamento do poço, do sistema de bombeamento e dos riscos de contaminação.	
Dimensionamento do equipamento de bombeamento adequado às características hidrodinâmicas locais, para evitar paralisação da produção de água, consumo elevado de energia, diminuição de vida útil do equipamento e possíveis acidentes.	
Limpeza periódica semestral dos poços e do sistema de distribuição para não ocorrer obstrução dos filtros ou pré-filtro (que tem como consequência a queda da capacidade específica do poço), o entupimento ou corrosão dos tubos, caixas d'água e torneiras devido a altos teores de sais ou metais.	Manutenção
Medição periódica do Nível d'Água a fim de se acompanhar as alterações volumétricas no aquífero e evitar desabastecimento por superexploração.	Monitoramento
Medição periódica da qualidade da água, a fim de evitar problemas de saúde de veiculação hídrica.	
Quando houver a perda de qualidade ou quantidade de água, é necessário a paralisação do consumo humano e a solicitação de medidas corretivas junto às entidades/indivíduos gestores.	

Tabela 1: Medidas mitigadoras que precisam ser elaboradas pelos colonos. Fonte: Os autores.

Em suma, reconhecer a importância do aproveitamento adequado das condições hidrodinâmicas estabelecidas no PANA III é essencial para enfrentar os desafios socioambientais, promover a sustentabilidade e garantir a preservação desse recurso vital para as gerações presentes e futuras.

Considerações Finais

No contexto do PANA III, as condições hidrodinâmicas favoráveis do Aquífero Boa Vista não estão sendo devidamente aproveitadas devido a problemas na locação e construção dos poços. Restrições de uso para consumo humano foram impostas aos moradores locais devido à contaminação das águas, principalmente por coliformes fecais, apontando para a inadequação da exploração. Além disso, a constante queima de bombas e o descarte inadequado de resíduos sólidos em muitos lotes com poços ativos são problemas recorrentes. O amadorismo na construção dos poços resulta em poços mal construídos ou dimensionados que podem colocar em risco a saúde dos seus usuários devido à maior exposição a agentes contaminantes superficiais.

A fim de alcançar a sustentabilidade socioambiental, é urgente o gerenciamento adequado do recurso hídrico, incluindo o apoio ao processo de outorga de poços tubulares e aos procedimentos de licenciamento ambiental. Dada a importância da produção agrícola para os assentados, que também comercializam alimentos nas feiras de produtos orgânicos da capital Boa Vista, é essencial evitar o consumo das águas de manancial subterrâneo que não atenda aos padrões de potabilidade recomendados. Isso requer acesso à informação e a implementação de políticas públicas que garantam o acesso generalizado à água adequada para o consumo humano, assegurando, assim, a sustentabilidade socioambiental do Aquífero Boa Vista no âmbito do PANA III.

Agradecimentos

O presente trabalho está sendo realizado com apoio do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - PROFÁGUA, a Universidade Federal de Roraima (UFRR) pela disponibilização da infraestrutura dos laboratórios, biblioteca e salas. E por fim a empresa Norte Ambiental que apoia iniciativas acadêmicas dos servidores.

Referências

- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1993. NBR 7229 – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: ABNT.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2006. NBR 12212: Poço tubular - Projeto de poço tubular para captação de água subterrânea . Rio de Janeiro: ABNT.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2006. NBR 12244: Poço tubular - Construção de poço tubular para captação de água subterrânea . Rio de Janeiro: ABNT.
- Barni, P. E. et al. 2020. Precipitação no extremo norte da Amazônia: distribuição espacial no estado de Roraima, Brasil. *Sociedade e Natureza*, v. 32, p. 439–456.
- BRASIL. Lei Federal nº 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 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997.
- Cech, T. V. 2013. Recursos Hídricos: história, desenvolvimento, política e gestão. Trad. Paim, E. F.; Faria, L. C. Q.; Carlos, R. A. Rio de Janeiro: LTC, 428p.
- Cunha, Mayra et al. 2017. Caracterização Geoquímica da água através de parâmetros físico-químicos no Arroio Jaguari, Lavra do Sul - RS. *Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, v. 9, n. 2.
- Gonçalves, V. G.; Giampá, C. E. 2013. Águas subterrâneas e poços tubulares profundos. 2 ed, São Paulo: Oficina dos textos.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Incra). 2023. Projetos de Reforma Agrária Conforme Fases de Implementação. Sistema SIPRA. Fonte SDM. Usuário Relatório: Rel_0227.
- Manzione, R. L. 2015. Águas Subterrâneas: Conceitos e aplicações sob uma visão multidisciplinar. Jundiaí: Paco Editorial.
- Nascimento, S. DA P. 2022. Qualidade da água para consumo humano e saúde ambiental no projeto de assentamento Nova Amazônia , Boa Vista - Roraima, 2022. Dissertação de mestrado (Pós-Graduação em Recursos Naturais), Universidade Federal de Roraima, Boa Vista.
- RORAIMA. Decreto Estadual nº 8.123- E, de 12 de julho de 2007. 2007. Regulamenta o inciso III, do art. 4º, bem como os arts. 11, 12, 13,14, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 22, 23, 64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73,74, 75, 76, 77 e 78 da Lei nº 547, de 23 de junho de 2006, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e institui o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial do Estado de Roraima, Boa Vista.
- RORAIMA. Lei nº 547, de 23 de junho de 2006. 2006. Dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de Roraima, Boa Vista.
- Thomé, L. M. A. 2023. Considerações sobre a qualidade das águas subterrâneas do Aquífero Boa Vista na porção central do Polo III do projeto de Assentamento Nova Amazônia, Boa Vista - RR, Boa Vista, 2023. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geologia), Universidade Federal de Roraima, Boa Vista.
- Vale Júnior, J. F. do. 2010. Solo sob savana de Roraima: Gênese, classificação e relação ambientais. Vale Júnior, J.F.do. SCHAEFER, C. E. G. R (Col.). Gráfica Ioris, Boa Vista.
- Viana, S. W. S. 2023. Comportamento Hidrodinâmico do Aquífero Boa Vista no âmbito do Projeto de Assentamento Nova Amazônia - POLO III, BOA VISTA-RR. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Geologia), Universidade Federal de Roraima, Boa Vista.