

CIEA

Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
&

10ª REA

Reunião de Estudos Ambientais

ANAIS

Artigos Completos

- VOLUME 3 -

**Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de
Resíduos Sólidos**

&

**Reaproveitamento ou Reutilização de Resíduos
Sólidos para geração de novos Produtos e Materiais**



Organizadores

Cristiano Poletto

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Guilherme Fernandes Marques

José Gilberto Dalfré Filho

**ANAIS do Congresso Internacional de
Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de
Estudos Ambientais
Artigos Completos**

- VOLUME 3 -

**Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de
Resíduos Sólidos**

&

**Reaproveitamento ou Reutilização de Resíduos
Sólidos para geração de novos Produtos e Materiais**



Gráfica & Editora

Toledo – PR

2020

Copyright © 2020, by Editora GFM.

Direitos Reservados em 2020 por **Editora GFM.**

Editoração: Cristiano Poletto

Organização Geral da Obra: Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho

Diagramação: Juliane Fagotti

Revisão Geral: Espaço Histórico e Ambiental

Capa: Eventos Consulting Design Informática

CIP-Brasil. Catalogação na Fonte

Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores)

ANAIS do Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais – Artigos Completos – Volume 3 – Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos & Reaproveitamento ou Reutilização de Resíduos Sólidos para geração de novos Produtos e Materiais / Cristiano Poletto; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Guilherme Fernandes Marques; José Gilberto Dalfré Filho (Organizadores) – Porto Alegre, RS: Editora GFM, 2020.

542p.: il.;

ISBN 978-65-87570-03-7

CDU 502.3/.7

É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por quaisquer meios, sem autorização por escrito da Editora ou dos Organizadores.

Comissão Organizadora

Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (PRESIDENTE)
Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM
Dr. Guilherme Fernandes Marques – UFRGS
Dr. José Gilberto Dalfré Filho – UNICAMP

Comissão Científica

AFONSO AUGUSTO MAGALHÃES DE ARAUJO – UFRJ
ÁLVARO JOSÉ BACK – EPAGRI
AMANDA GONCALVES KIELING – UNISINOS
ANDRÉ LUIS SOTERO SALUSTIANO MARTIM – UNICAMP
ANTONIO CARLOS ZUFFO – UNICAMP
CÍNTIA SOARES – UFSC
CLAUDIA TELLES BENATTI – UEM
CRISTHIANE MICHIKO PASSOS OKAWA – UEM
CRISTIANO POLETO – UFRGS
EDNA POSSAN – UNILA
EDSON CAMPANHOLA BORTOLUZZI – UPF
ELIZABETE YUKIKO NAKANISHI BAVASTRI – UFPR
EVERTON SKORONSKI – UDESC
FELIPPE FERNANDES – UFRGS
FERNANDO FAN – UFRGS
FERNANDO OLIVEIRA DE ANDRADE – UTFPR
FERNANDO PERIOTTO – UFSCar
GERALDO DE FREITAS MACIEL – UNESP
GERSON SALVIANO ALMEIDA FILHO – IPT
JACKELINE TATIANE GOTARDO – UNIOESTE
JAIR JUAREZ JOAO – UNISUL
JOEL DIAS DA SILVA – FURB
JOSÉ ANTONIO TOSTA – UFES
JOSÉ CARLOS DE ARAÚJO – UFC
JOSÉ GILBERTO DALFRÉ FILHO – UNICAMP
JULIO CESAR DE SOUZA INÁCIO GONÇALVES – UFTM
LARICE NOGUEIRA DE ANDRADE – UFES
LÚCIO FLÁVIO FERREIRA MOREIRA – UFRN
LUIS EDUARDO A. S. SUZUKI – UFPel
MARCELO DE OLIVEIRA LATUF – UNIFAL
MARCELO GIOVANELA – UCS
MARIA DE LOS ANGELES PEREZ LIZAMA – UNICESUMAR
MAURICIO VICENTE ALVES – UNOESC
MICHAEL MANNICH – UFPR
RENATO BILLIA DE MIRANDA – USP
SIMONE ANDREA FUREGATTI – UNESP
SIMONE RAMIRES – UFRGS
VIVIANE TREVISAN – UDESC

PROMOÇÃO



REALIZAÇÃO



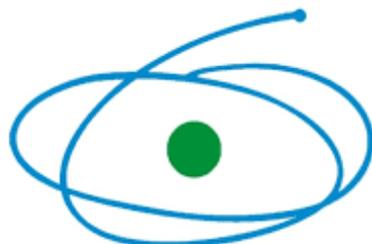
ORGANIZAÇÃO



APOIO



PATROCÍNIO



CAPES



FAPERGS

*Fundação de Amparo à Pesquisa
do Estado do Rio Grande do Sul*



GOVERNO DO ESTADO
RIO GRANDE DO SUL



| SUMÁRIO |

Reutilização de garrafas pet para produção de brinquedos e conscientização socioambiental no ensino público de Macapá, Amapá - Brasil	10
Avaliação das propriedades mecânicas de misturas asfálticas à quentes produzidas com resíduo de cal de carbureto	20
Estudo da bioissorção de paracetamol em casca e cinza de casca de arroz	33
Mapeamento de áreas para implantação de aterros	46
Novos compósitos à partir de resíduos: minério de ferro, celulose, cal e concreto.....	68
Instalação de ecopontos como forma de promover o gerenciamento de resíduos sólidos e o atendimento à política nacional de resíduos sólidos.....	84
Aplicação de resíduos da indústria de processamento de carnes na remoção de nitrogênio amoniacal de águas por adsorção.....	96
Redução da geração de resíduos sólidos industriais utilizando as ferramentas da qualidade	110
Caracterização de material recalcitrante de lixiviado de aterro sanitário por métodos espectroscópicos.....	123
Ecodesign de produto: um estudo de caso sobre a utilização de madeira-plástica para a confecção de móveis na empresa ecosar de Santa Cruz do Sul.....	138
Recomendações para a gestão ambiental de resíduos químicos líquidos em unidade hospitalar	150
Possíveis impactos ambientais do manejo de embalagens de agrotóxicos e do descarte de EPIs	162
Influência da utilização das cinzas de carvão em misturas asfálticas densas.....	176
Soro do leite: uma breve revisão acerca das alternativas de aproveitamento.....	195
Compostagem com resíduo e lodo de flotador de indústria alimentícia	212
Estudo de bioabsorvente de fibra de rafia na absorção de hidrocarbonetos	223
Utilização de resíduo da indústria de celulose e papel na estabilização química do solo.....	235
Gestão integrado de resíduos sólidos urbano de Macaé – Rio de Janeiro e a destinação dos resíduos tratados.	250
Análise microbiológica de solo com aplicação de bagaço de laranja em diferentes concentrações....	265
Análise de ciclo de vida dos processos de valorização de resíduos sólidos domiciliares em Florianópolis-SC para redução de gases de efeito estufa	278
Reciclagem de poliuretano: revisão sistemática da literatura.....	292



<i>Cocos nucifera</i> l. A review of their biomass in Brazil	307
Vermicompostagem em pequena escala como alternativa de tratamento dos resíduos orgânicos de origem doméstica	326
Resíduos sólidos têxteis pré-consumo oriundos da indústria de confecção: gestão, subprodutos e aplicações	345
Resíduos de casca de arroz do Rio Grande do Sul:	362
Serviços ecossistêmicos providos por sistemas de biorretenção para o ecossistema urbano	379
Estudo da viabilidade da implementação de um biodigestor para geração de biogás no hospital de clínicas de Porto Alegre - HCPA	393
Gestão de resíduos industriais: um estudo de caso em uma empresa de laticínios.	406
Vila: Vila de integração e lazer ambiental 	419
Produção de biocarvão a partir de lodo de esgoto e de cascas de laranja.....	438
Análise da biodegradação de filmes obtidos a partir do bagaço da maçã para liberação controlada de adubo NPK	451
Lodos de estações de tratamento de efluentes de uma indústria metal mecânica: caracterização e estudo de secagem	456
Eficiência do método de compostagem por leira estática com aeração passiva.....	476
Avaliação da resistência mecânica de argamassa com incorporação de escória de chumbo	487
Potencial de geração de biogás da digestão anaeróbia de resíduos de casca de tangerina	527



REUTILIZAÇÃO DE GARRAFAS PET PARA PRODUÇÃO DE BRINQUEDOS E CONSCIENTIZAÇÃO SOCIOAMBIENTAL NO ENSINO PÚBLICO DE MACAPÁ, AMAPÁ - BRASIL

| ID 14469 |

¹Suzane Rodrigues de Oliveira, ²Láysa Adrielle da Silva Dias, ³Ricardo Augusto Oliveira Evangelista Neto, ⁴Wallace Gomes Camelo, ⁵Alzira Marques Oliveira

1Universidade Federal do Amapá, e-mail: susanerodriguess@gmail.com, 2Universidade Federal do Amapá, e-mail:laysa_dias_ap@hotmail.com, 3Universidade Federal do Amapá, e-mail:ricevanneto@gmail.com, 4Universidade Federal do Amapá, e-mail:wallace.camelo.12@gmail.com, 5Universidade Federal do Amapá, e-mail:alzira_dutra@yahoo.com.br

| RESUMO |

As garrafas PET sob o enfoque ambiental causam preocupação quanto ao seu descarte, principalmente devido ao tempo de decomposição no meio ambiente. O politereftalato de etileno (PET) consiste em um poliéster, polímero termoplástico, material muito resistente ideal para produção de embalagens devido as suas características mecânica e química de impedir gases e odores. Contudo, quando descartado de forma inadequada as garrafas PET causam sérios danos ambientais devido a sua resistência à biodegradação. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo sensibilizar para a conscientização ambiental alunos do ensino fundamental I do sistema público através da reutilização de garrafas PET transformando-as em brinquedos, bem como estimulá-los na adoção de práticas sustentáveis. O projeto foi desenvolvido em forma de oficina na Escola Municipal de Ensino Fundamental Maria Luiza Bello da Silva, localizada no espaço do campus da Universidade Federal do Amapá. O público alvo foram 21 alunos do terceiro ano com idade entre 9 a 11 anos do período matutino. As garrafas PET utilizadas para a confecção dos brinquedos foram coletas no entorno de monumentos históricos da cidade de Macapá pelos acadêmicos e posteriormente higienizadas para manuseio pelas crianças. A oficina teve três momentos distintos. O primeiro foi a aplicação de um formulário com objetivo de compreender o entendimento dos alunos em relação aos malefícios das garrafas PET no meio ambiente e na saúde da população em decorrência do descarte inadequado. O segundo momento foi a realização da oficina onde os alunos foram orientados para confeccionarem os brinquedos. A oficina teve três etapas, a saber: a) palestra sobre conceitos importantes tais como, meio ambiente, degradação ambiental, poluição, o impacto ambiental causado pelas garrafas PET e a importância da reutilização no cotidiano das pessoas. Em seguida foi a confecção dos brinquedos, sendo os alunos os principais responsáveis pelo processo de produção de boliche, bilboquê e centopeia. Ao final da oficina foram realizadas atividades recreativas onde os alunos usaram as peças nas brincadeiras. O último momento consistiu na aplicação de outro formulário com a intenção de verificar a contribuição da oficina na sensibilização quanto a reutilização de garrafas PET. Além das garrafas foram necessários outros materiais, tais como, papel EVA, cola de silicone, tesoura, estilete, barbante régua, lápis e pincéis permanentes. Verificou-se, no final das atividades, que os alunos encontravam-se sensibilizados sobre os problemas ambientais gerados pelo descarte inadequado de garrafas PET e motivados a adotarem novas práticas ambientalmente corretas, colaborando para a conservação socioambiental.

Palavras-chave: Educação ambiental; resíduos sólidos; conscientização ambiental.



| INTRODUÇÃO |

Segundo os indicadores sobre o saneamento básico elaborados pelo Instituto Trata Brasil no início de 2017 a cidade de Macapá, capital do estado do Amapá era considerada a 3ª pior cidade no tema saneamento básico devido à ausência ou a precariedade dos serviços ofertados à população, dentre estes se destaca o insuficiente sistema de tratamento de resíduos sólidos. O Estado do Amapá está entre os estados brasileiros com menores investimentos em ações de saneamento básico nos últimos três anos (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2020).

O tratamento inadequado de resíduos sólidos acarreta a contaminação do solo, da água e dos ecossistemas por meio da infiltração dos líquidos dos resíduos que estão em processo de decomposição, e ainda existe o risco de contaminação por metais pesados que são substâncias tóxicas (RIBEIRO; ROOCK, 2010; SANTOS et al., 2014).

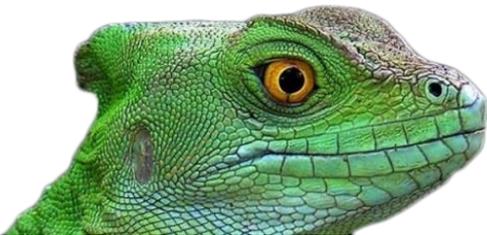
A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei 12.305/2010) visando diminuir os problemas gerados pelos resíduos sólidos estabeleceu instrumentos e diretrizes, estipulando prazos para o encerramento dos lixões, assim como trazendo alternativas sustentáveis para a utilização dos resíduos, tais como a reciclagem, a reutilização, entre outras (BRASIL, 2010).

As garrafas PET (politereftalato de etileno) descartadas de qualquer forma no meio ambiente causam graves problemas socioambientais em virtude de serem materiais de alta resistência. Pinto (2012) alerta que materiais feitos com politereftalato de etileno são necessários aproximadamente 400 anos para decomposição de forma natural no meio ambiente.

Dados da Associação brasileira da Indústria do PET (ABIPET, 2020) e da associação Compromisso Empresarial para a Reciclagem (CEMPRE, 2020) divulgaram que em 2008 foram consumidas 462.000 toneladas de PET para produção de garrafas, dessas apenas 54,8% (253.000 toneladas) foram recicladas. As demais garrafas, equivalentes a 209.000 toneladas de PET foram descartadas em aterros sanitários ou de forma inadequada no meio ambiente contribuindo para o esgotamento dos aterros e causando sérios impactos ambientais que afetam principalmente a saúde da população.

Devido a severos danos ao meio ambiente e a saúde pública, as garrafas PET necessitam de destinação adequada. Contudo, esses resíduos se tornaram grandes problemas a serem enfrentados nas cidades brasileiras. Dados divulgados pela CEMPRE (2012) informaram que 5,6% dos materiais recicláveis coletados nas grandes cidades são plásticos, sendo que destes, 32% é representado pelo PET.

Dessa forma, a proposta de reutilização de PET para confecção de brinquedos é uma excelente alternativa, uma vez que o custo para confecção de tais produtos não é tão elevado quanto se



comprado diretamente em uma loja convencional. Antunes, Santos e Mai (2018) consideram a reutilização como a forma de recolocar a matéria-prima nas cadeias produtivas, diminuindo o consumo de energia e água. Ou seja, o que seria descartado é reaproveitado ganhando nova funcionalidade.

Nessa perspectiva, a reutilização de garrafas PET para confecção de brinquedos é uma forma sustentável para diminuir os impactos do descarte inadequados desse material e contribuir na formação de cidadãos conscientes do seu papel na manutenção do meio ambiente sadio e equilibrado.

Neste sentido, o presente artigo foi elaborado a partir de uma experiência inicial de oficina de confecção com garrafas PET na Escola Municipal de Ensino Fundamental Maria Luiza Bello da Silva, localizada na área do campus Marco Zero do Equador da Universidade Federal do Amapá – cidade de Macapá, Amapá.

A oficina foi realizada na turma do terceiro ano do ensino fundamental I com 21 crianças entre 9 a 11 anos do período matutino. Os trabalhos foram conduzidos por acadêmicos do curso de Ciências Ambientais sob a supervisão de uma docente. Os resultados esperados quanto a sensibilização ambiental foram alcançados, as crianças mostraram interesse e entusiasmo na produção dos brinquedos, além de mais cuidadosas com as questões do descarte das garrafas PET.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Materiais utilizados

Foram confeccionados três diferentes brinquedos, são eles: boliche, bilboquê e centopeia. Os materiais utilizados consistiram em garrafas PET, papel EVA, papel crepom, cola de silicone, tesoura sem ponta, barbante, estilete e pincéis permanentes (Figura 1a, 1b e 1c).



Figura 1 – Materiais utilizados para confecção dos brinquedos de garrafas PET. (a) boliche, (b) bilboquê e (c) centopeia (cobrinha)



Para a confecção do boliche foram utilizadas garrafas PET de 500 ml, para o bilboquê foram necessários gargalos de garrafas de 1 litro e para a centopeia utilizou-se tampinhas coloridas.

Etapas da oficina de brinquedos

O projeto foi desenvolvido na Escola Municipal de Ensino Fundamental Maria Luiza Bello da Silva, localizada no espaço do campus da Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) na Rod. Juscelino Kubitschek, Km 02 – Jardim Marco Zero na cidade de Macapá, estado do Amapá.

Os participantes foram alunos do terceiro ano do ensino fundamental com idade entre 9 a 11 anos do período matutino. As garrafas PET utilizadas para a confecção dos brinquedos foram coletas aos arredores de monumentos históricos da cidade de Macapá pelos acadêmicos e posteriormente higienizados para manuseio pelas crianças.

A oficina teve três momentos distintos, foram eles:

Momento inicial (fase diagnóstica): Aplicação de formulário e palestra sobre o tema em questão, abordando conceitos básicos sobre a importância de cuidar do meio ambiente e a reutilizar garrafas PET no cotidiano. Na palestra foram necessárias ferramentas expositivas como slides e quadro branco.

Oficina de confecção de brinquedos: Os alunos foram divididos em três grupos e sob a orientação dos acadêmicos confeccionaram três diferentes brinquedos. Posteriormente ocorreu a atividade recreativa com os brinquedos, houve o revezamento das atividades o que possibilitou que todos participassem de todas as atividades e brincadeiras.

Encerramento: Ao final da oficina foi aplicado outro formulário com a intenção de verificar a contribuição da oficina.

Análise dos formulários

Os dados coletados nos formulários foram tabulados no Software Excel, gerados planilhas e posteriormente gráficos para análise e discussão dos resultados.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Diagnóstico inicial

A primeira etapa das atividades foi a aplicação de um formulário, buscando compreender o entendimento dos alunos em relação a danos ao meio ambiente causados pelo descarte inadequado do lixo e a importância da reutilização para diminuir os impactos ambientais, enfatizando as mudanças de comportamento com atitudes ambientalmente corretas.



Figura 2 – Momentos iniciais – apresentação dos formulários direcionado aos alunos do terceiro ano do ensino fundamental I da Escola Municipal Maria Luiza Bello da Silva sobre o conhecimento dos impactos gerados pelo descarte de materiais no meio ambiente

Inicialmente foram realizados três questionamentos aos alunos, sendo o primeiro “Qual a importância da reutilização de materiais descartados para saúde do planeta?”, o segundo foi “Como as garrafas PET são reutilizadas na sua residência?” e o terceiro foi “Há projetos de educação ambiental sobre reutilização de lixo na sua escola?” (Figura 2).

No que diz respeito ao primeiro questionamento, 71% (n=15) responderam que o principal benefício da reutilização é devido a proteção dos animais, florestais e rios, 19% (n=4) afirmaram que é importante para a redução da poluição do ar e 10% (n=2) dizem que é a redução do aquecimento global.

Quando questionados sobre as formas que reutilizam garrafas PET em suas residências (Figura 3), a predominância é a reutilização através da transformação das garrafas em porta-trecos. Na visão de Silva, Santos e Silva (2016) a reutilização de garrafas PET são atitudes benéficas, visto que esses materiais representam potenciais efeitos nocivos para o meio ambiente e para a saúde pública.

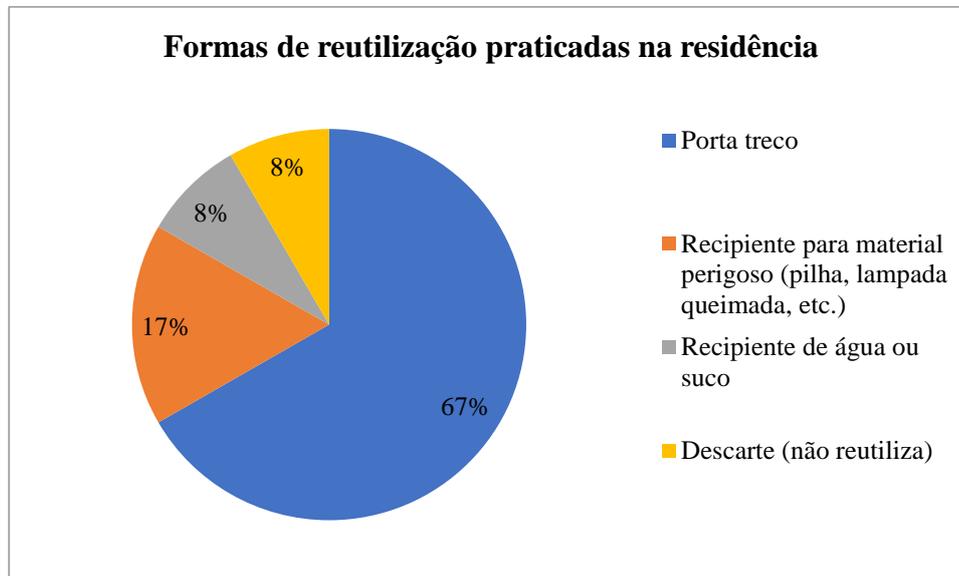
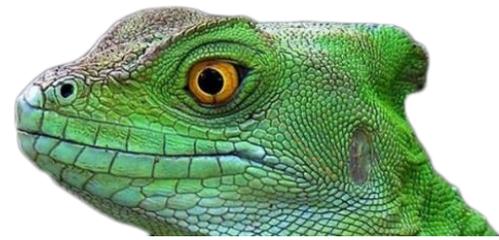


Figura 3 – Formas de reutilização de garrafas PET nas residências dos alunos – Macapá-AP – 2019

Sobre a existência de projetos de educação ambiental com a abordagem sobre lixo, 10 (48%) afirmaram que conhecem e 11 (52%) desconhecem. Contudo, foi observado no espaço da escola o uso de pneus inservíveis para plantio de espécies vegetais ornamentais e brinquedos pedagógicos de garrafas PET na sala de aula.

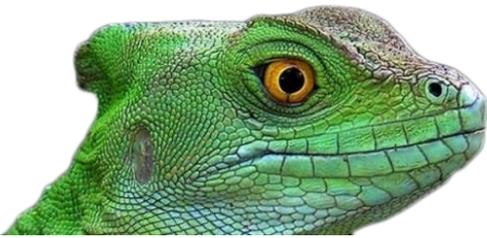
Souza et al (2016) ao executarem projeto de educação ambiental voltada para lixo consideram que ações sobre a reutilização de materiais descartados despertam o interesse dos alunos e os motivam na defesa do meio ambiente. Silva, Santos e Silva (2016) reiteram que projetos de educação ambiental com a temática reutilização são de extrema relevância, são ações que contribuem na formação de cidadãos conscientes.

Oficina de confecção de brinquedos

Após a aplicação dos formulários foi realizada uma palestra de aproximadamente 15 minutos sobre a importância de cuidar do meio ambiente e a reutilização as garrafas PET para diminuir a poluição ambiental, sobretudo, evitar a degradação dos ecossistemas aquáticos do planeta.

O desenvolvimento das atividades de confecção dos brinquedos deu-se inicialmente com a apresentação de brinquedos já confeccionados com objetivo despertar nas crianças o interesse em fazer o seu próprio brinquedo e também para que pudessem conhecer as possibilidades de transformar uma garrafa PET em outros objetos.

A partir desse contexto iniciou-se a confecção dos brinquedos pelos alunos (Figuras 4a e 4b) e posteriormente foram realizadas as brincadeiras com os mesmos (Figuras 4c e 4d).



A atividade de confecção dos brinquedos foi um momento de descoberta para as crianças, onde eles tiveram a oportunidade de criar e refletir sobre as diversas possibilidades de reutilização de materiais descartados. Ao abordar os acadêmicos, instrutores na oficina, estava sempre a manifestação das crianças “*posso ficar com o brinquedo?*”, “*posso levar pra casa?*”. Contudo, para que outras crianças pudessem compartilhar o uso dos brinquedos os mesmos foram doados a escola para outras atividades.



Figura 4 – Alunos do terceiro ano do ensino fundamental I da Escola Municipal Maria Luiza Bello da Silva em atividade de confecção de brinquedos e posteriormente brincando com os brinquedos feitos a partir de materiais recicláveis (garrafas PET e tampinhas). (a) e (b) confecção de centopeias com tampinhas de garrafas PET, (c) e (d) confecção e brincadeiras com o bilboquê.

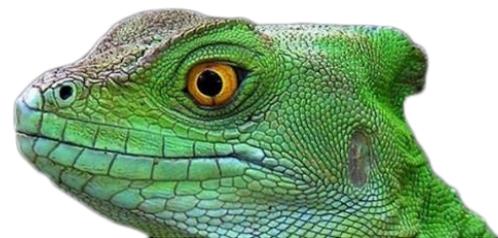
A oficina se caracterizou como uma atividade lúdica e educativa onde as crianças vivenciaram a produção artesanal de brinquedos, além da reflexão sobre os benefícios da reutilização de garrafas PET.

Martins et al (2014) consideram que a confecção de brinquedos a partir de materiais recicláveis desperta nas crianças pensamento de autonomia, pois elas percebem que conseguem criar os próprios brinquedos. Outro ponto positivo é a conscientização sobre a importância da reutilização de um material descartado no meio ambiente para evitar danos à saúde das pessoas e dele próprio.

Diagnóstico final

A última etapa das atividades foi a aplicação de outro formulário, buscando verificar a contribuição da oficina para a sensibilização das crianças e a motivação para adoção de práticas sustentáveis, como é o caso da reutilização.

Foram realizados quatro questionamentos aos alunos, sendo o primeiro “Qual o local correto para destino do lixo de sua casa?”, o segundo foi “Qual a importância da reutilização de materiais



descartados para saúde do planeta?”, o terceiro “O que fará a partir de agora com as garrafas PET de sua residência?” e, o último foi “O conversará com os familiares da sua casa sobre a reutilização de garrafas PET?”.

Em resposta a primeira indagação, 20 (95%) afirmaram que o local correto para o destino final dos resíduos sólidos produzidos na residência é o aterro sanitário e apenas 1 (5) apontou a rua como local apropriado. Esses dados apontam que a oficina obteve resultados positivos, pois as crianças indicam o local correto para o descarte dos resíduos produzidos no domicílio.

Quanto ao segundo questionamento, sobre os benefícios da reutilização de garrafas PET para a saúde do planeta, 15 (71%) apontaram que contribui para proteção de animais, florestas e rios, 4 (19%) afirmaram que contribui na redução de enchentes e 2 (10%) afirmaram que é importante na redução da poluição do ar e na redução do aquecimento global.

Sobre as práticas a serem adotadas a partir de agora com as garrafas PET produzidas no domicílio, 15 (71%) asseguraram que irão separar e reutilizar de alguma forma, 2 (10%) afirmaram que irão descartar corretamente para ser levado pelo carro coletor e 4(19%) não souberam responder.

A última pergunta sobre a divulgação dos benefícios da reutilização de garrafas PET, 20 (95%) afirmaram que irão conversar com seus familiares e apenas 1 (5%) afirmou que não. Esses dados apontam a sensibilização dos alunos quanto os impactos negativos do descarte irregular de garrafas PET.

Silva et al (2016) ao realizarem oficina de brinquedos a partir de garrafas com alunos do ensino fundamental I e II consideram que a atividade desperta nas crianças a conscientização ambiental. As crianças se tornam multiplicadores de práticas sustentáveis, refletem sobre seus papéis diante do consumismo e compreendem a importância da reutilização para evitar a poluição do meio ambiente.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O trabalho buscou evidenciar importância da sensibilização através de atividades práticas que estimulem as crianças no processo de conscientização para o cuidado com o meio ambiente. Os alunos ao produzirem brinquedos com materiais descartados puderam refletir sobre os benefícios da reutilização, principalmente das garrafas PET.



Agradecimentos

Os autores agradecem à Franciana Baia Ferreira, diretora da Escola Municipal de Ensino Fundamental Maria Luiza Bello da Silva por ter permitido a atividade com a turma do 3º ano do ensino fundamental.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABIPET (Associação Brasileira da Indústria do Pet). O que é Pet?. Disponível em: <http://www.abepet.com.br/oqepet.php>. Acesso em 20 fev. 2020.
- ANTUNES, C. F.; SANTOS, E. M.; MAI, L. Descarte adequado de resíduos sólidos domésticos: Descarte adequado de resíduos sólidos no município de Tubarão – SC. Universidade do Sul de Santa Catarina, 2018. Disponível em: <http://www.uniedu.sed.sc.gov.br>. Acesso em: 07 mar. 2020.
- BRASIL. Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/112305.htm. Acesso em: 03 mar. 2020.
- CEMPRE (Compromisso Empresarial para a Reciclagem). O Mercado para Reciclagem. Disponível em: http://www.cempre.org.br/fichas_tecnicas. Acesso em: 10 fev. 2020.
- INSTITUTO TRATA BRASIL (2020). Principais Estatísticas de Saneamento Básico. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/saude>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- MARTINS, N. M.; et al. Projeto Catatuê: confecção de brinquedos com uso de material reciclável: ensino-aprendizagem e atividades lúdicas. Revista Realização, Dourados, MS, v.1, n. 2, p 50-59, 2014. Disponível em: <http://ojs.ufgd.edu.br/index.php/realizacao/article/view/3280>. Acesso em 20 fev. 2020.
- PINTO, J. C. Impactos ambientais causados pelo plástico. São Paulo: E-papers, 2012.
- RIBEIRO, J. W.; ROOKE, J. M. S. Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública. Juiz de Fora, MG. 2010. Disponível em: <http://www.ufjf.br/analiseambiental/files/2009/11/TCC-SaneamentoSa%25C3%25BAde.pdf>. Acesso em: 15 fev. 2020.
- SANTOS, A. L. et al. Aproveitamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para produção de composto orgânico. Revista Brasileira de Ciências da Amazônia, Rolim de Moura, RO, v. 3, n. 1, p. 15-28, 2014. Disponível em: <http://www.periodicos.unir.br/index.php/rolimdemoura/article/view/1177>. Acesso em: 14 fev. 2020.
- SILVA, F. L. et al. Oficina de brinquedos a partir de garrafas PET: Ferramenta para sensibilização ambiental e alerta ao consumismo infantil. [Anais]. Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Campina Grande/PB. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2016/VII-049.pdf>. Acesso em 15 nov. 2019.
- SILVA, T. M. D. L., SANTOS, A. F. S., SILVA, E. P. D. Reutilização de Garrafas PET: contribuições para a fetividade da Educação Ambiental nas escolas de Caruaru-Pe. In: Educação ambiental na gestão de resíduos sólidos. Org. EL-DEIR, S. G.; AGUIAR, W. J.; Pinheiro, Sara Maria Gomes. 1. ed. Recife: EDUFRPE, p. 181, 2016. Disponível em:

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais
Volume 3**

*Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos / Reaproveitamento
ou Reutilização de Resíduos Sólidos para geração de novos produtos e materiais*



http://repository.ufrpe.br/bitstream/123456789/677/1/Educacao_Ambiental_2016.pdf#page=182.
Acesso em 10 fev. 2020.

SOUZA, M. H. A., et al. Reciclagem e reutilização de garrafas PET: do lixo ao luxo. Revista Rede de Aprendizagens, Recife - PE, v.1, n.1, p.24-26, 2016. Disponível em:
<http://rededeaprendizagens.recife.pe.gov.br/index.php/ra/article/view/49/16>. Acesso em: 01 dez. 19.



AVALIAÇÃO DAS PROPRIEDADES MECÂNICAS DE MISTURAS ASFÁLTICAS À QUENTES PRODUZIDAS COM RESÍDUO DE CAL DE CARBURETO

| ID 14701 |

Alex Gomes Pereira, Benício de Moraes Lacerda, Cristiano da Silva Vieira, Valter Schumann Ferreira Machado, Jayne Carlos Piovesan, Raduan Krause Lopes, Guilherme Silveira Simões
Centro Universitário São Lucas, e-mail: alex.pereira@saolucas.edu.br; Faculdade de Educação e Cultura de Porto Velho, e-mail: benicio_lacerda@hotmail.com; Centro Universitário São Lucas, e-mail: cristianodasilvavieira@gmail.com; Centro Universitário São Lucas, e-mail: valterschumann@hotmail.com, Centro Universitário São Lucas, e-mail: jayne.piovesan@saolucas.edu.br, Centro Universitário São Lucas, e-mail: raduan.lopes@saolucas.edu.br; Centro Universitário São Lucas, e-mail: guilherme.simoese@saolucas.edu.br

| RESUMO |

Este estudo buscou o comportamento mecânico de misturas asfálticas produzidas com resíduo de cal de carbureto, por meio do ensaio de resistência à tração por compressão diametral. Para isso, foram produzidas duas misturas asfálticas, uma confeccionada com cal de carbureto, codificada por CA-CAL, e a outra composição asfáltica com cimento *Portland*, codificada por CA-REF. Para atingir o objetivo foram realizados os ensaios de resistência à tração por compressão diametral (RT) e módulo de resiliência (MR). Após a realização dos ensaios mecânicos, constatou-se que, sob as condições analisadas, a composição asfáltica produzida com cal de carbureto torna-se uma alternativa promissora como material aplicável em pavimentos rodoviários, atuando como substituído do fíler tradicional (cimento *Portland*), constituindo-se, assim, uma aplicação sustentável do resíduo em questão.

Palavras-chave: Cal de carbureto; Misturas asfálticas; Resistência à tração; Módulo de resiliência.

| INTRODUÇÃO |

A busca por formas mais adequadas de descarte de resíduos sólidos tem sido cada vez mais recorrente no contexto mundial, uma vez que o seu gerenciamento está ligado com aspectos ambientais, econômicas e sociais.

Os resíduos são gerados por processos industriais para fabricação de novos produtos. Dentre esses processos destacam-se as atividades da indústria química, como por exemplo, a reação do carbureto de cálcio com a água para a produção do gás acetileno e um subproduto denominado hidróxido de cálcio ou cal de carbureto. Os resíduos de cal de carbureto, segundo Makaratat,



Jaturapitakkul e Laosamathikul (2010) são obtidos pela reação do carbureto de cálcio (CaC_2) e água (H_2O) resultando no gás acetileno (C_2H_2) e hidróxido de cálcio $\text{Ca}(\text{OH})_2$ conforme equação a seguir:



No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) são os órgãos regulamentadores que especificam o descarte correto de resíduos químicos o qual podem ser citados a Resolução nº 306/2004 ANVISA dispõe sobre o Regulamento Técnico para o gerenciamento de resíduos de serviços de saúde; a Resolução nº 358/2005 CONAMA dispõe sobre o tratamento e a disposição final dos resíduos dos serviços de saúde e a Resolução nº 430/2011 CONAMA, a qual fixa as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) estabelecida pela Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, estabelece que instituições públicas e privadas se responsabilizem pela destinação e reaproveitamento dos resíduos urbanos por eles gerados.

Nesse sentido, o resíduo de cal de carbureto pode ser utilizado em na indústria da construção em particular como estabilização das camadas da base e sub-base do solo em pavimentos rodoviários (SIMAS et al., 2013).

Os pavimentos rodoviários consistem em uma estrutura de multicamadas de espessuras finitas, formado por diferentes materiais, que visam resistir, de forma direta, aos esforços provenientes do tráfego e diversas condições ambientais (YODER e WITCZAK, 1975; PAPAGIANNAKIS e MASSAD, 2008; KIM, 2009). Quando se tem pavimentos do tipo flexíveis, estes constituem-se de revestimento asfáltico, responsável por transmitir as cargas às camadas inferiores (base, sub-base, subleito). Integram tal revestimento asfáltico, um ligante hidrocarbonato (asfalto) que aglomera três tipos de agregados (grãos, miúdos e fíler) normalmente oriundos da natureza, e, assim, tem-se uma composição responsável pelo contato direto com os esforços provenientes do tráfego e clima.

Recentemente, em muitos países, são empregados resíduos industriais como forma de agregar valor à execução, recuperação e manutenção dos pavimentos, já que estas representam técnicas sustentáveis e alternativas economicamente viáveis. À vista disso, objetivando a redução de custos e manutenção e, ainda, minimizar a exploração dos materiais não renováveis normalmente usados nessas estruturas, a literatura cita vários tipos de resíduos, provenientes de processos industriais, que têm sido usados na construção civil em substituição aos usuais materiais, notadamente em pavimentação asfáltica. Entre esses resíduos destacam-se: o polietileno tereftalato (PET), os fíleres minerais, borracha de pneu, resíduo de óleo de xisto, resíduo quartzito foliado, resíduo de tijolo

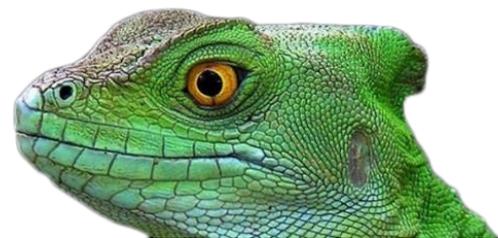


cerâmico, polímero Estireno-Butadieno-Estireno (SBS), grafite pulverizado e grafite puro (KIM et al., 2003; FILHO, 2004; FAXINA, 2006; ALECRIN, 2009; BARDINI et al., 2012; ARAO, 2016; CARLESSO, 2017; SOUZA, SORIANO e PATINO, 2018; PEREIRA et al., 2019; PEREIRA et al., 2020). A utilização de materiais alternativos em camadas de pavimento, consiste em alcançar uma economia significativa nos gastos, diminuição do consumo de materiais novos, aumento da capacidade de carga, e proteger o meio ambiente. O impacto do emprego de resíduos provenientes de processos industriais, na pavimentação asfáltica no desempenho de um pavimento representa um importante tema de estudo na indústria, devido, principalmente, as vantagens econômicas e ambientais, tendo em vista minimizar a exploração dos materiais não renováveis normalmente usados nessas estruturas, além de favorecer a implementação de políticas de manutenção e recuperação de pavimentos.

Nesse cenário Kampala e Horpibulsuk (2013) estudaram as propriedades da substituição da argila siltizada por resíduos de cal de carbureto à fim de determinação de seu desempenho mecânico na aplicação de base e sub-base de pavimentos. Para os autores, a incorporação de resíduos de cal de carbureto aumenta o teor ótimo de umidade, reduz o índice de plasticidade da argila e o peso unitário seco da argila estabilizada. O teor de água obtido nos ensaios foi responsável por controlar a densidade e a reação química da mistura contendo resíduos de cal de carbureto. Conseqüentemente, o teor de água influenciou na resistência mecânica, inchamento, capacidade de suporte e relação água/aglutinante, uma vez que um teor de água abaixo do ideal não foi capaz de proporcionar reações químicas na mistura realizadas durante os seus ensaios.

Edeh, Samson e Terhemba (2016) analisaram a influência da adição de resíduos de carbureto combinados com cinzas de cascas de arroz estabilizados em misturas asfálticas para a aplicação em pavimentos flexíveis. Os autores determinaram em 21 corpos de provas quesitos de compactação, índice de suporte Califórnia, absorção e durabilidade, e compararam com as prescrições da norma Britânica. Foram realizadas diferentes proporções entre os resíduos com variação de 25 %, 50 % e 75 % de substituição em massa das partículas de agregados miúdos nas misturas asfálticas. A proporção de 25 % dos resíduos apresentou parâmetros ótimos do índice de suporte Califórnia com taxa de 5,7 % de taxa de absorção e perda de resistência de 84,1 % sendo recomendado para aplicação em sub-base na construção de pavimentos flexíveis.

Observa-se que a busca pelo estudo de reaproveitamento de resíduos na indústria da construção civil perfaz a necessidade de se obterem produtos inovadoras que contribuam economicamente e que sejam sustentáveis. Nesse sentido, Hidayat, Pratama e Pramita (2019) ensaiaram pelo método de Marshall, o efeito da adição de PET e resíduo de carbureto na porcentagem de 0 %, 1 %, 1,5 % e 2 % como ligantes de concreto asfáltico. Para cada variação da substituição dos resíduos foram moldados 3 corpos de provas à fim de obter valores da densidade,



estabilidade, vazios na mistura (VIM), vazios preenchidos com asfalto (VFA) e quociente de Marshall (MQ). Os resultados indicaram que a adição de PET e resíduos de carbureto afetam as propriedades características de Marshall. A adição mais efetiva foi a de 1 % que resultou valores de 4,82 % de VIM, 67,18 % de VFA, fluxo de 3.30 mm, estabilidade de 3060,42 kg e 936,79 kg/mm de quociente Marshall.

Neste cenário, o presente trabalho estuda o comportamento mecânico de misturas asfálticas produzidas com resíduo de cal de carbureto, por meio do ensaio de resistência à tração por compressão diametral (RT) e módulo de resiliência (MR). Objetiva-se igualmente ampliar o conhecimento sobre a utilização do resíduo de cal de carbureto como substituto do cimento *Portland* e a sua influência em algumas propriedades relacionadas à resistência mecânica, bem como apresentar uma alternativa técnica a construção de pavimentos, além de contribuir com a sustentabilidade ambiental, minimizando a utilização de recursos naturais e sugerindo uma adequada destinação para o citado resíduo industrial.

| MATERIAL E MÉTODOS |

No presente trabalho, para verificar a viabilidade da utilização da cal de carbureto em composições asfálticas, foram produzidas duas misturas asfálticas, uma confeccionada com cal de carbureto (CA-CAL), e a outra composição tradicional (CA-REF). Fizeram parte das composições asfálticas pesquisadas os seguintes materiais: agregado graúdo, brita 1 (Figura 1(a)) e pedrisco (Figura 1(b)); agregado miúdo, areia (Figura 1(c)) e pó de pedra (Figura 1(d)); dois fíleres, o cimento *Portland* compondo a mistura de referência (CA-REF) (Figura 1(e)) e a cal de carbureto formando a mistura alternativa (CA-CAL) (Figura 1(f)); e o cimento asfáltico de petróleo, CAP 50/70 (Figura 3(g)). Os agregados pétreos foram adquiridos no comercial local de Porto Velho, capital do estado de Rondônia (RO). O resíduo de cal de carbureto foi fornecido pela empresa Betontech Tecnologia de Concreto Ltda, localizado na rua Rio Candeias, 4171 B - Nova Esperança, Porto Velho/RO. O cimento asfáltico de petróleo (CAP 50/70), fornecido também pela empresa Madecon Engenharia - Construtora e Participações LTDA, localizado na BR-364, 4305 - Conjunto Jamari, Porto Velho/RO.

Na sequência caracterizaram-se os agregados graúdos (brita 1 e pedrisco), por meio da Gsb (*Bulk Specific Gravity* - ASTM C 127) e *absorption* (ASTM C 127), os agregados miúdos (areia e pó de pedra), conforme a Gsb (*Bulk Specific Gravity* - ASTM C 128) e *absorption* (ASTM C 128), e os fíleres (cimento *Portland* e cal de carbureto) quanto a Gsa (*Apparent Specific Gravity* - ASTM C 188). Tais parâmetros físicos foram determinados nos laboratórios da empresa Betontech Tecnologia de



Concreto Ltda. Para determinação da composição química da cal de carbureto utilizou-se a análise de espectrometria de fluorescência de raios-x (FRX), usando o equipamento espectrômetro *PANalytical*, modelo EPSILON 3 XL, pertencente ao Laboratório de Materiais da Amazônia e Compósitos (LAMAC), da Universidade Federal do Amazonas (UFAM).



Figura 1: a) brita 1; b) pedrisco; c) areia; d) pó de pedra; e) cimento *Portland*; f) cal de carbureto; g) cimento asfáltico petróleo

Empregou-se como dosagem referência uma das usadas pela Prefeitura Municipal de Porto Velho/RO, na construção de vias pavimentadas, a qual é composta por 14,30% de brita 1, 28,40% de pedrisco, 25,40% de pó de pedra, 23,70% de areia, 3% de cimento *Portland* e 5,20% de ligante asfáltico 50/70. E para a dosagem alternativa adotou-se 14,30% de brita 1, 28,40% de pedrisco, 25,40% de pó de pedra, 23,70% de areia, 3% de cal de carbureto e 5,20% de ligante asfáltico 50/70. O processo de compactação dos corpos de provas cilíndricos foi conduzido por meio de um compactador *Marshall* manual, conforme os procedimentos estabelecidos pela norma D6926/16 (ASTM, 2016).

Após a compactação das misturas asfálticas, foram realizados o ensaio mecânico de resistência à tração por compressão diametral (RT), sendo utilizado uma prensa *Marshall* manual. A metodologia adotada seguiu as recomendações da norma ME 136 (DNIT, 2010), a temperatura de 25°C e 40°C. Na determinação do Módulo de Resiliência (MR) acompanharam-se as recomendações da norma brasileira ME 135 (DNIT, 2010). O carregamento vertical foi equivalente a 5%, 10%, 15%, 20%, 25% e 30% da resistência à tração. Considerou-se, para ambos os ensaios, como resultado final, à média aritmética de seis corpos de prova para cada ensaio e composição.



Figura 2: Corpos de prova para o ensaio de resistência à tração por compressão diametral

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os ensaios físicos realizados consoante a normalização da ASTM, resultaram nos valores presentes na Tabela 1.

Tabela 1: Caracterização dos agregados.

Parâmetros	Resultado
Massa específica real do agregado graúdo (brita 1)	2,47 g/cm ³
Absorção do agregado graúdo (brita 1)	0,53 g/cm ³
Massa específica real do agregado graúdo (pedrisco)	2,68 g/cm ³
Absorção do agregado graúdo (pedrisco)	1,72 g/cm ³
Massa específica real do agregado miúdo (areia)	2,28 g/cm ³
Massa específica real do agregado miúdo (pó de pedra)	2,75 g/cm ³
Massa específica real do material pulverizado (cimento <i>Portland</i>)	2,94 g/cm ³
Massa específica real do material pulverizado (cal de carbureto)	2,32 g/cm ³

Analisando os resultados constantes na Tabela 3, tem-se que: as massas específicas da brita 1 e pedrisco alcançaram 2,47 g/cm³ e 2,68 g/cm³, respectivamente. A absorção das amostras brita 1 e pedrisco, mostraram baixos valores de absorção d'água (menores que 2%), ou seja, este resultado demonstra que as misturas necessitarão de uma menor quantidade de ligante asfáltico. Os grãos da areia residual e pó de pedra apresentaram massa específica real de 2,28 g/cm³ e 2,75 g/cm³, respectivamente. A caracterização do cimento *Portland* e cal de carbureto denotaram massas específicas reais de 2,94 g/cm³ e 2,32 g/cm³, respectivamente.

Na Tabela 1 são mostradas as distribuições granulométricas dos agregados minerais empregados na pesquisa, segundo ensaio acompanhando a norma americana ASTM C136:2006.



Referente ao cimento asfáltico de petróleo, CAP 50/70, este foi caracterizado de acordo com o que prescreve a agência Nacional de Petróleo (ANP), cujos resultado constam na Tabela 2 e 3.

Tabela 2: Distribuição granulométrica de materiais.

Peneiras - ASTM	Peneiras (mm)	% que passa da amostra total					
		Brita 1	Pedrisco	Areia	Pó de pedra	Cimento <i>Portland</i>	Cal de carbureto
3"	75	100	100	100	100	100	100
2"	50	100	100	100	100	100	100
1 1/2"	37.5	100	100	100	100	100	100
1"	25	100	100	100	100	100	100
3/4"	19	95,44	100	100	100	100	100
1/2"	12,5	30,95	95,8	100	100	100	100
3/8"	9,5	12,59	79,07	100	100	100	100
Nº 04	4,75	0,225	17,12	100	79,4	100	100
Nº 08	2.36	-	2.075	97,47	54,38	100	100
Nº 16	1,18	-	0.55	89,77	32,28	100	100
Nº 30	0,600	-	0.15	61,6	19,95	100	100
Nº 50	0,300	-	0.04	28,07	11,37	100	100
Nº 100	0,150	-	0.025	7.6	2,78	100	100
Nº 200	0,075	-	-	-	-	100	100

Tabela 3: Coeficientes de Uniformidade e de Curvatura dos agregados.

Material	Cu	Cc
Brita 1	1,81	1,16
Pedrisco	1,91	0,97
Areia	3,38	1,06
Pó de pedra	11,49	1,58

Analisando-se conjuntamente a granulometria e os coeficientes de uniformidade e curvatura, e de acordo com o Sistema Unificado de Classificação do Solos, são classificados, como: pedregulhos mal graduados, britas 1 e pedrisco; e areia mal graduada, areia residual; e areia bem graduada, específico ao pó de pedra. Ainda como base nos resultados de granulometria, para o cimento *Portland* e cal de carbureto, as porcentagens de materiais passante na peneira nº 200 (0.075 mm) foram maiores do que 65%, por conseguinte, os participes foram classificados com fíler EM 367 (DNER, 1997)

Verifica-se que a penetração classificou o cimento asfáltico de petróleo como 50/70; o ponto de amolecimento e ponto de fulgor atenderam as especificações, ou seja, encontram-se acima do



valor mínimo estabelecido por norma; os valores referentes as viscosidades *saybolt furol* e *brookfield*, nas temperaturas 135, 150 e 177 °C, posicionaram-se de acordo com os limites especificados; a solubilidade em tricloroetileno e a ductilidade mostraram resultados satisfatórios; e os parâmetros posteriores ao processo de envelhecimento das amostras, em estufa de filme fino rotativo (RTFOT), igualmente atenderam ao preconizada pela ASTM.

Tabela 4: Propriedades do ligante asfáltico.

Características	Unidade	Resultados	Limites	Métodos
				ASTM
Penetração -5s, 25 °C	0,1 mm	67	50-70	D 5
Ponto de Amolecimento, min	°C	50,1	> 46	D 36
Viscosidade <i>Saybolt Furol</i> a 135 °C	s	284	> 141	E 102
Viscosidade <i>Saybolt Furol</i> a 150 °C	s	142,7	> 50	E 102
Viscosidade <i>Saybolt Furol</i> a 177 °C	s	48,6	30-150	E 102
Viscosidade <i>Brookfield</i> a 135 °C	cP	537	> 274	D 4402
Viscosidade <i>Brookfield</i> a 150 °C	cP	277,8	>112	D 4402
Viscosidade <i>Brookfield</i> a 177 °C	cP	95,8	57-285	D 4402
Ponto de fulgor, min	°C	317	> 235	D 92
Solubilidade em tricloroetileno	% massa	99,5	> 99,5	D 2042
RTFOT Variação em massa	% massa	0,04	< 0,5	D 2872
Ductilidade a 25 °C	cm	> 100	60	D 113
RTFOT aumento do ponto de amolecimento	°C	7,1	< 8	D 36
RTFOT penetração retida	%	64	> 55	D 5

A Tabela 5 mostra a espectrometria de fluorescência de raios-x (FRX) da cal de carbureto, ou seja, composição química e mineralógica do material em estudo. Os resultados de FRX identificou-se elevadas porcentagens, em peso, dos elementos químicos cálcio (98,322%), totalizando mais de 95% composições molar, ou seja, os resultados indicam o alto grau de pureza do resíduo da cal de carbureto. Os resultados da análise química também apresentaram pequenas quantidades de silício (0,609%), estrôncio (0,251%), ferro (0,204%), fósforo (0,182%), prata (0,171%), alumínio (0,162%) e magnésio (0,069%), como principais constituintes da cal de carbureto. Para a análise mineralógica, os principais componentes encontrados foram: o óxido de cálcio (97,683%). Do mesmo modo foram identificados óxidos em pequenas, como: o dióxido de silício (1,116%), pentóxido de fósforo (0,354%), óxido de alumínio (0,264%), óxido férrico (1,190%) e óxido de magnésio (0,999%).

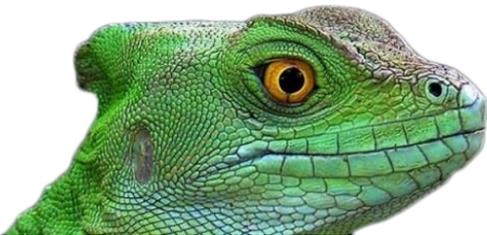


Tabela 5: Composição química da cal de carbureto.

Elementos	Ca	Si	Sr	Fe	P	Ag	Al	Mg
Presença (%)	98,322	0,609	0,251	0,204	0,182	0,171	0,162	0,069
Óxidos	CaO	SiO ₂	P ₂ O ₅	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	Sr	Ag	MgO
Presença (%)	97,683	1,116	0,354	0,264	0,190	0,163	0,111	0,099

Na Figura 3 são confrontadas, graficamente, a média aritmética dos resultados dos ensaios de RT dos concretos asfálticos produzidos com cal de carbureto (CA-CAL) e cimento *Portland* (CA-REF).

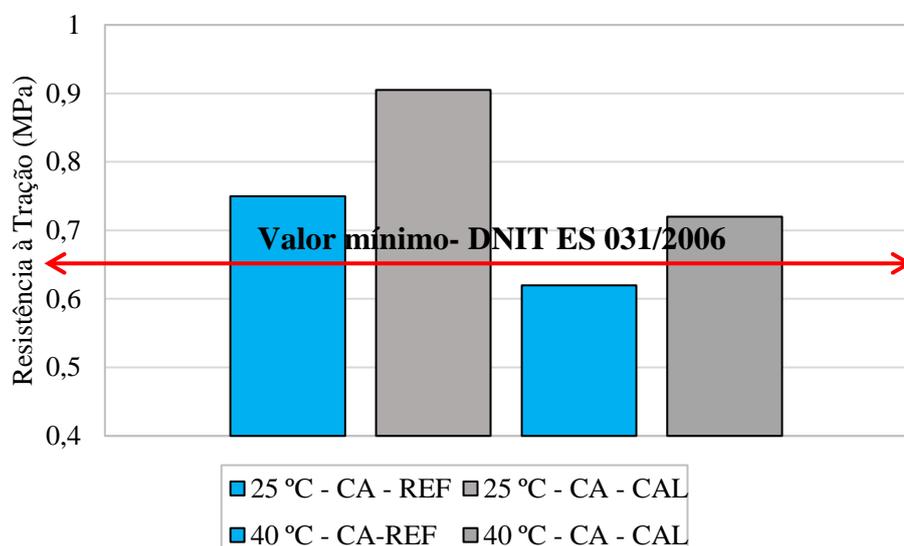


Figure 3: Resistência à Tração dos concretos asfálticos

A partir dos dados mostrado na Figura 3, verifica-se que, a composição asfáltica de referência (CA-REF) atingiu, em média, a resistência à tração por compressão diametral de 0,77 MPa para a temperatura de 25°C e 0,62 MPa para a temperatura de 40°C, enquanto a substituição do material tradicional (cimento *Portland*) por material alternativo (cal de carbureto) aumentou a resistência para aproximadamente 0,90 MPa e 0,73 MPa nas respectivas temperaturas de ensaio, isto é, a inserção do resíduo de cal de carbureto nas misturas asfálticas é favorável ao ensaio de tração indireta por compressão diametral. Também, é possível comprovar que os valores do concreto asfáltico produzidos com cal de carbureto atenderam aos limites referenciados pela norma DNIT ES 031/2006 (Departamento Nacional de Infraestrutura De Transportes, 2010), o qual estabelece que o valor mínimo seja de 0,65 MPa, logo, por meio da Figura 3, verifica-se que os resultados da referida composição se mostraram acima deste valor, atendendo, assim, o limite imposto pela citada norma.



Na Figura 4 são apresentados os valores de MR equivalentes às médias aritméticas obtidas para seis corpos de prova.

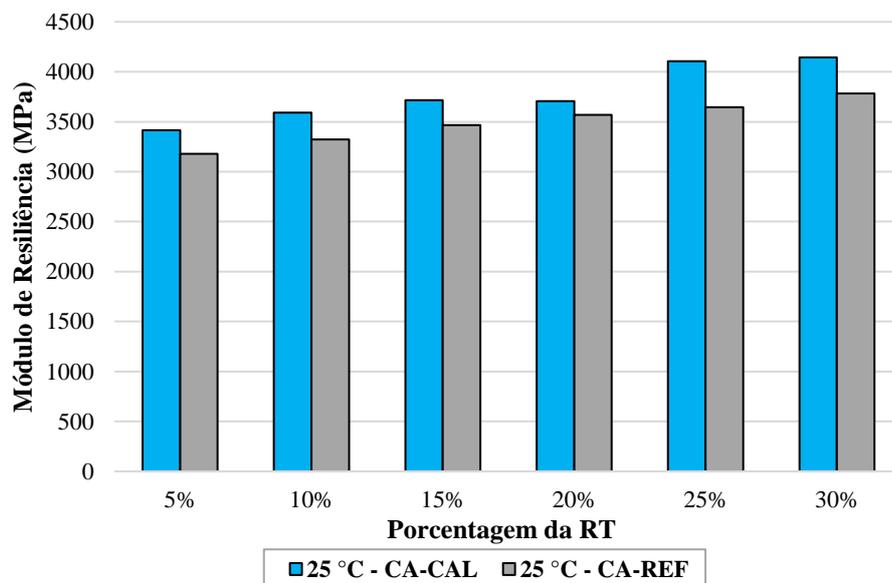


Figure 4: Módulo de Resiliência dos concretos asfálticos

Da mesma forma que os resultados obtidos no ensaio de RT, os módulos de resiliência das misturas CA-CAL foram superiores às amostras convencionais, em que nestes resultados foram observadas variações significativas entre os valores de MR dos concretos CA-CAL e CA-REF, no geral, quando analisa o desempenho das composições às diferentes porcentagens, verifica-se que, independentemente do valor, a mistura CA-CAL efetivamente demonstra superioridade. Enfatiza-se que, na prática, o aumento da rigidez, retrata um maior coeficiente angular na curva tensão-deformação (MELO, 2014). Isso indica que a rigidez da mistura CA-CAL, em campo, sob um mesmo estado de tensões, seriam menos sensíveis às deformações de tração na fibra inferior da camada de revestimento asfáltico.

É importante também ressaltar que, devido à presença do material viscoso (ligante asfáltico), as misturas CA-REF e CA-CAL não seguiram exatamente o padrão (inclinação crescente), sendo que a porcentagem 15% para CA-CAL e 20% para CA-REF deveriam apresentar maior rigidez quando comparada com as porcentagens menores.



| COMENTÁRIOS FINAIS |

A gestão de resíduos da indústria da construção consiste em processos de racionalização do consumo de matérias-primas. Neste cenário percebe-se a carência no desenvolvimento de tecnologias ambientalmente eficazes e seguras para que o retorno destes resíduos a cadeia tenha notória relevância. Nesse sentido, este trabalho teve como objetivo analisar o comportamento mecânico de misturas asfálticas produzidas com resíduo de cal de carbureto, por meio do ensaio de resistência à tração por compressão diametral e módulo de Resiliência. A substituição do material de enchimento tradicional (cimento *Portland*) pelo resíduo de cal de carbureto aumentou a resistência à tração em 16,88 % para a temperatura de 25 °C e 24,19 % para a temperatura de 40 °C. O mesmo desempenho satisfatório foi observado para o ensaio de rigidez (módulo de resiliência), cuja substituição parcial pelo resíduo de cal de carbureto elevou os valores de rigidez. De forma geral, concluiu-se que a utilização do resíduo de cal de carbureto, como fíler, proporciona melhoria tanto no quesito de comportamento mecânico de concretos asfálticos, quanto para o meio ambiente, no qual favorece a implementação de políticas de manutenção, recuperação e projetos de pavimentos mais econômicos pela sua maior adequabilidade técnica a longo prazo, e, em especial, minimiza a exploração dos materiais não renováveis normalmente usados nessas estruturas.

Agradecimentos

À empresa Madecon Engenharia - Construtora e Participações LTDA pela doação do ligante asfáltico utilizado nesta pesquisa. Os autores também agradecem ao Laboratório de Materiais da Amazônia e Compósitos (LAMAC/UFAM) pelo suporte na realização do ensaio espectrometria de fluorescência de raios-x (FRX) e à empresa Betontech Centro Tecnológico, onde foram realizados os ensaios físicos e mecânicos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ALECRIM, A. V. Estudo do resíduo quartzito foliado para emprego em estrutura de pavimentos. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, SP. 2009.
- ARAO, M. Avaliação do comportamento mecânico de misturas asfálticas com a inserção de polietileno tereftalato (PET) triturado. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, 2016.



- ____. ASTM C 127: Standard test method for density, relative density (specific gravity), and absorption of coarse aggregate. USA, 2015.
- ____. ASTM C 128: Standard Test Method for Relative Density (Specific Gravity) and Absorption of Fine Aggregate. USA, 2015.
- ____. ASTM C 136: Standard Test Method for Sieve Analysis of Fine and Coarse Aggregates. USA, 2006.
- ____. ASTM C 188: Standard Test Method for Density of Hydraulic Cement. USA, 2017.
- ____. ASTM D 5: Standard test method for penetration of bituminous materials. USA. 2013.
- ____. ASTM D 36: Standard test method for softening point of bitumen (ring-and-ball apparatus). USA. 2014.
- ____. ASTM D 4402: Standard test method for viscosity determination of asphalt at elevated temperatures using a rotational viscometer. USA. 2013.
- ____. ASTM D 92: Standard Test Method for Flash and Fire Points by Cleveland Open Cup Tester. USA, 2018.
- ____. ASTM D 2042: Standard Test Method for Solubility of Asphalt Materials in Trichloroethylene. USA, 2015.
- ____. ASTM D 113: Standard Test Method for Ductility of Asphalt Materials. USA, 2017.
- ____. ASTM D 2872: Standard Test Method for Effect of Heat and Air on a Moving Film of Asphalt (Rolling Thin-Film Oven Test). USA, 2012.
- ____. ASTM D 6926: Standard Practice for Preparation of Asphalt Mixture Specimens Using Marshall Apparatus1. USA, 2016.
- ____. ASTM E 102: Standard Test Method for Saybolt Furol Viscosity of Bituminous Materials at High Temperatures. USA, 2016.
- BARDINI, V. S., KLINSKY, L. M., & FERNANDES JR, J. L.; ROQUE, R (2012). Influência do fíler mineral no comportamento reológico de mástiques asfálticos. Revista Transportes. v. 20, n. 3, 2012. Pag. 19-26.
- BRASIL. Resolução nº 306, de 07 de dezembro de 2004. Agência Nacional de Vigilância Sanitária, Brasília, DF, ago. 2004.
- BRASIL. Resolução nº 358, de 29 de abril de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, DF, ago. 2005.
- BRASIL. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília, DF, ago. 2010.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, DF, ago. 2011.
- CARLESSO, G. C. Estudo do comportamento de mistura asfáltica modificada por nanoargila e polímero SBS. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Florianópolis, 2017.
- DEPARTAMENTO NACIONAL DE INFRAESTRUTURA DE TRANSPORTES (DNIT). EM 367/97: Material de enchimento para misturas betuminosas. Rio de Janeiro, 1998.
- EDEH, J. E., SAMSON, I., TERHEMBA, A. Rice-husk Ash-carbide-waste Stabilization of Reclaimed Asphalt Pavement. Nigerian Journal of Technology (NIJOTECH). v. 35, p. 465-472, jul., 2016.
- FAXINA, A. L. Estudo da viabilidade técnica do uso de resíduo de óleo de xisto como óleo extensor de ligantes asfalto-borracha. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos, SP. 2006.



- FILHO, C. L. D. N. Avaliação laboratorial de misturas asfálticas sma produzidas com ligante asfalto-borracha. 2004. 67p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Escola de Engenharia de São Carlos, SP. 2004.
- HIDAYAT, N., PRATAMA, G. N. I. P., PRAMITA, I. D. Addition (Polyethylene Terephthalate) and Carbide Waste Filler for Asphalt Concrete-Binder Course (AC-BC) on Marshall Characteristics. International Conference on Sustainable Infrastructure. n. 366, 2019.
- KAMPALA, A.; HORPIBULSUK, S. Engineering Properties of Silty Clay Stabilized with Calcium Carbide Residue. JOURNAL OF MATERIALS IN CIVIL ENGINEERING. p. 632-644, maio, 2013.
- KIM, Y. R., LITTLE, D. N., & SONG, I. I. (2003). Effect of Mineral Fillers on Fatigue Resistances and Fundamental Material Characteristics: Mechanistic Evaluation. Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board, 1832, 1-8.
- KIM, Y. R. Modeling of asphalt concrete. United State of America: ASCE Press, 2009.
- MAKARATAT, N., JATURAPITAKKUL, C., LAOSAMATHIKUL, T. Effects of Calcium Carbide Residue-Fly Ash Binder on Mechanical Properties of Concrete. JOURNAL OF MATERIALS IN CIVIL ENGINEERING. p. 1164-1170, nov., 2010.
- PAPAGIANNAKIS, A. T., MASSAD, E. A. Pavement Design and Materials, John Wiley & Sons, Hoboken, p. 542, 2008.
- PEREIRA, A. G.; SPINOLA, J. R.; MONTEIRO, A. K. C.; LACERDA, B. M.; GUSMAO, F. S.; FROTA, C. A. Mechanical Behavior of Asphaltic Mixtures Produced with Spray Graphite in High Energy Mill. International Journal of Engineering Research and Applications, v. 9, p. 18-26, 2019.
- PEREIRA, A. G.; LACERDA, B. M.; SILVA, M. P. S.; SPINOLA, J. R.; MONTEIRO, A. K. C.; FROTA, C. A. Evaluation of Mechanical Properties of Graphite Produced Asphalt Mixtures. International Journal for Innovation Education and Research, v. 8, p. 191-03, 2020.
- SIMA, L. P.; VALENÇA, P. M. A.; FERREIRA, M. R. P.; FROTA, C. A. Uso de Passivos Ambientais para a Pavimentação de Vias Urbanas em Manaus, AM. Ciência & Engenharia (Science & Engineering Journal). v. 4, p. 13-20, jan. - jun., 2013.
- SOUZA, M. F.; SORIANO, J.; PATINO, M. T. O. Resistência à compressão e viabilidade econômica de blocos de concreto dosado com resíduos de tijolos cerâmicos. Matéria (UFRJ). 2018, vol.23, n.3.
- YODER, E. J., WITCZAK, M. W. Principles of Pavement Design. 2 ed., New York, John Wiley & Sons Inc., 1975.



ESTUDO DA BIOSSORÇÃO DE PARACETAMOL EM CASCA E CINZA DE CASCA DE ARROZ

| ID 15108 |

1Renata Farias Oliveira, 2Lucas Winter, 3Nádia Teresinha Schröder

*1Universidade Luterana do Brasil, e-mail: renatafaol@gmail.com; 2Universidade Luterana do Brasil, e-mail:
lucas.eng.winter@gmail.com; 3Universidade Luterana do Brasil, e-mail:nadia.schroder@gmail.com*

| RESUMO |

A presença de fármacos em meio aquático causa efeitos adversos a saúde pública e aos ecossistemas, mesmo em concentrações baixas. A remoção desses produtos em sistemas de tratamento de efluentes não é completa, o que permite a sua acumulação em corpos hídricos. Há necessidade de avaliar os efeitos à longo prazo, de fármacos como o paracetamol, analgésico de uso global, pois sua remoção não ocorre nos sistemas de tratamentos convencionais. A adsorção é um processo que tem se mostrado promissor para a remoção desse tipo de contaminante. Neste sentido, este estudo objetivou avaliar a remoção de paracetamol em soluções aquosas através da adsorção com uso de casca e cinza de casca de arroz comparando com carvão ativado comercial. Para o experimento, buscou-se as melhores condições para a biossorção do contaminante. Foram avaliados os parâmetros: pH variando entre 4 e 8, concentração inicial do adsorbato de 20 mg.L⁻¹ de paracetamol, massa de biossorvente entre 0,5 e 1,5 g e tempo de contato adsorvente-adsorbato até 120 minutos. Para os ensaios com a casca de arroz não foi possível avaliar a adsorção do paracetamol, pois houve liberação de cor da casca na solução, interferindo na leitura em espectrofotômetro UV-vis. Os resultados do biossorvente cinza de casca de arroz apresentaram-se positivos, uma vez que adsorveu o paracetamol em todas as faixas de pH testadas e o melhor desempenho foi sem ajuste de pH. A massa que mais adsorveu paracetamol foi a de 1,5 g em 50 mL de solução e o melhor tempo foi de 30 minutos. Os melhores valores de remoção foram entre 12 e 32%, demonstrando que a cinza da casca de arroz se apresenta como um material alternativo para adsorção de paracetamol em soluções aquosas.

Palavras-chave: Adsorção; Paracetamol; Casca de arroz.

| INTRODUÇÃO |

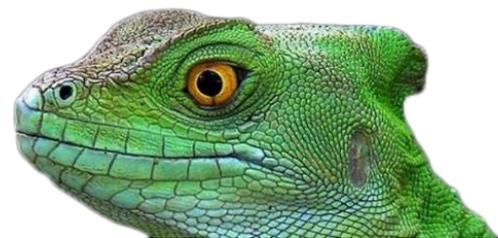
A contaminação dos ecossistemas aquáticos por compostos xenobióticos do tipo fármacos, com capacidade de persistência ambiental e com alto grau de resistência aos processos de degradação natural, intensificou-se devido ao aumento da produção e ao consumo destas substâncias pela população. Somado a isso tem-se o impacto gerado pelo desenvolvimento de novas drogas e o aumento da expectativa de vida (RAD; HARIRIAN; DIVSAR, 2015; REINA et al., 2015;



RHEINHEIMER, 2016). A necessidade da produção de fármacos é indiscutível, mas se faz necessário investigar os possíveis impactos ambientais e a consequente contaminação de ambientes aquáticos por esses produtos. Eles são liberados pela urina, fezes e/ou descarte, bem como apresentam persistência ambiental podendo interferir nas estruturas biológicas, vias bioquímicas e processos de regulação de organismos aquáticos expostos, resultando em efeitos tóxicos e danos irreversíveis a vários níveis tróficos (FRECHES, 2015). Isso ocorre porque os fármacos apresentam difícil degradação tanto no ambiente natural como nas estações de tratamento de efluentes. Eles não são removidos nos processos de tratamento de efluentes sendo encontrados em águas de abastecimento público e em efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETE). A presença em águas naturais é um indício de contaminação por águas residuais de ETEs, em especial das regiões metropolitanas, pela maior concentração de habitantes, bem como do uso de medicamentos (AMÉRICO et al., 2012; COELHO, 2008).

Em vários países foram encontrados mais de 80 fármacos de diferentes classes em efluentes, tanto na entrada quanto na saída, de plantas de tratamento de esgoto, bem como águas superficiais e subterrâneas. O paracetamol, por exemplo, é um fármaco que já foi encontrado em amostras de água tratada de uma estação de tratamento próxima a Barcelona, na Espanha; em Wales, no Reino Unido, também foram detectadas concentrações de $>180 \mu\text{g.L}^{-1}$ em águas tratadas despejadas em rios. Na Índia, os rios que ficam estes fármacos também foram encontrados em esgotos e na Coreia, em efluentes de estações de tratamento. No Brasil, estes compostos foram encontrados em sedimentos marinhos da Bahia de Todos os Santos na ordem de ng.g^{-1} de sedimento. Em São Paulo, traços de colesterol, bisfenol A, cafeína e 17- β estradiol estavam presentes em amostras de água potável na faixa de $\mu\text{g.L}^{-1}$. No Rio de Janeiro, amostras de água de rios próximos a centros urbanos, apresentaram concentrações de poucos ng.L^{-1} de naproxeno e diclofenaco. Em estações municipais de tratamento de águas foram encontradas concentrações inferiores a $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de anti-inflamatórios (RHEINHEIMER, 2016).

O paracetamol é um dos produtos farmacêuticos mais utilizados no mundo e que possui elevada toxicidade. Ele pode ser metabolizado pelo organismo em até 90% por biotransformação hepática. É eliminado por via urinária, onde 3 a 5% do ingerido é excretado sem ser metabolizado pelos rins. Mesmo apresentando alta metabolização, este fármaco é bastante encontrado como micropoluinte devido ao grande volume de consumo por parte da população (RAD; HARIRIAN; DIVSAR, 2015; REINA et al., 2015). Em função desse comportamento, a contaminação de águas por paracetamol vem sendo estudada por meio de análises de ecotoxicidade. Freches (2015), ao analisar a toxicidade crônica em *Daphnia magna*, observou que, em concentrações de 4,0 mg/L, houve uma redução significativa na taxa de crescimento populacional, possivelmente ligada a desregulação



endócrina desta espécie. Com os resultados obtidos, o autor sugere que altas concentrações deste composto em ambientes aquáticos podem gerar impacto na biodiversidade, podendo afetar o crescimento, reprodução e até mesmo a sobrevivência de espécies mais sensíveis, a exemplo dos microcrustáceos.

Um dos processos que tem se mostrado promissor quando utilizado para retirar contaminantes presentes na água é a adsorção, porque os processos tradicionais (coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção) não são suficientes para garantir a qualidade da água, principalmente devido à dificuldade de remoção de fármacos (KIELING, 2016). Adsorção é um processo exotérmico de separação física e purificação, no qual o material adsorvido não é alterado quimicamente e é utilizado normalmente para remover contaminantes como os compostos orgânicos e metais pesados de efluentes por meio da transferência de fase para o adsorvente. A capacidade de adsorção de um material é medida pela sua área superficial específica, tamanho e distribuição de poros, teor de cinzas, densidade e a natureza de grupos funcionais presentes em sua superfície. O comportamento do adsorbato é determinado por fatores fundamentais como hidrofobicidade, polaridade, dimensão da molécula, solubilidade em meio fluído e pH determinado pelo grupo funcional da amostra (KIELING, 2016; RAD; HARIRIAN; DIVSAR, 2015; REINA et al., 2015). A remoção de paracetamol e fenol via ação combinada de adsorção e processo foto-Fenton tem sido eficiente (remoção de 100 %) para concentração de poluentes abaixo de 10 mg.L⁻¹, mas para concentrações mais elevadas o Foto-Fenton se mostrou a melhor alternativa. No entanto, a adsorção, devido a questões econômicas, é o processo mais indicado para remoção de paracetamol em baixas concentrações (RAD; HARIRIAN; DIVSAR, 2015; REINA et al., 2015).

O carvão ativado é um adsorvente utilizado em grande escala para a remoção de contaminantes, porém apresenta alto custo quando usado em grandes volumes. A possibilidade de utilização de novos adsorventes de origem vegetal, como por exemplo biomassa resultante das atividades agroindustriais, a partir de processos produtivos e de consumo, é uma alternativa sustentável. Os resíduos dessas atividades, se não aproveitados, podem aumentar o potencial poluidor de solos e de água, que associado à disposição inadequada compromete, também, a saúde pública (GOULART; MARINHO; SOUZA, 2012; SANTANA et al., 2018). A biomassa residual de atividades agrícolas ainda é pouco aproveitada sendo muitas vezes descartada para decomposição natural gerando passivos ambientais como a geração de gás carbônico e metano (BARBIERI et al., 2013; BARBOSA et al., 2014). Ao inserir um resíduo, como material alternativo com baixo custo, dentro de uma cadeia produtiva, ele passa a ser um coproduto. Um fator determinante para o uso de resíduos sólidos em uma cadeia de coproduto é a necessidade da determinação correta do uso, com enfoque na sua viabilidade técnica, econômica e ambiental (BRAGA et al., 2005). As



aplicações da biomassa como material adsorvente (Tabela 1) são classificadas de acordo com a tecnologia empregada no aproveitamento deste recurso.

Tabela 1. Uso da biomassa como material adsorvente.

Biomassa	Poluente	Taxa de remoção	Autor
Casca de amendoim	Corante orgânico	74%	Nunes (2014)
Casca de noz	Antibiótico	65%	Coelho (2008)
Cinza de casca de arroz	BTEX	78 a 100%	Kieling (2016)
Casca da castanha do Brasil	Chumbo	63%	Lima-Model et al. (2015)
Bagaço da cana de açúcar	Íons de Urânio	98%	Yamamura; Yamaura (2005)
Sabugo de milho	Cobre	68%	Goulart; Marinho; Souza, (2012)
Casca de banana maçã	Cromato de Potássio	90%	Franco et al. (2015)

O Brasil apresenta todas as condições necessárias para o processo natural de bioconversão para produção de biomassa, quer seja para fins energéticos, produção de alimentos e até mesmo para tratamento de efluentes (FERNANDES, et al., 2018). Uma biomassa abundante de atividade agrícola é a casca e a cinza da casca de arroz. A escolha da melhor opção a ser utilizada no processo de adsorção deve ser baseada nas características do adsorvente como seletividade, capacidade, compatibilidade, regenerabilidade e baixo custo. A cinza da casca de arroz possui como características a insolubilidade em água, estabilidade química, alta resistência, baixo custo e uma estrutura granular e porosa, apresentando-se como um possível material adsorvente. A casca do arroz é removida durante o processo de beneficiamento e a cinza de casca de arroz é decorrente do processo de queima da casca de arroz (CALHEIRO et al., 2016; KIELING, 2016). Para se viabilizar o uso da cinza da casca de arroz como material adsorvente no processo de adsorção, há necessidade de se realizar a segregação granulométrica dos resíduos da fonte geradora. Separar a cinza da casca de arroz dos demais resíduos se faz necessário para que o processo de adsorção seja o mais eficiente possível. Não há periculosidade na manipulação da casca e da cinza de casca de arroz sendo seguro o seu aproveitamento (FERNANDES et al., 2015). A cinza da casca de arroz, mesmo sem um pré-tratamento ou somente tratamento físico, apresenta propriedades que indicam seu uso como material adsorvente. Ela já foi utilizada, por exemplo, em soluções aquosas contaminadas com zinco (II), cromo (VI) e chumbo (II) com resultados de remoção superior a 90% (VASQUES, 2008). Algumas indústrias incorporam a cinza em uma etapa do processo produtivo. Outras utilizam a compostagem como destino para este resíduo agroindustrial, que apesar da redução da carga orgânica há formação de metano (CH₄). A maioria das indústrias não reaproveitam a casca e nem cinza da casca de arroz criando um passivo ambiental pela poluição que causam sendo descartada



em aterro (CALHEIRO et al., 2016). Dentro deste contexto, este estudo avaliou o uso da casca e cinza de casca de arroz como biossorvente alternativo na remoção de paracetamol, um fármaco, pelo processo de adsorção em efluentes sintéticos em comparação com o carvão ativado comercial.

| MATERIAL E MÉTODOS |

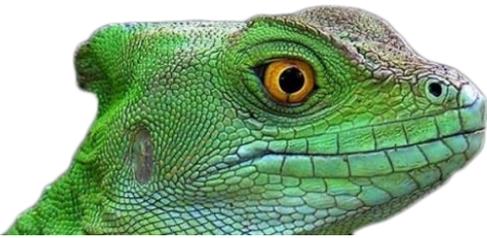
As amostras dos adsorventes casca e cinza da casca de arroz utilizados no estudo foram coletadas na cervejaria Ambev, município de Viamão – RS. A casca de arroz é utilizada como combustível para geração de vapor nos processos de fabricação da cervejaria e a cinza da casca de arroz é o resultado da queima da casca de arroz nas caldeiras. O volume gerado de cinza da casca de arroz pode chegar até 12 toneladas diárias dependendo da necessidade de vapor da planta industrial.

Os adsorventes foram colocados em estufa a 60° C por 24 horas com a finalidade de remover a umidade e foram mantidos em dessecador até o momento dos ensaios. O estudo de adsorção foi realizado segundo a metodologia de Oliveira (2013). Os ensaios foram realizados em bancada de laboratório no Centro de Pesquisa em Produto e Desenvolvimento (CEPPED) da ULBRA.

A solução estoque (20 mg.L⁻¹) foi preparada pela dissolução de 20 mg de paracetamol p.a em água destilada utilizando um balão volumétrico de 1000 mL. As soluções com concentração menores foram preparadas por diluição. O método de leitura do paracetamol em espectrofotômetro UV-vis foi a varredura da solução obtendo-se maior absorbância em 242 nm.

Os ensaios, para avaliação preliminar do uso da casca e a cinza da casca de arroz como possíveis biossorventes na adsorção de paracetamol em solução aquosa foram realizados. Para isso foi utilizado uma solução sintética de paracetamol com concentração de 20 mg.L⁻¹, massa de sólido adsorvente de 0,5 g em 50mL de solução com tempo de contato de 2 horas a rotação constante em um agitador de Wagner. As leituras foram feitas no comprimento de onda 242nm. O adsorvente utilizado foi aquele que apresentou maior remoção de paracetamol no ensaio preliminar com base nos ensaios de pH.

Para se testar o efeito do pH no processo de adsorção, os ensaios foram realizados em batelada com solução sintética variando o pH em 4, 6 e 8. Foram utilizados frascos do tipo *Schott* com 50 mL da solução aquosa e concentração de 20 mg.L⁻¹ de paracetamol. O pH foi ajustado utilizando NaOH (0,1 N) ou HCl (0,1 N). Realizou-se a agitação constante por um período de 2 horas, em um agitador de Wagner. Após os sólidos em suspensão foram filtrados e a amostra líquida analisada em espectrofotômetro UV-vis. Esta metodologia foi usada para determinar o pH ótimo de adsorção para



os bioSORVENTES em solução aquosa. Com a finalidade de quantificar a remoção do poluente após a adsorção, foi calculada a remoção de paracetamol (R) da solução aquosa através da Equação 1.

$$R (\%) = \frac{ABS_i - ABS_f}{ABS_i} \cdot 100 \quad (1)$$

Onde: ABS_i é a absorvância inicial da solução aquosa e ABS_f a absorvância final.

Para a determinação da concentração do sólido adsorvente foram realizados testes em diferentes massas variando entre 0,5, 1,0 e 1,5 g em 50 mL de solução de paracetamol com concentração de 20 m.L⁻¹. Foi aplicado um tempo de retenção de 2 horas em um agitador de Wagner, de forma constante. Após esta etapa, o adsorvente em suspensão foi removido através de filtração e a solução analisada em espectrofotômetro UV-vis.

Para determinar a influência do tempo de contato foram realizados ensaios com variação do tempo entre 15 a 120 minutos. Foi usado um volume de 50 mL de solução sintética de paracetamol 20 m.L⁻¹ agitada com 0,5 g de bioSORVENTE. Após os sólidos suspensos foram filtrados e a solução analisada em equipamento de espectrofotometria UV-vis.

Com a finalidade de comparar os resultados de remoção utilizando o bioSORVENTE com melhor desempenho foi realizado ensaio com carvão ativado comercial granular (Tabela 2). Foram utilizadas as mesmas condições do ensaio de pH, ensaio de concentração do sólido adsorvente e ensaio de tempo de contato para avaliar a capacidade de adsorção do carvão ativado. A solução do adsorbato foi preparada dentro das mesmas especificações utilizadas para a casca e cinza da casca de arroz.

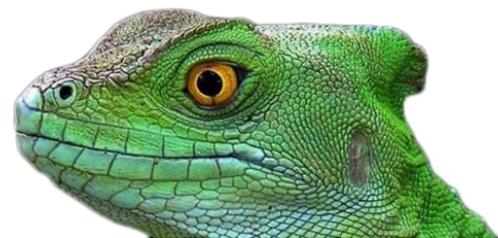
Tabela 2. Características do carvão ativado granular comercial.

Densidade Aparente (da) (g.cm ⁻³)	0,619
pH _{PCZ}	7,53
Área Superficial (m ² .g ⁻¹)	26,31
Massa Específica (p) (g.cm ⁻³)	1,138

Fonte: Oliveira (2013)

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os ensaios de pH, concentração de sólido adsorvente e tempo de contato em solução sintética de paracetamol utilizando casca e a cinza da casca de arroz e carvão ativado comercial como sólidos adsorventes demonstram as condições de processo em que foram obtidos os resultados na remoção



do contaminante. A casca e a cinza da casca de arroz foram testados como possíveis bioSORVENTES, a fim de verificar as suas eficiências na remoção de paracetamol em efluentes, e o carvão ativado comercial para fins de comparação.

Os dados apresentados são apenas da cinza da casca de arroz, pois a casca de arroz liberou cor em contato com a solução, não sendo possível avaliar o seu potencial como bioSORVENTE. Este fato impossibilitou a leitura em espectrofotômetro interferindo no resultado. Por esse motivo optou-se por realizar o experimento utilizando-se somente a cinza da casca de arroz como bioSORVENTE.

O ajuste de pH é uma etapa que acrescenta custos ao processo referente ao ácido adicionado para correção, portanto optou-se por usar o pH da solução sem ajuste tornando o processo mais viável economicamente. Com base nos dados obtidos, foi realizado estudos de concentração de sólidos e ensaios de tempo para remoção de paracetamol com uso da cinza da casca de arroz que apresentou resultados positivos na remoção do paracetamol, mesmo não sendo observada uma alta eficiência no processo. Kieling (2016), ao utilizar a cinza da casca de arroz como bioSORVENTE para os contaminantes benzeno, tolueno e xileno em uma concentração inicial de 10 mg.L^{-1} registrou valores de remoção de 96,5 % para o benzeno e tolueno e de 98,7 % para o xileno.

A influência do pH na eficiência de remoção do paracetamol utilizando-se cinza da casca de arroz como bioSORVENTE pode ser visualizada na Figura 1. Fica evidente que o pH que menos adsorveu foi o mais próximo do neutro (pH 6), enquanto o pH 4 apresentou eficiência de 8,0% de remoção de paracetamol. Em estudo realizado com carvão ativado e bagaço de dendê, Rheinheimer (2016) observou que a influência do pH na adsorção apresenta pouca variação entre pH ácido e neutro obtendo 65,87% de remoção para o pH 2 e 64,85% para o pH 6,5. Uma remoção menor (44,12%) do paracetamol foi verificada para pH básico. Este comportamento também foi encontrado por Dutta et al. (2015), que registraram uma remoção de 97% para pH 2 e de 44% em pH 9 associado a competitividade de adsorção com íons OH^- .

A capacidade de adsorção com base na quantidade de sólido adsorvente em solução foi avaliada variando a quantidade aplicada. Na Figura 2, o gráfico ilustra a remoção do paracetamol de forma gradual em relação a massa de sólido bioSORVENTE. Foram avaliadas as massas de 0,5, 1,0 e 1,5 g em 50 mL de solução, representando as respectivas dosagens de 0,01, 0,02 e 0,03 g.mL^{-1} .

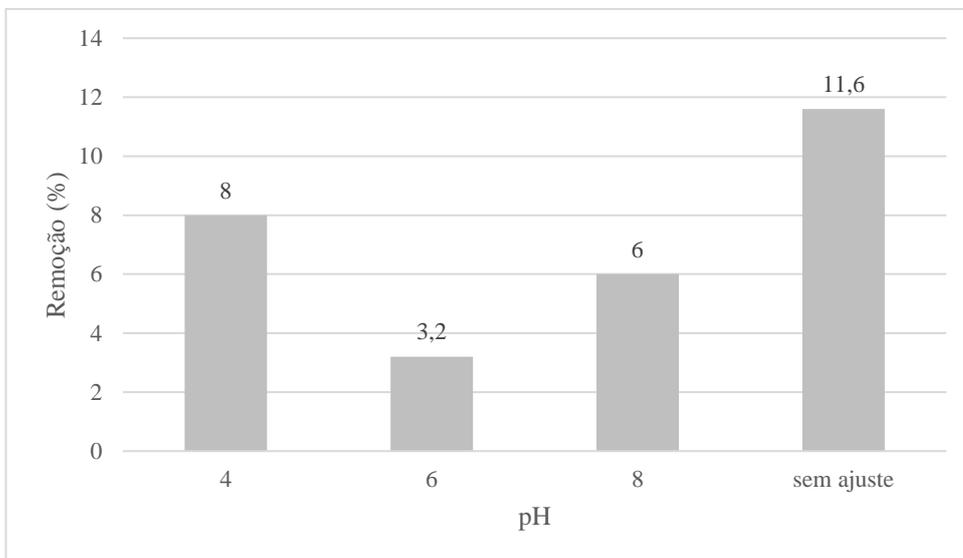
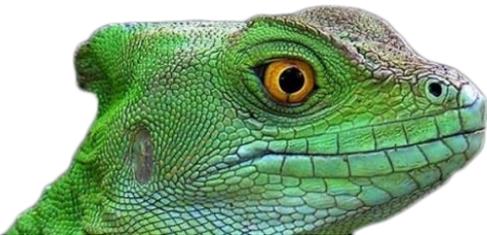


Figura 1. Influência do pH na remoção de paracetamol

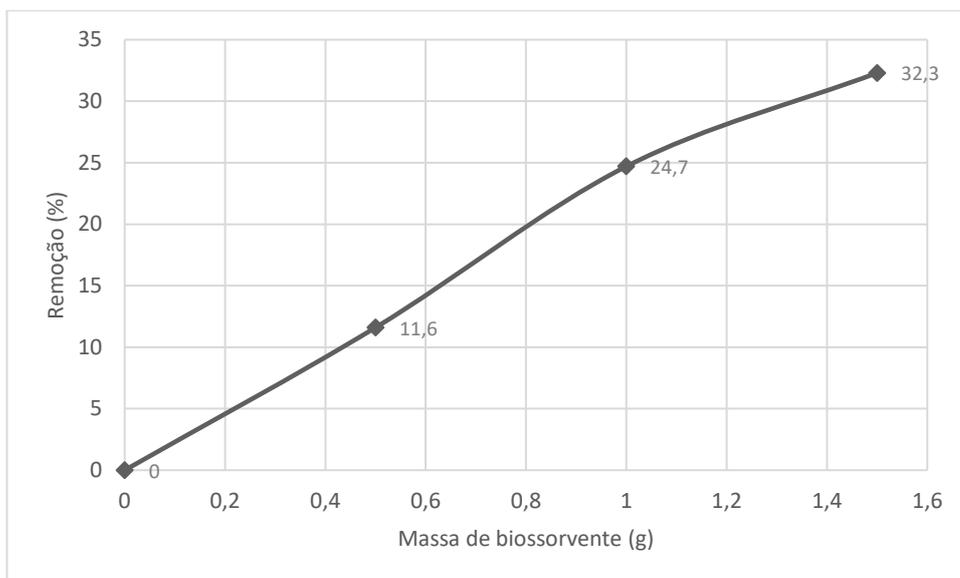


Figura 2. Remoção do paracetamol em relação a concentração de sólido biossorvente

Observa-se uma redução gradativa da concentração no contaminante paracetamol à medida que aumenta a concentração do sólido biossorvente da cinza da casca de arroz atingindo 32,3% de remoção. É provável que ao aumentar a concentração de massa de biossorvente também ocorra o aumento na remoção do contaminante, pois aumenta os sítios disponíveis para adsorção (OLIVEIRA, 2013). A concentração de sólido adsorvente, segundo Oliveira (2013) é um parâmetro importante, pois determina a capacidade de cada adsorvente em remover uma determinada concentração inicial fixa de um contaminante. Para Rheinheimer (2016), ao testar o comportamento



da remoção de paracetamol com carvão ativado observou uma tendência de crescimento da remoção com o aumento da concentração do adsorvente, porém após determinada concentração atinge um patamar de estabilidade. Nos ensaios realizados, neste estudo, com a cinza da casca de arroz foi identificado a capacidade de desempenhar esta função de forma proporcional com a quantidade de sólido biossorvente aplicada.

De acordo com Kieling (2016), a utilização da cinza da casca de arroz como adsorvente para soluções contaminadas com benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno, foram próximas a 100% obtidas em todos os compostos nas concentrações iniciais de 1 e 5 mg.L⁻¹. Para os valores de concentrações iniciais de 10 e 20 mg.L⁻¹, os percentuais de remoção também foram elevados e levemente superior para etilbenzeno e xileno. Nos ensaios realizados com uso da cinza da casca de arroz obteve-se o melhor resultado com 32,3% de remoção do paracetamol para massa de 1,5 g.

Os ensaios referentes ao tempo de contato (Figura 3) foram realizados entre 15 e 120 minutos com objetivo de determinar o melhor tempo para adsorção do paracetamol em solução aquosa com o biossorvente utilizando as condições de processo pré-avaliadas sem ajustar o pH e a massa de sólido adsorvente de 1,5 g em 50 mL.

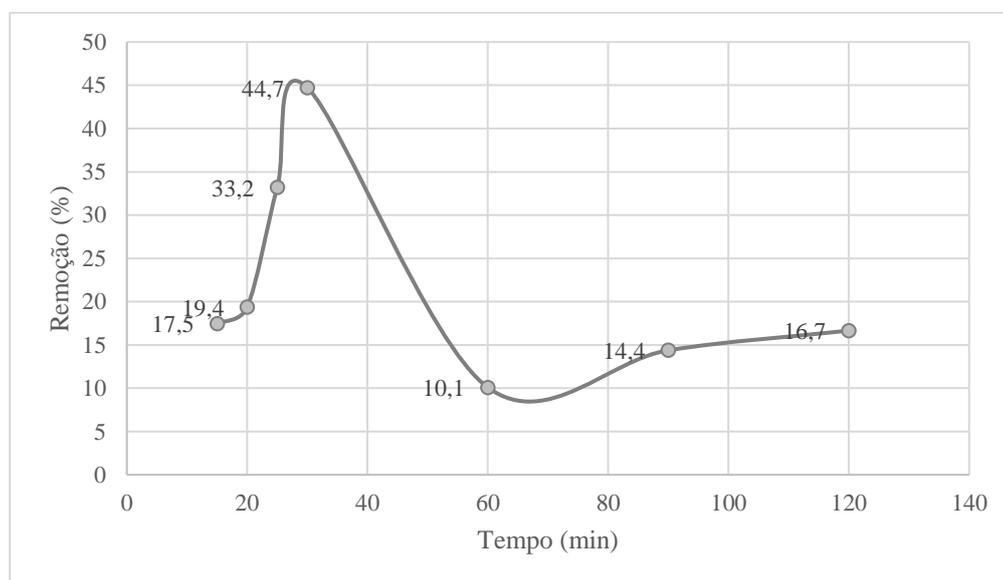


Figura 3. Remoção (%) do paracetamol em função do tempo de contato

A remoção mais significativa da concentração de paracetamol foi registrada no tempo de contato de 30 minutos. No intervalo de tempo entre 20 a 30 minutos observou-se o pico de remoção do paracetamol em função do tempo de contato. Após este intervalo ocorreu uma queda acentuada na eficiência de remoção em relação ao tempo. Conforme Kieling (2016), este fenômeno ocorre



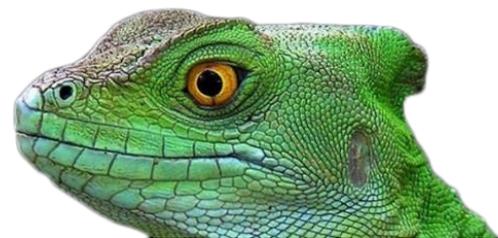
devido os sítios ativos da superfície da cinza da casca de arroz, que no princípio apresentam disponibilidade total de adsorver os íons do paracetamol resultando um período de rápida adsorção. Após, é provável que tenha ocorrido a dessorção do paracetamol do bioadsorvente, por isso a diminuição da remoção. Segundo Rheinheimer (2016), o tempo de contato entre as fases é importante para o fenômeno da adsorção, uma vez que cada etapa poderá apresentar diferentes resistências e velocidades, dependendo das variáveis do sistema, que deverão ser vencidas para atingir o estado equilíbrio. Tempos muito longos podem prejudicar a eficiência da remoção por promover o processo de dessorção.

O ensaio de pH com o carvão ativado comercial foi realizado para fins de comparação da eficiência de remoção com a cinza da casca de arroz. Após os testes com os bioadsorventes, foi possível identificar o carvão ativado como o adsorvente que apresentou melhor eficiência. Na Figura 4 visualiza-se o desempenho de adsorção da cinza da casca de arroz e do carvão ativado, comparativamente, avaliando diferentes pHs e massas de mesmo valor. E o tempo de contato necessário para atingir o equilíbrio nas condições testadas com o carvão ativado foi de 180 minutos para o paracetamol.

Em pH 4, o carvão ativado alcançou 95,19% de remoção do paracetamol, enquanto a cinza da casca de arroz, em seu melhor desempenho atingiu 8,02%, mas mesmo não apresentando uma eficiência equiparável com o carvão ativado, apresentou potencialidade para uso como bioadsorvente para diferentes contaminantes. Isso é possível, pois a cinza de casca de arroz possui características como: insolubilidade em água, estabilidade química, alta resistência e uma estrutura granular e porosa, fatores que a tornam compatível para outros estudos relacionados a sorção (KIELING, 2016). Nesta pesquisa buscou-se uma nova alternativa de bioadsorvente, onde o desempenho da cinza da casca de arroz mostrou-se promissor no processo de sorção para o contaminante paracetamol.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os elementos selecionados e aplicados neste estudo da bioadsorção do paracetamol em meio aquoso foram a casca e a cinza da casca de arroz, que atenderam parcialmente as expectativas da aplicação destes resíduos da agroindústria como bioadsorvente. Identificou-se que a casca de arroz não apresenta as características de sorção necessárias para seu uso na remoção do contaminante avaliado. Este fato foi evidenciado nos ensaios, cujo objetivo foi determinar as condições que apresentam maior capacidade de remoção de paracetamol em solução aquosa. Esta análise foi importante, pois através dela foi possível verificar que a casca de arroz não é apropriada para ser



usada como biossorvente, pois libera compostos que conferem cor a solução. Em contrapartida a cinza da casca de arroz obteve resultado positivo quanto a sua aplicação na biossorção do contaminante paracetamol.

A avaliação dos melhores parâmetros do processo de biossorção do paracetamol na cinza de casca de arroz em sistema de batelada com agitação constante foram: pH sem ajuste, massa de cinza da casca de arroz de 1,5 g em 50 mL e tempo de contato de 30 minutos.

Comparando os resultados entre o comportamento do biossorvente cinza de casca de arroz e o carvão ativado comercial em pH 4, os resultados evidenciaram que o carvão ativado ainda é a melhor alternativa para adsorção do paracetamol em meio aquoso. Em contrapartida, a cinza de casca de arroz possui um custo menor e é alternativa sustentável do aproveitamento da cinza. Este estudo comprovou que, do ponto de vista ambiental, econômico e social, reaproveitar os resíduos agrícolas, como por exemplo, a cinza da casca de arroz na função de biossorvente é possível. Novos estudos relacionados a aplicação da cinza da casca de arroz podem apresentar resultados significativos na remediação de águas contaminadas e abrem outras possibilidades para tratamentos de efluentes comprometidos por diferentes categorias de fármacos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Américo, J. H.; Isique, W. D.; Minillo, A.; Carvalho, S. L. 2012. Fármacos em Uma Estação de Tratamento de Esgoto na Região Centro-Oeste do Brasil e os Riscos aos Recursos Hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. v. 17, n.3, p. 61-67.
- Barbieri, L.; Andreola, F.; Lancellotti, I.; Taurino, R. 2013. Management of agricultural biomass wastes: Preliminary study on characterization and valorization in clay matrix bricks. *Waste Management*, v.33, p. 2307-2315.
- Barbosa, C. S., Santana, S. A. A., Bezerra, C. W. B., Silva, H. A. dos S. 2014. Remoção de compostos fenólicos de soluções aquosas utilizando carvão ativado preparado a partir do aguapé (*Eichhornia crassipes*): estudo cinético e de equilíbrio termodinâmico. *Quím. Nova*, v. 37, n. 3, p. 447-453.
- Braga, B.; Hespanhol, I.; Conejo, J. G. L.; Mierzwa, J. C.; Barros, M. T. L. De; Spencer, M.; Porto, M.; Nucci, N.; Juliano, N.; Eiger, S., 2005. *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. Pearson Prentice Hall, 318 p.
- Calheiro, D.; Fernandes, I. J.; Kieling, A. G.; Moraes, C. A. M.; Kulakowski, M. P.; Brehm, F. A. 2016. Influência da segregação granulométrica e do emprego de aditivos de moagem na adequação de cinzas de casca de arroz como coproduto. *Matéria*, v. 21, n. 2, p. 270-281.
- Coelho, S. M. C. 2008. *Tecnologias Alternativas de Remoção de Produtos Farmacêuticos em Matrizes Aquosas*. Dissertação (Mestrado Integrado em Engenharia Química) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto (FEUP), Porto, Portugal, 88f..



- Fernandes, I. J.; Santos, E. C. A. Dos; Oliveira, R.; Reis, J. M.; Calheiro, D.; Moraes, C. A. M.; Modolo, R. C. E. 2015. Caracterização do resíduo industrial casca de arroz com vistas a sua utilização como biomassa. 6o Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, São José dos Campos, SP.
- Fernandes, T. L.; Silva, L. X. da T.; Py-Daniel, S. S.; Lima, L. A.; Lincoln P. de O.; Márcio, L. da S.; Ghesti, G. F. 2018. Estudo Prospectivo sobre a Utilização de Biomassa na Produção de Biogás para Geração de Energia Descentralizada. Cadernos de Prospecção, v. 11, n. 3, p. 940-951
- Franco, C. C.; De Castro, M. M.; Walter, M. E. 2015. Estudo das cascas de banana das variedades prata, caturra e maçã na biossorção de metais pesados gerados pelos efluentes dos laboratórios do Centro Universitário de Belo Horizonte. E-xacta, v. 8, n. 1.
- Freches, A. R. G. 2015. Efeitos Ecológicos de Substâncias Químicas: uma nova perspectiva sobre velhas ferramentas. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Ambiente e Território) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto (FCUP), Porto, Portugal, 50 f.
- Goulart, C. M.; Marinho, I. M. L.; Souza, M. M. 2012. Estudo da remoção de metais pesados utilizando como biossorventes resíduos agrícolas. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sudeste de Minas Gerais – Campus Barbacena,
- Kieling, A. G. 2016. Adsorção de BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno – Em Cinza de Casca de Arroz e Carvão Ativado. Tese (Doutorado em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, Porto Alegre, RS, 175 f.
- Lima-Model, A. N.; Fleck, L.; Vasconcelos, H. L.; Gomes, B. M. 2015. Cinética da adsorção de chumbo em casca de Castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) em solução aquosa. IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, p.1-4.
- Nunes, A dos S. 2014. Produção de Adsorventes a partir de Casca de Amendoim Visando a Aplicação na Remoção de Corantes Orgânicos. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB), Vitória da Conquista, Bahia, 66 f.
- Oliveira, R. F. 2013. Estudo de Adsorção de Cromo Hexavalente para Altas Concentrações. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 80 f.
- Rad, L. R., Haririan, I.; Divsar, F. 2015. Comparison of adsorption and photo-Fenton processes for phenol and paracetamol removing from aqueous solutions: Single and binary systems. Spectrochim Acta A.; v. 136 B, n. 5, p. 423-428.
- Reina, A. C.; Santos-Juanes, L.; García Sanchez, J. L.; Casas López, J. L.; Maldonado Rubio, M. I.; Li Puma, G.; Sanchéz Perez, J. A. 2015. Modelling the photo-Fenton oxidation of the pharmaceutical paracetamol in water including the effect of photon absorption (VRPA). Appl Catal B-Environ., n.166-167: p. 295-301.
- Rheinheimer, M. O. W. 2016. Remoção de Paracetamol por Adsorção em Carvão Ativado: Processo em Batelada e Coluna de Leito Fixo. Trabalho de Conclusão de Curso. (Bacharel em Engenharia Química). - Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, 57 f.
- Santana, G. M.; Lelis, R. C. C.; Paes, J. B.; Morais, R. de M.; Lopes, C. R.; Lima, C. R. de. 2018. Activated carbon from bamboo (*Bambusa vulgaris*) for methylene blue removal: prediction to the environment applications. Ciência Florestal, v. 28, n. 3, p.1179-1191.
- Vasques, A. 2008. Caracterização e Aplicação de Adsorvente para Remoção de Corantes de Efluentes Têxteis em Batelada e Colunas de Leito Fixo. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, SC, 177 f.

**Congresso Internacional de Engenharia Ambiental
& 10ª Reunião de Estudos Ambientais
Volume 3**

*Sistemas e Técnicas de Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos / Reaproveitamento
ou Reutilização de Resíduos Sólidos para geração de novos produtos e materiais*



Yamamura, A. P. G.; Yamaura, M. 2005. Estudo do cinético e das isothermas de adsorção de Urânio pelo bagaço de Cana-de-Açúcar. Internacional Nuclear Atlantic Conference - INAC; ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENERGIA NUCLEAR – ABEN, 6p.



MAPEAMENTO DE ÁREAS PARA IMPLANTAÇÃO DE ATERROS SANITÁRIOS NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

| ID 15517 |

1Fernando Corrêa Todeschini, 2Fernando Mainardi Fan

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernandotodes@gmail.com; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fernando.fan@ufrgs.br.

| RESUMO |

Este estudo propõe-se a realizar mapeamento de áreas mais suscetíveis a implantação de aterros sanitários no estado do Rio Grande do Sul através do uso de programas de geoprocessamento de forma a estruturar a tomada de decisão por meio de análises multicritério e por meio de associação de diferentes pesos de cada critério. Utilizou-se como método de pontuação o intervalo de um byte – de 0 a 255 – de forma a padronizar as diferentes características. Utilizou-se critérios de restrição – em que a suscetibilidade ambiental é nula – e critério de aptidão – em que são associadas as pontuações de suscetibilidade devido a características hierarquizadas, ou associadas a taxas de crescimento da suscetibilidade em relação à distância de pontos estradas, recursos hídricos e manchas urbanas. O método de ponderação considerou a escala do dado, a importância ambiental e a importância econômica do critério. O mapeamento final foi comparado com o mapa do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul (PERS/RS), que no momento desse trabalho é utilizado no licenciamento de aterros sanitários. Foi possível concluir que a metodologia aplicada mapeia a mesma macrorregião geológica mais suscetível – planalto riograndense -, mas numa microanálise as áreas se diferem de forma ampla.

Palavras-chave: Suscetibilidade; Aterro Sanitário; Mapeamento

| INTRODUÇÃO |

Em 1990 o Brasil entrou na lista dos 10 maiores PIBs do mundo e não saiu dela desde então. O país já ocupou a 7ª maior economia mundial, hoje ocupa a 9ª colocação ao lado de França (7ª) e Itália (8ª). No entanto, se formos comparar o PIB per capita, que considera a relação da riqueza produzida no país com a sua população, essa colocação cai para 77ª (FMI, 2019). O dado ressalta a desigualdade social presente no país mesmo que esteja ao lado da colocação de países considerados desenvolvidos no primeiro dado apresentado também expressado pela posição do Índice de Desenvolvimento Humano brasileiro, cuja colocação não condiz com o PIB (PNUD, 2019). Tudo isso expõe as más condições de vida do brasileiro, que, entre vários indicadores sociais e econômicos, inclui condições de saneamento básico.



Em vista da mudança, a Lei nº 11.445/2007 estabelece diretrizes nacionais da Política Nacional de Saneamento Básico e é conhecida como o marco regulatório do saneamento básico no Brasil. Ela abrange os princípios para a universalização do acesso ao conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas (MMA, 2019).

Dentro desse escopo, em 2010 é instituída a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) pela Lei 12.305, que visa enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos. A lei propõe um conjunto de instrumentos para o aumento da reciclagem e da reutilização dos resíduos sólidos e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos - aquilo que não poder reciclado ou reutilizado. Também cria metas para a eliminação dos lixões e institui instrumentos de planejamento nos níveis nacional, estadual, microrregional, intermunicipal e metropolitano e municipal; além de impor que empreendimento privados elaborem seus Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (MMA, 2019). Essas ações visam igualar o Brasil em relação aos serviços de saneamento básico comparando-os às principais economias do mundo e países desenvolvidos.

O gerenciamento de resíduos é definido como o conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento, destinação final ambientalmente adequada dos resíduos, e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Na região metropolitana do estado do Rio Grande do Sul, onde é gerada a maior quantidade de resíduos sólidos urbanos no estado, a sua destinação tornou-se onerosa para o orçamento dos municípios. Isso ocorre devido à distância dos pontos geradores em relação ao aterro sanitário destinado, Minas do Leão, ou seja, o resíduo é transportado cerca de 100 km para ser aterrado. Diversos outros municípios que se localizam ainda mais longe também destinam seus resíduos para o aterro.

Além da questão econômica, para a implantação de um aterro, é necessário seguir critérios descritos nas NBR 13.896 (ABNT, 1997), Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação, e NBR 15.849 (ABNT, 2010), Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. No escopo estadual, há a Diretriz Técnica 04/2017 da FEPAM (2017), órgão responsável pelo licenciamento ambiental no Rio Grande do Sul. A diretriz estabelece critérios para o licenciamento ambiental da atividade de disposição final de resíduos sólidos urbanos.

É perceptível a preocupação da localização desses aterros, tanto no escopo ambiental, quanto no social. Ambientalmente, tem-se todos esses critérios para que os impactos negativos sejam minimizados. Esses impactos são a contaminação do: solo, água subterrânea, água superficial,



emissão gasosas, mal cheiro e etc. Após o período de operação, é necessário que aquela área impactada precise de monitoramento e acompanhamento, que é estabelecido pelas normas e diretrizes, ou seja, o uso dessa área se torna restrita em relação à saúde humana, à mudança de topografia, à instabilidade causada pela decomposição, à presença do resíduo e à possibilidade de interferência na vida animal e vegetal. Devido à possibilidade desses riscos envolvidos, geralmente, esses empreendimentos localizam-se longe de centros urbanos.

Para mapear as áreas mais suscetíveis para aterros sanitários, o estado do Rio Grande do Sul, através da Secretaria Estadual de Meio Ambiente - SEMA, firmou com o Ministério do Meio Ambiente – MMA no ano de 2011 o convênio SICONV nº. 764.224/2011 para a elaboração do Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul, em concordância com a supracitada legislação federal (FEPAM, 2019). Nele consta um mapa de áreas potencialmente favoráveis para a destinação de resíduos sólidos considerando os seguintes parâmetros:

- Aptidão natural dos solos, abrangendo a resistência natural do solo a impactos ambientais;
- Ocupação atual e uso dos solos;
- Infraestrutura de transporte existente;
- Áreas especiais, como unidades de conservação, áreas de uso sustentável, terras indígenas demarcadas, florestas públicas, entre outras (FEPAM, 2019).

O art. 4º da portaria nº 018/2018 da FEPAM (2018) estabelece:

- Estudo Prévio de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA para os empreendimentos:

- Localizados em área de sensibilidade ambiental classificada como média ou alta independente do porte do aterro sanitário,

- Situados dentro dos limites do Bioma Mata Atlântica estabelecidos pelo Mapa de área de Aplicação da Lei nº 11.428 (BRASIL, 2006), cuja implantação implique em supressão da vegetação primária ou vegetação secundária em estágio avançado de regeneração.

- Licenciamento Ambiental Ordinário (Licença Prévia): para aterros sanitários de mínimo, pequeno e médio porte, localizados em área de sensibilidade ambiental classificada como baixa ou muito baixa; Relatório Ambiental Simplificado - RAS, para os demais casos. (FEPAM, 2018).

Neste sentido, o presente trabalho visa contribuir para esta linha de pesquisa e atuação no mercado, com a proposta de uma alternativa de mapa de locação de aterro para todo o RS ao aplicar outros fatores que contribuam numa nova classificação. A análise será feita a partir de Sistema de Informação Geográfica (SIG) e programas de geoprocessamento de forma que seja possível integrar diferentes imagens e dados espaciais.



| MATERIAIS E MÉTODOS |

A metodologia do Mapeamento das Áreas de Aptidão para Disposição Final de RSU se deu da seguinte forma: (1) Definição dos critérios de restrição e aptidão; (2) Aquisição dos dados dos critérios definidos; (3) Processamentos dos dados; (4) Padronização das características para pontuação entre 0 a 255; (5) Ponderação dos critérios; (6) Agregação dos critérios; e (7) Análise do resultado.

O Software utilizado para o processamento dos dados foi o ArcGIS 10.5 desenvolvido pela empresa ESRI. A fonte de dados, bem como a descrição e escala estão descritos na Tabela 1

Tabela 1- Dados utilizados.

Dados	Fonte	Descrição	Escala/Resolução
Manchas Urbanas	SEMA RS	SEMA RS (2018) - Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul (BCRS25) - Localidades - Área Edificada	1:25.000
Sistema Viário	SEMA RS	SEMA RS (2018) - Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul (BCRS25) - Sistema de Transportes - Trecho Rodoviário	1:25.000
Recursos Hídricos	SEMA RS	SEMA RS (2018) - Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul (BCRS25) - Hidrografia - Ordem Trecho Drenagem; Trecho Massa de Água; Massa de Água	1:25.000
Terreno Sujeito a Inundações	SEMA RS	SEMA RS (2018) - Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul (BCRS25) - Hidrografia - Terreno Sujeito à Inundação	1:25000
Pedologia	IBGE	IBGE (2019) - BDIAWeb - Pedologia	1:250.000
Hidrogeologia	CPRM	CPRM (2010) - Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul	1:750.000
Áreas Protegidas	FEPAM/PERS e MMA	FEPAM (2014) Mapa Vetorial - Diretrizes para Licenciamento de Resíduos e MMA (2019)	Sem escala
Uso do Solo	Mapbiomas	Projeto MapBiomas (2018) - Coleção 2018 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil	30 metros
Declividade	NASA/SRTM	Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second. (2013)	30 metros
Fraturas	CPRM	CPRM (2010) - Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul	1:750.000

Fonte: Autor



Os critérios legais e normativos considerados foram: ABNT NBR 13896 de 1997, Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação; ABNT NBR 15849 de 2010, Resíduos Sólidos Urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretriz para localização, projeto, implantação, operação e encerramento; Diretriz Técnica (DT) 04/2017 da FEPAM; e a Lei Federal 12.725/12. A partir disso os critérios foram divididos entre critérios de restrição, cuja implantação tem uma chance nula; e de aptidão, cuja implantação tem chances mais prováveis ou menos prováveis devido à características do critério.

Definição dos Critérios de Restrição: foram estabelecidas as situações em que não se é permitido implantação de aterros sanitários. Os critérios restritivos são: Recursos Hídricos, Sistema Viário, Manchas Urbanas, Áreas Protegidas, Terrenos Sujeitos a Inundações.

Recursos Hídricos: Todas as legislações, normas e diretrizes estabelecem uma distância mínima de 200 metros das coleções hídricas ou cursos da água. A Base Cartográfica do Rio Grande do Sul da SEMA/RS (BCRS25) apresenta em sua pasta de hidrografia os recursos hídricos classificados devido a sua ordem. Os trechos de drenagem de ordem 1 e 2 estabelecem um distanciamento médio menor do que 1 km entre outros trechos de drenagem na maioria do estado, dificultando assim o estabelecimento de regiões mais aptas para implantação de aterros sanitários, assim optou-se por suprimir os recursos hídricos de ordem 1 e 2. Além disso, a escala do presente trabalho em conjunto com a escala detalhada desse dado torna limitante o mapeamento considerando tais trechos. Também há chances destes apresentarem caráter intermitente, ou seja, não apresentam escoamento superficial durante todo o ano. A mesma base cartográfica possui o mapeamento de Massas de Água, essas também foram adicionadas como restrições.

Sistema Viário: os aterros sanitários devem manter uma distância mínima de 20 metros a partir da faixa de domínio de rodovias e estradas vicinais. Tal critério é determinado pela Diretriz Técnica 04/2017 da FEPAM (FEPAM, 2017), contudo, tomando como base os estudos de Vieira (1999), Waquil et al. (1998) e Tronca (2018) foi adotado um critério restritivo mais conservador: 100 metros do eixo de rodovias federais, de rodovias estaduais e de estradas municipais. O valor também foi adotado por se tratar de um mapeamento em escala estadual. As estradas cujo de propriedade privada apresentadas na Base Cartográfica do Rio Grande do Sul da SEMA/RS (BCRS25) não foram consideradas, visto que tais formas de acessos não são de acesso público e geralmente apresentam condições mais precárias.

Mancha Urbana: Tanto a NBR 15.849/10 (BRASIL, 2010), quanto a NBR 13.896/97 (BRASIL, 1997), recomendam uma distância mínima da área útil do aterro a núcleos populacionais vizinhos de 500 m. Já a Diretriz Técnica 01/2017 da FEPAM estabelece que o aterro sanitário deverá atentar



para um distanciamento mínimo de residências de 500 metros de núcleos populacionais e 2000 metros de área urbanizada. Na Base Cartográfica do Rio Grande do Sul da SEMA/RS (BCRS25) e arquivo Localidades - Área Edificada não apresenta diferenciação entre núcleos populacionais e área urbanizada, portanto optou-se na realização de distanciamento de 500 metros.

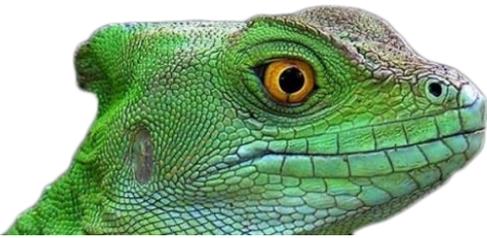
Áreas Protegidas: A Diretriz Técnica 01/2017 da FEPAM estabelece diversas considerações em relação às Áreas Protegidas. O item 7.1.26 da DT 01/2017 estabelece que se deve considerar preservação ao longo dos cursos d'água, nascentes permanentes ou temporárias, topos de morros e demais áreas de preservação permanente, estando estas cobertas ou não por vegetação nativa.

Como já explicado, as nascentes permanentes ou temporárias devem ser avaliadas no processo de licenciamento numa escala mais local do empreendimento. É importante salientar que através de uma análise realizada pelo autor do trabalho, o PERS, atualmente utilizado no licenciamento desse tipo de empreendimento, é ainda mais generalista do que esse trabalho propõe. Portanto cabe uma avaliação secundária o cumprimento dessa norma.

O item 7.1.29 da DT 01/2017, estabelece que se deve considerar Unidades de Conservação no entorno do empreendimento em um raio de 10 Km nos âmbitos Estadual e Municipal, e quando no âmbito Federal observar a legislação vigente. Serão utilizados a base da FEPAM que delimita as Unidades de Conservação e que são utilizados no licenciamento de empreendimento no momento que esse trabalho foi realizado. Também foi considerado a base cartográfica do Ministério do Meio Ambiente para o estabelecimento das unidades de conservação, no entanto não foi encontrado o ano que a base representava. Avaliou-se a base de dados e foi reparado que a base continha informações complementares à BCRS25 (SEMA/RS, 2018).

Terrenos Sujeitos a Inundações: Locais sujeitos a inundações não são adequados para a implantação de aterros, dessa forma utilizou-se a Base Cartográfica do Rio Grande do Sul da SEMA/RS (BCRS25) que continha mapeado essas áreas. Apesar da DT 04/2017 da FEPAM em seu item 7.1.8 determinar que seja respeitado um tempo de retorno de 100 anos, optou-se por utilizar o dado oficial da SEMA/RS, pois mapear os locais sujeitos a esse evento não é o objetivo do presente trabalho.

Aeródromos: a Lei Federal 12.725/12 estabelece como Área de Segurança Aeroportuária uma área circular definida a partir do centro geométrico da maior pista do aeródromo ou do aeródromo militar, com 20 km de raio, cujo uso e ocupação estão sujeitos a restrições especiais. Nessas áreas, não são permitidas atividades atrativas de fauna ou com potencial de atração, como vazadouros de resíduos sólidos e atividades semelhantes, e aterros sanitários e assemelhados, conforme a citada lei.



Definição dos Critérios de Aptidão: serão apresentados os critérios de aptidão considerados para esse trabalho, assim como o processo de padronização considerados. A padronização é utilizada de forma que as características distintas utilizados no trabalho possam ser passíveis de avaliação conjunta. O processo de padronização também faz com que cada variável de análise seja hierarquizada internamente (TRONCA, 2018). As características de cada critério de aptidão foram convertidas para o valor de um byte, entre 0 e 255, em que 0 significa menor aptidão de implantação de aterros sanitários e 255, máxima aptidão de implantação de aterros sanitários.

Declividade: A NBR 13.896/2010 (BRASIL, 2010) recomenda locais com declividade superior a 1% e inferior a 30 %. Já a DT 04/2017 da FEPAM recomenda que a área escolhida esteja situada em regiões entre 2% e 20%, intervalo escolhido para o presente trabalho. O fator de declividade também possui outras características que devem ser avaliadas, locais de menor declividade necessitam de menos obras para terraplanagem e favorecem as movimentações de solo e de resíduo. Também possuem menor tendência de erosão e oferecem condições menos críticas ao sistema de drenagem de chorume e de desvio de água pluvial. Em contra partida, declividades muito baixas podem oferecer riscos de alagamento.

A hierarquização utilizada neste trabalho é sugerido por Tronca (2018), que utiliza a classificação de declividade por Ramalho Filho e Beek (1995), conforme mostra a Tabela 2, respeitando o intervalo determinado na DT 04/2017 da FEPAM.

Tabela 2 - Valores de Aptidão para o fator declividade.

Declividade	Classificação	Valor de Aptidão
0 - 2 %	Suave	0
2 - 3 %	Suave	255
3 - 8 %	Suavemente Ondulado	215
8 - 13 %	Moderadamente Ondulado	190
13 - 20 %	Ondulado	100
20 - 45 %	Fortemente Ondulado	0
45 - 100 %	Montanhoso	0
> 100%	Escarpado	0

Fonte: Tronca (2018)

Assim atribuiu-se valores maiores para os locais entre 2 -3 % e decrescendo ao decorrer do aumento da declividade. Os mapas de declividade foram elaborados com base nos Modelos Digitais de Terreno STRM (Shuttle Radar Topography Mission), de resolução de 30 metros, da agência norte-americana USGS (United States Geological Survey).



Pedologia: Dentre as diversas características do solo e do terreno que podem influir na retenção ou na lixiviação, na erosão e no escoamento superficial, são importantes os seguintes fatores: profundidade do solo (definindo o volume de solo disponível para o armazenamento e a distância da água subterrânea), o teor de argila no solo (influindo no volume de poros e na capacidade de sorção), a drenagem do solo (definindo a proximidade do lençol freático e a condição de saturação do solo). O estabelecimento dos graus de limitação para cada característica do solo permite definir classes de aptidão dos solos com vistas à aplicação de resíduos. Segundo este critério, o risco de danos ambientais cresce com o aumento do de limitação nas características do solo ou do terreno (STRECK et al., 2018).

As informações de classificação do solo e textura da EMBRAPA (2013) foram avaliadas em conjunto com o livro Solos do Rio Grande do Sul 3ª Edição de 2018 (STRECK et al., 2018), o qual apresenta um capítulo de avaliação da aptidão dos solos para aplicação de resíduos. Os autores do livro dividem o solo em 4 categorias: adequada, regular, restrita e inadequada.

Adequada: os solos possuem boa capacidade de sorção de nutrientes (e contaminantes), e o escoamento superficial é facilmente controlável por práticas mecânicas de conservação - Latossolos, Nitossolos e Argissolos argilosos. Regular: solos que requerem práticas de contenção de enxurradas, podendo receber aplicações menores de resíduos ou com menor frequência em comparação com a adequada - Latossolo de textura média e Argissolos com mudança estrutural abrupta e profundidade < 100 cm. Restrita: as condições do solo dificultam a retenção (sorção) de nutrientes e o controle do escoamento superficial, ou aumentam o risco de erosão e de contaminação das águas superficiais e subsuperficiais - Argissolos de textura arenosa, Chernossolos e Luvisolos com restrições de profundidade, Chernossolos, Planossolos e Vertissolos com limitações pela presença de argilas expansivas ou drenagem imperfeita, Neossolos Quartzarenicos Orticos e Neossolos Regolíticos por restrições quanto à sua profundidade. Inadequada: solos que praticamente não permitem a construção de barreiras físicas para o controle de enxurradas em áreas declivosas, ou são sujeitos a inundação em áreas baixas, favorecendo a contaminação das águas pelos resíduos - Planossolos, Neossolos Quartzarênicos Hidromórficos, Neossolos Flúvicos, Gelissolos e Organossolos (STRECK et al., 2018). A base de dados utilizada apresentou um total de 51 classificações de solos no Rio Grande do Sul, contando áreas urbanas, dunas, afloramentos de rocha. Já adotando-se as características de textura, resultou num total de 98 classificações que foram pontuadas.

Hidrogeologia: A hierarquização levou em conta o tipo de aquífero e as rochas ou sedimentos que estão associados. Dessa forma foi possível avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos associados a



cada sistema. As informações foram obtidas através do Mapa Hidrogeológico do Rio Grande Do Sul na escala de 1:750.000 (CPRM, 2005). A base de arquivos, CPRM (2010) - Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul possui diversas informações e uma delas é respectivo à hidrogeologia. A pontuação final é apresentada na Tabela 3. A hierarquização levou em conta o tipo de aquífero e as rochas ou sedimentos que estão associados. Dessa forma foi possível avaliar a vulnerabilidade dos aquíferos associados a cada sistema. As informações foram obtidas através do Mapa Hidrogeológico do Rio Grande Do Sul na escala de 1:750.000 (CPRM, 2005). A base de arquivos, CPRM (2010) - Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul possui diversas informações e uma delas é respectivo à hidrogeologia.

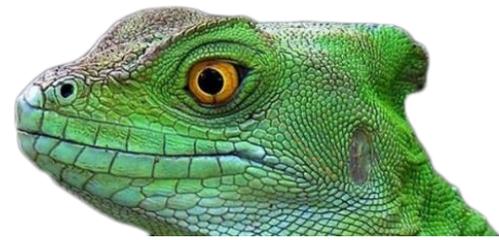
Os aquíferos associados a sedimentos são os menos propícios a instalação de aterros, pois em geral, são associados a sedimentos que possuem maior permeabilidade e a aquíferos livres com níveis de água mais próximos da superfície. Esses englobamos Sistemas Aquíferos Quaternário Costeiros, Sistemas Aquíferos Deltaicos e o Sistemas Aquíferos Quaternário Indiferenciado e Sistemas Aquífero Quaternário Costeiro

Os aquíferos associados a rochas sedimentares são os menos propícios, mas um pouco menos vulneráveis que os anteriores. Em geral são aquíferos associados a camadas de arenitos, podem ter aquíferos livres, semiconfinados a confinados com profundidades dos níveis de água variáveis, mas um pouco mais profundos que a classe anterior. Essa classe engloba Sistemas Aquífero Guarani (Botucatu, Piramboia, Guará, Santa Maria, Sanga do Cabral e entre outros) e o Sistemas Aquífero Palermo/Rio Bonito.

Os aquíferos associados a rochas vulcânicas possuem uma suscetibilidade moderada, pois englobam aquíferos livres a confinados associados às fraturas e estruturas de rochas vulcânicas. Essas rochas apresentam estruturas com entradas e níveis de água localizadas em profundidades variáveis. Essa classe engloba o Sistema Aquífero Serra Geral I e II

Os aquíferos associados às rochas graníticas/metamórficas geralmente englobam os aquíferos livres a confinados (cobertos) associados as fraturas das rochas. Essas rochas apresentam menos estruturas que as vulcânicas, com entradas de água localizadas em profundidades variáveis e com níveis de água localizados em profundidades também variáveis. Nessas formações hidrogeológicas, a implantação de aterros sanitários seria mais adequada do que a anterior. A classe é representada pelo Sistema Aquífero Embasamento Cristalino.

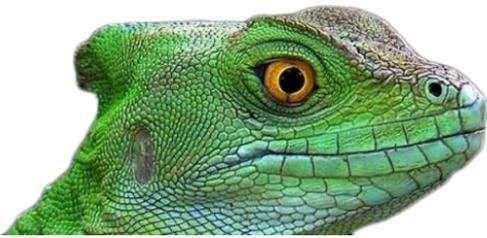
Aquíferos associados a Rochas Sedimentares com granulometria fina seriam os mais propícios, pois há pouca ocorrência de água subterrânea. As rochas em geral são de granulometria fina (argilitos, folhelhos) e há baixa permeabilidade. Os aquíferos têm baixa produção e estão associados,



geralmente, a fraturas, com níveis estáticos mais profundos. Essa classe engloba os Aquitardos Permianos e Aquicludes Paleozoicos.

Tabela 3 - Pontuação dos Sistemas Aquíferos.

Sistema Aquífero	Produtividade	Valor de Aptidão
Aquicludes Eo-Paleozoicos	Aquíferos Praticamente Improdutivos Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	255
Aquitardos Permianos	Aquíferos Limitados De Baixa Possibilidade Para Água Subterrânea Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	255
Sistema Aquífero Embasamento Cristalino I	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas Com Porosidade Por Fraturas	191
Sistema Aquífero Embasamento Cristalino II	Aquíferos Limitados De Baixa Possibilidade Para Água Subterrânea Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	191
Sistema Aquífero Embasamento Cristalino III	Aquíferos Praticamente Improdutivos Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	191
Sistema Aquífero Serra Geral I	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas Com Porosidade Por Fraturas	127
Sistema Aquífero Serra Geral II	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas Com Porosidade Por Fraturas	127
Sistema Aquífero Serra Geral III	Aquíferos Praticamente Improdutivos Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	127
Sistema Aquífero Basalto Botucatu	Aquíferos Praticamente Improdutivos Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	96
Sistema Aquífero Botucatu	Aquíferos Praticamente Improdutivos Em Rochas Com Porosidade Intergranular Ou Por Fraturas	96
Sistema Aquífero Botucatu Piramboia	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	64
Sistema Aquífero Botucatu - Guara I	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	64
Sistema Aquífero Palermo Rio Bonito	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	64
Sistema Aquífero Sanga Do Cabral Piramboia	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	64
Sistema Aquífero Santa Maria	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	64
Sistema Aquífero Quaternário Barreira Marinha	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	0
Sistema Aquífero Quaternário Costeiro I	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	0
Sistema Aquífero Quaternário Costeiro II	Aquíferos Com Média A Baixa Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	0



Sistema Aquífero	Produtividade	Valor de Aptidão
Sistema Aquífero Quaternario Indiferenciado	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	0
Sistema Aquífero Sedimentos Deltaicos	Aquíferos Com Alta A Média Possibilidade Para Águas Subterrâneas Em Rochas E Sedimentos Com Porosidade Intergranular	0

Fonte: Autor

Optou-se também por aumentar a pontuação do Sistema Aquífero Basalto Botucatu e do Sistema Aquífero Botucatu, pois apresentam característica de produtividade mais adequado para a implantação de aterros. O aumento da pontuação se deu ainda respeitando a hierarquia estabelecida.

Fratura: As fraturas delimitadas representam uma maior possibilidade de ocorrência de água subterrânea, assim como maior possibilidade de existência de outras fraturas. Dessa maneira atribuiu-se um perímetro de 200 metros ao redor das fraturas delimitadas pela base vetorial da CPRM de Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul (2010). Os locais fora do alcance do perímetro possuem pontuação máxima. Já os locais dentro do perímetro possuem pontuação nula.

Uso do Solo: Para a avaliação do uso do solo, utilizou-se o mapeamento feito pelo Projeto MapBiomias (2019) – Coleção 2018

da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. . Todo processo é feito com extensivos algoritmos de aprendizagem de máquina (machinelearning) através da plataforma Google Earth Engine que oferece imensa capacidade de processamento na nuvem (MapBiomias, 2019). No ano de 2018 para o estado do Rio Grande do Sul, o uso do solo é composto pelas classes apresentadas na Tabela 4. A tabela já apresenta os valores de aptidão estabelecida pelo autor desse trabalho.

Segundo Kampf et al. (2008), as limitações do solo ao uso agrícola coincidem, geralmente, com as limitações na sua aptidão para o descarte de rejeitos. Assim, locais caracterizados como terras agrícolas, foram classificados com valores de máxima aptidão, bem como as pastagens.

A classificação atribuída foi conservadora quanto às formações naturais. Os campos são muito representativos no bioma pampa, que é predominante no estado. Em vista da conservação da paisagem natural, atribuiu-se valor de aptidão 0, assim como formação florestal, praia e dunas e para as áreas úmidas. Os três últimos são extremamente desfavoráveis: praias e dunas pela permeabilidade alta do solo e condições desfavoráveis para construções estáveis sem utilização de técnicas avançadas de construção; já as áreas úmidas possuem uma grande biodiversidade presente nela tanto vegetal quanto animal que devem ser mantidas e preservadas, além disso a presença de água desfavorece esse tipo de empreendimento.



Para as florestas plantadas foi atribuída pontuação máxima, pois normalmente refletem áreas de silvicultura onde o ciclo de corte é curto, assim por já terem substituído as formações naturais, assim como pastagens e agricultura, atribuiu-se valor máximo, 255.

Tabela 4 - Valores de Aptidão para o Uso do Solo.

Classificação	Valor de Aptidão
Formação Florestal	0
Floresta Plantada	255
Área úmida Natural não Florestal	0
Formação Campestre (Formação Natural)	0
Afloramento Rochoso	50
Pastagem	255
Cultura Anual e Perene	255
Mosaico De Agricultura e Pastagem	255
Praia e Duna	0
Infraestrutura Urbana	0
Mineração	255
Outra Área não Vegetada	0
Rio, Lago e Oceano	0

Fonte: Autor

Os afloramentos rochosos foram considerados de baixa suscetibilidade, mas não nula, pois teria possibilidade da presença de fraturas, além do que haveria muitos custos para transporte de solo argiloso, que é amplamente utilizado nesse tipo de empreendimento.

Uso de solo pela Mineração são locais que já são normalmente muito degradados e que já sofreram diversas mudanças no uso do solo e paisagem natural. Atribuiu-se valor máximo em vista de uma possível utilização desses locais já degradados para a atividade de aterro sanitário, não sendo necessário utilização de locais não degradados. Além disso esses locais sofreram revolvimento da pedologia local devido à escavação.

Foi estabelecido para a classe de Outras Áreas não Vegetadas o valor de 0, pois essas regiões podem apresentar erosão do solo em estágio avançado, formando areais, ou serem depósitos de sedimentos ao longo da calha de rios. Na primeira possibilidade o local encontra-se degradado pela erosão, uma característica não desejada para implantação de aterro, assim como locais perto de cursos hídricos.

Distância de Recursos Hídricos: Foi considerado um aumento da aptidão ao se distanciar de recursos hídricos. O aumento ocorre até um limite de 1000 metros onde o valor de aptidão se torna fixo, ou seja, 255. O começo da pontuação é respectivo ao distanciamento de 200 metros, que é a



restrição considerada. Quanto mais distante, menor é a chance de se ocorrer contaminações por meio da percolação do lixiviado.

Distância do Sistema Viário: O fator distância do aterro ao sistema viário onera consideravelmente os custos do aterro sanitário, uma vez que a abertura de um acesso para a área encarece os custos de implantação e de operação, além de que a abertura de estradas causa impactos ambientais no meio biótico local (TRONCA, 2018). Assim foi utilizado o mesmo princípio da restrição, no entanto com uma função decrescente, em que a pontuação diminui com a distância.

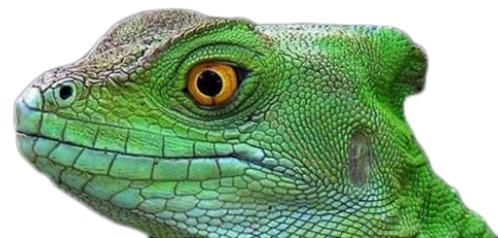
Quanto mais próxima de uma rodovia estiver a área em análise (limitado ao critério restritivo de 100 metros) mais apta ela será para a implantação do aterro, pois menores serão os custos de transporte, e não serão necessárias novas obras de rodovias (TRONCA, 2018). O valor mínimo atribuído foi de 3000 metros de distanciamento das rodovias municipais, estaduais e federais.

Distância de Manchas Urbanas: A distância em que a mancha urbana se encontra é uma das condições que mais impacta o meio ambiente e também a sociedade, o custo envolvido no transporte dos resíduos são muito altos, pois grande parte desses são levados a grandes distâncias, havendo gasto de combustíveis pelos transportes, assim como os impactos causados por isso. No entanto a proximidade destes de núcleos populacionais não é desejada pela população pela possibilidade de contaminação, aumento do fluxo rodoviário e possibilidade de mau cheiro. Portanto foi considerado os valores estabelecidos pela norma de distanciamento mínimo de 500 metros de núcleos populacionais, e, já como não foi possível diferenciar núcleos populacionais com as áreas urbanizadas, estabeleceu-se uma função linear crescente até o limite de 2000 metros – estabelecido pela DT FEPAM (2017). Esse valor foi mantido constante até um distanciamento de 5000 metros, e depois disso decresce até atingir o mínimo da pontuação em 15000 metros

Tabela 5 - Ponderação dos Fatores de Aptidão.

Fator	Valor 0-1	Peso
Declividade	1,00	0,16
Distância do sistema viário	0,75	0,12
Distância de manchas urbanas	1,00	0,16
Pedologia	0,90	0,144
Uso do solo	0,80	0,128
Distância de recursos hídricos	1,00	0,16
Hidrogeologia	0,60	0,096
Fraturnas	0,20	0,032

Fonte: Autor

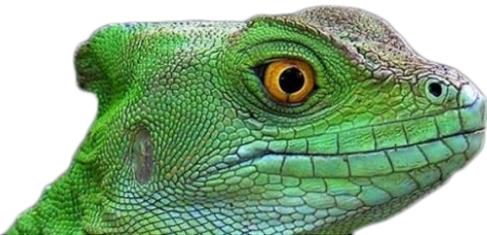


Ponderação e Agregação dos Dados: Estabeleceu-se um valor de importância de 0 a 1 para cada atributo considerando o grau de importância estabelecido pelo autor do trabalho, após estabeleceu-se uma porcentagem do atributo no valor final de um pixel. Os valores e as porcentagens são apresentados na **Tabela 5**. O mapa de aptidão para a instalação de aterros sanitários, obtido a partir dessa avaliação por múltiplos critérios, foi reclassificado em 4 intervalos. Para se fazer comparação com o mapa apresentado no PERS (2014) será usada a nomenclatura sensibilidade ambiental, o qual os menores valores do pixel (de 0 a 255) serão nomeadas de sensibilidade alta e os maiores valores, de sensibilidade muito baixa, sendo esse último a classificação em que a suscetibilidade para implantação de aterros é maior. Esse último representa as áreas onde a FEPAM requisita menos estudos ambientais. Utilizou-se as mesmas porcentagens de divisão de classes.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Os resultados dos processamentos são apresentados num único mapa composto pelos critérios de restrição e aptidão, assim como já separado nas classificações propostas para comparação com o PERS (Sema, 2018). O mapeamento é representado na Figura 1e resultou em maiores suscetibilidades à implantação de aterros na região norte do estado, localizado no planalto. Nessa região há uma grande densidade de manchas urbanas, assim como maior densidade de sistema viário. Há menos recursos hídricos comparando com a região central e o tipo de solo presente é favorável à essa atividade, apresentando textura muito argilosa e o uso da terra é predominado por uso agrícola de culturas anuais e perenes. Todos esses fatores descritos influenciaram para que essa região fosse mapeada como a mais apta. Os locais de maior suscetibilidade, ou seja, mais baixa sensibilidade ambiental são apresentados de forma mais detalhada comparando-se com a simbologia proposta na Nota Técnica da FEPAM (2019). A região do planalto mantém-se predominantemente mais suscetível à implantação de aterros sanitários com pequenas parcelas na depressão central. O uso do solo, a pedologia e a presença de mancha urbana e consequentemente, densidade de rodovias, foram determinantes para que esses locais estejam nessa classificação.

Numa macro avaliação, as duas metodologias (Figura 2) apresentam a região centro do planalto riograndense com sensibilidade ambiental mais baixa para implantação de aterros sanitário. Além disso, a metodologia empregada neste trabalho resultou em restrições maiores quando comparado ao PERS (2014) na região da depressão central, havendo menos regiões com classificadas como sensibilidade muito baixa, principalmente na porção leste dessa macrorregião



geológica próxima ao Lago Guaíba (Figura 3). Em relação ao escudo cristalino, a metodologia deste trabalho apresentou diminuição da sensibilidade ambiental.

No extremo oeste do estado, também localizado no planalto riograndense, nas duas metodologias há predomínio de sensibilidade ambiental alta, no entanto a metodologia deste trabalho apresenta mais regiões de média e baixa sensibilidade ambiental.

Enquanto no PERS aparenta ter a maioria das regiões classificadas em sensibilidade ambiental alta, este trabalho possui predomínio das regiões classificadas como baixas e médias.

Numa microanálise, o mapa do PERS (2014) apresenta regiões de muito baixa sensibilidade ambiental localizadas principalmente ao redor de rodovias. Já na metodologia deste trabalho, pelas ponderações consideradas, as regiões com mais baixa sensibilidade ambiental estão localizadas principalmente longe dos recursos hídrico, no mínimo 1 km de distância destes, característica visível na Figura 3.

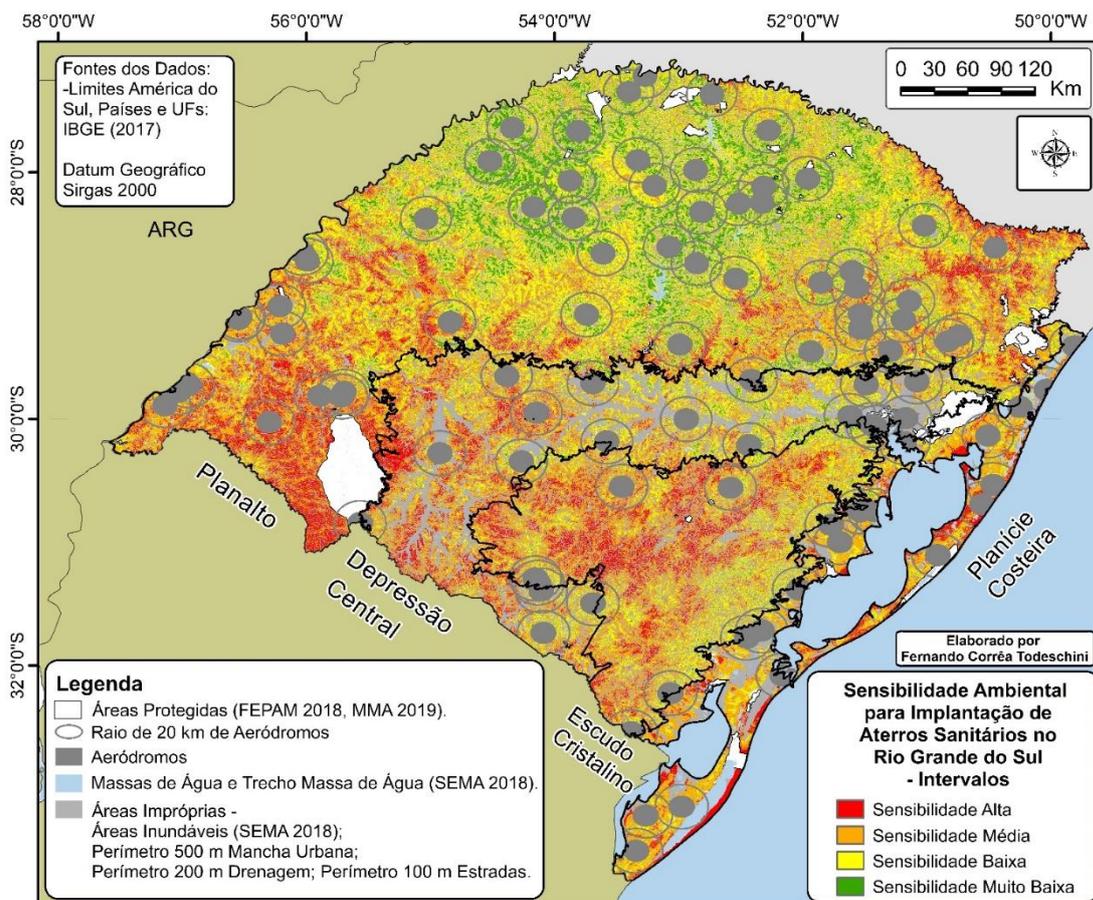


Figura 1 - Mapa Final de Áreas Ambientalmente Sensíveis à Implantação de Aterros Sanitários no Estado do Rio Grande do Sul com Critérios Restritivos. Fonte: Autor

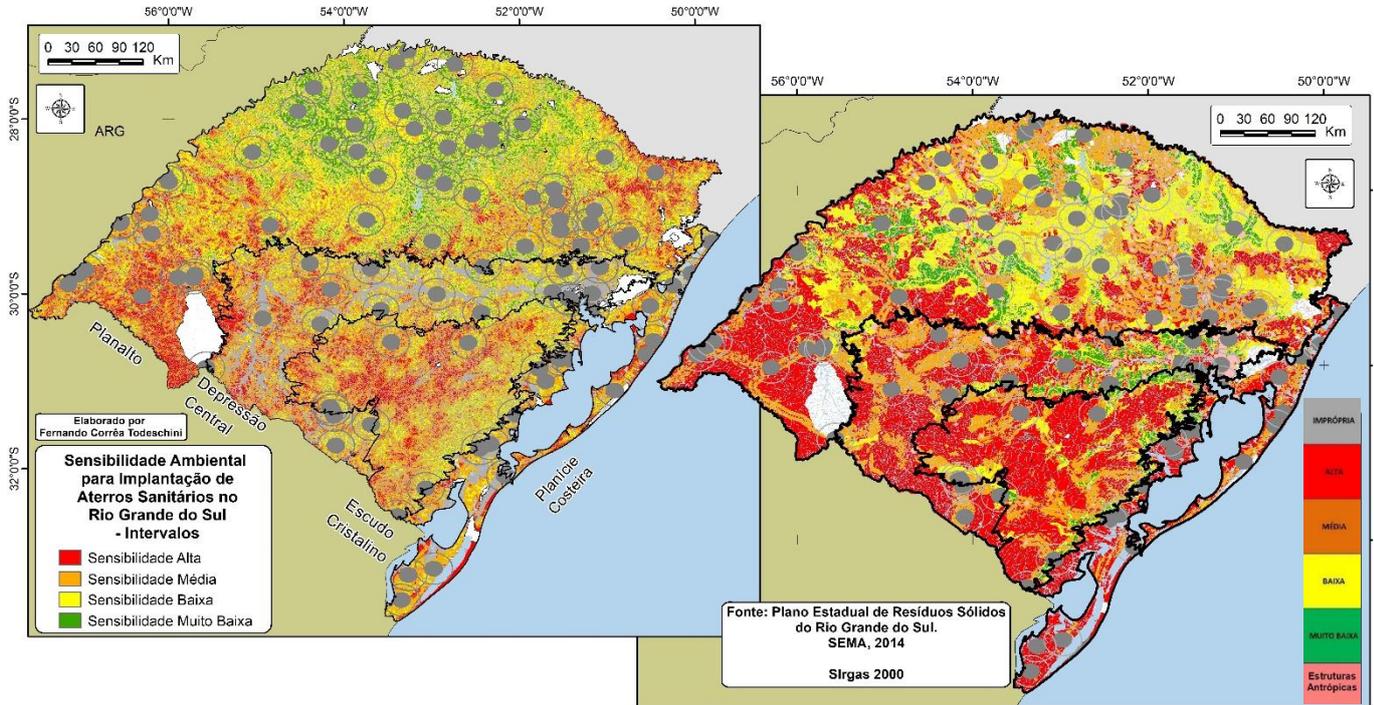
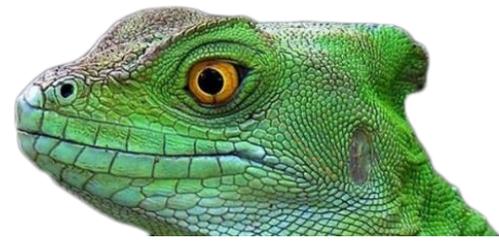


Figura 2 - Comparativo das Duas Metodologias. Fonte: Autor e Adaptado de SEMA (2014)

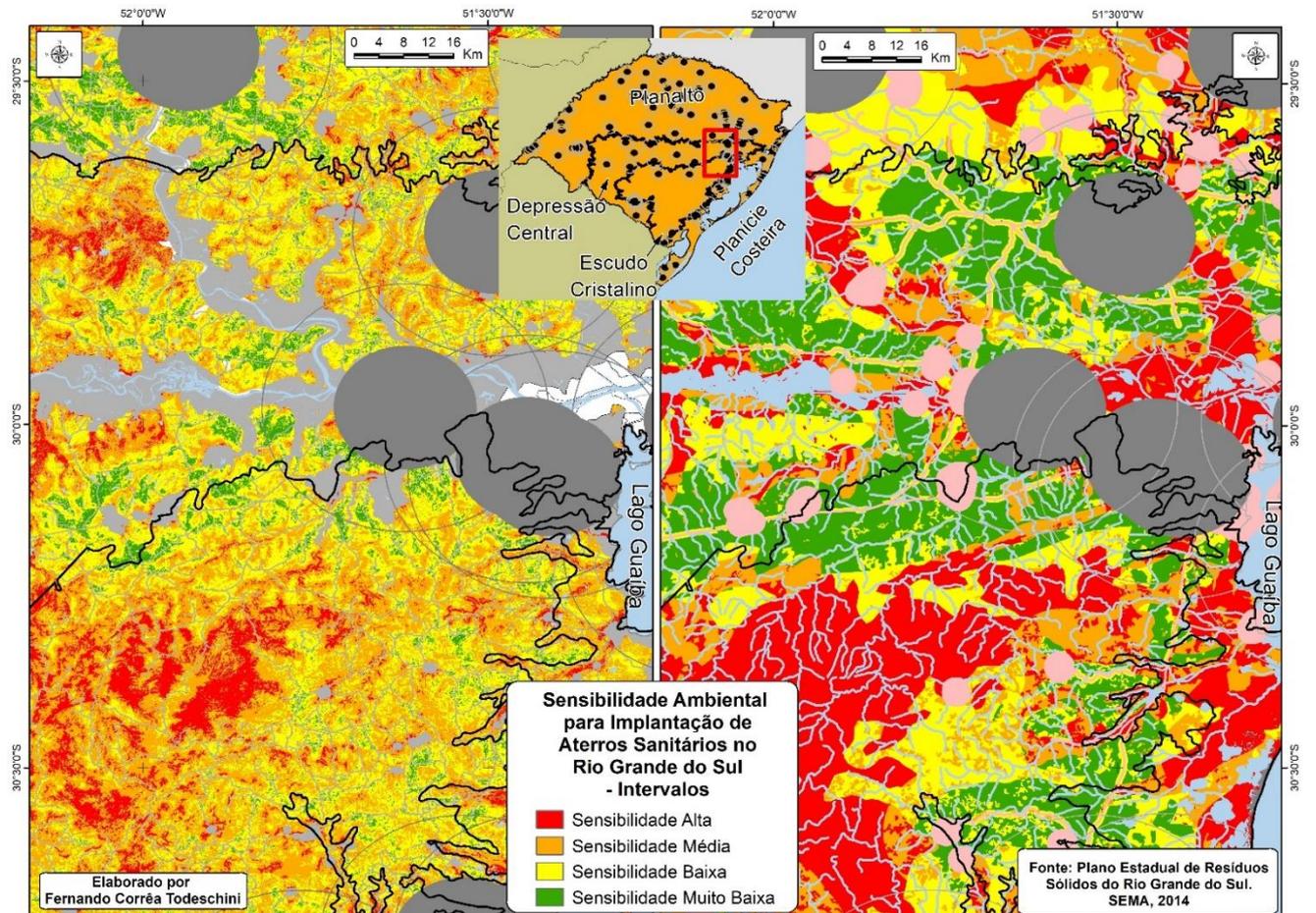


Figura 3 - Comparativo do Detalhamento das Duas Metodologias. Fonte: Autor e Adaptado de SEMA (2014)



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

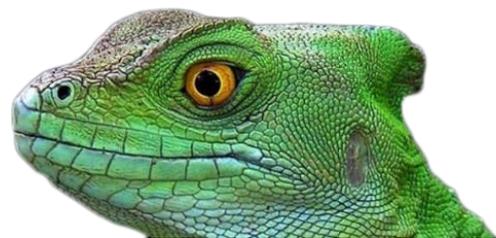
O emprego de geoprocessamento para classificação da sensibilidade ambiental de áreas para implantação de aterros sanitários mostrou-se ser de muita aplicabilidade. Esse tipo de análise anterior à implantação da atividade permite melhor avaliação dos locais no sentido econômico, tanto para o empreendimento, quanto para a sociedade, como também no sentido ambiental ao se definir locais onde a possibilidade de ocorrências de poluição e movimentação destes seja minimizada. Assim é possível racionalizar recursos financeiros e optar por locais mais adequados do ponto de vista operacional e técnico.

A metodologia utilizada nesta pesquisa pretendeu avaliar a sensibilidade ambiental para o estado a partir de parâmetros também utilizados em fontes bibliográficas que avaliam numa escala municipal. Ao se avaliar apenas parâmetros dentro de um município, a inexistência de classes na região pode acarretar numa diferente escala de pontuação. Por exemplo: no quesito da pedologia, num município onde há apenas argissolos de textura predominante argilosa/média, essa característica poderia ser classificada com pontuação máxima. Já no presente trabalho, atribuiu-se uma pontuação menor, pois, de modo geral, antes desses no estado existem Latossolos e Nitossolos de textura muito argilosa.

A resolução aplicada a essa pesquisa pode ser considerada superestimada devido às escalas das bases de dados. As fontes de Uso do Solo do Projeto MapBiomias (2018) e Modelo Digital de Elevação da SRTM (2013) são os de maior detalhamento – 30 metros. Seguidos pela Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul - BCRS25 (SEMA, 2018), cujas escalas são de 1:25.000. Após isso, as duas fontes de dados de menor escala respectivo à hidrogeologia e às fraturas tiveram decréscimo na influência do mapeamento e também pelas suas generalizações. Por outro lado, já como a avaliação se deu para todo o estado do Rio Grande do Sul, é possível aplicar esses dados de resolução menos detalhada.

Ao decorrer do avanço de pesquisas aeroespaciais do estado e maior disponibilidade de dados com melhor detalhamento é possível fazer novas propostas de ponderações dos fatores e melhorar a resolução resultantes. Além disso, quanto à hidrogeologia, se considerou diversas generalizações no que diz respeito às características dos aquíferos, sendo possível aplicar diferentes pontuação através do melhor entendimento das sensibilidades ambientais de cada formação hidrogeológica.

Atualmente, o processo inicial de licenciamento é realizado através da localização referente no mapeamento ocorrido no PERS. Havendo necessidade de análises posteriores quanto à alguns fatores como: proximidades de recursos hídricos, perímetro de Proteção de Poços entre outros listados na DT FEPAM (2017). Num cenário de uso da metodologia apresentada aqui, tais estudos



ainda seriam necessários apesar de mais restrições impostas, pois ainda assim alguns fatores não foram considerados ou generalizações foram impostas, como perímetro de proteção de poços, exclusão das ordens 1 e 2 dos recursos hídricos, distanciamento mínimo de 2 km de áreas urbanizadas, 2 metros de distância do lençol freático e 10 km de unidades de conservação estaduais e municipais.

Na hipótese de ser apresentado um mapeamento de áreas suscetíveis a inundações num tempo de retorno de 100 anos, critério citado no item 7.1.8 da DT 04/2017 da FEPAM, é possível estabelecer outras áreas restritivas que condizem mais com a diretriz. Quanto ao mapeamento de rede de drenagem, é importante se atentar aos critérios utilizados pela SEMA na definição da rede de drenagem, pois pode ocorrer variações no mapeamento das drenagens devido as mudanças sazonais do estado e característica intermitente e perene de recursos hídricos. Não foi encontrado material que descrevesse o método, assim é importante se atentar quanto à essa limitação. Além disso, os arquivos utilizados não representam as margens reais dos rios, sendo necessário também se atentar quanto ao distanciamento desses e a APP.

Ainda é possível mudar as ponderações impostas para cada fator através de considerações diferentes a cerca destes e após realizar uma análise estatística das mudanças impostas. Além disso, pode-se fazer uma conferência em campo das áreas aqui indicadas como de mais baixa sensibilidade ambiental, assim como os do PERS (2014) ou se fazer um estudo dos atuais aterros do estado em operação e onde estão localizados de acordo com as duas metodologias.

O mapa e arquivos das diretrizes para o Licenciamento Ambiental de Aterros Sanitários no Estado do Rio Grande do Sul pode ser visualizado no seguinte site: "<http://www.fepam.rs.gov.br/LICENCIAMENTO/AREA4/pch-cgh-eolica.asp>". Os links são: 1. Mapa PDF e 2. Mapa Vetorial (208 MB) (acesso em 01/05/2020).

Este artigo é fruto do trabalho de conclusão de curso (TCC) do autor deste trabalho. Todos os arquivos geospaciais utilizados na confecção do mapa final (Figura 1) de confecção do autor deste trabalho estão disponíveis no link <https://drive.google.com/open?id=19KbPPLx7P8E4wKkXqN8K8B0Ipmb1FZ9Q>. Os outros arquivos podem ser achados nas referências bibliográficas especificadas. No link também é disponível o arquivo pdf do TCC.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ABNT. 1997. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13.896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro.

_____. 2010. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15849**: Resíduos sólidos urbanos - Aterros sanitários de pequeno porte - Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento. Rio de Janeiro.

ABRELPE. 2017. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. Disponível em <http://abrelpe.org.br/pdfs/panorama/panorama_abrelpe_2017.pdf>. Acesso em 13 de dezembro de 2019.

AMADO, F. 2013. **Resumo Direito Ambiental - Esquematizado**. 1. ed. São Paulo: Editora Método.

BELLEZONI, R.A., IWAI, C.K., ELIS, W., PAGANINI, W .da S., HAMADA, J. 2011. **Investigação de um aterro sanitário de pequeno porte do estado de São Paulo e aspectos normativos**. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Porto Alegre.

BORN, V. 2014. **Avaliação da aptidão de áreas para a instalação de aterro sanitário com o uso de ferramentas de apoio à decisão por múltiplos critérios**. Trabalho de Conclusão de Curso. UNIVATES, Lajeado.

BRASIL. 1954. **Lei nº 2.312**. Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1950-1959/lei-2312-3-setembro-1954-355129-publicacaooriginal-1-pl.html>>. Acesso em 13 de dezembro de 2019.

_____. 1981. **Lei nº 6.938**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/1980-1987/lei-6938-31-agosto-1981-366135-publicacaooriginal-1-pl.html>>.

_____. 1988. **Constituição Federal**. <Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>.

_____. 1989. **Lei Nº 7.735**. Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7735.htm>.

_____. 1990. **Decreto Nº 99.274**. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõem, respectivamente sobre a criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental e sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/Antigos/D99274.htm>.

_____. 1998. **Lei Nº 9.605**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm>.

_____. 2006. **Lei nº 11.428**. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>.

_____. 2007. **Lei nº 11.445**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>.



- _____. 2008. **Decreto 6.514**. Vigência Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2008/Decreto/D6514.htm>.
- _____. 2010a. **Lei nº 12.305**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>.
- _____. 2010b. **Decreto nº 7.404**. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em 17 de outubro de 2019.
- CPRM. 2005. SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa Hidrogeológico do estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em <<http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/5249?show=full>>. Acesso em 01 de dezembro de 2019.
- CPRM. 2010. SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Dados, Informações E Produtos. Geodiversidade do Estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<http://geosgb.cprm.gov.br/geosgb/downloads.html>>. Acesso em 17 de outubro de 2019.
- EMBRAPA. 2013. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos 5ª edição**. Brasília, DF : Embrapa, 2018. 356 p. : il. color. ; 16 cm x 23 cm
- ESRI. 2017. **ArcGIS Tutorials-ArcGIS 10.5**. Disponível em <<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/10.5/main/get-started/arcgis-tutorials.htm> >. Acesso em: 17 outubro. 2019.
- FAN. 2013. Ying; LI, H.; MIGUEZ-MACHO, Gonzalo. **Global patterns of groundwater table depth**. Science, v. 339, n. 6122, p. 940-943, 2013.
- FEPAM. 2001. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Mapa de Classificação dos Solos do Estado do Rio Grande do Sul quanto à Resistência a Impactos Ambientais**. Porto Alegre: FEPAM. 13 p. (n.publ.) Relatório final de consultoria elaborado por Nestor Kämpf. Mapa em meio digital, 2001.
- _____. 2017. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Diretriz Técnica 04: Diretriz técnica para o licenciamento ambiental da atividade de disposição final de resíduos sólidos urbanos**. Porto Alegre.
- _____. 2018. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Portaria nº18**. Porto Alegre.
- _____. 2019. FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIS ROESSLER. **Nota Técnica. Mapa e diretrizes para o licenciamento ambiental de aterros sanitários no estado do rio Grande do Sul - Avaliação regional de áreas para destinação de resíduos sólidos urbanos nota técnica**. Porto Alegre.
- FMI. 2019. FUNDO MONETÁRIO INTERNACIONAL. **GDP, current prices. Billions of U.S. dollars**. Disponível em <<https://www.imf.org/external/datamapper/NGDPD@WEO/OEMDC/ADVEC/WEOWORLD>>. Acesso em 15 dezembro. 2019
- FRANÇA, J. L.; VASCONCELLOS, A. C. 2003. **Manual para normalização de publicações técnico-científicas**. 7. ed. Belo Horizonte: UFMG.
- GOMES, L. P., COELHO, O. W., ERBA, D. A., VERONEZ, M. 2001. **Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos**. Andreoli, CV Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e



disposição final, 145-163. Critérios de seleção de áreas para disposição final de resíduos sólidos. Andreoli, CV Resíduos sólidos do saneamento: processamento, reciclagem e disposição final, p. 145-163.

GOMES, L. P.; MARTINS, F. B. 2003. **Projeto, implantação e operação de aterros sustentáveis de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte**. CASTILHOS JUNIOR, A. B. Projeto, implantação e operação de aterros sustentáveis de resíduos sólidos urbanos para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro, ABES, Projeto PROSAB, 2003.

IBAMA. 2019. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Sobre o Ibama**. Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/institucional/sobre-o-ibama>>. Acesso em 17 de novembro de 2019.

IBGE. 2019. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiAWeb) – Pedologia**. Disponível em <<https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/pedologia>>. Acesso em 04 de dezembro de 2019.

KÄMPF, N. et al. 2008. **Metodologia para classificação de solos quanto à resistência a impactos ambientais decorrentes da disposição final de resíduos**. Fepam em Revista, Porto Alegre, v. 2, n.1, p.11-17, 2008.

LIMA, G. S. 1999. **Seleção de áreas para implantação de aterros sanitários: uma proposta baseada na análise do valor e lógica fuzzy**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil com ênfase em Geotecnia, COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

LUPATINI, G. 2002. **Desenvolvimento de um Sistema de Apoio à Decisão em Escolha de Áreas para Aterros Sanitários**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Sanitária Ambiental. PPGEA, UFSC.

MapBiomias. 2019. **Site do Projeto MapBiomias**. Dados e informações. <<http://mapbiomas.org/o-que-e-o-mapbiomas>>. Acesso em 10 de dezembro de 2019.

MELO, A.L.O. de. 2001. **Avaliação e seleção de área para implantação de aterro sanitário utilizando lógica fuzzy e análise multicritério: uma proposta metodológica**. Aplicação ao município de Cachoeiro de Itapemirim. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MI. 1979. MINISTÉRIO DO INTERIOR. **Portaria MINTER nº 53**. Estabelece normas aos projetos específicos de tratamento e disposição de recursos sólidos, bem como a fiscalização de sua implantação, operação e manutenção. Disponível em: <<http://www.legislacaoambiental.com.br/system/files/lglLegislacao/2010/01/11/9886471E-A600-448C-B1BF-C0A4BEA79CD7.pdf>>. Acesso em 17 de novembro de 2019.

MMA. 2019. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos>>. Acesso em 17 de novembro de 2019.

MMA. 2019. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Download de Dados Geográficos – Áreas Especiais**. Disponível em <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em 10 de junho de 2019.

NARUO, M. K. 2003. **O estudo do consórcio entre municípios de pequeno porte para disposição final de resíduos sólidos urbanos utilizando Sistemas de Informação Geográficas**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil com ênfase em Transportes. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Paulo.

SRTM. 2013. **NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second**. Distribuído por NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Disponível em <<https://doi.org/10.5067/MEaSURES/SRTM/SRTMGL1.003>>. Acesso em 08 de agosto de 2019.



- NASCIMENTO, V.F. 2012. **Proposta para indicação de áreas para a implantação de aterro sanitário no município de Bauru-SP, utilizando análise multicritério de decisão e técnicas de geoprocessamento.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Estadual Paulista, Bauru.
- PNUD. 2019. PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Human Development Report 2019.** Disponível em <<http://hdr.undp.org/en/2019-report/download>>. Acesso em 26 dezembro 2019.
- RAMALHO FILHO, A; BEEK, K.J. 1995. **Sistema de avaliação da aptidão agrícola das terras.** 3ed. rev. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPIS.
- SEMA/RS. 2014. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do RS.** Disponível em <<http://ww2.fepam.rs.gov.br/bcrs25/>>. Acesso em 10 de agosto de 2019.
- SEMA/RS. 2018. SECRETARIA ESTADUAL DO EMIO AMBIENTE. **Base Cartográfica do Estado do Rio Grande do Sul (BCRS24).**
- SEMA/RS. 2019. SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E INFRAESTRUTURA. SERVIÇOS E INFORMAÇÕES. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS).** Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/plano-estadual-de-residuos-solidos>>. Acesso em 17 de novembro de 2019.
- SENADO FEDERAL. 2019. SENADO FEDERAL EM DISCUSSÃO. **Prorrogação do prazo para fim dos lixões gera polêmica.** Notícia. Disponível em: <<https://www12.senado.leg.br/emdiscussao/edicoes/residuos-solidos/propostas-gestao-eficiente-e-dinheiro-no-cuidado-do-lixo/prorrogacao-do-prazo-para-fim-dos-lixoes-gera-polemica>>. Acesso em 17 de novembro de 2019.
- SILVA, L. R. M., MATOS, E. T. A. R., FISCILETTI, R. M. S. 2017. **Resíduo sólido ontem e hoje: evolução histórica dos resíduos sólidos na legislação ambiental brasileira.** AREL FAAR, Ariquemes, RO, v. 5, n. 2, p. 126 - 142.
- STECK, Edeimar Valdir et al.; FLORES, Carlos Alberto; SCHNEIDER, Paulo (Clbs.) 2018 **Solos do Rio Grande do Sul.** 3 ed., ver. E ampl. Porto Alegre: Emater/RS-Ascar, 2018. 252p. il. Color. ISBN 978-85-98842-20-2.
- TRONCA, I. F. 2018. **Análise de planos municipais de saneamento básico e avaliação de áreas de aptidão para a disposição final de RSU.** Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Comissão de Graduação do Curso de Engenharia Civil da Escola de Engenharia da UFRGS, Porto Alegre.
- TSUHAKO, E. M. 2004. **Seleção Preliminar de Locais Potenciais à Implantação de Aterro Sanitário na Sub-Bacia de Itupararanga (Bacia do Rio Sorocaba e Médio Tietê).** Mestrado (Dissertação). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2004.
- VIEIRA, S.J. 1999. **Seleção de áreas para o sistema de tratamento e disposição final dos resíduos sólidos de Florianópolis/SC.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico.
- WAQUIL, D. R. D., RODRIGUES, A. L. M., ANGHINONI, M. D. C. M., & ORLANDI FILHO, V. 1998. **Seleção de áreas para tratamento e disposição final de resíduos sólidos na região metropolitana de Porto Alegre, RS.** CPRM.
- WEBER, E.; HASENACK, H. 2000. **Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em SIG com classificação contínua dos dados.** Porto Alegre: UFRGS, 2000.
- ZAGONEL, D. G., MARRA, A. B., LIMA, C. S., HEURICH, R., PUNTEL, H. G. 2016. **Diagnóstico da disposição final de resíduos sólidos urbanos gerados no estado do Rio Grande do Sul - 2014 e 2015.** 10º Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, PUCRS-RS.



NOVOS COMPÓSITOS À PARTIR DE RESÍDUOS: MINÉRIO DE FERRO, CELULOSE, CAL E CONCRETO

| ID 14552 |

**1,1Cleber Luis Pedroso; 1,2Vsévolod Mymrine; 2,3Elizabete Yukiko Nakanishi Bavastris; 1,4Daniela
Evaniki Pedroso; 1,5Alfredo Iarozinski; 1,6Rodrigo Eduardo Catai**

1Universidade Tecnológica Federal do Paraná; 2Universidade Federal do Paraná

*1,1e-mail: cleber.ped@gmail.com; 1,2e-mail: seva6219@gmail.com; 2,3 e-mail: elizabete.nakanishi@ufpr.br; 1,4
e-mail: danievaniki@hotmail.com; 1,5e-mail: alfredo.iarozinski@gmail.com, 1,6catai@utfpr.edu.br*

| RESUMO |

Esta pesquisa propõe o desenvolvimento de novos compósitos para a construção civil, utilizando apenas resíduos industriais, e sem acrescentar nenhum tipo de aglomerantes, e os rejeitos estudados são de minérios de ferro (RMF), resíduos da produção de celulose (RPEC), resíduos da produção da cal (RPC), e resíduos de concreto (RC). Assim, inicialmente realizaram-se os ensaios de caracterização dos resíduos (granulometria, massa específica, potencial hidrogeniônico (pH), perda ao fogo (PF) e microscopia eletrônica de varredura (MEV), e nos compósitos confeccionados foram ensaiados a resistência a compressão axial e MEV. Foram moldados um total de 1.045 corpos de prova, distribuídos em 19 diferentes composições (proporcionamentos das quantidades de resíduos). Os resultados nas composições de número 16 e 17 destacaram-se em relação às outras, uma vez que as resistências à compressão axial aos 28 dias atingiram 4,07MPa e 6,92MPa, respectivamente. Nessas, observaram-se a formação de novas estruturas nos materiais em função da neutralização e dissolução das superfícies, pois gradativamente com o tempo baixaram a alcalinidade, tendo o potencial hidrogeniônico (pH) cerca de 7,50 que, conseqüentemente ocasionaram a síntese de novas formações amorfas e cristalinas. Nesse sentido, os estudos permitiram concluir que os resíduos industriais associados, podem ser um potencial uso como materiais de construção civil, contribuem para diminuir a extração de recursos naturais finitos. Além de propiciar uma destinação correta aos resíduos depositados inadequadamente, oferecendo perigo constante ao meio ambiente e a sociedade que vive ao seu entorno.

Palavras-chave: Compósitos à base de resíduos; rejeitos de minério de ferro; resíduos concreto, celulose e cal.

| INTRODUÇÃO |

A extração do minério de ferro é uma atividade econômica muito importante no Brasil, corresponde a 87,70% dos bens primários exportados e 4,0% do PIB (Produto Interno Bruto Brasileiro). As reservas de minério de ferro no Brasil representam 11,90% das reservas mundiais e são localizadas nos estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul e Pará (DNPM, 2016). Nestes estados são geradas aproximadamente 379 mil toneladas de rejeitos de minério de ferro (RMF) diariamente,



os quais são despejados em 672 barragens de rejeito, sendo 340 localizados no Estado de Minas Gerais (SNISB, 2018). Ainda, como geradores de resíduos inerentes aos processos de fabricação tem-se as fábricas de celuloses (RPEC) e das cales (RPC), este último com uso predominante na construção civil. Segundo MONTE (2009), as fábricas de papel e celulose também geram grandes variedades de resíduos de origem orgânica e inorgânica, tornando-se uma grande preocupação ambiental, fazendo com que o setor busque novas pesquisas para que se possa dar um destino final correto deste material. Os resíduos sólidos são comuns nos processos de fabricos do papel kraft, tais como: lama de cal, dregs, grits e os lodos das estações de tratamento de águas e efluentes, pois se adiciona sulfeto no cozimento que acelera acentuadamente a deslignificação e, conseqüentemente gera-se um produto final mais resistente, que são utilizados nos empacotamentos de sacarias de cimentos, cales e carvão vegetal. Para MANSKINEN, NURMESNIEMI e PÖYKIÖ (2011), as fábricas construídas nos últimos dez anos que utilizam o processo kraft, estão mostrando gerações de resíduos sólidos entre 40 a 70 kg secos/adt de celulose (adt = air dry ton – tonelada seca ao ar). Isso corresponde, cerca de 70 a 120 kg úmido por tonelada de celulose produzida. Por exemplo, o Estado do Paraná possui, aproximadamente, 52 fábricas produtoras de papel e celulose; sendo 5 fábricas só de celulose, 6 fabricas só de papel e 41 fábricas integradas, isto é, produzem polpa de alto rendimento de celulose e papel. Com isto, o Estado do Paraná representa 8,55% de participação do ranking brasileiro (BRACELPA, 2016). Já as sobras da produção da cal (RPC), conforme relata GARCIA (2008), os resíduos da produção da cal se originam da rocha calcária mal queimada, quando o processo de combustão ocorre de forma incompleta. Esses resíduos são geralmente comercializados como subprodutos, constituído essencialmente da cal e elementos não calcários como: Al_2O_3 , SiO_2 , Fe_2O_3 , entre outros, em quantidade total superior a 12% (NBR 6453/2003). A calcinação perfeita depende da experiência do operador, da temperatura de queima e tecnologia do forno (OATES,2008). Entretanto a maioria das empresas que trabalham com a cal são mal estruturadas e não levam em consideração o calor que seria realmente necessário no interior de fornos rotativos, ocasionando grande geração de resíduo da cal (SALCUDEAN et. al., 2004; CHIU e STROPKY, 2014). Outro causador em potencial de rejeitos são as obras civis, ocasionando grandes volumes de restos de concreto, os resíduos de concretos (RC). Assumindo que o concreto é constituído por aproximadamente 40-45% do consumo de cimento, e que os agregados somados com água são 7 a 8 vezes o volume do consumo de cimento contido no concreto, torna-se evidente o enorme consumo do material relatado anteriormente (SCRIVENER et al., 2018). Conforme a Lei Federal nº12.305 (Política Nacional de Resíduos Sólidos, Brasil, 2010) deve haver elos entre setores da indústria, produção, serviços e consumo na questão da coleta e do reaproveitamento correto dos resíduos sólidos em seu ciclo e destinação final adequada. Nesse sentido, para FERREIRA e OLHERO (2002), os resíduos produzidos



por um determinado setor muitas vezes podem ser considerados como matérias-primas úteis para outras indústrias, reduzindo, assim, o impacto ambiental.

Por tudo isso, esta pesquisa considera a possibilidade de integrar os resíduos de minério de ferro (RMF) e concreto (RC), com os detritos de processos de fabricação de celulose (RPCEL) e das cales (RPC), através do proporcionamento de todos os quatros resíduos na elaboração de novos compósitos, e assim sugerindo uma nova forma de destinação para estes rejeitos, transformando-os em matérias primas para serem utilizados na construção civil, trazendo um enorme benefício ao meio ambiente com sua reutilização.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Os procedimentos metodológicos estão resumidos na Figura 1, que mostra o fluxograma do programa experimental, iniciando-se pela escolha e coleta dos resíduos até a conclusão das atividades.

A definição das composições (proporcionamentos de resíduos), seguiu os traços históricos de trabalhos publicados em periódicos internacionais, acompanhando a metodologia utilizada por Mymrin et al., (2020) que utilizou resíduo de vidro; Mymrin et al., (2019) que empregou resíduo de argamassa; Mymrin et al., (2019) que estudou resíduo do tratamento de água; Mymrin et al., (2019) que examinou resíduo da produção da cal; Mymrin et al., (2018) que analisou resíduo da estação de tratamento de esgoto.

Assim sendo, foram dosados 19 (dezenove) diferentes tipos de traços das composições (RMF, RPCEL, RPC, RC), variando as quantidades de resíduos em porcentagem, sendo: resíduo de minério de ferro (RMF) entre 10% a 40%; resíduos de celulose (RPC) variando 10% a 40%; resíduo da produção de cal (RPC) entre 15% a 25%, e o resíduos de concreto (RC) de 25% a 30%, conforme ilustrado na Tabela 1. O resíduo da produção de celulose (RPC) é constituído por três resíduos o (grits + dregs + lama da cal), então a proporção de cada um desses na mistura foi definida pela média histórica de geração na indústria, então as porcentagens utilizadas (ano 2019) foram de 34,33% (dregs), 37,12% (grits) e 28,53% (lama da cal). Para cada composição foram moldados 45 corpos de prova (CPs) para a determinação da resistência à compressão uniaxial, distribuídos em 5 CPs nas idades de 3, 7, 14, 28, 60, 90, 180, 365 e 720 dias; 10 corpos de prova (CPs) para a determinação da resistência à água nas idades de 28 e 90 dias, totalizando a moldagem de 1.045 corpos de prova.

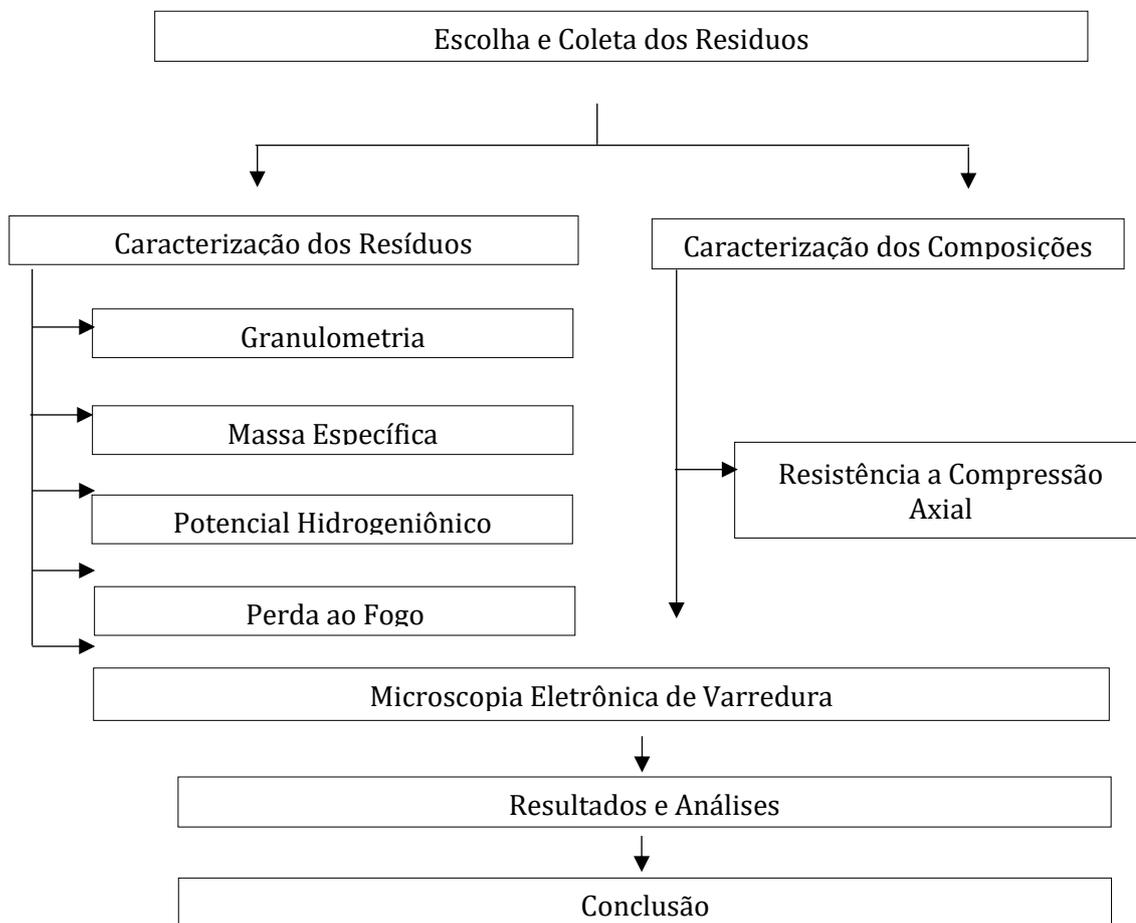
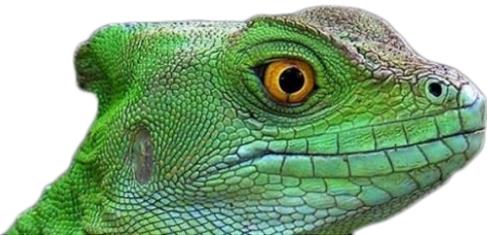


Figura 1: Fluxograma do Programa Experimental

Tabela 1: Composições dos corpos de prova.

Composição (n°)	RMF (%)	RPCEL (%)	RC (%)	RPC (%)
1	30	30	25	15
2	20	40	25	15
3	40	20	25	15
4	25	35	25	15
5	35	25	25	15
6	10	40	25	15
7	40	10	25	15
8	30	20	30	20
9	20	30	30	20
10	25	25	30	20
11	10	40	30	20
12	40	10	30	20
13	30	20	25	25
14	20	30	25	25
15	25	25	25	25
16	10	40	25	25
17	40	10	25	25
18	35	15	25	25
19	15	35	25	25



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A seguir, são apresentados os ensaios de caracterização obtidos nos resíduos, tais como, composição granulométrica, massa específica, potencial hidrogeniônico, perda ao fogo, microscopia eletrônica de varredura (MEV) e as análises nas composições.

Granulométrica dos Resíduos

Granulometria, graduação ou composição granulométrica de um agregado é a distribuição percentual dos seus diversos tamanhos de grãos, considerando a quantidade de material, em massa, retido nas peneiras da série normal e intermediária. Através desse ensaio determina-se a curva de composição granulométrica, como indicado na Figura 2 que contém a distribuição dos grãos dos resíduos utilizados. De acordo com Sbrighi Neto (2005), uma granulometria equilibrada tem grande importância na trabalhabilidade do concreto e em sua economia, reduzindo o volume de vazios, e consequentemente, os espaços por onde podem penetrar os agentes agressivos ao concreto.

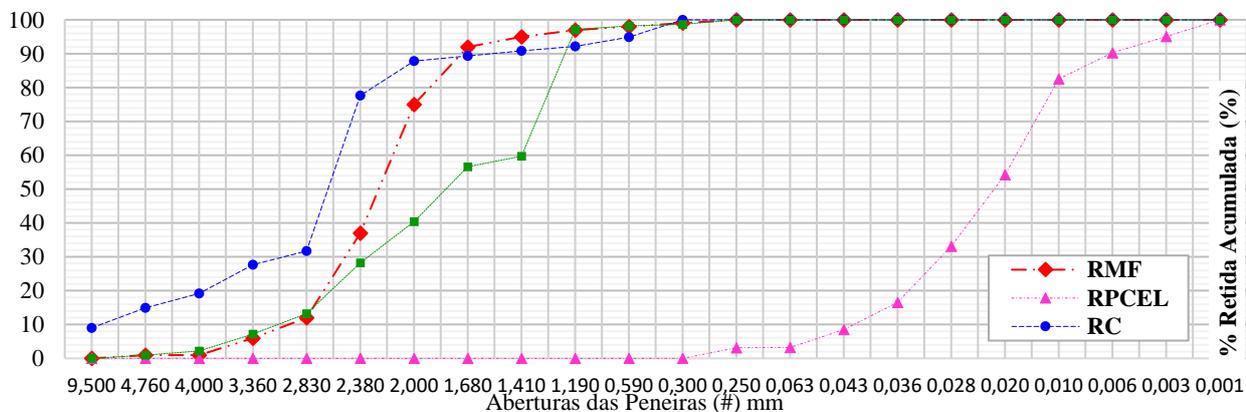
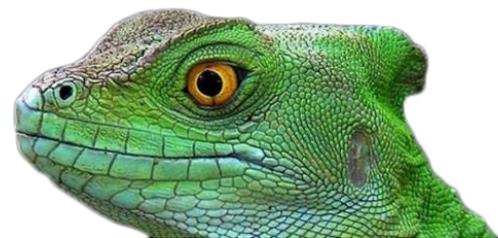


Figura 2: Distribuição granulométrica dos resíduos

Verifica-se que os grãos dos resíduos de minérios de ferro (RMF), produção de cal (RPC) e de concreto (RC), possuem grãos maiores que o resíduo da produção de celulose (RPCEL), este devido ao fato do processo inerente de fabricação. No entanto, todos apresentam grãos com distribuição contínua. Segundo HEWLETT (1998), se a granulometria é contínua (partículas distribuídas uniformemente por todas as dimensões da menor à maior) e se as partículas têm uma forma adequada, é possível obter-se um concreto compacto e resistente para um teor mínimo de cimento, reduzindo paralelamente, o risco de segregação.



Massa Específica, Potencial Hidrogeniônico e Perda ao Fogo dos Resíduos

A propriedade da massa específica depende da estrutura química, da organização molecular e da eficiência de empacotamento, e é definida como a massa do material por unidade de volume, excluindo os poros internos das partículas (vazios). Assim a Tabela 2 indica os resultados das massas específicas, dos potenciais hidrogeniônicos (pH) e das Perdas ao Fogo (PG) obtidos em cada resíduo em análise. A determinação do potencial hidrogeniônico (pH) se baseou no princípio de que os aglomerantes reagem em ambiente alcalino, logo a escolha de resíduos com pH alcalino, poderia ser capaz de proporcionar uma condição favorável para agirem com propriedades aglomerantes. Já a Perda ao Fogo (PF), que determina a porcentagem de massa de água e/ou materiais orgânicos (pode ser um contaminante) perdidos ou decompostos quando os resíduos foram submetidos a um ciclo térmico de aquecimento pré-determinado na Norma, em um forno mufla.

Tabela 2: Massa Específica, Potencial Hidrogeniônico (pH) e Perda ao Fogo (PF)

Propriedade	RMF	RPCEL	RPC	RC
Massa Específica (g/cm ³)	3,28	1,45	1,25	2,28
Potencial Hidrogeniônico	10,21	11,62	11,00	10,34
Perda ao Fogo (%)	3,08	41,32	16,20	10,60

De acordo com ANTT (2018), a densidade dos grãos dos rejeitos de minério de ferro está condicionada ao teor de ferro presente nos mesmos. As partículas de ferro, por si só, apresentam massa específica dos grãos em torno de 5,25 kg/dm³, enquanto os grãos de quartzo são caracterizados por possuírem massa específica em torno de 2,65 kg/dm³. Afirma ainda que os rejeitos de minério de ferro, que são compostos basicamente de partículas de quartzo e de hematita, tendem a apresentar uma faixa de variação da densidade dos grãos entre estes dois extremos. Sua variação pode ser significativa, mesmo a partir de baixas oscilações relativas ao teor de ferro apresentado. Nesse sentido, verifica-se que a massa específica encontrada na porção do RMF foi de 3,28 Kg/dm³, encontra-se em conformidade com a literatura, uma vez que os grãos estão diretamente ligada ao teor de minerais mais densos presentes nos rejeitos, intimamente relacionadas as frações remanescentes do oxido de ferro e outros minerais densos no processo de fabricação, bem como relacionado ao local onde estes rejeitos foram coletados, que podem ter



ocorrido a contaminação de outros materiais presentes no momento da coleta. No caso do RMF foram coletados nas proximidades do rompimento da Barragem da Vale, na cidade de Brumadinho (2019) em Minas Gerais.

LEBEIS (2003), encontrou a massa específica de resíduo da produção de papel para uso em argamassa o valor de $1,51 \text{ Kg/dm}^3$, próximo ao valor encontrado no presente trabalho de $1,45 \text{ kg/dm}^3$. Isto sugere-se ao fato do material utilizado (celulose de papel) que tem densidade menor que os materiais tradicionais, como os agregados naturais. Aliás, a massa específica encontrada no resíduo de concreto (RC) foi de $2,28 \text{ kg/dm}^3$, valor também em consonância com a literatura, visto que tanto a massa específica ou a unitária tem menores densidades nos resíduos do que nos agregados naturais. Por exemplo, HANSEN (1992), cita em seu trabalho que os valores de massa específica de agregados originários de concreto oscilam entre $2,12 \text{ kg/dm}^3$ a $2,70 \text{ kg/dm}^3$. Relata ainda que a massa específica somente advindo de sobras de argamassa antiga de concreto com diferentes relações a/c (água cimento), os valores ficaram em torno de $2,00 \text{ kg/dm}^3$, então, concluiu que o valor da massa específica é geralmente menor que o dos agregados naturais devido à argamassa antiga aderida às partículas do agregado reciclado de concreto.

Os resultados obtidos na análise do potencial hidrogeniônico, com pH acima de 10,0 em todos os resíduos, podem estimular a formação aglomerante no conjunto das misturas das composições. De fato, isso ocorreram nas composições 16 e 17 (vide Tabela 4) que será discutido a diante.

Observa-se (Tabela 2) que o resultado do ensaio de perda ao fogo (PF) obtido no RMF (resíduo de minério de ferro) em comparação com os outros resíduos, foi o menor valor, ou seja, 3,08. Ao comparar com a pesquisa feita por BEZERRA (2017), ela encontra vários valores de perdas ao fogo que foram estudados por diversos autores, e que utilizaram rejeitos de minério de ferro no quadrilátero ferrífero em Minas Gerais. Os valores obtidos foram de 3,91; 0,94; 9,37; 3,61 e 7,80 isto é, valores bem menores em comparação dos outros resíduos estudados nessa pesquisa. Isto sugere que o resíduo praticamente possui partes solidas não voláteis ou insolúvel com elevada temperatura. Em comparação com a perda ao fogo no resíduo da produção de celulose (RPCEL) que foi de 41,32 o que caracteriza presença de materiais orgânicos contidos nesse resíduo, inerente a matéria prima do processo de fabricação, ficando os valores dos outros dois resíduos entre o RMF e RPCEL.

Microscopia Eletrônica de Varredura dos Resíduos

Para DEDAVID (2007), um microscópio eletrônico de varredura (MEV) utiliza um feixe de elétrons no lugar de fótons utilizados em um microscópio óptico convencional, o que permite solucionar o problema de resolução relacionado com a fonte de luz branca. Nesse sentido a Figura 3



ilustra imagens ampliadas dos resíduos de 5.000 vezes. Assim, analisando os itens (A, B, C e D) da Figura 3, observa-se que a Figura 3 (A) exibe partículas de variadas dimensões e tamanhos, não possuem ligações entre os grãos, com vazios, indicando ser um resíduo granular. Na pesquisa de MAGALÃES (2018), ele verificou a presença de partículas compactas, sem estruturas lamelares, podendo ser um indicativo de baixa área superficial específica. Também, observou a presença de material muito fino, que está aderido às partículas maiores.

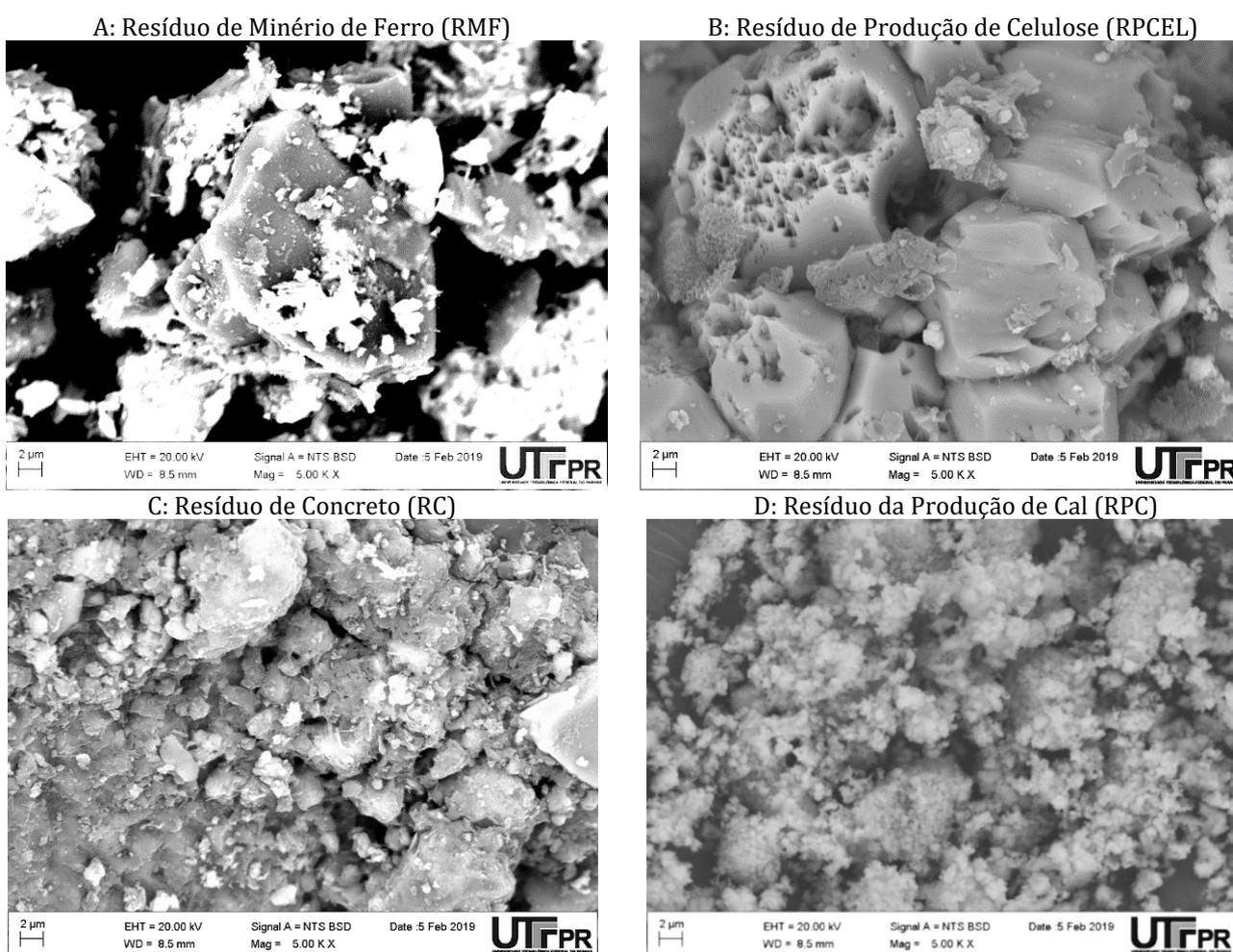


Figura 3: Estrutura Morfológica dos Resíduos – Ampliação 5.000x

A Figura 3 (B) expõe grãos com partículas quebradas (rompidas), com superfícies lisas e soltas (sem adesão entre si), com desprendimento de partículas menores. A imagem ilustra visivelmente que isto se deve ao fato do processo de fabricação do Kraft, obtidos como os rejeitos da caustificação o dregs e o grits. Já a Figura 3 (C) mostra variações no formato, textura e dimensão dos grãos. Ainda é possível observar quantidades de materiais finos, o que pode acarretar variações no índice de absorção, coesão e trabalhabilidade no conjunto dos materiais. CARDOSO (2010) diz que ao utilizar



agregados reciclados, é necessário observar as diferenças quanto à forma, textura e a resistência mecânica das partículas, havendo a necessidade de adequação específica desses agregados para sua aplicação. Por fim, na Figura 3 (D) os grãos do RPC revelam formatos irregulares, tamanhos diferentes e principalmente a ausência de ligação entre as partículas. No estudo realizado por MOLINETTI (2016), em resíduo da produção de Cal o autor também verifica partículas equivalentes ao presente estudo. Ainda, conforme ANDRADE (2012) que caracterizou o RPC através da análise por MEV e DRX verificou formas assimétricas com formações parecidas com as amorfas. Complementa em sua pesquisa que provavelmente, por isso nos difratogramas de Raios X (DRX) da mistura seca não são visíveis os picos de carbonatos. Mas não se pode afirmar com certeza a inexistência de formas microcristalinas internas a estas formações amorfas. A possível explicação para esse fato é que o RPC ficando a céu aberto, é hidratado pelas chuvas e umidade do ar, transformando-se em Ca(OH)_2 e pela ação do CO_2 do ar, transformando-se em CaCO_3 . Porém a sensibilidade do método de DRX (mais ou menos 5%) não permite a identificação dos picos destes minerais, podendo existir muitos mais minerais com estruturas cristalinas (Calcita, Dolomita, Anquerita, etc.).

Resistência à Compressão Axial nas Composições

Foram ensaiados as 19 (dezenove) composições nas idades de cura de 3, 7, 14, 28, 60, 90, 180, 365 e 720 dias. A Tabela 3, apresenta as médias (05 corpos de prova para cada composição) das resistências à compressão axial, e a Figura 4, indica o crescimento da resistência das composições de n°s 16 e 17 com a idade de cura.

Analisando as médias das resistências axiais das composições, destacam-se as de n° 16 e 17 (Tabela 3 e Figura 4), dado que a porcentagem (%) de resíduos de concreto (RC) e de produção de cal (RPC) permaneceram iguais, ou seja, inalteradas. Então, modificaram-se as quantidades (porcentagem) de resíduos de minérios de ferro (RMF) e de produção de celulose (RPCEL). Averigua-se ainda (Tabela 3) uma tendência no aumento da resistência quando se eleva a porcentagem de RMF e, decresce a resistência quando diminui a quantidade de RPCEL (resíduo da produção de celulose).

A composição de n° 17 se sobressai em relação as outras composições, pois ocorre um ganho constante da resistência com o passar do tempo (idade de cura). Comparando as resistências requeridas na Norma, ABNT NBR 7170 (1983), aos 28 dias de idade, as composições de n°s 12, 13, 15, 16, 17, 18 e 19 (07 composições), enquadram-se na Classe C, ou seja, tijolos maciços com resistência superior a 4,0 MPa. Também é possível perceber que entre as 19 (dezenove) composições



que contém resíduos de cal (RPC), quinze (15) composições atingiram resistência da Classe A da Norma, ou seja, acima de 1,50 MPa.

Tabela 3: Resistência à Compressão Axial.

Nº	Composições, %				Idades de cura (dias)								
	RMF	RPCEL	RC	RPC	3	7	14	28	60	90	180	365	720
1	30	30	25	15	1,84	2,52	2,70	2,71	2,77	3,72	4,78	5,40	5,57
2	20	40	25	15	1,20	2,10	2,31	2,44	2,71	2,90	3,15	4,93	5,41
3	40	20	25	15	1,83	2,67	2,75	2,86	2,93	3,03	3,80	5,06	5,26
4	25	35	25	15	2,35	2,70	2,99	3,28	3,60	3,83	5,17	6,27	6,27
5	35	25	25	15	2,01	2,60	2,89	2,94	3,23	3,76	4,56	5,37	5,99
6	15	45	25	15	1,40	1,70	1,67	1,56	1,54	2,15	3,52	5,17	5,17
7	45	15	25	15	2,62	3,40	3,45	3,61	3,88	4,43	4,78	5,70	5,90
8	30	20	30	20	2,45	2,59	3,17	3,06	3,11	3,39	4,77	6,19	6,19
9	20	30	30	20	1,69	2,06	2,53	2,68	2,75	3,65	4,54	6,05	6,86
10	25	25	30	20	2,51	2,67	2,60	2,89	2,88	2,75	3,25	5,31	5,31
11	10	40	30	20	1,33	1,56	2,00	2,77	2,92	3,10	3,79	5,09	6,11
12	40	10	30	20	2,84	3,93	4,00	4,41	3,64	4,82	6,59	6,85	7,06
13	30	20	25	25	2,66	3,12	3,86	4,06	3,80	4,97	5,13	6,56	7,15
14	20	30	25	25	1,95	2,26	2,76	2,94	3,72	4,08	4,38	6,05	6,05
15	25	25	25	25	2,99	3,60	4,31	4,55	5,35	5,56	6,08	6,52	6,82
16	10	40	25	25	3,00	3,34	3,75	4,07	4,32	4,79	5,87	6,97	7,91
17	40	10	25	25	4,94	5,75	6,58	6,92	7,61	7,72	9,63	10,47	11,47
18	35	15	25	25	4,17	4,50	5,10	6,10	6,38	6,58	6,99	6,85	7,15
19	15	35	25	25	2,86	3,08	3,11	4,05	4,24	4,45	5,58	6,02	6,38

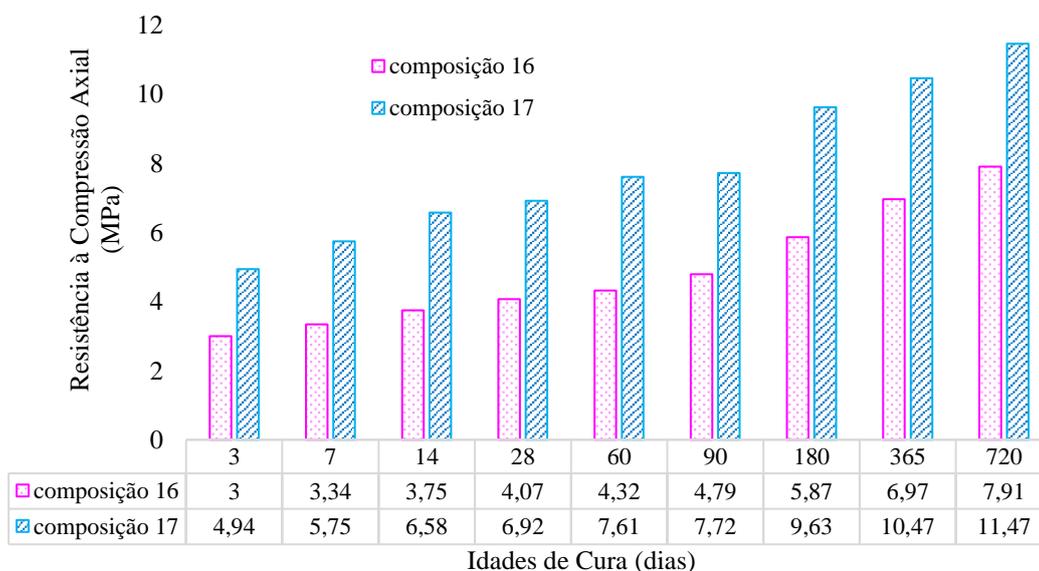


Figura 4: Resistência à compressão das composições 16 e 17



Estrutura Morfológica da Composição 16 e 17

As estruturas morfológicas da composição 16 (proporcionamento, vide Tabela 1), foram feitas através do MEV (Microscopia Eletrônica de Varredura), mostradas nas Figuras 5 e 6, sendo que na Figura 5, tem-se imagens com ampliação de 15.000x para os períodos de cura de 3 e 28 dias e na Figura 6, ampliação de 6.000x para os períodos de cura inicial (mistura seca), 3, 7 e 28 dias. Já a Figura 7, mostra as estruturas morfológicas da composição 17 (proporcionamento, vide Tabela 1), apenas com ampliação de 6.000x, para os períodos de cura inicial, 3, 7 e 28 dias.

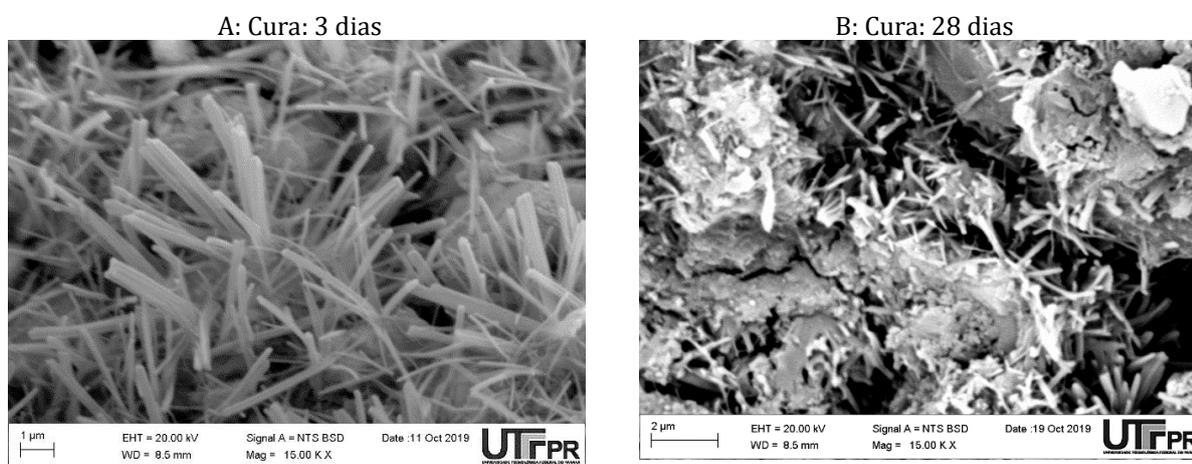


Figura 5: Estrutura Morfológica do componente 16 – Ampliação 15.000x

Através da Figura 5 percebe-se claramente a formação de cristais de etringita aos 3 dias de cura e também aos 28 dias, sendo a sua reação de formação, uma das responsáveis pelo endurecimento da pasta de aglomerante. Segundo METHA (2008), quando o cimento é disperso em água, o sulfato de cálcio e os componentes de cálcio formados a alta temperatura começam a entrar em solução, e a fase líquida se torna rapidamente saturada com várias espécies de íons, como resultado da interação entre cálcio, sulfato, aluminato e íons de hidroxilas, e dentro de poucos minutos da hidratação do cimento começam a aparecer cristais aciculares de trissulfoaluminato de cálcio hidratado, conhecido como etringita.

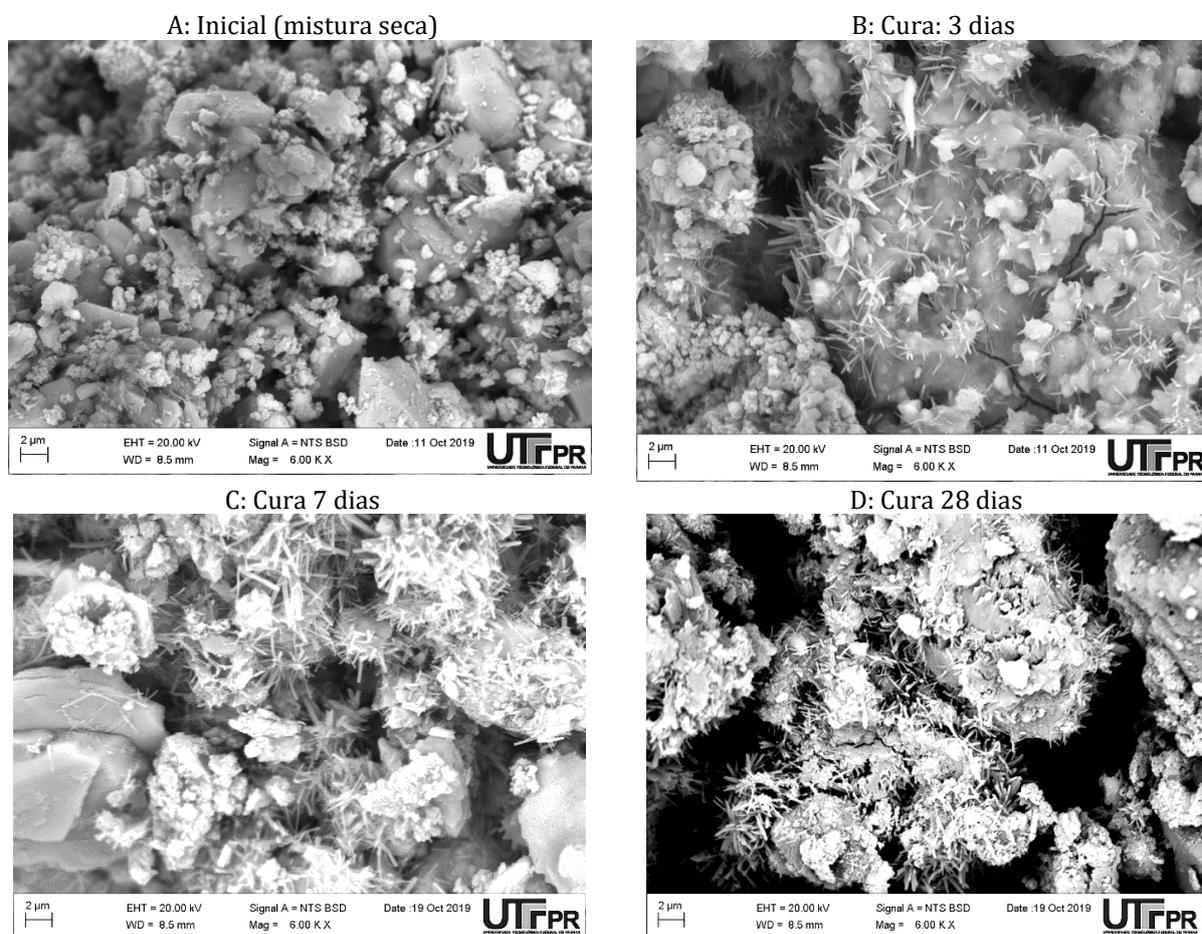
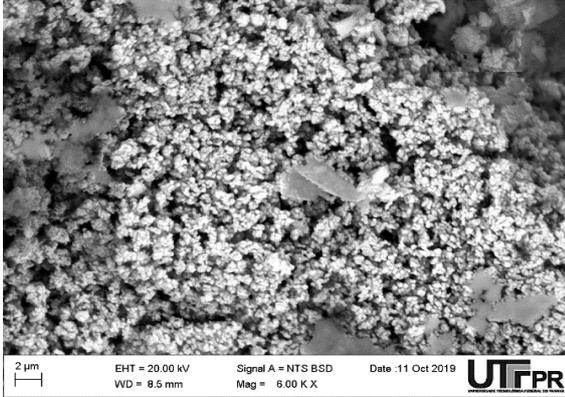


Figura 6: Estrutura Morfológica do componente 16 – Ampliação 6.000x

Na Figura 7, percebe-se a continua formação de silicato de cálcio hidratada (C-S-H) nas idades iniciais, 3, 7 e 28 dias (ampliação 6.000x), com estruturas não homogêneas, partes densas e outras porosas ou vazios. No entanto, nas regiões porosas (vazios), é possível encontrar as fases hidratadas individuais com maior ampliação, como por exemplo, os cristais maciços de hidróxido de cálcio, agulhas delgadas e longas de etringita e agregação de pequenos cristais fibrosos de silicato de cálcio hidratado podem ser vistos na ampliação de 15000x (Figura 5). Ainda, para a obtenção de imagens (Figuras 3, 5, 6 e 7) através do uso do microscópio eletrônico, a técnica de preparação da amostra propicia a secagem, então os poros podem parecerem estar vazios.



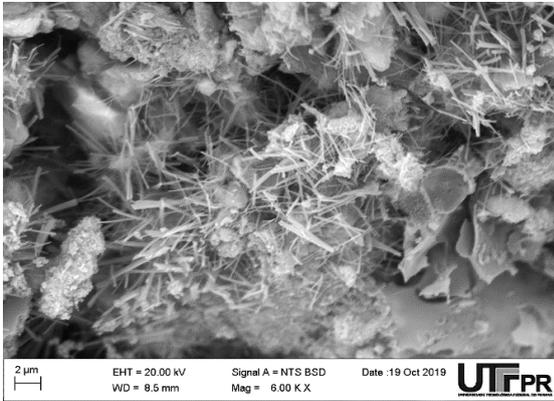
A: Inicial (mistura seca)



B: Cura: 3 dias



C: Cura 7 dias



D: Cura 28 dias

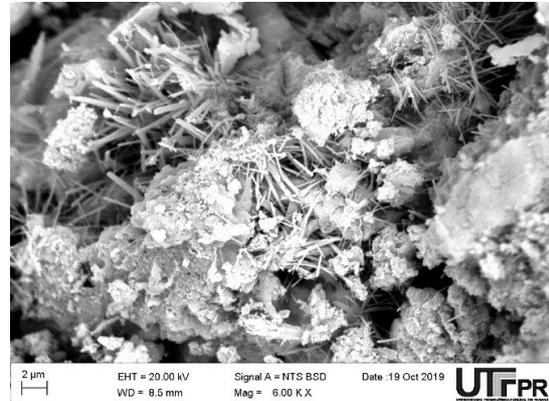
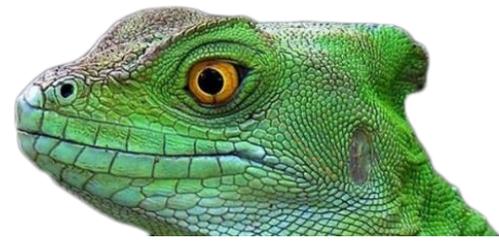


Figura 7: Estrutura Morfológica do componente 17 – Ampliação 6.000x

Para METHA (2008), compostos a base de cimento Portland dependendo da umidade ambiente e de sua porosidade a pasta de cimento não tratada é capaz de reter uma grande quantidade de água. A água pode existir na pasta de cimento hidratada de muitas formas, assim a água capilar é a água presente em vazios maiores que 50 Angstrom e, cuja remoção pode causar retração do sistema. A água adsorvida, que sob forças de atração, as moléculas de água são fisicamente adsorvidas nas superfícies de sólidos, e a perda de água adsorvida é responsável pela retração da pasta de cimento hidratada. Por tudo isso, é importante que compósitos a base de cimento, tenha pouca água de amassamento e menor porosidade, evitando-se a retração ou inchamento do sistema pelo acréscimo de água ou a perda deste para o ambiente. Da mesma forma, a Figura 7 indica estruturas com formação de cristais de etringita, que resultaram nos melhores aumentos das resistências mecânicas (compressão axial) com o passar das idades de cura para os compósitos de nº16 e 17 (Tabela 3 e Figura 4).

Por fim, tendo em vista os resultados obtidos na composição 17 (maior resistência a compressão axial), optou-se por moldar um tijolo maciço e um bloco intertravado para pavimentação (paver). Os proporcionamentos de resíduos foram de 40% de RMF, 10% de RPCEL, 25% de RC e 25%



de RPC (Tabela 1). A medida dimensional unitária do tijolo maciço foi de 90x57x190 mm (largura, altura, comprimento), e a dimensão do paver, com formato ou modelo de “raquete”, utilizado foi de 134x60x218 mm (largura, altura, comprimento), ambas as imagens estão mostradas na Figura 8, item (a) e (b), respectivamente.

(a) Tijolo maciço

(b) Bloco intertravado para pavimentação (paver)



Figura 8: Compósitos confeccionados com 100% de resíduos

Na confecção do tijolo maciço utilizando-se apenas os resíduos, a massa foi de aproximadamente de 1.250 gramas, feita de maneira artesanal, colocada em uma forma retangular e realizado uma prensa manual e aplicando 10 MPa. Para a moldagem do paver, foram necessários cerca de 3.600 gramas de resíduos. Nenhum ensaio físico, químico ou mecânico foi realizado nos compósitos a base de resíduos (Figura 8), pois a intenção inicial era exibir a possibilidade em confeccionar um material de uso corrente na construção civil, utilizando-se apenas os resíduos (sem acréscimo de aglomerantes) estudados na presente pesquisa. Dessa forma, ensaios devem ser realizados nesses compósitos, de modo a verificar os requisitos mínimos em Norma.

| CONCLUSÃO |

De uma forma geral, os resultados mostram-se satisfatórios quando utilizados os resíduos industriais, sendo assim, uma das principais vantagens da utilização destes resíduos (RMF, RPCEL, RC e RPC) é que foi possível neutralizar a alcalinidade, propondo a obtenção de materiais não perigosos e ambientalmente corretos, tornando o reaproveitamento uma excelente forma de reaproveita-los como materiais de uso na construção civil.



| REFERÊNCIAS |

- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6453 Cal virgem para construção civil - Requisitos. Rio de Janeiro, 2003.
- _____. NBR 7170 Tijolo maciço cerâmico para alvenaria. Rio de Janeiro, 1983.
- _____. NBR 15270-1 Componentes cerâmicos – blocos e tijolos para alvenaria, parte 1 requisito, 2017.
- ANTT, Agência Nacional de Transportes Terrestres. Recursos de Desenvolvimento Tecnológico RDT: Estudo da viabilidade técnica de utilização de rejeitos de minério de ferro em pavimentos rodoviários. Relatório Final, Nova Lima/MG, 2018.
- Andrade, Clarice de. Materiais para Construção Civil à Base de Cinzas de Madeira, Lodo de ETA e Resíduos da Produção de Cal. Dissertação de Mestrado do PIPE da UTFPR, campus Curitiba, 2012.
- ezerra, Carolina Goulart. Característica do Rejeito de Minério de Ferro (IOT) e Avaliação da sua Influência no Comportamento Físico-Químico e Mecânico de Pasta de Cimento. Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2017.
- BRACELPA. Associação Brasileira de Celulose E Papel. Dados do Setor de celulose e papel. Brasília. 2016.
- Cardoso, José Ribamar de Abreu. Uso de Agregado de Entulho da Construção Civil de Manaus – AM para obtenção de Blocos de Argamassa Celular. Dissertação de Mestrado no Programa de Pós Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais do Departamento de Pesquisa da UTFPR. Manaus 2010.
- Chiu. C.; Stropky, D. (2014), Advanced Process Simulation and Training, Process Simulations Ltd., Vancouver, www.psl.bc.ca/honeywellprocess.com/library/training.
- Dedavid, Berenice Anina; Gomes Carmem Isse; Machado Giovanna. Microscopia Eletrônica de Varredura. Aplicação e preparação de amostras. Editora ediPUCRS, Porto Alegre 2007.
- Ferreira J.M.F.; Olhero S.M. Al-rich sludge treatments towards recycling. Journal of the European Ceramic Society, v. 22, p. 2243-2249, 2002.
- Garcia, A. Setor de fabricação de cimento e cal. Inspeção geral do ambiente e do ordenamento do território. Lisboa. 2008.
- Hansen, T. C.; Hedegard, S. Properties of recycled aggregate concretes as affected by admixtures in original concretes. ACI Materials Journal, v. 81, n. 1, p. 21-26, 1984.
- Hansen, T. C.; Narud, H. Strength of recycled concrete made from crushed concrete coarse aggregate. Concrete International, v. 5, n. 1, p. 79-83, 1983.
- Hansen, T.C. Recycled of demolished concrete and masonry. London: Chapman & Hall, 1992. 316p. Part One: Recycled aggregates and recycled aggregate concrete, p. 1-160. (RILEM TC Report 6).
- Hewlett Peter. Lea's Chemistry of Cement and Concrete. 4ª Edição, London: Arnold Publishers, p.485-500, 1998.
- Lebéis, V. D. L. Viabilidade do uso do resíduo da fabricação do papel em argamassas. Campinas, 2003. 115p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.



- Leite, Monica B. Avaliação de Propriedades Mecânicas de Concretos Produzidos com Agregados Reciclados de Resíduos de Construção e Demolição. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Escola de Engenharia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2001.
- Magalhães, Luciano Fernandes de. Avaliação do rejeito de minério de ferro como material cimentício suplementar. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Materiais do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (Cefet/MG), 2018.
- Manskinen, K.; Nurmesniemi, H.; Pöykiö, R. Total and extractable non-process elements in green liquor dregs from the chemical recovery circuit of a semichemical pulp mill, *Chem. Eng. J.* 166 (2011) 954–961.
- Metha, P.K; Monteiro, P.J.M. Concreto, Microestrutura, Propriedades e Materiais. 3ª edição. Editora IBRACOM, 2008
- Molinetti, Andréa. Utilização de Resíduos de Argamassa, lodo de anodização de alumínio e cal para a formação de um novo compósito. Dissertação de Mestrado, PPGEC da UTFPR/campus Curitiba, 2016.
- Monte M.C; Fuente, E.; Blanco, A.; Negro, C. Waste management from pulp and paper production in the European Union, *Waste Manage. (Oxford)* 29 (2009) 293–308.
- Mymrin V.; Ponte H. A.; Yamamoto C.I. Synthesis of new colloidal formations during the strengthening of different activated hydrated metallurgical slags. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v.220, p.211-221, 2003.
- Mymrin, V. Molinetti, A. Alekseev, K., Avanci, M. A., Klitzke, W., Silva, D. A., Ferraz, F. A., Iarozinski, A. Catai, R. E. Characterization of construction materials on the base of mortar waste, activated by aluminum anodization sludge and lime production waste, *Construction and Building Materials*, Volume 212, 2018, p. 202-209.
- Mymrin V., Presotto A. P., Alekseev K., Avanci M. A, Rolim P. H.B., Petukhov V., Taskin A. Application of hazardous serpentine rocks' extraction wastes in composites with glass waste and clay-sand mix to produce environmentally clean construction materials *Construction and Building Materials* 234 (2020) 117319.
- Sbrighi Eto, C. Concreto: Ensino, pesquisa e realizações. Ed. G.C.Isaía. São Paulo: IBRACON, 2005. 2 v. 1600p.
- Scrivener, K. L.; John, V. M.; Gartner, E. M. Eco-efficient cements: Potential economically viable solutions for a low-CO2 cement-based materials industry. *Cement and Concrete Research*, v. 114, p. 2-26, 2018. doi: 10.1016/j.cemconres.2018.03.015.



INSTALAÇÃO DE ECOPONTOS COMO FORMA DE PROMOVER O GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E O ATENDIMENTO À POLÍTICA NACIONAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS

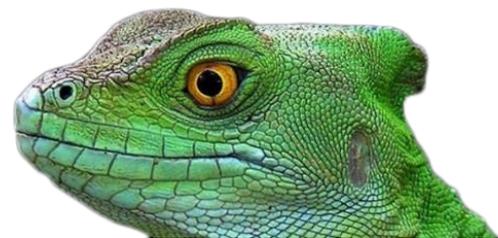
| ID 15621 |

1Alcione Aparecida de Almeida Alves, 2Aline Raquel Müller Tones; 3Ingrid de Camargo Soffner, 4Maria Luisa Neubauer, 5Matheus Araújo do Amaral

1,2,3,4,5Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), 1e-mail: alcione.almeida@uffs.edu.br; 2aline.tones@uffs.edu.br; 3e-mail: ingrid_soffner@hotmail.com; 4e-mail: malu.cybertime@gmail.com ; 5e-mail: matheus.amaral@estudante.uffs.edu.br

| RESUMO |

Os resíduos sólidos são subprodutos do uso e do consumo de alimentos, água e matéria prima em geral, oriunda de processos naturais e industriais. O descarte dos resíduos sólidos, quando realizado sem nenhum tratamento, se tornou um problema mundial causador de dano e prejuízo ao meio ambiente, podendo afetar diretamente a qualidade do solo, da água e do ar. A Lei Federal nº 12.305/2010 instituiu no Brasil a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), que estabelece o descarte dos resíduos sólidos, incentiva a coleta seletiva, a reciclagem, a destinação ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e a responsabilidade compartilhada. Neste sentido, o objetivo desta pesquisa consiste no relato de ações de extensão realizadas por meio do Projeto intitulado “Amigos da Reciclagem” para fins de coleta de resíduos específicos como forma de contribuir no âmbito socioeconômico e ambiental para com o município de Cerro Largo/RS. Como forma de contribuir para o gerenciamento de resíduos sólidos, bem como promover o descarte ambientalmente adequado de resíduos específicos (esponjas de limpeza e as embalagens, embalagens de fraldas descartáveis, absorventes femininos e de lenços úmidos) no município de Cerro Largo/RS o projeto “Amigos da Reciclagem” foi institucionalizado junto à Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) Campus Cerro Largo previamente ao início das ações junto à comunidade local. Para tanto, foi desenvolvida: i) uma logomarca a fim de promover a ampla divulgação da relevância da destinação ambientalmente adequada de resíduos; ii) 08 caixas coletoras para coleta e acondicionamento temporário dos resíduos sólidos específicos que foram distribuídas em ecopontos estratégicos e de maior circulação de público, tais como escolas, empresas privadas e departamentos públicos; iii) 12 mini coletores para materiais escolares descartados. Com auxílio do material produzido realizou-se palestras em escolas, participação em eventos e ampla divulgação dos ecopontos. Como resultados, a coleta de resíduos sólidos específicos permitiu a logística reversa de 38.854 Kg de resíduos específicos de outubro de 2017 à dezembro de 2019, proporcionando retorno de matéria-prima à empresa TerraCycle, que faz a reciclagem desses materiais. Além disso, a referida empresa retorna valores à Associação Beneficente Casa da Amizade, que por sua vez, executa projetos sociais de sua autoria em auxílio de pessoas vulneráveis economicamente. Por fim, o fomento à implementação e execução de sistemas de logística reversa, por meio do Projeto de extensão “Amigos da Reciclagem” contribuiu também para o adequado gerenciamento de resíduos sólidos específicos e o atendimento a PNRS, pois tem viabilizado o aproveitamento e a reciclagem da matéria prima que retorna à cadeia produtiva, evitando que mais recursos naturais sejam explorados e contribuindo diretamente para a minimização dos impactos ambientais negativos gerados em detrimento da destinação errônea de resíduos ao ambiente.



Palavras-chave: Resíduos sólidos específicos; Destinação ambientalmente adequada; Sustentabilidade.

| INTRODUÇÃO |

O homem extrai da natureza elementos necessários à conservação da vida para uso e consumo, tais como alimentos, água e matérias primas, os quais beneficiados ou não poderão resultar após o seu uso em resíduos sólidos. Porém o acúmulo da geração de resíduos sólidos, especialmente aqueles destinados de forma ambientalmente inadequada, fez com que, no século XX, o homem tenha tomado consciência da existência de uma crise ambiental global nos sistemas naturais e produtivos, que ocasionou escassez de recursos naturais e contribuiu para a poluição do meio ambiente, conseqüentemente o modo de consumo, incluso o descarte dos resíduos começou a receber maior atenção (COSTA; FONSECA, 2009).

O descarte dos resíduos sólidos, indiferente do tempo histórico, quando realizado sem nenhum tratamento, se tornou um problema mundial de dano e prejuízo ao meio ambiente, podendo afetar negativamente o solo, a água e o ar. A poluição do solo ameaça ainda, a saúde pública quando altera as características físico-químicas a ponto de tornar-se um ambiente propício ao desenvolvimento de transmissores de doenças. A poluição hídrica pode modificar a qualidade do ambiente aquático, por meio da percolação do chorume gerado pela decomposição da matéria orgânica presente em resíduos sólidos, e ocasionalmente está associado à degradação de nascentes e águas pluviais presentes nos lugares de destinação inadequada dos resíduos sólidos, especialmente os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). A poluição atmosférica pode ocasionar a formação de gases naturais na massa dos resíduos, pela sua decomposição com ou sem a presença de oxigênio no meio, acarretando riscos de migração de gás, explosões e doenças respiratórias à população, quando em contato direto com esses gases (MOTA et al., 2009).

Em termos de produção de resíduos, o Brasil gerou 79 milhões de toneladas de resíduos sólidos no ano de 2018, com um crescimento de pouco menos de 1% em relação ao ano anterior. Dessa quantia, 72,7 milhões de resíduos sólidos (92%) foram coletados, ou seja, houve um acréscimo de 1,66% considerando a coleta deste ano com a do ano anterior (2017). No entanto, 6,3 milhões de toneladas não foram coletadas nos locais de geração e a geração *per capita* de RSU foi de 380 kg ano⁻¹ (ABRELPE, 2019).

Em agosto de 2010 foi instituída a Lei Federal nº 12.305/2010, a qual instituiu no País a PNRS. Esta lei tem como princípios: a prevenção e a precaução; o desenvolvimento sustentável; a



responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos; o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania; o direito da sociedade à informação e ao controle social; entre outros. São objetivos da PNRS: não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos; o direito da sociedade à informação e ao controle social; estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços; incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados (BRASIL, 2010).

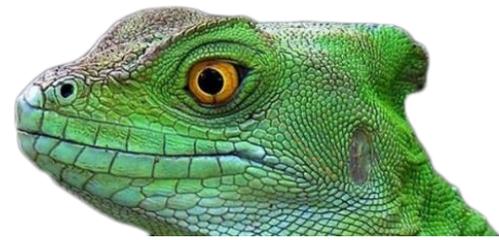
A PNRS preconiza o descarte ambientalmente adequado dos resíduos sólidos a ser adotado por todo município brasileiro, incentiva a coleta seletiva, a reciclagem e a responsabilidade compartilhada (BRASIL, 2010) e contribui com o desenvolvimento sustentável ambiental (BRASIL, 1981).

A execução de iniciativas e programas de coleta seletiva necessitam do envolvimento dos cidadãos, no que se refere principalmente, aos geradores de resíduos sólidos. Além disso, há a carência de divulgação de informação das iniciativas e programas implantados, referente a princípios, instrumentos, diretrizes, práticas e variedades de coleta adotadas. A sensibilidade e motivação deve atingir a comunidade, e os conceitos e as práticas devem ser assimilados e adotados na rotina da população envolvida, com intuito de garantir sua operacionalização, viabilidade e continuidade, os quais são fatores essenciais para conseguir os resultados almejados e assegurar sua sustentabilidade (BRINGHENTI; GÜNTHER, 2011).

Deve-se também assegurar o correto gerenciamento de resíduos sólidos, o qual por definição da PNRS é compreendido como “conjunto de ações exercidas (...) nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos” (BRASIL, 2010).

Destaca-se o instrumento logística reversa como forma de implementação da responsabilidade compartilhada. De acordo com a PNRS, a logística reversa é definida como “instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento [...] ou outra destinação final ambientalmente adequada” (BRASIL, 2010) na qual este projeto contribui.

O Art. 33 da PNRS obriga os fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes de agrotóxicos (seus resíduos e embalagens, bem como outros produtos cuja embalagem, após a utilização, seja resíduo perigoso), pilhas, baterias, pneus, óleos lubrificantes (seus resíduos e



embalagens), lâmpadas (fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista) e produtos eletroeletrônicos - denominados “produtos perigosos” à saúde pública e ao meio ambiente - a implementar sistemas de logística reversa prevendo e executando o retorno dos produtos após o uso pelo consumidor (BRASIL, 2010).

Segundo o Art. 33º da PNRS, os sistemas de logística reversa devem considerar em regulamento ou acordo setorial, e em termos de compromisso entre poder público e setor privado os produtos comercializados (em embalagens metálicas, plásticas ou de vidro, por exemplos) prioritariamente o grau e extensão do impacto ao meio ambiente e à saúde pública dos resíduos gerados, assim como deverá ser considerada a viabilidade técnica e econômica da logística reversa no município. E, de acordo com o § 3º-Caberá aos fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes tomar as tarefas necessárias para assegurar a implementação e funcionamento do sistema de logística reversa, além de disponibilizar postos de entrega de resíduos reutilizáveis e recicláveis e ter parceria com cooperativas/associações de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (BRASIL, 2010).

A reciclagem aparece, então, como uma ferramenta para viabilizar o retorno de resíduos à cadeia produtiva. Segundo Brasil e Santos (2004, p.70), “reciclar é economizar energia, poupar recursos naturais e trazer de volta ao ciclo produtivo o que é jogado fora”. Sendo assim, a importância da reciclagem consiste em minimizar os impactos negativos causados por ações do homem, ao meio ambiente. Através de sua utilização, é possível reaproveitar matéria-prima que já foi utilizada, contribuindo assim, para a redução da poluição e para a preservação dos recursos naturais. A reciclagem pode gerar uma série de importantes benefícios sociais. Em primeiro lugar, trata-se de um comportamento que aumenta a consciência ecológica na comunidade despertando os cidadãos para mudanças de atitudes em prol do meio ambiente. [...] A reciclagem também gera benefícios diretos na economia local já que ela, além de gerar empregos, ainda corrobora para a injeção de recursos na economia local. isso tudo aliado ao fato de que a maioria das empresas que atuam no ramo da reciclagem não necessita de grandes investimentos (PINTO-COELHO, 2009, p.323).

Assim o projeto de extensão “Amigos da Reciclagem” institucionalizado junto a Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) *Campus* Cerro Largo, tem contribuído também para o fomento à logística reversa de resíduos específicos. Este projeto se justifica devido a relevância do tema resíduos sólidos e do impacto ambiental positivo que o gerenciamento correto de resíduos sólidos poderá propiciar a sociedade local e regional, bem como a confirmada importância no tocante à minimização dos impactos ambientais negativos que podem ser ocasionados em detrimento do descarte inadequado de resíduos. Neste sentido, objetivo desta pesquisa consiste no relato de ações de extensão realizadas por meio do Projeto intitulado “Amigos da Reciclagem” para fins de coleta de



resíduos específicos como forma de contribuir no âmbito socioeconômico e ambiental para com o município de Cerro Largo/RS.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Público Alvo

O projeto desenvolvido no município de Cerro Largo/RS teve como público-alvo a população de aproximadamente 14.133 habitantes, isto porque, as ações que envolvem a coleta desses resíduos sólidos específicos e as atividades de extensão no tocante a parcerias externas com os agentes públicos e sociais tendem a envolver o conjunto da sociedade, gerando benefícios difusos. As ações de coleta de resíduos sólidos específicos, bem como a destinação ambientalmente adequada, perfizeram o período de outubro de 2017 a dezembro de 2019.

Resíduos específicos passíveis de logística reversa

Os resíduos específicos de que atualmente é feita a orientação para recolha nas caixas coletoras em ecopontos pré-determinados são: esponjas multiuso de limpeza (as mesmas devem estar secas e livres de graxas e gorduras) e suas embalagens, assim como embalagens plásticas de fraldas, absorventes e de lenços umedecidos.

Etapas de confecção de ecopontos de coleta de resíduos específicos

Na primeira etapa, para identificar o presente projeto em materiais de divulgação das ações a serem realizadas foi desenvolvida uma logomarca, (Figura 1), do projeto “Amigos da Reciclagem” a fim de, também facilitar a identificação dos pontos de coleta dos resíduos específicos pela comunidade cerro-larguense.

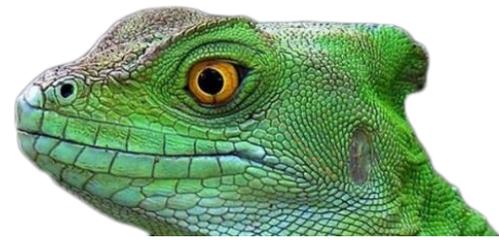


Figura 1: Logomarca do projeto amigos da reciclagem

Posteriormente, foi realizada a confecção de 08 caixas coletoras (Figuras 2), por parte da Associação Beneficente Casa da Amizade, a qual foi responsável pela compra do material de confecção e da mão de obra para confecção e alocação de adesivos doados por empresas locais.



Figura 2: Confeção das caixas coletoras do projeto "Amigos da Reciclagem" no início da confecção e após instalação nos ecopontos do Município de Cerro Largo/RS

Na primeira etapa do projeto, cerca de 200 horas foram necessárias para a elaboração das caixas, produção do material de divulgação, realização de palestras em escolas, participação em eventos e disposição das caixas coletoras nos ecopontos de coleta de resíduos específicos.

Na segunda etapa, as caixas coletoras foram realocadas para pontos que precisavam destes coletores em função do maior fluxo de público. Também foi elaborado um mini coletor para resíduos escolares (Figura 3), sendo eles: canetas esferográficas, canetas hidrográficas, lápis, canetões, borrachas e apontadores. Os minicoletores foram distribuídos em 12 pontos de menor fluxo de pessoas, mas onde o uso destes itens é mais intenso, tais como escritórios, universidades, secretarias escolares e municipais.



Figura 3: (a) Mini coletor destinado a armazenar temporariamente resíduos de materiais escolares como canetas esferográficas, canetas hidrográficas, lápis, canetões, borrachas e apontadores

Durante todo o tempo do projeto ocorreram mudanças dos tipos de resíduos recolhidos, em função de alterações relacionadas aos tipos de resíduos recebidos por parte da empresa TerraCycle (responsável pelo recebimento e reciclagem dos resíduos). Atualmente (2019) são recolhidos materiais escolares em desuso, bem como esponjas multiuso de limpeza (as mesmas devem estar secas e livres de graxas e gorduras) e suas embalagens, embalagens plásticas de fraldas, absorventes e de lenços umedecidos.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A coleta de resíduos sólidos específicos nas caixas coletoras alocadas nos ecopontos do Município de Cerro Largo/RS, permitiu o retorno de 38.854 Kg desde o início do projeto em outubro de 2017, proporcionando a logística reversa à empresa TerraCycle (Figura 4).



Figura 4: Canetas, lápis de cor, esponjas de limpeza usadas e embalagens de fraldas e absorventes acondicionadas coletadas nos ecopontos para fins de destinação a empresa responsável pela reciclagem destes materiais



Segundo Lima (2007), a construção e a instalação de ecopontos objetivam reduzir impactos ambientais, tais como: prejuízos estéticos, proliferação de vetores e desvalorização de imóveis, decorrentes da acumulação de resíduos sólidos em áreas públicas e terrenos, melhorando a qualidade de vida das pessoas. Também pretende incentivar a separação de materiais recicláveis pela população em geral, tendo como meta formar cidadãos responsáveis em relação à limpeza urbana e à preservação do meio ambiente.

A entidade beneficente por sua vez executa projetos sociais de sua autoria em auxílio de pessoas vulneráveis economicamente, ou que apresentem alguma necessidade pertinente como por exemplo obtenção de luvas de proteção para Cooperativa de Trabalho de Catadores Unidos Pela Natureza (COOPERCAUN), aquisição e doação de alimentos para escolas, compra de medicamentos ou pagamento de consulta médica. Os auxílios variam conforme demanda da população cerrolarguense e disponibilidade da – Casa da Amizade.

O folder de divulgação elaborado para fins de conscientização da população acerca dos materiais passíveis de serem destinados nos ecopontos foi fixado nas caixas coletoras e divulgado nas mídias sociais conforme consta na Figura 5.

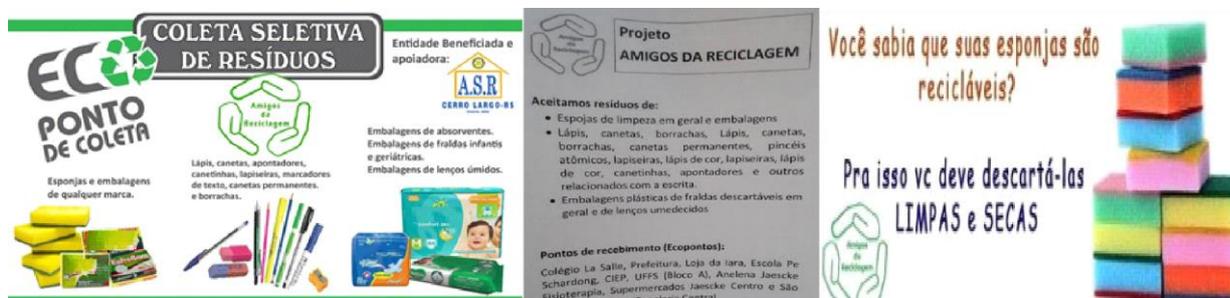
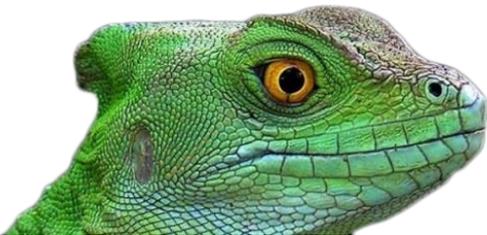


Figura 5: Folder de identificação e divulgação das categorias de resíduos sólidos coletados e divulgação em mídias sociais e impressa

Considerou-se que, apesar do incentivo à destinação adequada de resíduos, a não geração e a reutilização destes deve ser considerada como ações iniciais. Isto porque, a reutilização de resíduos sólidos como material nos recursos produtivos gera bens diretos, tanto na redução da poluição ambiental causada pelos aterros e fontes de lixo, quanto em benefícios indiretos relacionados à conservação de energia. Estima-se que, em um fato ideal de reciclagem, teria sido impossível impedir a emissão de 18 a 28 milhões de toneladas de dióxido de carbono no Brasil, isto somente considerando o período de 2000 a 2007 (MMA, 2007). Considerar a não geração, reutilização e a reciclagem é também um forma de atender a PNRS, a qual estabelece em seu Art. 7º no inciso II que a “não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como



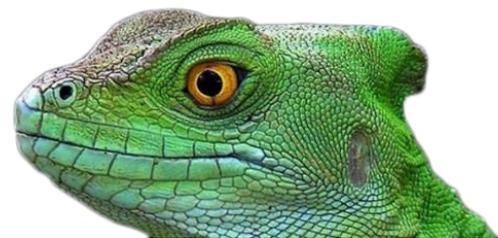
disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” são parte dos objetivos da PNRS (BRASIL, 2010).

Como forma de ampliar o acesso à população a informações sobre o atendimento a PNRS e o correto descarte de resíduos específicos, fez-se a divulgação junto a mídia impressa (Figura 6), a qual contribuiu de sobremaneira para que minimizasse a alocação errônea de resíduos por parte da população nos ecopontos.



Figura 6: Divulgação do projeto de extensão por meio de mídia impressa - Jornal de circulação local e regional

Fez-se também a divulgação acerca da relevância da destinação ambientalmente adequada de resíduos em eventos, tais como o evento com a comunidade local denominado “ECOciência: a sustentabilidade depende de nós” realizado próximo ao dia de comemoração do Meio Ambiente (05 de junho) nas edições de 2018 e 2019 (Figura 7). O evento contou com o apoio da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) *Campus Cerro Largo/RS* e de sua Incubadora Tecnossocial de Cooperativas e Empreendimentos Econômicos Solidários (ITCEES), da Prefeitura Municipal de Cerro Largo/RS, da Câmara Municipal de Vereadores, da COOPERCAUN, da Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN), do Grupo Escoteiro Nenguiru, da Casa da Amizade, do Rotary, do Rotaract, da Cáritas Diocesana de Santo Ângelo, da Rede Missioneira de Agricultura Familiar (REMAF), Erva Mate Verde Real, Artesanato Bem Querer Ecostore, APCL Centro de Artesanato, Associação Amigos do Cavalo (AACAVAL), Lions Club, LEO Club, Diretório Acadêmico de Engenharia Ambiental e Sanitária (DAEAS), Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio Grande do Sul (EMATER/RS), Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul, Sistema de Crédito Cooperativo (SICREDI), Cooperativa de Distribuição e Geração de Energia das Missões (CERMISSÕES),



Cooperativa de Crédito Rural com Interação Solidária (CRESOL), acadêmicos de graduação bacharelado e licenciatura, docentes e servidores técnicos da UFFS *Campus* Cerro Largo/RS.



Figura 7: Caixa coletora do projeto de extensão “Amigos da Reciclagem”: (a) no I ECOciência em 09 de junho de 2018; e (b) no II ECOciência em 08 de junho de 2019

A importância da correta segregação e destinação ambientalmente adequada de resíduos sólidos, foi divulgado para a comunidade acadêmica, por meio de apresentação oral em duas edições do Seminário de Ensino, Pesquisa e Extensão, VIII SEPE - 2018 e XI SEPE - 2019, da UFFS *Campus* Cerro Largo/RS e no III Seminário de Metodologia Educação e Aprendizagem - SEMEA em 2019 na cidade de Chapecó/SC, são eventos institucionais da UFFS que propiciam um ambiente favorável a disseminação das ideias e ações desenvolvidas. No evento anual “Vem pra UFFS” (Figura 8), cujo objetivo é receber jovens do ensino médio e cursos preparatórios do município de Cerro Largo/RS e Região também se identificou a possibilidade de divulgação referente a importância da segregação e destinação de resíduos, com foco na logística reversa e na premissa de reciclagem, sempre que possível de materiais, bem como em eventos ligados à proteção e preservação do meio ambiente como o Dia Mundial da Limpeza (World Cleanup Day), evento internacional que envolve 150 países e que visa mobilizar voluntários e parceiros para mutirão de limpeza nos centros urbanos em apenas um dia e eventos sociais como a Semana da Pátria.

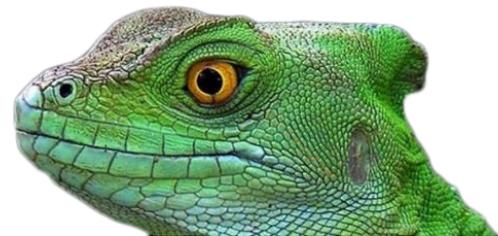


Figura 8: Caixa coletora do projeto de extensão “Amigos da Reciclagem” alocada no evento “Vem pra UFFS” e Dia Mundial da Limpeza (World Cleanup Day)

| COMENTÁRIOS FINAIS |

O fomento à implementação e execução de sistemas de logística reversa, por meio do projeto de extensão “Amigos da Reciclagem” contribui para a realização de ações socioeconômicas e ambientais no município de Cerro Largo/RS, em atendimento à PNRS. A coleta, armazenamento, transporte e destinação final ambientalmente adequadas dos resíduos sólidos passíveis de logística reversa estão estimuladas pelas ações do presente projeto contribui para a efetivação de boas práticas na gestão dos resíduos sólidos específicos e passíveis de logística reversa, impedindo que os resíduos coletados sejam destinados em aterros sanitário, controlados ou ainda, em lixões. Isto viabiliza o aproveitamento e a reciclagem da matéria prima que retorna à cadeia produtiva da indústria e mercado, evitando que mais recursos naturais sejam explorados e assim diminuindo os impactos negativos gerados ao ambiente se esses resíduos estivessem sendo dispostos de maneira errônea.

No âmbito socioeconômico, os resíduos coletados geram renda para a Associação Beneficente “Casa da Amizade”, que por sua vez reverte ao município em forma de auxílio à pessoas em vulnerabilidade social. No âmbito ambiental, os materiais coletados seguem para uma reciclagem de produtos e uma destinação ambientalmente adequada (NEUBAUER et al., 2019). Por fim, pode-se identificar que o projeto “Amigos da Reciclagem” tem contribuído para a otimização do ciclo de vida do produto, o qual é definido pela PNRS como “série de etapas que envolvem o desenvolvimento do produto, a obtenção de matérias-primas e insumos, o processo produtivo, o consumo e a disposição final” (BRASIL, 2010).



Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) *campus* Cerro Largo/RS, à Associação Beneficente Casa da Amizade e à toda comunidade local pelo apoio recebido no desenvolvimento do projeto.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. 2019. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/panorama/>>. Acesso em 01 maio 2020
- BRASIL. Lei Federal Nº 6.938 de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial [da] República do Brasil** Brasília, DF 31 ago. de 1981. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=313>>. Acesso em 04 maio 2020.
- BRASIL. Lei Federal Nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. **Diário Oficial [da] República do Brasil** Brasília, DF 2 ago. de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em 02 maio 2020.
- BRASIL, A M.; SANTOS, F. Equilíbrio ambiental e resíduos na sociedade moderna. São Paulo: Faarte Editora Ambiental, 2004, 223p.
- COSTA, W. M.; FONSECA, M. C. G. A importância do gerenciamento dos resíduos hospitalares e seus aspectos positivos para o meio ambiente. 2009. **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**. Belo Horizonte, v. 5, n. 9, p. 12-31, dez 2009. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/hygeia/article/view/16924>>. Acesso em 30 abr 2020.
- BRINGHENTI, J. R; GÜNTHER, W. M. R. Participação social em programas de coleta seletiva de resíduos sólidos urbanos. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória, v. 16, n.4, p.421-430, dez. 2011. Disponível em: <<https://www.scielo.br/pdf/esa/v16n4/a14v16n4.pdf>>. Acesso em 01 maio 2020.
- LIMA, E. R. Avaliação da eficácia dos ecopontos em escolas municipais da 9ª Coordenadoria Regional de Educação do Rio de Janeiro – RJ. 27 f, 2007. Bibliografia p. 5. Monografia – Curso de Biologia, Rio de Janeiro, 2007.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resíduos Sólidos. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos>>. Acesso em: 08 mai. 2020.
- MOTA, J. C. et al. **Características e impactos ambientais causados pelos resíduos sólidos: uma visão conceitual**. In: I Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo. 2009. p. 1-15. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/21942/14313>>. Acesso em 01 maio 2020.
- NEUBAUER, M. L, et al. UFFS. Seminário Integrador de Extensão. **O fomento a logística reversa de resíduos sólidos específicos por meio do projeto “amigos da reciclagem”**. 2019. p. 1-2. Disponível em: <<https://portaleventos.uffs.edu.br/index.php/SIE/article/view/10946>>. Acesso em 05 maio 2020.
- PINTO-COELHO, Ricardo M. Reciclagem e desenvolvimento sustentável no Brasil. Belo Horizonte: Recóleo, 2009, 340 p.



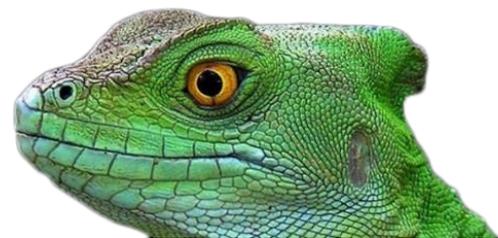
APLICAÇÃO DE RESÍDUOS DA INDÚSTRIA DE PROCESSAMENTO DE CARNES NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONIAICAL DE ÁGUAS POR ADSORÇÃO

| ID 15634 |

1Gabriel do Amaral Minussi, 2Lucas Bohnenberger, 3Caroline Somavilla, 4Manuela Gomes Cardoso
1,2,3,4Universidade Federal da Fronteira Sul, 1gabrielminussi@outlook.com; 2lucas.boh21@outlook.com;
3carol_somavilla@hotmail.com; 4manuela.cardoso@uffs.edu.br

| RESUMO |

Os problemas ambientais têm se tornado crescentemente críticos e frequentes, devido ao crescimento da população e intensificação da agricultura, pecuária e das atividades industriais. Os efluentes e resíduos sólidos domésticos e industriais produzidos estão suscetíveis a fiscalizações progressivamente mais rigorosas, visto que o descarte sem a destinação adequada causa poluição ambiental, impactando negativamente a vida de diferentes espécies. Atualmente, os tratamentos de efluentes utilizados conseguem uma alta remoção de matéria orgânica através de processos biológicos convencionais. Estes processos são capazes de realizar a conversão do nitrogênio orgânico a nitrogênio amoniacal (inorgânico). No entanto, o nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) possui estabilidade em águas, dificultando sua remoção através de métodos convencionais. A elevada carga de nitrogênio presente nestes efluentes podem causar sérios danos ao ecossistema, tais como a eutrofização e a toxicidade do meio. Desta forma, processos terciários que consigam a remoção de $N-NH_4^+$ têm sido estudados. Processos de adsorção com o emprego de materiais adsorventes sintetizados a partir de resíduos sólidos, podem ajudar na remoção do nitrogênio amoniacal e ainda reduzir o volume e custo com a disposição dos resíduos gerados. Este trabalho teve como objetivo realizar um processo de síntese de um material adsorvente utilizando resíduos sólidos para a aplicação na remoção de nitrogênio amoniacal presente em água. O material adsorvente objetivo do presente estudo foi a zeólita, um aluminossilicato que apresenta característica de remoção de cátions através do mecanismo de troca catiônica. Os resíduos utilizados foram o lodo, oriundo da etapa de flotação da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) e as cinzas provenientes da caldeira, ambos coletados em indústria de processamento de carnes. O lodo e a cinza da caldeira foram selecionados pelo fato de apresentarem, respectivamente, conteúdo disponível de alumínio e silício, elementos necessários para síntese do material desejado. Para a síntese utilizou-se o método hidrotérmico para zeolitização, que já vem sendo amplamente utilizado e encontra-se presente nos processos químicos naturais de cristalização. Ainda, foram realizadas sínteses com aplicação do método drygel com objetivo de reduzir o uso de água no processo. Os materiais sintetizados foram testados em efluente sintético preparado com sulfato de amônio $((NH_4)_2SO_4)$, em uma concentração de $158 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} N-NH_4^+$ e no efluente real, com concentração de $127,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} N-NH_4^+$. No efluente sintético, os valores obtidos de q_e nas sínteses I, II e III, foram de $5,39, 4,86$ e $4,23 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, e os percentuais de remoção obtidos foram de $42,65, 38,40, 33,44$ (%), respectivamente. Já no efluente real as sínteses I, II e III, tiveram, seus q_e de $1,46, 2,23$ e $2,01 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ e os percentuais de remoção obtidos foram de $14,29, 21,80$ e $19,66$ (%). No efluente real houve diminuição na capacidade de adsorção para todos materiais em comparação com o efluente sintético, possivelmente pela presença de outros íons e de material particulado no meio. A concentração final de N, no efluente real, não chegou no limite definido pela CONAMA Nº 430 de 2011, sugerindo assim, a aplicação da adsorção como tratamento



terciário, após as etapas biológicas de depuração. Este trabalho permite o fomento de novos testes de adsorção, aplicando-se otimização dos parâmetros dos processos de sínteses e de adsorção, podendo resultar em maiores valores de capacidade de adsorção de $N-NH_4^+$. Os resultados obtidos no presente trabalho indicaram a possibilidade de aplicação dos resíduos da etapa de flotação da ETE e da queima da caldeira como precursores de materiais adsorventes de $N-NH_4^+$.

Palavras-chave: Efluente; Síntese; Zeólita.

| INTRODUÇÃO |

Os problemas em relação ao crescimento da geração de resíduos têm sido discutidos com grande fervor em grande parte das nações. O crescimento da poluição é resultante de sociedades caracterizadas pelo consumo predatório dos recursos naturais sem a preocupação com a emissão dos resíduos gasosos, sólidos e líquidos dos processos de obtenção e consumo (POLAZ; TEIXEIRA, 2009). Quando os resíduos sólidos gerados não são gerenciados de maneira correta e meramente despejados em regiões inapropriadas, acarretam prejuízos ao ecossistema, como contaminação de águas e da vegetação. Lesando, assim, indiretamente e diretamente seu próprio gerador (DOI; MOURA, 2011).

A legislação brasileira, no que diz respeito à regulamentação das atividades geradoras de resíduos, contempla muitos dos aspectos necessários para que se alcance um patamar desejável de desenvolvimento sustentável. Uma comprovação desta constatação é a Lei 12305 de 2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), que por sua vez, exige do gerador de resíduo, tanto no âmbito público como privado, a elaboração do Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Neste plano, o responsável pelo gerenciamento do resíduo sólido deve realizar diagnóstico completo, estabelecer metas de redução na geração, adotar sistemas de destino ambientalmente adequados, bem como estabelecer a frequência de revisão do plano, o que leva empresas e municípios a estarem sempre na busca por soluções e procedimentos que minimizem o impacto ao meio ambiente.

Percebe-se assim, a necessidade das organizações em gerenciar seus resíduos, tanto para agir em conformidade com a legislação quanto para permanecer competitivo no mercado. A gestão dos resíduos será conseguida mediante ações integradas de redução da geração, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final dos resíduos.

Os resíduos gerados quando não são bem destinados, podem levar a destruição de paisagem, fauna e flora. Uma das formas de minimizar os impactos é a reutilização de resíduos ou a reciclagem,



tendo em vista a escassez das matérias primas não renováveis e o volume de resíduos sólidos gerados nos processos produtivos (SAIDELLES et al., 2012).

Assim como outros resíduos, o lodo resultante das etapas de tratamento de água e esgoto, tanto doméstico como industrial, é produzido em larga escala. Com isso, surgem os problemas com a disposição e a procura por uma solução mais viável de tratamento e destino do lodo. Um dos métodos propostos para a reciclagem de lodos é a sua aplicação na síntese de materiais adsorventes, os quais já se mostraram capazes de remover metais pesados (SEREDYCH; BANDOSZ, 2006; CHIANG et al., 2012) e nitrogênio amoniacal (WONGWICHIEEN et al., 2014; PRADO et al., 2017).

Outro problema ambiental de alguns setores industriais está relacionado com a produção e disposição de toneladas de cinzas produzidas pela queima de combustível em caldeiras. Uma das maneiras de reduzir os impactos ambientais decorrentes da disposição deste resíduo é a aplicação em fábricas de materiais de construção, consiste na sua utilização como aditivo na fabricação de outros materiais, resultando na adição de valor agregado e consequente redução do volume enviado para aterros (FUNGARO; IZIDORO, 2006).

Em relação à contaminação das águas, têm-se a problemática dos nutrientes, como N, K, Ca e P, dentre outros. Na ausência de poluição, os nutrientes estão em quantidade restrita (balanceada) e em equilíbrio no meio. No entanto, quando um efluente não tratado chega em um lago ou rio, o nutriente adicionado em excesso elimina a restrição, ocasionando um crescimento descontrolado dos microrganismos, levando à eutrofização do meio (VON SPERLING, 2005). O nitrogênio é um dos nutrientes limitantes ao crescimento biológico, ou seja, o desenvolvimento de vários microrganismos depende da disponibilidade deste elemento no meio, o que torna fundamental o controle desse elemento.

A Resolução CONAMA Nº 430 de 2011, que dispõe sobre as condições e fixa padrões para lançamentos de efluentes, estabelece o limite máximo para o nitrogênio amoniacal total de $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ nos efluentes tratados e lançados em corpos hídricos.

Segundo Von Sperling (2005), os principais mecanismos para tratamento de efluentes e remoção de nitrogênio em suas diferentes formas, são as lagoas de estabilização, sistemas de lodos ativados e reatores aeróbios com biofilmes. Os métodos citados pelo autor, todos fundamentados em processos biológicos, apresentam remoções satisfatórias de nitrogênio orgânico, tanto dissolvido (peptídeos, aminas, aminoácidos) como particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton, detritos), reduzindo-o à formas mais estáveis mas não menos agressivas, como o nitrogênio na forma amoniacal, nitritos e nitratos.

Para a remoção do nitrogênio inorgânico amoniacal (na forma molecular NH_3 ou ionizada NH_4^+ , dependendo do pH do meio) têm-se a necessidade do emprego de sistemas não convencionais de



remoção, o que torna mais caro o tratamento. Um método que vem sendo pesquisado na remoção de nitrogênio amoniacal de águas é a adsorção, que consiste na operação de transferência de uma substância (adsorbato) que está em fase fluida para a superfície de uma fase sólida (adsorvente) (FANGMEIER; HOEHNE, 2012). A adsorção tem sido citada em pesquisas científicas como uma tecnologia eficaz para remover amônia do meio aquoso, sem atribuir alto custo energético ao tratamento, em comparação com os processos biológicos (HIGARASHI et al., 2008).

Os materiais adsorventes são sólidos porosos cujas características superficiais e texturais induzem diretamente o desempenho cinético e de equilíbrio de adsorção. Quanto maior a área superficial do adsorvente sua capacidade de adsorção aumenta, pois permite um maior contato das moléculas do adsorbato com os sítios ativos do adsorvente. O tamanho dos poros determina a entrada das moléculas de adsorbato ao interior do adsorvente (THOMAS; CRITTENDEN, 1998). Existem diversos tipos de adsorventes, dentre os quais podemos citar o carvão ativado, sílica, alumina, zeólita e polímeros sintéticos (YANG, 2003).

Zeólitas são materiais inorgânicos cristalinos, que possuem estrutura definida por uma junção de várias unidades tetraédricas e octaédricas de óxidos metálicos. Podem ser encontradas em sua forma natural ou obtidas através de rotas sintéticas e possuem estrutura com porosidade uniforme, o que pode ser observado através de técnicas cristalográfica e de microscopia. Devido à uniformidade de tamanho de poros, zeólitas apresentam seletividade na adsorção de moléculas de diferentes tamanhos. A zeólita mais comum é a do tipo aluminossilicato, na qual as unidades tetraédricas e octaédricas são formadas por SiO_4 e AlO_4 , conforme representado na Figura 1. Nesta estrutura, cada átomo de Al confere uma carga negativa à estrutura do material, fato este que provoca a atração de cátions presente no meio até a superfície do material, em intensidade proporcional à carga negativa da estrutura. Estes cátions por sua vez, possuem a propriedade de ser facilmente trocados, desenvolvendo uma importante característica adsorptiva ao material, conseguida através do mecanismo de troca iônica (YANG, 2003).

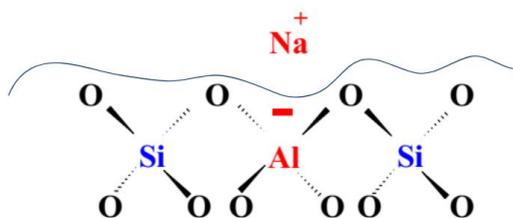


Figura 1: Representação da superfície de uma zeólita do tipo aluminossilicato

Um dos métodos para a síntese de zeólitas é a cristalização hidrotérmica, que se refere a síntese por reações químicas de substâncias em uma solução aquosa aquecida acima da pressão e



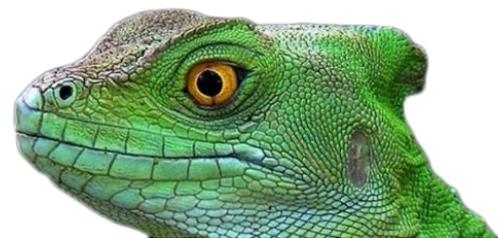
temperatura ambiente. Este método é o que mais se assemelha ao processo natural de formação de zeólitas. O método consiste na mistura de compostos de silício e de alumínio, a partir de uma solução supersaturada (KÜHL,2001). Na busca por processos alternativos, um outro método chamado drygel tem sido estudado, que se baseia na aplicação de temperaturas maiores que a síntese hidrotérmica, não faz uso de solventes no meio reacional e tem apresentado resultados promissores (PETKOWICZ et al., 2019).

O presente trabalho teve como objetivo analisar a capacidade de aplicação de materiais sintetizados a partir de resíduos, na remoção de nitrogênio amoniacal de efluentes.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para obtenção do material adsorvente, foram avaliados dois resíduos que serviram como fontes de silício e alumínio, de forma a favorecer a obtenção da zeólita do tipo aluminossilicato. Optou-se por utilizar como fonte de alumínio, o lodo sobrenadante resultante da etapa de flotação de uma estação de tratamento de efluentes (ETE) industrial, devido ao fato de ser utilizado o coagulante à base de alumínio ao efluente. As cinzas de cavaco, queimados em caldeira industrial, foram selecionadas como fonte de silício. Para a coleta dos resíduos, foram realizadas visitas a um frigorífico localizado na região noroeste do estado do RS. O procedimento de coleta do lodo e das cinzas foi realizado de acordo com a NBR 10007 (ABNT, 2004), utilizando-se um caneco coletor de aço inox e frascos devidamente limpos para armazenamento. Já a coleta de cinzas da caldeira foi feita com auxílio de pá e frascos igualmente limpos. Ainda na mesma indústria foi realizada a coleta do efluente real, antes que passasse pelo tratamento secundário. O procedimento de coleta e resguardo das amostras foram realizadas de acordo com a NBR 9898 (ABNT, 1987).

A determinação da umidade e a calcinação do lodo foram realizadas seguindo a metodologia descrita na seção 2540-G SOLIDS do Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999). Durante a calcinação do lodo, o procedimento de aumento da temperatura do forno precisou ser adaptado, para evitar a combustão do material, propiciando segurança e mais agilidade ao processo. Desta forma aplicou-se um aumento gradual na temperatura, partindo da temperatura ambiente até 450°C, onde permaneceu por durante uma hora, depois aumentando-se para 550°C, permanecendo por 4 h e por fim, resfriando-se o material até temperatura ambiente em dessecador. A determinação do alumínio presente no lodo foi realizada seguindo metodologia do Manual de Métodos de Análise de Solo (EMBRAPA, 1997), utilizando-se



fenolftaleína como indicador. Aplicando-se os métodos descritos, os valores encontrados de umidade e concentração de Al no lodo foram de 90% e $0,07 \text{ mol Al}^{3+} \cdot \text{L}^{-1}$, respectivamente.

Quanto à fonte de alumínio, na síntese I foi utilizado o lodo da ETE calcinado conforme descrito, e nas sínteses II e III foi utilizado o sulfato de alumínio. O uso do sulfato de alumínio se deu devido à baixa concentração de Al encontrada no lodo, podendo-se assim comparar o uso do resíduo ou do reagente analítico.

De acordo com estudo realizado por Borlini et al. (2005) onde foi utilizada a técnica de Fluorescência de Raios-X, cada 100 g de cinzas de eucalipto contém 5 mols de Si e 1 mol de Al. Sendo assim, tendo como base 100 g de cinzas, necessita-se da adição de 4 mols de Al para que se obtenha uma relação molar 1:1 no meio reacional. Esta quantidade de Al foi obtida através da adição do lodo ou de sulfato de alumínio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

O processo de síntese dos materiais consistiu em adicionar a um reator de borossilicato fechado (Schott, 500 mL) os dois componentes principais, ou seja, a fonte de alumínio (lodo ou sulfato de alumínio) e a fonte de silício (cinzas), sendo misturados com hidróxido de sódio (NaOH), desidratado ou em solução, até obtenção de uma mistura homogênea. Posteriormente, a mistura era levada ao aquecimento em estufa. Após o tempo decorrido de cada aquecimento, os materiais eram retirados da estufa e aguardava-se até estabilizar a temperatura. Na sequência, era realizada a filtração e a lavagem, utilizando-se bomba de vácuo, kitassato, funil de Büchner e papel filtro. O produto era adicionado aos poucos no funil contendo papel filtro, onde então adicionava-se água destilada para a realização da lavagem até se obter pH 9 no líquido filtrado. Finalmente, o material era levado para a secagem na estufa na temperatura de 90°C . Os materiais resultantes da síntese foram aplicados em testes de adsorção com efluente sintético. Na Figura 2 consta o diagrama da metodologia empregada nos experimentos.

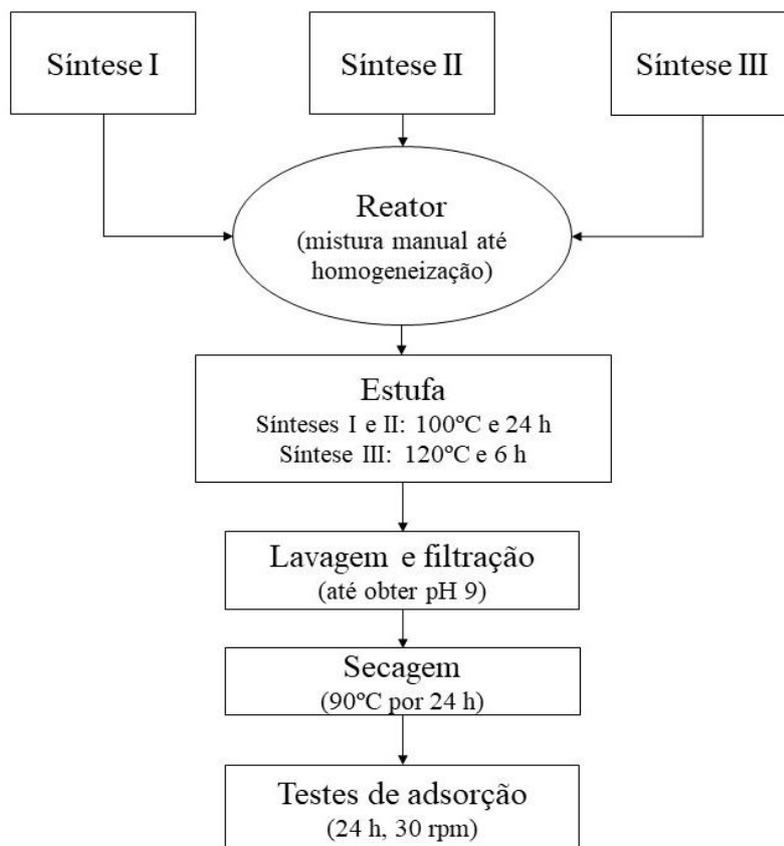


Figura 2: Diagrama da metodologia de síntese e dos testes das zeólitas

Quanto ao método de adição do NaOH, nas sínteses I e II foi empregado o método hidrotérmico (150 mL de solução de NaOH 4 M) e na síntese III foi empregado o método drygel (NaOH desidratado).

Para fazer os testes de adsorção foi utilizada uma solução sintética de sulfato de amônio ((NH₄)₂SO₄), preparada através da secagem do reagente, seguida da pesagem e posterior diluição em balão volumétrico até obter solução padrão de 600 mg·L⁻¹ de N-NH₄⁺. A partir da solução padrão, realizaram-se diluições para obtenção de concentração inicial de 160 mg·L⁻¹ N-NH₄⁺, valor este definido em função de concentrações frequentemente encontradas em efluentes reais (CARDOSO, 2012). As soluções aquosas, antes e após a adsorção foram analisadas pelo método semi-microkjeldahl descrita na seção 4500-N NITROGEN do Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1999). Após cada análise, a concentração de nitrogênio inorgânico era calculada através da Equação (1).

$$N = (A - B) \cdot 14 / V \quad (1)$$



Onde: N é concentração de nitrogênio em $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, A é o volume em mL de ácido sulfúrico titulado na amostra contendo nitrogênio, B é o volume em mL de ácido sulfúrico titulado no branco e V é o volume em mL da amostra. Tendo em vista que a solução de efluente sintético foi preparada com sulfato de amônio e que no caso do efluente real as concentrações de nitritos e nitratos são baixas em comparação com a concentração de amônia, considerou-se nos dois casos, que o nitrogênio inorgânico é praticamente composto por nitrogênio amoniacal.

Para realização dos testes de adsorção, os materiais sintetizados foram adicionados a um recipiente contendo efluente sintético ou efluente real, de elevada carga nitrogenada, onde foi realizada a correção do pH e a mistura foi então submetida à agitação. Após a agitação, a solução foi filtrada com auxílio de papel filtro e bomba de vácuo e o líquido foi então encaminhado para análise do conteúdo de nitrogênio.

Os testes de adsorção foram realizados adicionando-se 0,5 g do material sintetizado em um erlenmeyer contendo 40 mL de solução aquosa preparada na concentração teórica de $160 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NH_4^+ ou contendo 40 mL de efluente real. A mistura foi então submetida à agitação de 30 rpm por 24 h e posteriormente analisada quanto ao teor de nitrogênio utilizando o método já descrito e apresentado na Equação 1.

A quantidade de soluto adsorvida para a condição de equilíbrio foi calculada através da Equação (2). Essa condição de equilíbrio é atingida quando o material adsorvente atinge seu ponto de saturação, ou seja, não há mais mudanças no meio (THOMAS; CRITTENDEN, 1998).

$$q_e = (C_0 - C_e) \cdot V / M \quad (2)$$

Onde: q_e é capacidade de adsorção no equilíbrio, C_0 a concentração inicial, C_e a concentração após adsorção, V o volume de solução e M é a massa do material adsorvente.

Além do cálculo de quantidade adsorvida, fez-se o cálculo de percentual de remoção, considerando-se as concentrações inicial e final do efluente.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

As quantidades (mássicas e volumétricas) de cada reagente adicionado ao processo de síntese foram calculadas e obtidas considerando-se: os valores obtidos no presente trabalho de umidade e concentração de Al no lodo; a concentração de Si e Al nas cinzas encontrado por Borlini et al. (2005); a relação Si:Al desejada no meio reacional de 1:1; a relação sólido/líquido (g/mL) desejada de 1:3



(exceto na síntese III, onde o método de síntese é drygel); e a concentração desejada no meio de NaOH 4 M. A Tabela 1 contém as quantidades mássicas e volumétricas dos reagentes adicionados para cada uma das sínteses. Destaca-se que nas sínteses II e III foi adicionado sulfato de alumínio em substituição ao lodo (como fonte de Al) para comparação do uso de um reagente analítico com o lodo, que por sua vez contém alta concentração de impurezas.

Tabela 1: Quantidade utilizadas dos reagentes nas sínteses I, II e III.

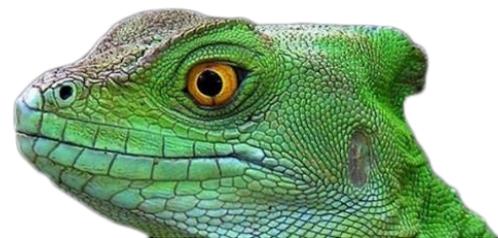
Reagentes	Síntese I	Síntese II	Síntese III
Lodo calcinado (g)	40,04	—	—
Cinzas (g)	0,61	28,25	26,70
NaOH 4 M em solução (mL)	138,00	150,00	—
NaOH desidratado (g)	—	—	3,00
Sulfato de alumínio hidratado (g)	—	21,75	20,30

Na Tabela 2 encontram-se os resultados obtidos nos testes de adsorção utilizando efluente sintético na concentração inicial (C_0) de 158,00 mg·L⁻¹ de N-NH₄⁺. Os valores da concentração após a realização dos testes de adsorção (C_e) para as sínteses I, II e III foram de 90,65, 97,37 e 105,21 mg·L⁻¹ de N-NH₄⁺, respectivamente. A capacidade de adsorção (q_e) das sínteses I, II e III foi de 5,39, 4,86 e 4,23 mg·g⁻¹, com um percentual de remoção de 42,65, 38,40 e 33,44 (%), respectivamente.

Tabela 2: Concentração inicial do efluente sintético (C_0), concentração final (C_e), quantidade adsorvida (q_e) e percentual de remoção de N-NH₄⁺ utilizando efluente sintético, para cada material sintetizado aplicado em testes de adsorção.

Síntese	C_0 (mg·L ⁻¹)	C_e (mg·L ⁻¹)	q_e (mg·g ⁻¹)	Percentual de Remoção (%)
I	158,06	90,65 ± 1,19	5,39	42,65
II	158,06	97,37 ± 1,47	4,86	38,40
III	158,06	105,21 ± 11,13	4,23	33,44

A síntese I resultou no maior valor de quantidade adsorvida (5,39 mg·g⁻¹) em relação à síntese II e III, o que pode ter sido ocasionado pelo uso do sulfato de alumínio no processo de síntese II e III,



prejudicando a formação da zeólita, conforme mencionado por Kühl (2001). Segundo o autor, deve-se dar preferência ao uso de Al na forma de aluminato e não na forma catiônica Al^{3+} . Na síntese III o método aplicado foi o drygel, apresentando o menor valor da quantidade adsorvida ($4,23 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$), podendo ser ocasionado pela falta de um solvente ou temperatura abaixo do necessário para este método, o que dificultou a solubilização, cristalização e a interação entre os reagentes. Outro fator que se deve considerar é o tempo de aquecimento em estufa, já que nas sínteses hidrotérmicas o tempo de 24 h e na drygel foi de apenas 6 h, o que pode não ter proporcionado tempo suficiente para ocorrer a cristalização.

Outros estudos utilizaram diferentes resíduos como fonte dos compostos metálicos, para a síntese de zeólita. Zhang et al. (2011) utilizou cinzas volantes com baixa e alta concentração de cálcio, usando um método de fusão empregando altas temperaturas, e que consequentemente eleva o gasto energético no processo de síntese. As duas sínteses obtidas foram testadas em uma solução de $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $N-NH_4^+$ encontrando valores de q_e de $15,95 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ e $2,42 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, para baixa e alta concentração de cálcio, respectivamente. Em comparação com os resultados obtidos neste trabalho, os baixos valores obtidos de q_e , nas sínteses II e III podem ser explicados pelos íons de sais presentes no meio aquoso como citado por Zhang et al. (2011) em que na sua síntese com alta concentração de cálcio teve um valor de q_e baixo. Wongwichien et al. (2014) utilizaram lodo da Estação de Tratamento de Água (ETA) para a síntese da zeólita, pirolisado a 700°C , e seus testes de adsorção foram realizados com C_0 de $140 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $N-NH_4^+$, dos quais o autor obteve como maior remoção o valor de $8,88 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Já o trabalho de Prado et al. (2017) onde também foi utilizado o lodo da ETA, sendo pirolisado a 600°C e aplicou sua síntese em uma solução de $122 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $N-NH_4^+$ obteve-se um q_e de $0,81 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Ambos os estudos realizaram processos de sínteses bem similares ao realizado na síntese I, e os testes realizados de adsorção com concentrações iniciais próximas a realizada neste trabalho ($158 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $N-NH_4^+$). As diferenças de q_e encontradas podem estar relacionadas a variações nos tamanhos dos poros e das características químicas das superfícies adsorventes. Outra justificativa para o maior valor atingido por Wongwichien et al. (2014) é que foi utilizado um lodo que tinha características melhores, como uma concentração de alumínio mais elevada. Pode-se assim inferir que os valores obtidos no presente trabalho foram satisfatórios, pois tratam de experimentos nos quais avaliou-se a aplicabilidade dos resíduos utilizando-se parâmetros ainda não otimizados, tanto no processo de síntese como na adsorção. Indica-se assim, que trabalhos futuros devem ser realizados aplicando os resíduos do presente trabalho, variando-se parâmetros, como por exemplo a temperatura da estufa ou a suplementação de outro reagente de Al na síntese, ou variando-se a dosagem de material na adsorção.



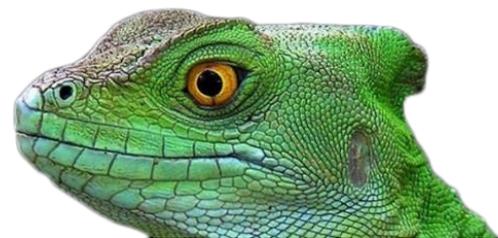
Com o intuito de investigar o potencial de remoção de nitrogênio inorgânico em amostras reais, realizou-se a coleta do efluente, oriundo do mesmo local em que os resíduos utilizados nas sínteses foram coletados. Na Tabela 3 são apresentados os valores obtidos para os testes com efluente real, com o valor da concentração inicial (C_0) do efluente real de $127,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NH_4^+ . As concentrações obtidas após os testes de adsorção (C_e) para as sínteses I, II e III foram de 109,55, 99,96 e $102,69 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NH_4^+ , respectivamente. A capacidade de adsorção (q_e) das sínteses I, II e III foi de 1,46, 2,23 e $2,01 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, com um percentual de remoção de 14,29, 21,80 e 19,66 (%), respectivamente.

Tabela 3: Concentração inicial do efluente real (C_0), concentração final (C_e), quantidade adsorvida (q_e) e percentual de remoção de N-NH_4^+ utilizando efluente real, para cada material sintetizado aplicado em testes de adsorção.

Síntese	C_0 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	C_e ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	q_e ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Percentual de Remoção (%)
I	127,82	$109,55 \pm 0,63$	1,46	14,29
II	127,82	$99,96 \pm 1,96$	2,23	21,80
III	127,82	$102,69 \pm 1,47$	2,01	19,66

Poucos trabalhos são encontrados onde utiliza-se um efluente real para analisar a capacidade de adsorção dos materiais sintetizados. No estudo realizado por Zhang et al. (2011), foi utilizado o efluente real para testar a capacidade de adsorção dos materiais sintetizados, através dos autores. O efluente real utilizado era oriundo de uma ETE com uma concentração de $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de N-NH_4^+ , analisando o percentual de remoção, na mesma dosagem deste trabalho ($12,5 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$). Os valores de percentual de remoção obtidos foram de 8 e 50% nas sínteses de alto teor e baixo teor de cálcio, respectivamente. Comparando ao presente trabalho, percebe-se uma diferença que pode ser justificada pelas características específicas dos efluentes, podendo ter a presença de, mais ou menos, íons competindo com íon amônio e presença ou não, de material particulado, além das características do material adsorvente.

Os resultados encontrados mostram que o percentual de remoção foi inferior no efluente real comparado com o efluente sintético. Acredita-se que a presença de outros íons como por exemplo K^+ , Na^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} ocasionam uma competição com os íons de NH_4^+ , reduzindo a capacidade de adsorção (q_e). Além da presença dos cátions que podem competir fortemente com a carga negativa da superfície da zeólita, as outras espécies em solução também desfavorecem o processo de transferência de massa no meio, criando resistências ao movimento das espécies. Este resultado têm



fundamental importância na aplicação dos resíduos como adsorventes em processos reais, uma vez que indicam que os materiais sintetizados poderiam ser melhor aplicados na adsorção de nitrogênio inorgânico na etapa de polimento de efluentes (tratamento terciário) ao invés do secundário, evitando que se aplique ao efluente contendo alta concentração de outros contaminantes. A concentração final de $N-NH_4^+$ não atingiu o valor estabelecido na resolução CONAMA Nº 430 de 2011, que estabelece o valor de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $N-NH_4^+$. Resultado este que confirma a preferência na aplicação destes materiais no tratamento terciário, possibilitando o enquadramento do efluente e seu descarte de forma apropriada no meio ambiente.

Destaca-se que há a necessidade da realização de métodos analíticos, especialmente a Difração de Raios-X (DRX) e Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) que possam comprovar a formação de zeólita. No entanto, os resultados de capacidade de adsorção indicam que, independentemente do tipo de material formado, o mesmo possui propriedade de remoção de nitrogênio amoniacal do meio e, portanto, apresenta-se como uma possível solução para o descarte dos resíduos e tratamento de N em águas.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O presente trabalho realizou uma análise da capacidade de adsorção de nitrogênio amoniacal de materiais sintetizados a partir de resíduos da indústria de carnes, indicando resultados promissores no aproveitamento dos mesmos.

Foram sintetizados três diferentes materiais adsorventes, com o intuito de sintetizar zeólitas. O processo de síntese dos materiais consistiu em adicionar a um reator de borossilicato fechado os dois componentes principais, a fonte de alumínio (lodo ou sulfato de alumínio) e a fonte de silício (cinzas), sendo misturados com NaOH e levados ao aquecimento em estufa. Foram avaliados dois métodos de síntese, o método hidrotérmico e o método drygel, além de duas fontes diferentes de Al, o reagente sulfato de alumínio e o lodo. Com os materiais obtidos, foram realizados testes de adsorção com efluente sintético e com efluente real nas concentrações de $158,06$ e $127,82 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ de $N-NH_4^+$, respectivamente. No efluente sintético, os valores obtidos de q_e nas sínteses I, II e III, foram de $5,39$, $4,86$ e $4,23 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$, e os percentuais de remoção obtidos foram de $42,65$, $38,40$, $33,44$ (%), respectivamente. Já no efluente real as sínteses I, II e III resultaram em valores de q_e de $1,46$, $2,23$ e $2,01 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ e os percentuais de remoção obtidos foram de $14,29$, $21,80$ e $19,66$ (%), respectivamente. Por mais que o percentual de remoção obtido na síntese I, seja o menor obtido entre os materiais sintetizados nos testes com o efluente real, vale ressaltar que se fez o uso do resíduo (lodo da ETE)



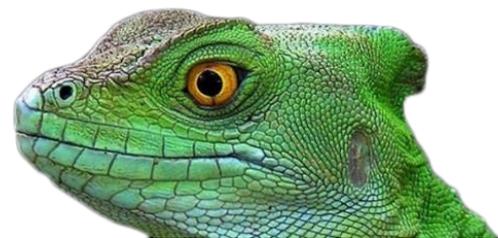
ao invés da utilização de reagente analítico ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). No efluente real houve diminuição na capacidade de adsorção para todos materiais, possivelmente pela presença de outros íons e material particulado no meio. Apesar dos materiais sintetizados no presente trabalho apresentarem capacidade de adsorção, a concentração final de N não chegou ao limite definido pela CONAMA Nº 430 de 2011, o que sugere a aplicação da adsorção como tratamento terciário, após as etapas biológicas de depuração. Este trabalho permite o fomento com novos testes de adsorção, aplicando-se otimização dos parâmetros dos processos de sínteses e de adsorção, podendo assim resultar em maiores valores de capacidade de adsorção de N-NH_4^+ . Assim, os resultados obtidos no presente trabalho foram satisfatórios, indicando a aplicabilidade dos resíduos da etapa de flotação da ETE e da queima da caldeira como materiais adsorventes de N-NH_4^+ .

Agradecimentos

Os autores agradecem a Universidade Federal da Fronteira Sul, pelo apoio financeiro ao projeto de número de registro PES-2019-0651, aprovado no EDITAL Nº 459/GR/UFFS/2019, a mestranda Vera Anelise Schommer, pelo auxílio com as análises e a Engenheira Ambiental Tainara Liviski Karlinski, pela disponibilidade de realizar as coletas dos materiais necessários.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- APHA; AWWA; WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18. ed. Washington.1999.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 10007: Amostragem de Resíduos Sólidos, Rio de Janeiro. 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluente líquidos e corpos receptores, Rio de Janeiro, 1987.
- BORLINI, M. C.; SALES, H. F.; VIEIRA, C. M. F.; CONTE, R. A.; PINATTI, D. G.; MONTEIRO, S. N. 2005. Cinza da Lenha para Aplicação em Cerâmica Vermelha. Parte I: Características da Cinza. Revista Cerâmica, v.51, p. 192-196.
- BRASIL. Lei 12305. 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.
- BRASIL. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 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 República Federativa do Brasil, Brasília.



- CARDOSO, M. G. BIOAUMENTAÇÃO EM REATORES ANAERÓBIO E AERÓBIO E USO DE REATOR NITRIFICANTE PARA REDUÇÃO DA CARGA ORGÂNICA E NITROGENADA. 2012. 100 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012.
- CHIANG, Y. W.; GHYSELBRECHT, K.; SANTOS, R. M.; MEESSCHAERT, B.; MARTENS, J. A. 2012. Synthesis of zeolitic-type adsorbent material from municipal solid waste incinerator bottom ash and its application in heavy metal adsorption. *Catalysis Today*. v. 190, p. 23-30.
- DOI, K. M.; MOURA, G. M. S. S. D. 2011. Resíduos sólidos de serviços de saúde: uma fotografia do comprometimento da equipe de enfermagem. *Revista Gaúcha Enfermagem*, v.32, p. 338-344.
- EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro, 1997. p. 212.
- FANGMEIER, M.; HOEHNE, L. 2012. Avaliação de carvão ativado e de sílica como adsorventes para amostras com corantes e com sódio. *Revista Destaques Acadêmicos*, v. 4, p. 41-49.
- FUNGARO, D. A.; IZIDORO, J. C. 2006. Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão. *Revista Química Nova*, v. 29, p. 735-740.
- HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. 2008. Aplicação de Adsorção para Remover Amônia de Efluentes Suinícolas Pré-Tratados. *Revista Química nova*, vol. 31, p. 1156-1160.
- KÜHL, G. Source materials for zeolite synthesis. 2001. *Verified Synthesis of Zeolitic Materials*. Second Revised Edition, Amsterdam: Elsevier. p. 19-20.
- PETKOWICZ, D. I.; MIGNONI, M. L.; DOS SANTOS, J. H. Z. 2019. Dry-gel process for zeolite synthesis: Some fundamental aspects. *Microporous and Mesoporous Materials*, v. 279, p. 92-98.
- POLAZ, C. N. M.; TEIXEIRA, B. A. N. 2009. Indicadores de sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 14, p. 411-420.
- PRADO, L.; JUNIOR, E. C.; MELO, V. F.; BRAGA, M. C. B. II-486- Utilização de lodo de esgoto termicamente tratado como adsorvente de nitrogênio amoniacal. 2017. Trabalho apresentado no 29º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, São Paulo, 2017.
- SAIDELLES, A. P. F.; SENNA, A. J. T.; KIRCHNER, R.; BITENCOURT. 2012. Solid waste management in rice processing industries. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 5, p. 904-916.
- SEREDYCH, M.; BANDOSZ T. J. 2006. Removal of copper on composite sewage sludge/industrial sludge-based adsorbents: The role of surface chemistry. *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 302, p. 379-388.
- THOMAS, W. J.; CRITTENDEN, B. *Adsorption technology and design*. Butterworth-Heinemann, 1998. 271 p.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452 p.
- WONGWICHEN, J.; ASAVAPISIT, S.; SOMBATSOMPOP, K. 2014. Synthesis and Use of Zeolite Na-A from Waste Sludge of Water Treatment Plant for Ammonium Removal. v. 41, p. 1262-1273.
- YANG, R. T. *Adsorbents: fundamentals and applications*. Hoboken: John Wiley & Sons, Inc. 2003. 410 p.
- ZHANG, M.; ZHANG, H.; XU, D.; HAN, L.; NIU, D.; ZHANG, L.; WU, W.; TIAN, B. 2011. Ammonium removal from aqueous solution by zeolites synthesized from low-calcium and high-calcium fly ashes. *Desalination*, v. 277, p. 46-53.



REDUÇÃO DA GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS INDUSTRIAIS UTILIZANDO AS FERRAMENTAS DA QUALIDADE

| ID 15637 |

1Roger Luis Puglia; 2 Romario de Souza Gollo

1Faculdades Integradas de Taquara(Faccat),rogerpuglia@faccat.br; 2Universidade de Caxias do
Sul.rsgollo@ucs.br

| RESUMO |

As organizações buscam reduzir a geração de rejeição de resíduos sólidos em seus processos produtivos. Diante disso, a aplicação das ferramentas da qualidade proporciona mudança de cultura e ações sustentáveis. Assim o ganho pode ser significativo, seja em melhor aproveitamento da matéria-prima ou ganho financeiro, possibilitando assim maior competitividade no mercado, que está cada vez mais acirrado. Portanto é necessário e mandatório utilizar as ferramentas da qualidade para melhorar seus processos. Nesse sentido esta pesquisa tem a finalidade de utilizar as seguintes ferramentas da qualidade: método de análise e solução de problemas (MASP), *Brainstorming* (Tempestade de ideias), Matriz de *Ishikawa, 5W2H* e o Planejar, Fazer, Verificar e Agir (PDCA). Também foi utilizando livros, artigos e periódicos pertinentes ao tema e que foram aplicados em outras organizações. Nesse artigo realizou-se a comparação de dados de rejeições de cartões brancos de Policloreto de Vinila (PVC), que é o produto em estudo e utilizou-se de dados obtidos antes e após a aplicação das ferramentas da qualidade no período de janeiro a maio de 2020. Dentro desse contexto Silva et al. (2017), afirma que um dos maiores desafios nas organizações é solucionar a geração excessiva de resíduos sólidos industriais e fazer o descarte ambientalmente seguro. Com isso é necessária uma gestão eficaz para tratar o controle e o descarte desses resíduos sólidos industriais, mas muitas vezes há uma limitação de recursos financeiros tanto nos órgãos públicos quanto privados. Contudo a participação de todos é fundamental para diminuir e descartar de modo correto a geração de resíduos sólidos industriais na organização e na comunidade. Dentro desse contexto, a organização em estudo tem a preocupação em reduzir a geração de resíduos sólidos industriais que podem acabar nos aterros sanitários. Também é importante considerar que todo o processo de implementação de uma nova ideia sempre apresenta algumas resistências entre alguns atores envolvidos no dia a dia do trabalho. Corroborando com posições firmes em sua pesquisa Zhou (2016), constatou que os fatores que afetam os processos de implementação são: conceitos de filosofia, estado da implementação, percepção das pessoas sobre o processo, vantagens e benefícios da implementação do processo e dificuldades de implementação. Nesse estudo implementado na organização houveram resistências, mas a partir do uso da primeira ferramenta que foi o *brainstorming* o engajamento dos atores foi evoluindo na medida em que havia o entendimento do benefício da utilização das ferramentas da qualidade para conter os problemas de rejeição na organização. Os dados obtidos antes e após o uso das ferramentas da qualidade permitiram uma análise até então não utilizada na organização. Com a construção de novas idéias no período de obtenção dos dados, os atores envolvidos foram desenvolvendo melhorias apresentadas nesse artigo que foram a identificação e localização melhor da matéria-prima no almoxarifado e na produção, a criação de documentos como instrução de trabalho e plano de controle que está em desenvolvimento na produção, o controle de rejeição na produção, e o treinamento de ferramentas da qualidade aos colaboradores. Cabe ressaltar que não houve a necessidade de aumento de colaboradores e sim tornou-se o operador multifuncional ou seja, com a capacidade de exercer varias atividades



produtivas. Todo esse processo de mudança propiciou outras ações como uma melhor organização e limpeza pelo ambiente de trabalho, a conscientização do melhor uso dos equipamentos e da matéria-prima. Também houve a adoção de iniciativas de manutenções periódicas nos equipamentos e uma melhor utilização dos equipamentos de proteção individual (EPI). Nesse contexto, as ferramentas da qualidade surgem com uma série de ações de melhorias contínuas para melhor gerir a organização na redução de rejeição do produto cartão branco PVC na produção, que representa 60% do faturamento mensal da organização. Partindo desse princípio analisou-se o impacto de rejeição no processo de produção em uma organização fabricantes de cartões de identificação de PVC e crachás de PVC, localizada no Estado do Rio Grande do Sul. As ferramentas da qualidade utilizadas permitiram mostrar um cenário melhor, mesmo em um período em que a produção oscilava devido a grande número de modelos diferentes para produzir, o que dificultou em colocar um lote grande em produção para o estudo e a análise no processo. Na medida em que as ações identificadas na Matriz *Ishikawa* foram executadas, isso permitia uma visualização melhor dos problemas de rejeição e com a utilização das demais ferramentas da qualidade permitiram a contenção e a diminuição do número de rejeições nesses primeiros meses de análise. O monitoramento será intensivo assim como os treinamentos aos colaboradores, criando uma cultura de melhoria contínua. Por outras experiências o trabalho não é finito, pois surgem novas demandas com produtos que tem uma característica altamente customizados e isso exigem dos processos produtivos configurações diferentes e ajustes conforme a necessidade do cliente. O que importa é a cultura de se antecipar aos problemas e ter processos bem definidos e que estejam ao alcance de todos os atores. Isso sempre será possível quando se utilizam as ferramentas da qualidade. Em outras oportunidades poderão ser utilizadas outras ferramentas da qualidade em novos projetos na organização, conforme a necessidade para a resolução do problema.

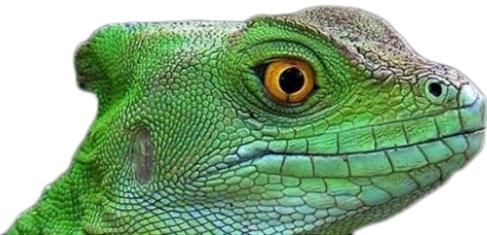
Palavras-chave: Qualidade, Resíduos, Melhoria Contínua.

| INTRODUÇÃO |

O presente artigo descreve sobre a importância de um controle robusto e eficaz nas organizações no que tange a geração de resíduos sólidos industriais. Diante disso a utilização das ferramentas da qualidade para fazer um acompanhamento dessa geração de resíduos sólidos industriais é de grande relevância para eliminar as perdas nos processos produtivos evitando a perda de matéria-prima e contribuindo com o meio ambiente quanto a diminuição de descarte no aterro sanitário.

É importante destacar o programa de gerenciamento integrado dos resíduos, uma exigência expressa também na Lei n.º 12.305 (BRASIL, 2010), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil.

De acordo com Oliveira et al. (2011), as ferramentas da qualidade facilitam nas análises e tomadas de decisões proporcionando a melhoria contínua e melhor controle dos processos e por consequência a redução de perdas de matéria-prima e a conscientização de diminuir o descarte de resíduos sólidos industriais. Cabe ressaltar que as ferramentas da qualidade são meios para



identificar dados coletados e gerar informações para uma análise e assim gerar a melhoria contínua para a contenção dos problemas que podem ocorrer no processo produtivo.

No Quadro 1 apresentam-se as ferramentas da qualidade utilizadas nesse estudo:

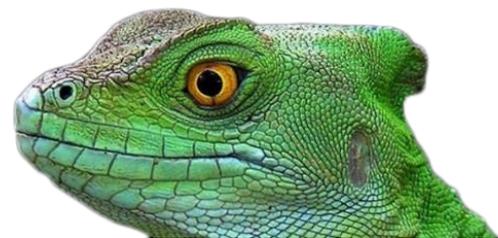
Ferramentas da Qualidade	Conceito
MASP	O Método de Análise e Solução de Problemas (MASP) é uma forma mais abrangente utilizada nas análises de problemas, pois o seu método utiliza mais que uma ferramenta da qualidade para chegar a um resultado racional (MELLO, 2011)
<i>Bransitorming</i>	A ferramenta da qualidade <i>brainstorming</i> é mais uma alternativa para resolução de problemas onde ocorre a interação entre os participantes na tomada de decisão no processo em estudo (PUGLIA, 2017, p.35)
Matriz <i>Ishikawa</i>	O diagrama de <i>Ishikawa</i> é representado por um gráfico que mostra todas as causas que podem contribuir para o surgimento de um efeito ou problema (LIMA, RODRIGUES, FERREIRA et. al. 2019)
5W2H	A ferramenta 5W2H é utilizada para a elaboração de planos de ação que, por sua simplicidade, objetividade e orientação à ação, tem sido utilizada em Gestão de Projetos, Análise de Negócios, Elaboração de Planos de Negócio, Planejamento Estratégico e outras disciplinas de gestão. 5W2H é a sigla para o questionário formado por sete perguntas, que se origina das suas letras iniciais, que são: What (o que), Why (por que), Where (onde), When (quando), Who (quem), How (como) e How Much (quanto custa) FREITAS, PFITSCHER, BELAN, 2016)
PDCA	O ciclo Planejar, Fazer, Verificar e Agir (PDCA) é um método que visa controlar e conseguir resultados eficazes e confiáveis nas atividades de uma organização (AGOSTINETTO, 2006).

Quadro 1: Ferramentas da Qualidade

O objetivo desse estudo é analisar o quanto as ferramentas da qualidade contribuíram para a diminuição da geração de resíduos sólidos industriais em uma indústria fabricante de cartões de identificação em PVC e crachás em PVC, assim gerando ganhos econômicos e ambientais.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A organização em estudo é uma indústria de produtos para identificação de pequeno porte que está localizada na cidade de Canoas no Estado do Rio Grande do Sul. Sendo seus principais produtos de fabricação como cartões de identificação em PVC e crachás de PVC. A empresa tem uma produção mensal de 500.000 unidades de cartões de identificação e crachás em PVC, sendo toda a produção para o mercado interno. As informações para a verificação da geração de resíduos sólidos industriais

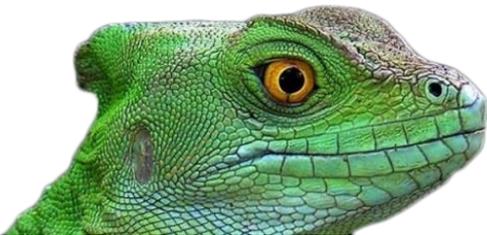


foram obtidas no período de janeiro a maio de 2020. Importante ressaltar que os produtos cartão branco de PVC e crachá PVC após, a sua rejeição no controle de qualidade torna-se resíduos sólidos industriais pois não há possibilidade de reaproveitamento. Para o controle do processo foi realizado coletas em janeiro de 2020 antes da implantação das ferramentas da qualidade. E durante os meses de fevereiro e maio aplicou-se então a metodologia Método de Análise e Solução de Problemas (MASP). A escolha do lote de análise escolhida foi o cartão branco de PVC que é o produto de maior volume de produção. A coleta foi obtida através de um relatório que é controlado pela área de planejamento e controle da produção (PCP), onde contém diariamente as informações de produtos produzidos aprovados e produtos rejeitados. Acompanhou-se um lote de 84.000 cartões branco de PVC antes da implantação das ferramentas da qualidade e outro lote de 84.000 cartões branco de PVC após a implantação das ferramentas da qualidade. Esses produtos foram segregados por tipo de defeito para a análise do problema. A fim de alcançar a resolução dos problemas e foram utilizadas as seguintes ferramentas da qualidade: a metodologia MASP, matriz *Ishikawa* (causa e efeito), *brainstorming* (tempestade de ideias), 5W2H (plano de ação) e a ferramenta da qualidade planejar, fazer, verificar e agir (PDCA). Segundo Coelho, Silva e Maniçoba (2016, p.33-34) a implantação das ferramentas da qualidade podem sofrer variações conforme a sua complexidade encontrada no processo em estudo e, também, podem ser aplicadas em empresas de pequeno porte até grande porte.

O processo começou com a ferramenta *brainstorming* com reuniões com a equipe de produção e PCP, onde os participantes contribuíram com suas ideias a partir de suas experiências sobre o processo produtivo. Após essa etapa foi construído a matriz de *Ishikawa*, dentro dessa ferramenta foram elencadas as causas que geram o nível de rejeição no processo e começaram então a serem feitas as análises para a resolução do problema. Na sequência foram realizadas algumas reuniões com os atores envolvidos para aplicar a ferramenta 5W2H para definir as ações necessárias e as responsabilidades e prazos para eliminar as causas. Após a definição de toda essa estrutura e reuniões realizadas apresenta-se no Quadro 2 com as sugestões do *Brainstorming*.

Cabe ressaltar que, nesse tipo de atividade, as sugestões são as mais variadas possíveis, e as principais são selecionadas para a continuidade do trabalho. O problema definido e escolhido foi a contaminação do cartão branco de PVC, como efeito (problema) e muitas das sugestões citadas nas reuniões foram definidas como causas da rejeição do cartão branco.

No mês de janeiro de 2020 foram coletadas as informações a partir da produção de um lote de 84.000 cartões brancos de PVC, que apresentaram os resultados da Figura 1.



Sugestões no <i>Brainstorming</i>
Contaminação no ambiente de trabalho (produção)
Falta de identificação da matéria-prima no almoxarifado e produção
Contaminação do cartão branco
Falta de manutenção nos equipamentos
Falta de treinamento pelos operadores em processos de produção
Problemas no manuseio nas ferramentas de trabalho
Falta de uso adequado do EPI
Falta de conferência no recebimento da matéria-prima
Falta de controle da rejeição da produção
Falta de controle da rejeição da produção

Quadro 2: *Brainstorming* do setor de produção

Rejeição do cartão branco

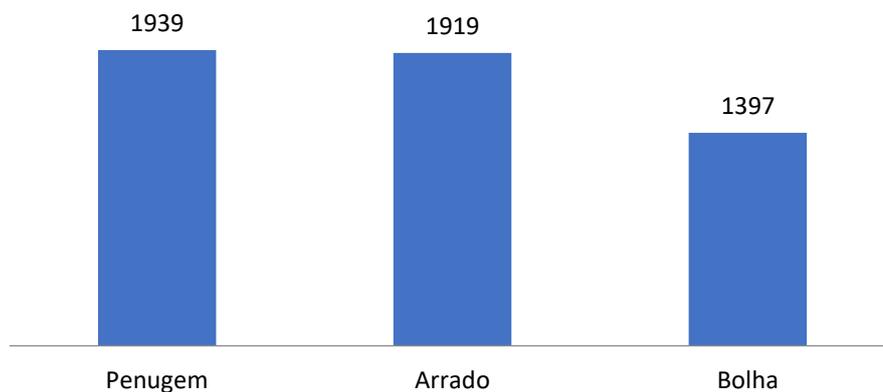


Figura 1: Rejeição do cartão branco antes do uso das ferramentas da qualidade

Na Figura 1 apresentam-se os tipos de defeitos ocorridos durante a coleta de dados que foi de 1939 unidades com o defeito penugem, 1919 unidades com o defeito arranhado e 1397 unidades com o defeito bolha. Verifica-se que antes da implantação das ferramentas da qualidade no processo os defeitos estão muito relacionados a limpeza do ambiente de trabalho e treinamento dos operadores no processo quanto ao manuseio das matérias-primas.

De posse das informações de rejeições coletadas em janeiro de 2020 e a realização de reuniões (*brainstorming*) entre a liderança, operadores e PCP, iniciando as definições das ações a partir da construção da matriz de *Ishikawa*.

Na Figura 2 apresentam-se a matriz de *Ishikawa* com o defeito e as respectivas causas que devem ser avaliadas e a partir dessas informações.

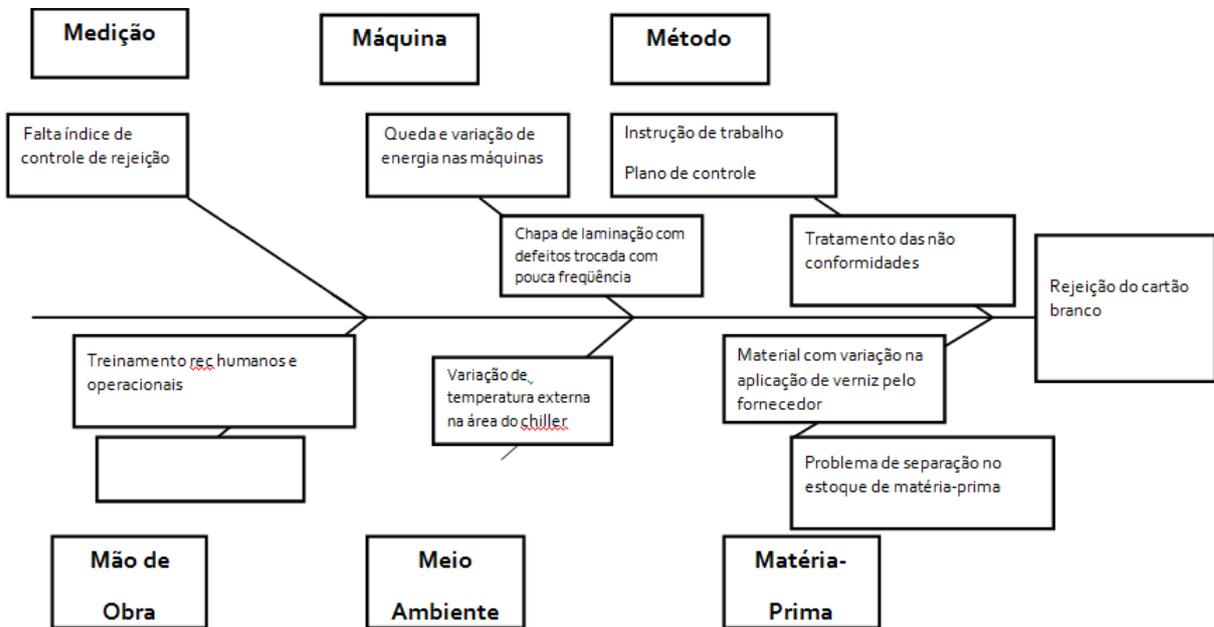
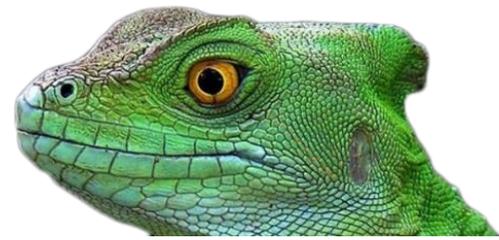
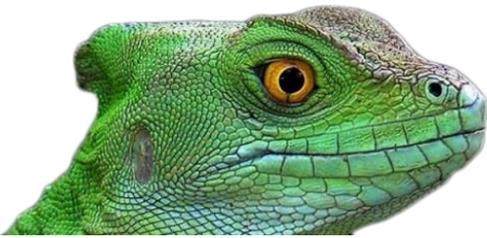


Figura 2: Matriz Ishikawa de rejeição do cartão branco

As principais causas identificadas no 6M relacionado ao efeito (problema) em estudo deste artigo estão apresentadas no Quadro 3. Os itens indicados com (sim) foram utilizadas as ferramentas da qualidade 5W2H e PDCA. As indicações na Figura 5 com (não) nesse caso não foram utilizadas as ferramentas da qualidade.

Tipo de 6M	Causas	5W2H	PDCA	Observação
Matéria-prima	*Material com variação na aplicação de verniz pelo fornecedor*Problema de separação no estoque de matéria-prima	Sim	Sim	Matéria-prima não está identificada e localizada no almoxarifado
Método	*Instrução de trabalho *Plano de controle *Tratamento das não conformidades	Sim	Sim	Não há nenhum tipo de controle no processo produtivo
Medição	*Falta índice de controle de rejeição	Sim	Sim	Não há um controle com ações nas rejeições
Máquina	*Queda e variação de energia nas máquinas	Não	Não	Foi trocado o compressor na produção para resolução desse problema
Meio ambiente	*Variação de temperatura externa na área do chiller	Não	Não	Foi resolvido com a colocação de uma proteção no chiller
Mão de obra	*Treinamento de recursos humanos e operacionais	Sim	Sim	Colaboradores não tem conhecimento nas ferramentas da qualidade



Quadro 3: Causas identificadas na Matriz *Ishikawa*

Para uma melhor organização, optou-se por apresentar os resultados por causa, ou seja, elaborar o plano de ação 5W2H seguido pelo PDCA.

Segundo Falconi (2004, p. 238), o método é a sequência para alcançar os objetivos propostos e as ferramentas da qualidade são os recursos disponíveis. Dentro deste contexto, apresenta-se todo o 6M, considerando que a ação principal é diminuir a rejeição do produto cartão branco em PVC, eliminando contaminações na matéria-prima e ambiente de trabalho. Ainda segundo Ventura e Suquizaqui (2020) a ferramenta 5W2H gerou proposições que poderá auxiliar a consolidação de problemas encontrados nos seus estudos no controle de geração de resíduos sólidos urbanos sobre o envolvimento das partes e suas responsabilidades que é a administração pública e a população dos municípios. No Quadro 4 apresenta-se o 5W2H para a causa matéria-prima.

O QUE (What)	QUEM (Who)	QUANDO (When)	ONDE (Where)	POR QUÊ (Why)	COMO (How)	QUANTO CUSTA (How much)
Material com variação na aplicação de verniz pelo fornecedor	Setor de Logística	Fevereiro de 2020	Produção	Garantir matéria-prima em condições de uso	Fornecedores foram notificados com envio de amostra de matéria-prima sem contaminação. Assim foi definido um padrão de como deve ser enviado a matéria-prima	Sem custo
Problema de separação no estoque de matéria-prima	Setor de Logística	Fevereiro de 2020	Produção	Garantir matéria-prima em condições de uso	Realizada inspeção de 100% na matéria-prima existente no almoxarifado, com separação física do material em condições de uso. Adotado a política do sistema primeiro que entra é o primeiro que deve sair (FIFO), e inspeção em 100% de todo o novo lote que chega no recebimento	Custo com hora extra para inspeção de 100% na matéria-prima no almoxarifado. Foram utilizados 02 colaboradores durante 8 horas de trabalho.

Quadro 4: 5W2H para a causa matéria-prima

A partir do plano de ação para a matéria-prima, foram identificadas três causas para implementar as melhorias propostas. Os responsáveis pelas ações estão definidos que é o grupo formado por gestores e colaboradores. No Quadro 5 apresenta-se o 6M para a matéria-prima com a elaboração da ferramenta da qualidade e o PDCA.



P	Planejamento	* Material com variação na aplicação de verniz pelo fornecedor * Problema de separação no estoque de matéria-prima
D	Fazer	*Plano de ação para contenção da rejeição do cartão branco de PVC e inspeção de 100% na matéria-prima *Analisar todas as causas e suas variáveis apresentadas na Matriz <i>Ishikawa</i>
C	Avaliar	*Diante do problema foi criado um padrão na produção como modelo necessário e aceitável para aprovação
A	Ação corretiva	*Realizar inspeção 100% na matéria-prima no almoxarifado e nos novos lotes recebidos no almoxarifado *Observar o sistema FIFO para utilização da matéria-prima na produção

Quadro 5: PDCA para a causa matéria-prima

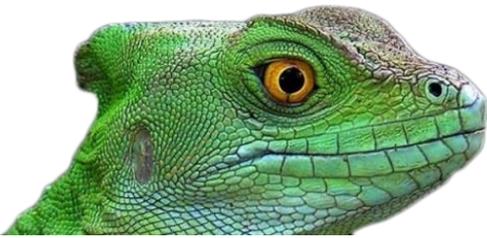
Referente a ação material com variação na aplicação de verniz pelo fornecedor: No primeiro lote recebido no mês de março de 2020, o fornecedor corrigiu e enviou a matéria-prima com identificação de revisão da não existência de contaminação solicitado pela organização. Na ação separação de matéria-prima foram definidos box identificados no almoxarifado com adoção do sistema FIFO.

O próximo 5W2H é a causa método, descrito no Quadro 6.

O QUE (What)	QUEM (Who)	QUANDO (When)	ONDE (Where)	POR QUÊ (Why)	COMO (How)	QUANTO CUSTA (How much)
Instrução de trabalho, Plano de Controle e Tratamento das não conformidades	Consultoria	Abril de 2020 *Instrução de Trabalho e as demais ações até maio de 2020	Produção	Definir método de trabalho na produção	Criar documentos de instrução de trabalho por equipamento e plano de controle para a produção. Criar procedimentos para as não conformidades	Custo de consultoria para execução do trabalho

Quadro 6: 5W2H para a causa método

A partir do plano de ação para o método foram identificadas três causas para implementar as melhorias propostas. Segundo Moura et. al. (2019), no mapeamento dos processos um dos ciclos mais usados em seus estudos é o PDCA, como ferramenta da qualidade para avaliar e tomar decisões em todas as etapas do processo. No Quadro 7 apresenta-se o 6M para o método com a elaboração da ferramenta da qualidade e o PDCA.



P	Planejamento	* Instrução de Trabalho e Plano de Controle * Tratamento das não conformidades
D	Fazer	*Plano de ação para criação de documentação para melhorar o processo de produção
C	Avaliar	*Foi realizado teste piloto em um equipamento com o novo processo através da criação do documento de instrução de trabalho * As ações Plano de Controle e Tratamento das não conformidades foram realizadas em maio de 2020
A	Ação corretiva	*Acompanhar a rotina diária dos operadores na execução de suas atividades e na utilização documental da instrução de trabalho

Quadro 7: PDCA para a causa método

Referente às três ações, Instrução de Trabalho implementada, o Plano de Controle e Tratamento das não conformidades requer um prazo maior para executar as tarefas que estão definidas conforme apresentado no Quadro 7.

O próximo 5W2H é a causa medição, descrito no Quadro 8.

O QUE (What)	QUEM (Who)	QUANDO (When)	ONDE (Where)	POR QUÊ (Why)	COMO (How)	QUANTO CUSTA (How much)
Falta índice de controle de rejeição	Setor de produção	Fevereiro de 2020	Produção	Controle mensal da geração de efeitos e por consequência gera o resíduo	Criar documento de acompanhamento e controlar mensalmente	Não houve custo

Quadro 8: 5W2H para a causa medição

A partir do plano de ação para a medição foi identificado uma causa para implementar as melhorias propostas. No Quadro 9 apresenta-se o 6M para o método com a elaboração da ferramenta da qualidade e o PDCA.

P	Planejamento	*Falta índice de controle de rejeição
D	Fazer	*Analisar a causa e suas variáveis apresentadas na Matriz <i>Ishikawa</i>
C	Avaliar	*Após a implementação do controle mensal começou a ser feito diariamente o registro de rejeições no processo produtivo
A	Ação corretiva	*Padrão de controle com registro mensal do índice de rejeição criando um histórico de informações para análise e tomadas de decisões

Quadro 9: PDCA para a causa medição



A partir dos estudos realizados e com a implementação das ferramentas da qualidade na organização, foi desenvolvido um controle mensal das rejeições, a qual é controlada pelo PCP. Diante desses dados obtidos são realizadas as tomadas de ações para a redução de rejeições e por consequência a redução da geração de resíduos sólidos industriais.

O próximo 5W2H é a causa mão de obra, descrito no Quadro 10.

O QUE (What)	QUEM (Who)	QUANDO (When)	ONDE (Where)	POR QUÊ (Why)	COMO (How)	QUANTO CUSTA (How much)
Treinamento de recursos humanos e operacionais	Consultoria	Fevereiro de 2020	Produção	Adquirir conhecimento em Qualidade	Capacitação	Realizado no horário de trabalho Sem custo

Quadro 10: 5W2H para a causa mão de obra

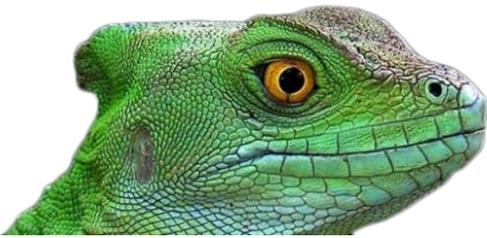
A partir do plano de ação para a mão de obra foi identificado uma causa para implementar as melhorias propostas. No Quadro 11 apresenta-se o 6M para o método com a elaboração da ferramenta da qualidade e o PDCA.

P	Planejamento	*Treinamento de recursos humanos e operacionais
D	Fazer	*Analisar a causa e suas variáveis apresentadas na Matriz <i>Ishikawa</i>
C	Avaliar	*Verificar a sistemática da rotina de trabalho proposta a partir da implementação do treinamento em qualidade
A	Ação corretiva	*Criar um padrão de trabalho e um controle da rejeição mensalmente implementados metas e suas respectivas ações

Quadro 11: PDCA para a causa mão de obra

Conforme o Guia de Sustentabilidades para Productos Testéis (2014), o programa de capacitação aos colaboradores é uma forma de oportunidade de monitoramento para avaliar o desempenho dos colaboradores e, assim, manter a qualidade como um diferencial, a fim de obter os resultados desejados pela organização.

Foi implementada na organização duas capacitações que foram os Grupos de Melhorias Continua e Organização dos setores através de auditorias mensais como ferramentas de adequação e acompanhamento dos processos. Todos os colaboradores participaram das atividades e estão sendo executadas mensalmente desde janeiro de 2020.



A Figura 3 aponta os resultados obtidos após a implementação das ferramentas da qualidade apresentando uma diminuição significativa nas principais ocorrências no processo produtivo do cartão branco em PVC.

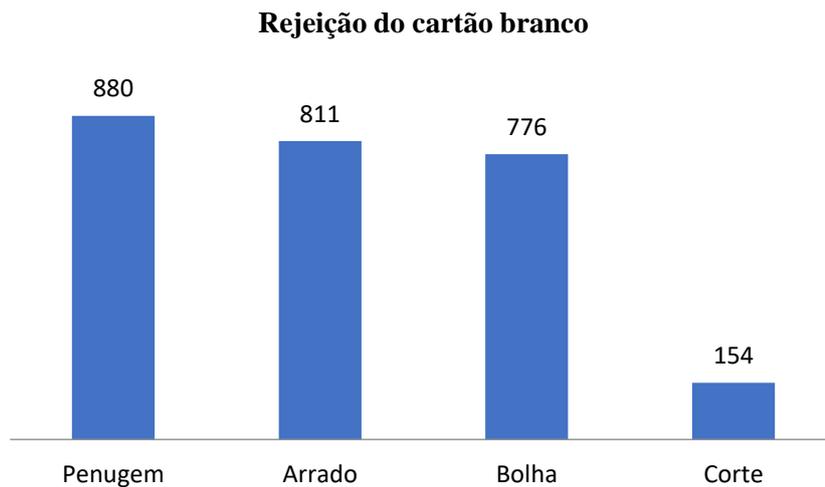


Figura 3: Rejeição do cartão branco após o uso das ferramentas da qualidade

Na Figura 3 apresentam-se os tipos de defeitos ocorridos durante a coleta de dados que foi de 880 unidades com o defeito penugem, 811 unidades com o defeito arranhado, 776 unidades com o defeito bolha e 154 unidades de cartões brancos de PVC, com corte que não estava em análise pois é a primeira vez da sua ocorrência. Verifica-se que após a implantação das ferramentas da qualidade no processo os defeitos diminuíram com as ações implementadas e que na verdade requer a continuidade baseado na melhoria contínua do processo. Ainda em complemento aos dados obtidos na implantação das ferramentas da qualidade, deve incluir-se o comprometimento da direção da empresa com os princípios e a avaliação do trabalho realizado pela consultoria e colaboradores da organização.

No Quadro 12 apresenta-se a comparação dos dados obtidos antes e após a implementação das ferramentas da qualidade.

Tipo de rejeição	Antes das ferramentas da qualidade em unidades	Após o uso das ferramentas da qualidade em unidades	Quantidade reduzida mensal em unidades
Penugem	1939	880	1039
Arranhado	1919	811	1108
Bolha	1397	776	621

Quadro 12: Comparação dos dados obtidos antes e após a implementação das ferramentas da qualidade



Para manter esse nível de evolução a organização precisa continuar em investir na melhoria contínua como uma ação desafiadora e importante para a gestão e os colaboradores. Segundo Diógenes et. al. (2019), é importante reconhecer que os grupos de melhorias permeiam nos colaboradores uma vontade natural de fazer acontecer, estimulando-os a possuir a iniciativa necessária para a incorporação dos princípios da qualidade em seu dia a dia de trabalho. Essa motivação por vezes surge pela compreensão do colaborador, pela interferência dos grupos de melhorias, de que o seu crescimento profissional depende da ascensão da organização.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A mudança na organização é necessária por fazer parte de um mercado competitivo de cartões de identificação PVC e crachás em PVC, em todo o Brasil. O estudo foi realizado no setor de produção que é a área fundamental para buscar alternativas de produzir produtos com menos perdas e maior eficiência, ou seja, o setor de produção é o fator de proteção da empresa. As demais áreas são suportes para que o processo produtivo tenha êxito. Conclui-se que os dados obtidos nesse estudo foram relevantes para um melhor controle da geração de resíduos sólidos industriais. O melhor aproveitamento da matéria-prima e as demais ações apresentadas no artigo permitem que a organização tenha adquirido um método de trabalho a partir das ferramentas da qualidade e com isso desenvolver produtos sustentáveis com um melhor planejamento e uma produção mais equilibrada. Assim, estabelecendo um controle ambiental a partir do processo de mudança, onde todos os atores da organização estão engajados. Por fim, verifica-se que quando há um método definido é possível atingir resultados robustos para a manutenção da organização no mercado. Para trabalhos futuros sugere-se ampliar o uso de outras ferramentas da qualidade com o intuito de ampliar os estudos para a busca da melhoria contínua.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agostinnetto. J. S.; 2006. Sistematização do processo de desenvolvimento de produtos, melhoria continua e desempenho: o caso de uma empresa de autopeças. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Carlos. USP.
- Brasil. Lei Federal n.º 12.305. de 2 de agosto de 2010. Instituto a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei n.º9.605 de 12 de fevereiro de 1998, e da outras providencias.



- Coelho, F. P.S.; Silva, A. M.; Maniçoba, R.F.; 2016. Aplicação das Ferramentas da Qualidade: Estudo de caso em uma pequena empresa de pintura. São Paulo. REFAS – ISSN 2359- 182X. V.3 N.1, p. 31-45.
- Daniel, E. A.; Murback, F. G. R.; 2014. Levantamento bibliográfico do uso das ferramentas da qualidade. Revista do curso de Administração – Puc Minas – campus Poços de Caldas – ISSN 1808- 6594.
- Diógenes, J. R. F., Queiroz, F. C. B. P., Queiroz, J. V., Furukava, M., Lima, N. C., & Souza, G. H. S. 2019. *Qualityculture intheBraziliancardealerships*. Gestão & Produção, 26(2), e2046. <https://doi.org/10.1590/0104-530X2046-19>
- Falconi, V. C. 2004. QC: Controle da Qualidade Total no estilo Japonês. Nova Lima: INDG Tecnologia e Serviços Ltda. p. 251.
- Freitas, K. E. P., Pfitscher, E. D., Belau, A. B. B., 2016. Análise de acessibilidade: Aplicação parcial do modelo sicogea em um centro de ensino de uma instituição federal de ensino. Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade – GeAS, Vol. 5, N. 3. Setembro. / Dezembro.
- Guia de sustentabilidade para produtos têxteis. 2014. Rio de Janeiro: [s.n.], jul.
- Mello, C. H. P.; 2011. Gestão da Qualidade. São Paulo. Pearson Educatioun do Brasil, p.175.
- Moura, A. G.; Vasconcelos, A. P. V.; Silva. S. V.; Silva. L. A. S. 2019. Uma proposta de melhoria de processos de negócio para os Institutos Federais. Revista Gestão & Tecnologia - e-ISSN: 2177-6652, v. 19, n. 4, p.239-270.
- Lima, NS, Rodrigues BFL, Ferreira MAM, et al. 2019. Ishikawa Diagram: Causes and Solutions of Hiv Infection in Nursing Professionals Dueto Sharps Use. RevFundCare Online. Apr./Jul.; 11(3):707-712. DOI: <http://dx.doi.org/10.9789/2175-5361.2019.v11i3.707-712>.
- Oliveira, J. A.; Nadaes, J.; Oliveira, O. J.; Salgado, M. H. 2011 Um estudo sobre a utilização de sistemas, programas e ferramentas da qualidade em empresas do interior de São Paulo. Produção, v. 21, n. 4, p. 708-723, out./dez. doi: 10.1590/S0103-65132011005000044
- Silva, W. M. F.; Imbrosi, D.; Nogueira, J. M. 2017. Municipal solid waste management: public consortia as an alternative sacale-efficient: lessons from the Brazilian experience. CurrentUrbanStudies, v. 5, p. 185-201.
- Puglia, R. L.; 2017. 138 f. Redução de resíduos sólidos em um processo de fabricação em uma empresa de confecção de lingerie utilizando o conceito de produção mais limpa. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências Ambientais) Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências, Caxias do Sul. Universidade de Caxias do Sul.
- Ventura, K. S.; Suquisaqui, 2020. A. B. V. Aplicação de ferramentas SWOT e 5W2H para análise de consórcios intermunicipais de resíduos sólidos urbanos. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 20, n. 1, p. 333-349, jan./mar. ISSN 1678-8621 Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212020000100378>
- Zhou, B. 2016. Princípios, práticas e impactos enxutos: um estudo sobre pequenas e médias empresas (PMEs). *Annals of Operations Research*, 241 (1-2), 457-474.



CARACTERIZAÇÃO DE MATERIAL RECALCITRANTE DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO POR MÉTODOS ESPECTROSCÓPICOS

| ID 15639 |

1 Victória Regina Celso Monteiro, 2 Maria Cristina Borba Braga

1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: victoriarcmonteiro@gmail.com; 2 Universidade Federal do Paraná, e-mail: crisbraga@ufpr.br

| RESUMO |

O lixiviado de aterro sanitário é um efluente gerado a partir da degradação dos resíduos sólidos, com características complexas e que ainda apresenta desafios no seu tratamento, principalmente devido a sua grande variabilidade. A partir da estabilização da matéria orgânica, que ocorre durante vários anos em um aterro, a biodegradabilidade do lixiviado diminui, devido à presença de substâncias recalcitrantes, que são compostos de alto peso molecular que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente, como ácidos húmicos e fúlvicos. Na maioria das vezes, o material recalcitrante é representado pelo carbono orgânico dissolvido (COD), cor e demanda química de oxigênio (DQO), no entanto, a espectroscopia de ultravioleta visível (UV-Vis) pode ser utilizada tanto para determinar o grau de aromaticidade, quanto para auxiliar na identificação de uma espécie molecular, através dos espectros. A espectroscopia de fluorescência é outra técnica utilizada para a caracterização qualitativa da matéria orgânica dissolvida em lixiviados de aterros sanitários. Outra forma de utilização das espectroscopias de UV-Vis e fluorescência, é através do cálculo de índices, que podem trazer informações extras sobre a origem da matéria orgânica, peso molecular, grau de humificação, entre outros. A partir disso, o objetivo deste trabalho foi identificar as características do lixiviado de um aterro sanitário antigo, localizado em Curitiba – PR, utilizando técnicas convencionais e espectroscópicas. O lixiviado foi coletado no Aterro Municipal de Curitiba, localizado no bairro Caximba, o qual encerrou suas atividades em 2010. Para a determinação das características do lixiviado bruto, foram realizadas duas coletas, na entrada do sistema de tratamento do aterro, denominadas P₁ e P₂, e foram analisados cor aparente, DQO, DQO dissolvida, DBO e COD, além das análises de espectroscopia de UV-Vis e de fluorescência, utilizando a técnica de matrizes de excitação-emissão (MEE). Destacam-se os elevados valores obtidos para cor aparente, entre 3.000 uC e aproximadamente 4.000 uC, DQO entre 950 mg/L e 1.300 mg/L, sendo que a DQO dissolvida apresenta valores bastante próximos daqueles para a DQO total, o que indica que a maior parte das partículas se encontram dissolvidas na amostra. Em relação ao fator de biodegradabilidade, os valores de 0,16 e 0,12 determinados para P₁ e P₂, classificam o lixiviado em estudo como estabilizado. Para a absorvância determinada na faixa de comprimento de onda de 254 nm, foram obtidos valores de 7,44 para P₁ e 15,26 para P₂ e no espectro de UV-Vis completo, foram observadas fortes absorvâncias na faixa de 200 nm a 300 nm, ambos os resultados indicam a presença de compostos aromáticos. Para a espectroscopia de fluorescência, as MEE indicaram maior intensidade para as bandas A e C, referentes ao ácido húmico e ao ácido fúlvico. Os índices calculados a partir da espectroscopia de absorvância indicaram para P₂ característica mais refratária, maior presença de ácido fúlvico, característica mais aromática, mais húmica e maior peso molecular do que P₁. Os índices de fluorescência indicaram que a matéria orgânica tem fonte alóctone antrópica e que existe uma importante característica húmica para ambos os pontos coletados. A partir das análises realizadas, observa-se que o lixiviado estudado apresenta características recalcitrantes, condizente



com lixiviados velhos e estabilizados. Os espectros de UV-Vis e as matrizes de fluorescência indicaram a presença de substâncias aromáticas e ácidos húmicos e fúlvicos. O aumento da aromaticidade, do peso molecular e do grau de humificação para a amostra P1₂ foi corroborado por meio dos cálculos dos índices de UV-Vis e de fluorescência. As diferenças obtidas entre as duas coletas reafirmam a variabilidade do lixiviado, e, tanto a espectroscopia de UV-Vis quanto a de fluorescência podem ser consideradas técnicas promissoras para caracterização de lixiviados em relação à matéria orgânica e a recalcitrância, podendo subsidiar decisões de planejamento de um sistema de tratamento adequado e também auxiliar na avaliação da eficiência das etapas de tratamento.

Palavras-chave: Chorume; Matéria Orgânica Refratária; Espectroscopias de Ultravioleta e Fluorescência.

| INTRODUÇÃO |

O lixiviado de aterro sanitário, também denominado chorume, é proveniente da umidade natural dos resíduos sólidos, aliado aos líquidos produzidos pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos e a água da chuva infiltrada no interior das células do aterro, que geram um efluente de cor escura, odor desagradável, com elevada concentração de matéria orgânica (ABNT, 1992; LANGE, AMARAL, 2009; BRAGA et al., 2012) e composição variável.

Muitos fatores interferem na composição do lixiviado como, por exemplo, o tempo de aterramento, a intensidade da compactação, a composição dos resíduos, entre outros, porém, destaca-se a idade do aterro, pois segundo El-Fadel e colaboradores (2002), a idade do resíduo e o estágio de fermentação do aterro são usualmente os fatores determinantes para a composição do lixiviado.

A maioria dos contaminantes, especialmente os orgânicos biodegradáveis, tendem a atingir o pico de concentração no lixiviado nos primeiros meses de aterramento, seguido de uma redução. No entanto, outros contaminantes como os orgânicos pouco biodegradáveis e o ferro, tendem a persistir no lixiviado por muitos anos (FARQUHAR, 1989). Na Figura 1 são apresentadas as prováveis curvas das substâncias encontradas no lixiviado de aterro sanitário em função do tempo.

Com base na Figura 1 observa-se que as concentrações de substâncias pouco solúveis e pouco biodegradáveis aumentam ligeiramente após determinado período, não havendo variação posterior em função do tempo, pois param de sofrer transformação biológica. A partir da estabilização da matéria orgânica, que ocorre durante vários anos em um aterro, espera-se que a biodegradabilidade do lixiviado diminua, uma vez que vão sendo esgotadas as substâncias mais facilmente biodegradáveis.

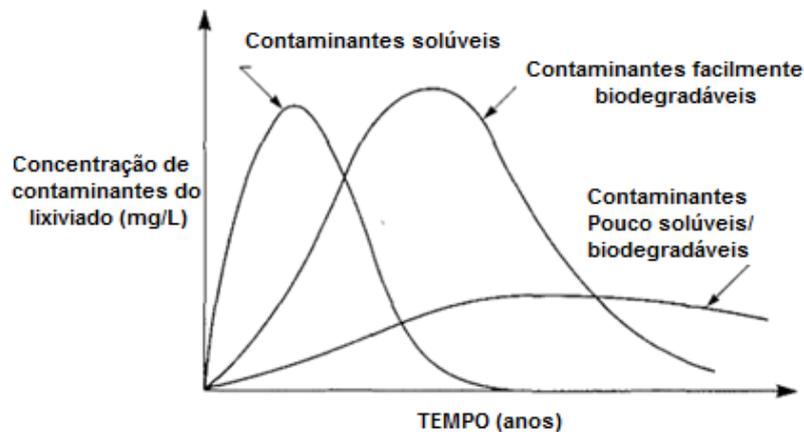
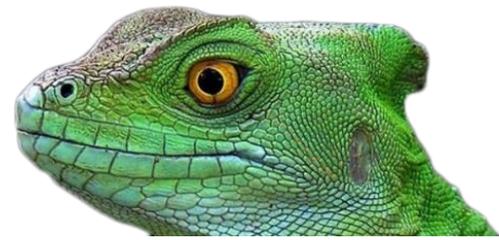


Figura 1: Curvas idealizadas da produção dos contaminantes em aterros em função do tempo. Fonte: Adaptado de FARQUHAR (1989)

De acordo com Rodrigues e colaboradores (2009) e Gomes (2009), a baixa biodegradabilidade de lixiviado de aterros antigos pode ser atribuída à presença de substâncias recalcitrantes, que são aqueles compostos de alto peso molecular que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente, como ácidos húmicos, fúlvicos e tânicos.

Para a caracterização do lixiviado, na maioria das vezes, o material recalcitrante é representado por parâmetros como o carbono orgânico dissolvido (COD), cor e demanda química de oxigênio (DQO), no entanto algumas técnicas diferenciadas e mais específicas têm sido testadas e utilizadas.

De acordo com Sheng e colaboradores (2007), a espectroscopia de ultravioleta visível (UV-Vis) é o método usualmente utilizado para determinar o grau de aromaticidade das substâncias húmicas. Esta técnica é normalmente empregada para a determinação da absorbância em comprimento de onda de 254 nm, pois apresenta uma forte relação linear com o COD (LEE et al., 1981 apud ZOUBOULIS et al., 2004). Por outro lado, de forma qualitativa, podem ser obtidos os espectros de absorção de ultravioleta-visível, que são gráficos de absorbância *versus* comprimento de onda, característicos para uma dada molécula podendo ser utilizados para auxiliar na identificação de uma espécie molecular (SKOOG et al., 2005).

A espectroscopia de fluorescência é outra técnica utilizada para a determinação e/ou caracterização qualitativa da matéria orgânica dissolvida em águas naturais e, mais recentemente, aplicada para analisar lixiviados de aterros sanitários (HUO et al., 2009; YUNUS et al., 2011; XIE e GUAN, 2015). Entre a complexa mistura heterogênea da matéria orgânica dissolvida, as proteínas e as substâncias húmicas são os componentes mais estudados pela fluorescência. Algumas dessas



substâncias, também denominadas fluoróforos, geram sinais de fluorescência em determinados comprimentos de onda, chamadas bandas, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1: Principais bandas observadas na análise de espectroscopia de fluorescência.

Bandas	λ Excitação (nm)	λ Emissão (nm)	Prováveis compostos
A	230	400-500	Ácido Húmico
B	230-275	310	Tirosina
C	300-350	400-500	Ácido Fúlvico
T1	290	350	Triptofano
T2	230	350	Triptofano

Fonte: CARSTEA (2012) e COBLE (1996)

Outra forma de utilização das espectroscopias de ultravioleta visível e fluorescência, é através do cálculo de índices. Os índices de absorção, segundo Li e Hur (2017), são definidos como os índices dos coeficientes de absorção em dois comprimentos de onda diferentes e têm sido utilizados para examinar as fontes e a composição da matéria orgânica dissolvida.

Os índices A285 e o SUVA, por exemplo, são a razão entre a absorbância de UV-vis no comprimento de onda de 285 nm e 254 nm, respectivamente e o COD, sendo que o primeiro indica se os compostos são predominantemente pedogênicos refratários ou aquagênicos alifáticos e o segundo relaciona o conteúdo aromático da matéria orgânica pela concentração do carbono orgânico. Já os índices A300/A400 e A250/A365 são razões entre as absorbâncias de UV-Vis correlacionadas negativamente ao grau de humificação e ao peso molecular dos compostos, respectivamente (ROSTAN E CELLOT, 1995; WESTERHOFF; ANNING, 2000; CLARET et al., 2003; PEURAVUORI; PIHLAJA, 1997).

Utilizando as intensidades de fluorescência, podem ser calculados os índices chamados de razão de fluorescência (FR), o qual indica a fonte da matéria orgânica, se alóctone pedogênica ou alóctone antrópica e o índice de humificação (HIX) que se refere ao grau de humificação da matéria orgânica (WESTERHOFF; ANNING, 2000; HUGUET et al., 2009).

Tendo em vista a grande variabilidade normalmente observada na composição dos lixiviados, a presença de substâncias pouco biodegradáveis, que se apresentam em maiores concentrações em aterros antigos e, também, visando definir alternativas de tratamento dos lixiviados, torna-se fundamental a caracterização mais detalhada da matéria orgânica presente. Assim, as espectroscopias de ultravioleta e de fluorescência podem ser utilizadas conjuntamente com os



métodos convencionais, trazendo informações mais completas sobre o nível de recalcitrância da matéria orgânica presente no efluente a ser estudado.

Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi identificar as características do lixiviado de um aterro sanitário antigo, localizado em Curitiba – PR, utilizando técnicas convencionais e espectroscópicas.

| MATERIAL E MÉTODOS |

A área em estudo adotada para o desenvolvimento desta pesquisa foi o Aterro Municipal de Curitiba, localizado no bairro Caximba, na região sul de Curitiba – PR, com as coordenadas geográficas 25°37'29"S e 49°20'66"W (Figura 2). O aterro entrou em operação em 1989 e encerrou suas atividades em 2010, tendo recebido cerca de 12 milhões de toneladas de resíduos, provenientes de Curitiba e de 21 municípios da Região Metropolitana, durante todo o seu período de operação.



Figura 2: Localização e vista do topo do aterro do Caximba. Fonte: Adaptado de Google Earth (2020)

Para a determinação das características do lixiviado bruto, foram realizadas duas coletas, na entrada do sistema de tratamento do aterro, denominadas P₁₁ e P₁₂, nos meses de julho e abril de 2019, respectivamente. Na Tabela 2 são apresentados os parâmetros e os métodos utilizados para determinar a recalcitrância do lixiviado. Todos os ensaios foram realizados no Laboratório de Engenharia Ambiental Professor Francisco Borsari Netto do Departamento de Hidráulica e Saneamento da UFPR.



Tabela 2: Parâmetros avaliados e metodologias empregadas para análise do lixiviado.

Parâmetros	Unidade	Metodologia e/ou Equipamento Empregado
Cor Aparente	uC	Colorímetro Nessler Quanti 200 – APHA, 2005
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/L	Refluxo Fechado – APHA, 2005
DQO dissolvida	mg/L	Refluxo Fechado – APHA, 2005
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/L	Método Manométrico – APHA, 2005
Carbono Orgânico Dissolvido (COD)	mg/L	TOC 5000-A SHIMADZU, Método da Combustão

As análises de espectroscopia de fluorescência e ultravioleta foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental do Departamento de Química e Biologia da UTFPR. As amostras foram filtradas em membranas de acetato de celulose (0,45 μm), armazenadas em frascos de vidro previamente calcinados a 550°C e diluídas 100 vezes para P1₁ e 200 vezes para P1₂.

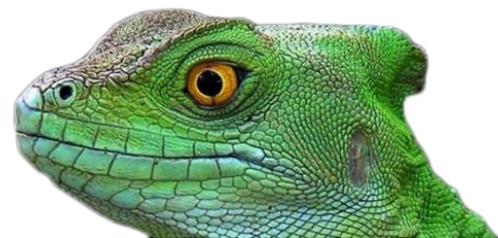
Para as análises de ultravioleta visível, foi utilizado o espectrofotômetro UV-Visível Varian, modelo Cary 50, com cubeta de quartzo, caminho ótico de 1 cm e água ultrapura como branco. Foram medidas as absorvâncias entre 200 e 800 nm, com intervalo de 1 nm e velocidade de escaneamento de 4800 nm/min. A partir da obtenção do espectro também foi avaliada a absorvância no comprimento de onda de 254 nm.

Para a espectroscopia de fluorescência foi utilizada a técnica de matrizes de excitação-emissão (MEE). Os espectros foram obtidos com o auxílio do fluorímetro Cary Eclipse (Varian Inc), em cubeta de quartzo multifacetada, com caminho ótico de 1 cm e água ultrapura como branco, para os comprimentos de onda (λ) de excitação entre 200 nm a 600 nm, com intervalo de 5 nm, e para os comprimentos de onda de emissão entre 200 nm e 610 nm, com intervalo de 2 nm e velocidade de escaneamento de 8000 nm/min.

As absorvâncias de UV-Visível, valores de carbono orgânico dissolvido (COD) e intensidades de fluorescência, foram utilizados na normalização e criação das matrizes (MEE) e no cálculo dos índices de fluorescência e ultravioleta, com o auxílio do código Python Fluorescence Excitation-Emission Matrix Code (FEEMC 2.0), desenvolvido por Kozak e colaboradores (2017).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Na Tabela 3 são apresentadas as principais características do lixiviado estudado em termos concentração de matéria orgânica. Destacam-se os elevados valores para cor aparente, entre 3.000



uC e aproximadamente 4.000 uC, pois a cor escura pode estar relacionada a presença de substâncias húmicas (TONG et al., 2015).

Tabela 3: Caracterização do lixiviado para as coletas P1₁ e P1₂.

Características do Lixiviado	P1 ₁	P1 ₂
Cor Aparente (uC)	3.750,0	3.000,0
DQO (mg/L)	948,9	1.315,0
DQO dissolvida (mg/L)	810,0	1.231,7
DBO (mg/L)	150,0	160,0
COD (mg/L)	401,2	487,4
DBO/DQO	0,16	0,12
DQO/DBO	6,32	8,21
Absorbância 254 nm	7,44	15,26

Nota: Dados coletados em abril e julho de 2019, respectivamente.

Os valores de cor encontrados são, no entanto, mais baixos do que os relatados por Lima e colaboradores (2017), que encontraram valores entre 4.977 mgPtCo/L e 8.197 mgPtCo/L. Baettker (2019) estudando lixiviado também produzido em Curitiba, porém em um aterro mais novo que o deste estudo, obteve valores de cor próximos aos obtidos neste trabalho, variando entre 2.250 uC e 3.500 uC.

A DQO ficou aproximadamente entre 950 mg/L e 1.300 mg/L. O valor está abaixo do relatado por Pacheco e Zamora, (2004), que também estudaram o lixiviado produzido no aterro do Caximba em Curitiba-PR, e obtiveram 4.500 mg/L para a DQO. Este resultado demonstra a alteração da característica do lixiviado em função do tempo. Observa-se que a DQO dissolvida apresenta valores bastante próximos daqueles para a DQO total, (810,0 mg/L e 1.231,7 mg/L) o que indica que a maior parte das partículas se encontram dissolvidas na amostra, o que era esperado, visto que, de maneira geral, lixiviados de aterro sanitário podem conter elevados teores de matéria orgânica dissolvida (KJELDTSEN et al., 2002).

Em relação ao fator de biodegradabilidade, isto é, à razão DBO/DQO, foram determinados valores de 0,16 e 0,12 para P1₁ e P1₂, respectivamente. Os valores são similares àqueles obtidos por Labanowski e colaboradores (2010), igual a 0,18; e por Zouboulis e colaboradores (2004) e Cedillo e colaboradores (2015), de 0,08, os quais também estudaram lixiviados de aterros velhos. O lixiviado pode ser classificado como novo, caso apresente valores acima de 0,5, intermediário para valores



entre 0,1 e 0,5, e velho, ou estabilizado, para valores abaixo de 0,1 (GOMES et al., 2006). Sendo assim, os valores próximos de 0,1 obtidos, permitem classificar o lixiviado em estudo como estabilizado.

Para a razão inversa, dada por DQO/DBO, foram encontrados valores de 6,32 e 8,21, para a P₁₁ e P₁₂ respectivamente. Comparativamente a valores utilizados para a avaliação da biodegradabilidade de águas residuárias, esta relação pode ser considerada elevada quando for maior do que 3,5 ou 4,0. Desta forma, os resultados obtidos sugerem que a fração inerte ou não biodegradável é elevada e que há uma possível indicação para o tratamento físico-químico (VON SPERLING, 2005).

Com relação as análises espectroscópicas, a absorvância determinada na faixa de comprimento de onda de 254 nm fornece indicação da presença de compostos aromáticos. Foram obtidos valores de 7,44 para P₁₁ e 15,26 para P₁₂, sugerindo características mais aromáticas para o lixiviado da segunda coleta. Lima e colaboradores (2017) relataram valores de absorvância em 254 nm de 14,0 para um aterro com 27 anos de operação e 25,0 para outro com 35 anos de operação. Portanto, o valor determinado para P₁₂ está de acordo com a idade do aterro em estudo (31 anos). O valor obtido para P₁₁, por outro lado, é semelhante ao obtido por Gu e colaboradores (2018), que obtiveram para lixiviado gerado na China, com relação DBO/DQO de 0,01, um valor de absorvância em 254 nm de 6,17.

Na Figura 3 são apresentadas as absorvâncias para o espectro ultravioleta visível, realizados por varredura entre os comprimentos de onda de 200 nm e 600 nm para ambas as coletas de lixiviado e, também, para as amostras de água destilada utilizadas como branco nas diferentes coletas. Observam-se fortes absorvâncias na faixa de 200 nm a 300 nm, sendo que os valores foram maiores para P₁₂, o que indica a presença de estruturas aromáticas, pois de acordo com Pacheco e Zamora (2004), tais estruturas absorvem a radiação Uv-visível fortemente na região entre 250 nm e 300 nm.

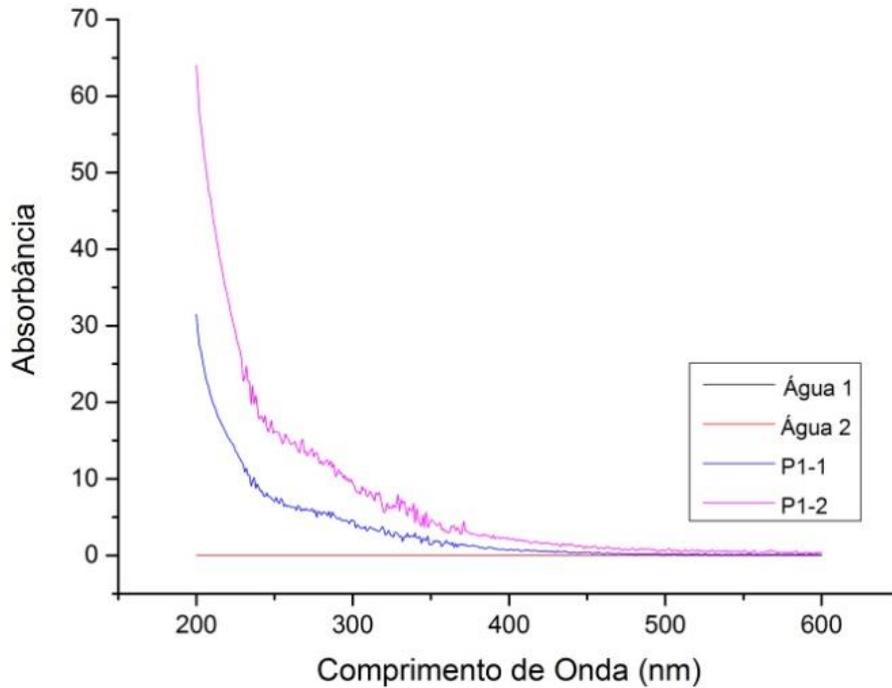
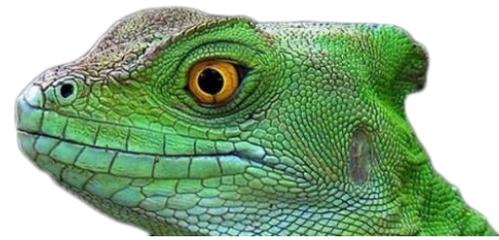


Figura 3: Espectro Ultravioleta Visível obtido para as coletas 1 (P11) e 2 (P12) do lixiviado

Para a espectroscopia de fluorescência, são apresentadas na Figura 4, as matrizes de excitação e emissão (MEE) para P1₁ e P1₂, onde podem ser observadas as características principais da matéria orgânica. As bandas A e C, referentes ao ácido húmico e ao ácido fúlvico, respectivamente, apresentaram-se com maior intensidade tanto para P1₁ quanto para P1₂. Isso indica a prevalência de substâncias consideradas recalcitrantes e aromáticas. As bandas T1 e T2, referentes à tirosina e B referente ao triptofano, que são proteínas e, portanto, representam as substâncias mais lábeis, apresentaram menor intensidade do que as bandas húmicas, indicando a baixa presença de substâncias biodegradáveis no lixiviado estudado.

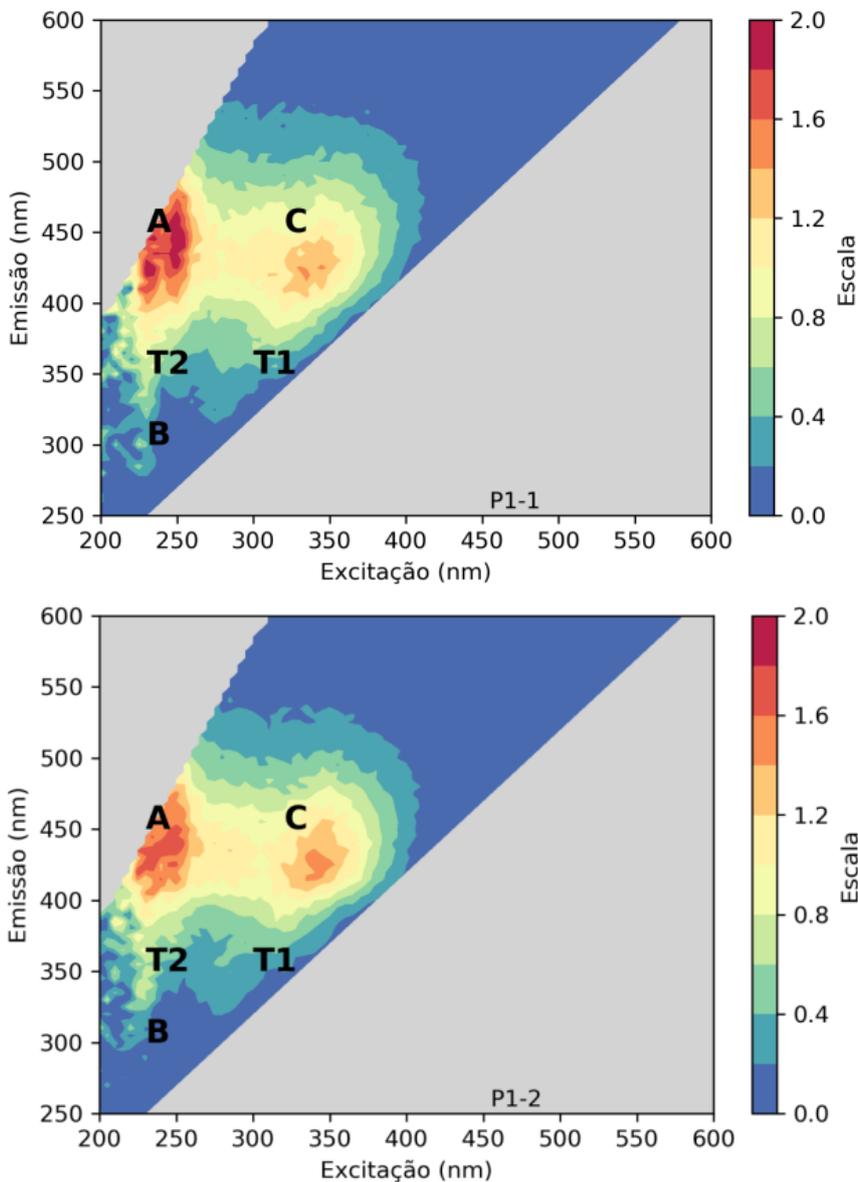
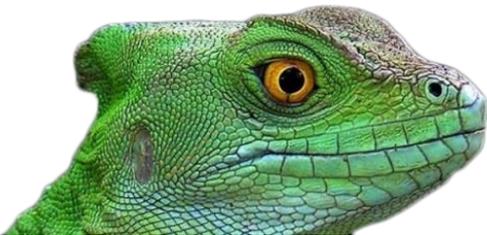


Figura 4: Matrizes de excitação e emissão (MEE) de fluorescência obtidas para as coletas 1 (P11) e 2 (P12) do lixiviado

Os resultados estão de acordo com o estudo de Xie e Guan (2015), que obtiveram matrizes tridimensionais de fluorescência, para lixiviados produzidos em três aterros diferentes, com tempos de aterramento de 4, 5 e 6 anos, e observaram que as características dos espectros variaram de acordo com estes tempos, sendo que quanto maior o tempo de aterramento, menor a intensidade das bandas referentes as proteínas e maior a intensidade das bandas de ácido fúlvico. Dessa forma, como o lixiviado em estudo é mais antigo, (31 anos), a intensidade das bandas lábeis é ainda menor que a intensidade das bandas recalcitrantes.



Os valores referentes aos picos de intensidade de fluorescência obtidos nas MEE da Figura 4 são apresentados na Tabela 4. Dos valores, observa-se uma leve diminuição do pico A e aumento do pico C em P1₂, o que pode estar relacionado à maior concentração de ácido fúlvico. Os picos das substâncias lábeis (B, T1 e T2) foram menos intensos e não apresentaram variação considerável entre as duas coletas.

Tabela 4: Picos de intensidade de fluorescência para as bandas A, B, C, T1 e T2 obtidos nas MEE do lixiviado para as coletas 1 (P1₁) e 2 (P1₂).

Picos	A	B	C	T1	T2
P1 ₁	1,96	0,33	1,49	0,43	0,86
P1 ₂	1,78	0,29	1,52	0,40	0,72

Os índices calculados a partir da espectroscopia de absorvância e de fluorescência são apresentados da Tabela 5. De acordo com Rostan e Cellot (1995), para valores de A285 (razão entre absorvância em 285 nm e o COD), próximos de 20 g/L, a matéria orgânica pode ser considerada essencialmente composta por carbono orgânico refratário ou compostos fúlvicos. Foram obtidos valores próximos de 14 g/L para P1₁ e 24 g/L para P1₂, indicando característica mais refratária ou maior presença de ácido fúlvico para P1₂, enquanto P1₁ apresenta uma característica intermediária entre compostos refratários e alifáticos.

Para o parâmetro SUVA (razão entre a absorvância em 254 nm e o COD), que representa o conteúdo aromático, foram obtidos valores de 1,86 (mg.m)⁻¹ e 3,13 (mg.m)⁻¹, sendo que resultados acima de 2,0 (mg.m)⁻¹ indicam que a estrutura é predominantemente aromática (WEISHAAR et al., 2003). Dessa forma, observa-se que P1₂ apresentou característica mais aromática que P1₁. Baettker (2019) obteve valores em uma faixa próxima da obtida neste trabalho, entre 0,46 (mg.m)⁻¹ e 2,64 (mg.m)⁻¹ para o SUVA em diversas coletas de lixiviado de um aterro mais jovem, também de Curitiba-PR, o que ressalta a grande variabilidade deste tipo de efluente.

De acordo com Claret e colaboradores (2003) e Li e Hur (2017), o índice A300/A400 se relaciona negativamente com o grau de humificação, sendo que valores entre 2,67 e 3,10 podem indicar ácido húmico e valores entre 5,14 e 7,03 ácido fúlvico. Dessa forma, os menores valores obtidos para P1₂ indicam uma característica mais húmica do que o ponto P1₁, ou maior presença de ácido húmico em P1₂ e ácido fúlvico em P1₁.



Tabela 6: Índices de espectroscopia de absorvância e de fluorescência obtidos para os pontos P1₁ e P1₂.

Índices	A285 (g/L)	SUVA (mg.m) ⁻¹	A300/A400	A250/A365	FR	HIX
P1 ₁	14,34	1,86	6,58	6,66	1,98	10,83
P1 ₂	24,16	3,13	4,51	4,17	2,38	10,64

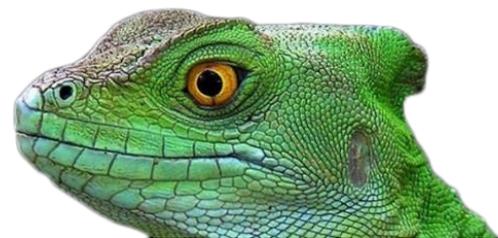
Da mesma forma, o índice A250/A365 apresenta uma correlação negativa, porém referente ao peso molecular e à aromaticidade da molécula (PEURAVUORI; PIHLAJA 1997; LI; HUR, 2017). Portanto, o peso molecular e a aromaticidade são maiores para P1₂, que apresentou valor menor para o índice do que P1₁. Baettker (2019) encontrou valores de A250/A365 variando entre 3,30 e 5,38 para o lixiviado, valores aproximados aos encontrados neste trabalho.

Para a Razão de Fluorescência (FR) (Tabela 5), valores abaixo de 1,5 podem indicar matéria orgânica alóctone pedogênica, enquanto valores acima de 1,8, origem autóctone ou alóctone antrópica (WESTERHOFF; ANNING, 2000; LEITHOLD, 2017; BAETTKER, 2019). Os resultados obtidos, acima de 1,8 indicam, portanto, que a matéria orgânica tem fonte alóctone antrópica, ou seja, proveniente de atividades humanas como é o caso do efluente em estudo, e não de origem natural.

O índice de humificação (HIX) indica o grau de humificação da amostra, sendo que valores menores do que 4 indicam matéria orgânica autóctone, valores entre 4 e 6 sugerem fraca característica húmica, valores entre 6 e 10, importante característica húmica e valores acima de 16, indicam forte característica húmica com contribuição pedogênica (HUGUET et al., 2009). Para ambos os pontos analisados, os valores próximos de 10 indicam que existe uma importante característica húmica. Gu e colaboradores (2018), analisando lixiviado gerado na China, de relação DBO/DQO de 0,01, obtiveram um valor de HIX de 8,96, mais baixo do que os valores encontrados para os pontos analisados, no entanto, também consideraram que o efluente apresentava alto grau de humificação.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A partir das análises realizadas, observa-se que o lixiviado estudado apresenta características recalcitrantes, condizentes com lixiviados velhos e estabilizados. A segunda amostra coletada, P1₂, apresentou maior concentração de matéria orgânica recalcitrante em termos de DQO, COD e absorvância em 254 nm, em relação a P1₁.



Os espectros de ultravioleta visível e as matrizes de fluorescência indicaram a presença de substâncias aromáticas e ácidos húmicos e fúlvicos. O aumento da aromaticidade, do peso molecular e do grau de humificação para a amostra P1₂ foi corroborado por meio dos cálculos dos índices de ultravioleta visível e de fluorescência.

As diferenças obtidas entre as duas coletas reafirmam a variabilidade do lixiviado, que nesse caso pode sofrer interferências das taxas de precipitação, condições do tempo, estação do ano, entre outras, e sendo assim, um maior número de coletas é necessário para uma caracterização mais representativa.

Tanto a espectroscopia de ultravioleta quanto a de fluorescência podem ser consideradas técnicas promissoras que trazem informações adicionais de maneira rápida, para caracterização de lixiviados em relação à matéria orgânica e a recalcitrância. Tendo em vista os desafios enfrentados no tratamento de lixiviados, tais informações utilizadas em conjunto podem subsidiar decisões de planejamento de um sistema de tratamento adequado e também auxiliar na avaliação da eficiência das etapas de tratamento.

Agradecimentos

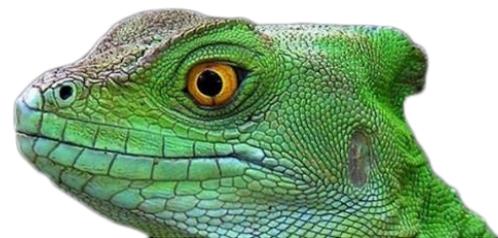
Os autores agradecem pelo apoio a UFPR, o Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, o Laboratório de Química Ambiental do Departamento de Química e Biologia da UTFPR e a CAPES pela bolsa de estudos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABNT. NBR 8419 - Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. ABNT, 1992. Rio de Janeiro - RJ: Associação Brasileira de Normas Técnicas.
- APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2005. Washington: APHA - American Public Health Association, 21ª Edição.
- BAETTKER, E. C. Avaliação da Tratabilidade de Lixiviado de Aterro Sanitário combinado com Esgoto Sanitário em Reator Anaeróbio tipo UASB. Orientador: Miguel Mansur Aisse. 2019. 224f. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2019.
- BRAGA, M. C. B.; AISSÉ, M. M.; STEINER, P. A.; DIAS, N. C.; BARÉS, M. E.; TANAKA, G. T.; RIBEIRO, C. B. Tratamento de lixiviados de aterro sanitário com foco na remoção de nitrogênio amoniacal, matéria orgânica biodegradável e compostos recalcitrantes: caracterização de lixiviados. São Leopoldo-RS, 2012.
- CARSTEA, E. M. Fluorescence Spectroscopy as a Potential Tool for In-Situ Monitoring of Dissolved Organic Matter in Surface Water Systems. In: P. N. Balkis (Org.); Water Pollution. p.47-68, 2012. Intech.



- CLARET, F.; SCHÄFER, T.; BAUER, A.; BUCKAU, G. Generation of humic and fulvic acid from Callovo-Oxfordian clay under high alkaline conditions. *Science of the Total Environment*, v. 317, n. 1–3, p. 189–200, 2003.
- COBLE, P. G. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation-emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, v. 51, p. 325–346, 1996.
- EL-FADEL, M.; E.BOU-ZEID; W.CHAHINE; B.ALAYLI. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, v. 22, n. 1, p. 269–282, 2002.
- FARQUHAR, G. J. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*, v. 16, n. 3, p. 317–325, 1989a. Disponível em: <<http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/l89-057>>. .
- GOMES, L. P. (COORDENADORA). Resíduos sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. 1ª ed. Rio de Janeiro - RJ: Editora ABES, 2009.
- GOMES, L. P.; LANGE, L. C.; JUCÁ, J. F. T.; FERNANDES, F.; SILVA, S. M. C. P. DA. Processos e Monitoramento da Digestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbano. In: A. B. de Castilhos Junior (Org.); Tratamento, Recuperação e Disposição Integrados de Resíduos Urbanos, com ênfase na Proteção dos Corpos d'água. p.494, 2006. Rio de Janeiro - RJ: ABES - Prosab 4.
- HUGUET, A.; VACHER, L.; RELEXANS, S.; et al. Properties of fluorescent dissolved organic matter in the Gironde Estuary. *Organic Geochemistry*, v. 40, n. 6, p. 706–719, 2009. Elsevier Ltd.
- HUO, S.; XI, B.; YU, H.; LIU, H. Dissolved organic matter in leachate from different treatment processes. *Water and Environment Journal*, v. 23, n. 1, p. 15–22, 2009.
- KOZAK, C.; LEITHOLD, J.; DE AZEVEDO, J. C. R.; FERNANDES, C. V. S. FEEMC 2.0., Programa de computador sem registro 2017.
- LABANOWSKI, J.; PALLIER, V.; FEUILLADE-CATHALIFAUD, G. Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. 179, n. 1–3, p. 166–172, 2010. Elsevier B.V.
- LANGE, L. C.; AMARAL, M. C. S. DO. Geração e Características do Lixiviado. Resíduos Sólidos: Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. p.360, 2009. Rio de Janeiro - RJ: Editora ABES - Prosab 5.
- LEITHOLD, J. Variabilidade Espacial E Temporal Da Matéria Orgânica No Ecossistema Aquático Nas Bacias Hidrográficas Do Alto E Médio Iguaçu. Orientador: Cristóvão Vicente Scapulatempo Fernandes. 2017. 179f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Curitiba, 2017.
- LI, P.; HUR, J. Utilization of UV-Vis spectroscopy and related data analyses for dissolved organic matter (DOM) studies : A review. , , n. December, 2017.
- LIMA, L. S. M. S.; ALMEIDA, R. DE; QUINTAES, B. R.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C. Evaluation of humic substances removal from leachates originating from solid waste landfills in Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, v. 52, n. 9, p. 828–836, 2017a. Taylor & Francis.
- PACHECO, J. R.; ZAMORA, P. G. P. Integração de Processos Físico-Químicos e Oxidativos Avançados para Remediação de Percolado de Aterro Sanitário (Chorume). *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 9, p. 306–311, 2004.
- PEDRO-CEDILLO, L. S.; MÉNDEZ-NOVELO, R. I.; ROJAS-VALENCIA, M. N.; et al. Evaluation of Adsorption and Fenton-Adsorption Processes for Landfill Leachate Treatment. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, v. 14, n. 3, p. 23–43, 2015.



- PEURAVUORI, J.; PIHLAJA, K. Molecular size distribution and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Analytica Chimica Acta*, v. 337, n. 2, p. 133–149, 1997.
- RODRIGUES, F. S. F.; BILA, D. M.; CAMPOS, J. C.; SANT'ANNA JR., G. L.; DEZOTTI, M. Sequential treatment of an old-landfill leachate. *International Journal of Environment and Waste Management*, v. 4, n. 3/4, p. 445–456, 2009.
- ROSTAN, J. C.; CELLOT, B. On the use of UV spectrophotometry to assess dissolved organic carbon origin variations in the Upper Rhône River. *Aquatic Sciences*, v. 57, n. 1, p. 70–80, 1995.
- SHENG, G. P.; ZHANG, M. L.; YU, H. Q. A rapid quantitative method for humic substances determination in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, v. 592, n. 2, p. 162–167, 2007.
- SKOOG; WEST; HOLLER; CROUCH. *Fundamentos de Química Analítica*. 8ª Edição ed. 2005.
- VON SPERLING, M. *Introdução á Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.
- TONG, H.; YIN, K.; GE, L.; et al. Monitoring transitory profiles of leachate humic substances in landfill aeration reactors in mesophilic and thermophilic conditions. *Journal of Hazardous Materials*, v. 287, p. 342–348, 2015. Elsevier B.V. WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B. A.; et al. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science and Technology*, v. 37, n. 20, p. 4702–4708, 2003.
- WESTERHOFF, P.; ANNING, D. Concentrations and characteristics of organic carbon in surface water in Arizona: Influence of urbanization. *Journal of Hydrology*, v. 236, n. 3–4, p. 202–222, 2000.
- XIE, Z.; GUAN, W. Research on Fluorescence Spectroscopy Characteristics of Dissolved Organic Matter of Landfill Leachate in the Rear Part of Three Gorges Reservoir. *Journal of Spectroscopy*, v. 2015, 2015.
- YUNUS, A.; SMALLMAN, D. J.; STRINGFELLOW, A.; BEAVEN, R.; POWRIE, W. Leachate dissolved organic matter characterization using spectroscopic methods. *Journal of Water Reuse and Desalination*, v. 1, n. 2, p. 78, 2011. ZOUBOULIS, A. I.; CHAI, X. L.; KATSOYIANNIS, I. A. The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates. *Journal of Environmental Management*, v. 70, n. 1, p. 35–41, 2004.



ECODESIGN DE PRODUTO: UM ESTUDO DE CASO SOBRE A UTILIZAÇÃO DE MADEIRA-PLÁSTICA PARA A CONFECÇÃO DE MÓVEIS NA EMPRESA ECOSAR DE SANTA CRUZ DO SUL

| ID 15642 |

Johanna Dreher Thomas, Gabriel Souza de Castro, Gissele Muller, Jorge Andre Ribas Moraes e André Luiz Emmel Silva

Universidade de Santa Cruz do Sul e-mail: jdthomas@mx2.unisc.br; Universidade de Santa Cruz do Sul e-mail: gabrielsozadecastro@gmail.com; Universidade de Santa Cruz do Sul e-mail: gisselemuller@mx2.unisc.br; Universidade de Santa Cruz do Sul e-mail: jorge@unisc.br; Universidade de Santa Cruz do Sul e-mail: andresilva@unisc.br

| RESUMO |

Com a crescente preocupação das empresas com suas responsabilidades ambientais, está cada vez mais em evidência a utilização de estratégias sustentáveis e métodos pelos quais as empresas buscam diminuir os impactos ambientais negativos derivados de seus processos produtivos. Nesta linha de pensamento, surgem ferramentas como o Ecodesign de Produto, que está integrado dentro do Sistema de Gestão Ambiental e suas políticas. Neste artigo, realizou-se uma pesquisa acerca das características que compõem um Ecoproduto. A fim de obtermos dados mensuráveis e objetivos, utilizou-se como método uma entrevista e visita a uma empresa que realiza a comercialização de itens que são produzidos com o uso de Madeira-Plástica, material sustentável que está sendo cada vez mais utilizado devido à suas características.

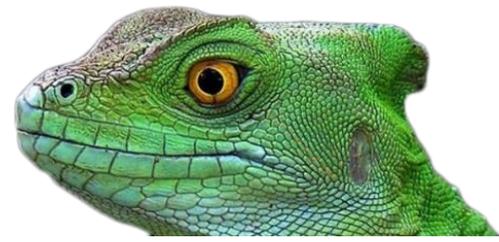
Palavras-chave: Ecodesign; Madeira-Plástica; Sustentabilidade.

| INTRODUÇÃO |

A fim de minimizar os impactos ambientais negativos derivados dos processos produtivos e produtos, as empresas cada vez mais optam pela implementação de Sistemas de Gestão Ambiental. É de comum utilização das empresas terem como referência a ISO 14001, norma que apresenta requisitos e exigências para obter uma certificação. (OLIVEIRA, 2016).

Dentro do campo de estudo da gestão ambiental, encontram-se diversas ferramentas pelas quais as empresas procuram desenvolver atividades e pensamentos sustentáveis, em prol tanto de seus produtos como da sociedade em que estão inseridas. Entre tais ferramentas, pode-se destacar o Ecodesign de Produto.

O Ecodesign de produto, ou design ecológico, é uma abordagem de gerenciamento proativa que integra considerações ambientais no desenvolvimento de produtos e processos relacionados



(como compras, marketing e pesquisa e desenvolvimento). O Ecodesign visa melhorar o desempenho ambiental dos produtos ao longo de seu ciclo de vida, desde a extração e fabricação de matérias-primas até o uso e fim de vida. (PIGOSSO, 2015). Uma das possibilidades, é a busca por materiais alternativos como matéria-prima.

Um exemplo de material que gradativamente está ganhando espaço no mercado devido a sua característica sustentável e de alta qualidade é a madeira-plástica, em substituição da madeira convencional.

A madeira plástica, é obtida através de uma combinação de resina termoplástica e fibra de madeira, juntamente com quantidades variáveis de aditivos (FABIYI e MCDONALD, 2014 apud POLETTTO, 2017).

O objetivo geral deste trabalho é analisar as características de um ecoproduto, exemplificado pela utilização da madeira-plástica, além de mensurar o impacto ambiental gerado pela utilização da mesma.

Gestão Ambiental

A gestão ambiental corresponde a um conjunto de ações, práticas, políticas e normas utilizadas por uma organização que tem como objetivo adequar seus processos às legislações e obrigações ambientais, assim como o gerenciamento e a mitigação dos impactos ambientais derivados dos processos produtivos. A implementação de um sistema de gestão ambiental possibilita, de maneira cíclica, que sejam identificadas oportunidades de melhorias dos processos que geram maiores danos ambientais. (ROVERE, et al., 2000 apud SILVA, 2017).

Assim, faz-se necessário a inclusão do fator meio ambiente ao processo de tomada de decisão, das estratégias de negócios e objetivos das organizações. A relação entre processos produtivos e desenvolvimento com a utilização dos recursos naturais de forma mais eficiente é caracterizada por dificuldades, entretanto, a conscientização quanto os impactos ambientais gerados pelas atividades industriais está gradativamente aumentando, uma vez que a própria sociedade realiza pressão frente aos governos para criarem novas leis ambientais, além de pressionarem as próprias empresas, objetivando a proteção do patrimônio natural da humanidade. (CAMPOS e LERÍPIO, 2009 apud SOUZA, 2017)

Dessa forma, pode-se considerar o SGA como uma filosofia, pela qual a organização realiza o gerenciamento de suas obrigações ambientais, assim como falhas, não conformidades e a constante busca da melhoria contínua para seus processos. (SILVA, 2017).



Ecodesign de Produto

Ecodesign de produto pode ser entendido como a gestão ambiental aliada aos processos de desenvolvimento de produtos ou serviços, a fim de minimizar os impactos ambientais, bem como aumentar o tempo do ciclo de vida dos produtos, mantendo e ou aumentando os critérios como funcionalidade, estética, desempenho e viabilidade econômica. (DIAS, 2007)

O objetivo principal do Ecodesign é diminuir a quantidade de resíduos, que são gerados através dos processos de produção dos produtos nas indústrias, do uso e do descarte inadequado, sendo assim, responsabiliza-se desde o desenvolvimento do produto até o seu descarte. (DIAS, 2007)

Tendo em vista este objetivo, o Ecodesign, procura utilizar materiais alternativos, reciclados, não tóxicos, biodegradáveis, reutilizados e renováveis, a fim de desenvolver produtos com maior durabilidade e que sejam produzidos utilizando o máximo de energia renovável possível. Produtos que aliam qualidade à um processo produtivo otimizado e sustentável, utilizando materiais que antes eram desperdiçados sendo colocados em aterros sanitários que passam a agregar valor, são algumas das atribuições do Ecodesign. (RADONJIC, 2015)

Para Braga (2014), o Ecodesign no Brasil é definido como ferramenta para aumentar a competitividade das empresas, contribuindo para obter melhorias nos indicadores ambientais, ganhos econômicos e sociais, bem como estimular a criação de processos de produção mais eficientes. Assim como as empresas, os consumidores estão cada vez mais adquirindo produtos sustentáveis, deste modo, as empresas que possuem Ecodesign se destacam no mercado consumidor atual.

Silva e Heemann (2007) apud Araujo (2015) relacionam oito estratégias e ações que as empresas devem implantar para que realize uma metodologia de design para o meio ambiente (DFE) de modo amplo. Essas estratégias são escolha de materiais de menor impacto, redução da massa e do volume do produto, fabricação mais limpa, otimização dos sistemas de embalagem e distribuição, redução dos impactos durante a utilização, otimização da duração da vida, otimização do fim da vida, valorização e novos conceitos e nova resposta às expectativas dos usuários.

Com a implantação dessas estratégias, faz-se necessário a reengenharia do produto, de maneira que o planejamento do produto deve levar em conta todos os aspectos ambientais envolvidos. É necessário que as organizações planejem a utilização de recursos não somente durante o processo, mas que também tenham ciente de sua responsabilidade após a produção, tais como a duração de seus produtos e a destinação correta dos resíduos derivados do próprio consumo e processo produtivo (ARAUJO, 2015).



Dentre o estudo de caso realizado, destaca-se a primeira estratégia, caracterizada pela escolha de materiais de menor impacto.

Madeira Plástica

Madeira plástica segundo a visão de Amaral (2009), citado por CABRAL et al. (2016) é uma mistura de matérias-primas originadas da reciclagem do lixo plástico, juntamente com a união de serragem de madeira e aditivos; esse que dará as características físico-químicas e mecânicas de cada tipo de madeira ecológica. Para produzir a madeira plástica, são utilizados os resíduos de madeira convencional de menor dimensão, portanto se encaixam melhor ao pó de madeira ou serragem.

Os principais aditivos utilizados para a fabricação da madeira plástica são: plastificante, para aumentar flexibilidade, estabilizante térmico, para impedir a decomposição devido a aquecimento, estabilizador UV, redutor de inflamabilidade, lubrificante, carga, para aumentar a resistência e reduzir custos, antioxidante, pigmentos, antiestético, para impedir a eletrização através de atrito, aromatizante e biocida, para evitar a degradação. (PIATTI e RODRIGUES, 2005 apud CABRAL 2016).

Madeira ecológica é utilizada em produtos fabricados com plástico superior a 50% em seu peso. Esses produtos apresentam dimensões bem parecidas com a de madeira industrial, mas sua composição química é bem diferente, pois além dos plásticos é adicionado fibras naturais, serragem de madeira, e fibra de vidro. (ARRUDA 2007 apud GUIMARÃES 2013).

A madeira plástica possui muitas características, entre elas, destaca Cabral (2016), a impermeabilidade, resistência a corrosão e a ação de cupins, fungos e bactérias, não deteriorando com o passar do tempo e isolamento térmico.

Processo produtivo

Segundo Cabral et al. (2016) existem diversas maneiras de se fabricar a madeira plástica, pois há uma variedade muito grande de plásticos que podem ser reutilizados e também há uma grande possibilidade de misturas que podem ser realizadas, isso tudo vai depender do fabricante.

Uma das maneiras de obter a madeira plástica é através do processo de extrusão contínua que muitas vezes é dividida em duas partes. A primeira consiste em recolher a matéria-prima, que é o nosso lixo plástico, após a seleção, o plástico é destinado para processos de moagem, lavagem e secagem. Após esses processos parte-se para a segunda etapa onde ocorre o reprocessamento; nessa etapa os grânulos são fundidos e homogeneizados, esse processo é feito por uma máquina extrusora. (PAULA e COSTA, 2008 apud CABRAL et al, 2016).



Nesse processo o plástico funciona como aglutinante, unindo a madeira. Esses dois componentes são triturados e após colocados em uma prensa. Com o calor o polímero funde e envolve a madeira. Quando ocorre o resfriamento a liga se solidifica.

Comparativo com Madeira Convencional

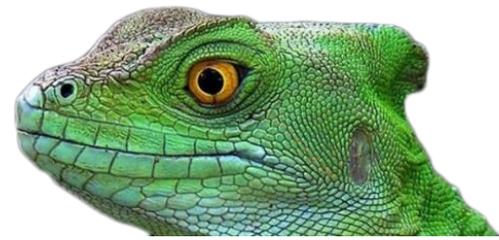
Considerando os conceitos sobre Ecodesign, pode-se afirmar que produtos inovadores, ecologicamente sustentáveis, com maior durabilidade, modernos e com alta tecnologia, estão em destaque e dominando o mercado consumidor. Diante disto, a procura por madeira plástica torna-se cada vez maior, sendo capaz de substituir a madeira convencional, tendo em vista que são muitas as vantagens em relação à madeira convencional, no entanto, algumas desvantagens, como o alto custo de investimento inicial.

O alto custo de investimento inicial está relacionado ao alto custo da coleta seletiva, a menor procura por produtos fabricados por madeira plástica devido ao fato de ser pouco conhecido pela população, tornando estes produtos menos procurados, o que pode aumentar os custos operacionais para a produção, sendo assim, não possibilitando a competitividade em relação a preço. Portanto, enquanto a madeira plástica depende da coleta seletiva e separação de resíduos, a madeira convencional pode ser facilmente obtida e pode ser renovada por meio de reflorestamento. (CABRAL, 2016)

O maior diferencial da madeira plástica é sua alta durabilidade e resistência do material e, ao contrário da madeira convencional, a madeira plástica não possui nenhuma substância tóxica, evita o desmatamento, não contamina o solo nem águas subterrâneas, pode ser exposta ao sol, chuva, maresia, pode estar em contato permanente com o solo e não possui matéria orgânica em sua composição e ainda, possui tratamento antichama, o que oferece mais segurança. (POLETTTO, 2017)

A madeira plástica possui relação a tração equivalente a madeira convencional utilizadas na construção civil, no entanto, a resistência à compressão da madeira plástica é bem menor comparada a madeira convencional, pelo fato de ter o plástico como principal matéria-prima. Portanto, não é recomendada a utilização de madeira plástica na construção civil pesada, pois pode ocasionar em fissuras e rachaduras, danificando a estrutura. (CABRAL, 2016)

A madeira convencional possui muitas desvantagens em relação à madeira plástica, pois necessita de pintura, lixamento e demais acabamentos, absorve umidade, pode sofrer ação de cupins, fungos e bactérias, pode apodrecer e sofrer rachaduras. No entanto, a madeira convencional ainda é a mais indicada para grandes construções, pois, conforme Cabral (2016), existe a possibilidade de



utilizar a madeira plástica em grandes construções, porém, a mesma necessita da adição de aditivos na composição, o que elevaria o custo operacional.

Reciclagem

O conceito reciclagem é utilizado para definir o sistema de coleta, separação e processamento do material, e visa diminuir a quantidade de lixo quanto para preservar e utilizar menos recursos da natureza. Além disso, a reciclagem auxilia na diminuição da poluição da água, solo e ar, pois retira o lixo de aterros ou evita que sejam incinerados. O processo inicia com a coleta seletiva, na qual são separados os materiais que podem vir a ser reciclados. (CABRAL, 2016)

A coleta, além do benefício ambiental possui impacto social, pois gera renda para muitos cidadãos. Portanto, a reciclagem é fundamental para gerar a matéria prima para a fabricação dos produtos reciclados. Na coleta seletiva do lixo, o plástico corresponde a 15% em peso, composta também por papel, vidro, metal e alumínio. (CABRAL, 2016)

A produção de madeira plástica é uma demonstração de uma forma duradoura e sustentável de utilizar materiais que são rejeitados e que irão demorar muito tempo para se decompor no meio ambiente, como é o caso do plástico (CABRAL et al., 2016). Guimarães (2013) destaca que o nível de reciclagem dos plásticos é muito baixo, com uma representação de apenas 20%, isso mostra que muitos polímeros não estão sendo reutilizados.

A preocupação com essa porcentagem preocupa, pois o número de plásticos que estão sendo produzidos no mundo vem aumentando a cada ano, em 1950 eram produzidos 1,5 milhões de toneladas já em 2011 essa produção passou para 265 milhões de toneladas, um aumento de 17.000%. (GUIMARÃES, 2013).

A reciclagem da madeira é muito importante também, pois seus resíduos, mesmo não sendo poluidores podem apresentar problemas no seu armazenamento e a queima do mesmo a céu aberto libera gases para a natureza. Na manufatura da madeira muitos resíduos são gerados em distintas etapas do processo. Considerando todo o processo de transformação, é considerado que cerca de 40 a 60% do volume total de tora é aproveitado (SANTOS, 2008 apud GUIMARÃES, 2013).

| METODOLOGIA |

A presente pesquisa aborda a temática da utilização do Ecodesign de produto, como uma estratégia de Gestão Ambiental a ser praticada pelas empresas. Para o delineamento desta pesquisa,



analisou-se o caso prático da manufatura utilizando a Madeira-plástica, realizada pela empresa Ecosar, localizada em Santa Cruz do Sul – RS- Brasil, como forma de substituição da matéria-prima tradicional, utilizando dessa maneira uma alternativa que apresenta menores impactos negativos ao ambiente.

Trata-se de uma abordagem qualitativa e quantitativa. Para Marconi e Lakatos (2017), a metodologia qualitativa preocupa-se na análise e interpretação de aspectos mais profundos, descrevendo, desta forma, a complexidade referente ao comportamento, seja humano ou de uma organização. E de acordo com Gil (2017), as pesquisas quantitativas têm como principal objetivo quantificar ou mensurar as variáveis estudadas.

Quanto aos objetivos, a pesquisa classificou-se como exploratória, que, segundo Hair (2005), serve para aquele pesquisador que não tem muito conhecimento sobre o conteúdo e deseja assim aprofundar-se dentro da temática, realizando descobertas. Também se caracterizou como descritiva que, ainda segundo o autor, serve para medir as características descritas em uma questão de pesquisa.

Em relação ao método de pesquisa, foi realizado um estudo de caso, que de acordo com Gil (2017) constitui-se em um estudo profundo e exaustivo de um ou poucos sujeitos de pesquisa, de maneira que permita um conhecimento detalhado e amplo sobre suas características.

Quanto a coleta de dados, obteve-se os mesmos através de uma entrevista semiestruturada, com o proprietário da empresa selecionada (empresa ECOSAR) que, segundo Gil (2017), é uma técnica de pesquisa que visa obter informações de interesse a uma investigação, onde o pesquisador formula perguntas orientadas, com um objetivo definido, frente a frente com o respondente e dentro de uma interação social, com gestores e líder de setor. Também foi utilizada a observação direta, que, segundo Gil (2017), o pesquisador observa os fatos de maneira espontânea e atua como um espectador.

Participou da pesquisa a empresa Ecosar, de Santa Cruz do Sul - RS- Brasil, que atua no ramo de produtos sustentáveis e soluções ambientais desde 2013, através do contato com seus colaboradores e fornecedor, que atuam em prol de atitudes sustentáveis.

O questionário utilizado para realizar a entrevista com a empresa Ecosar encontra-se representado na figura 1.



Entrevista com a empresa Ecosar

- 1) Qual o perfil de cliente que adquire os produtos da empresa Ecosar?
- 2) Qual a história da empresa Ecosar e o que motivou sua criação?
- 3) Na visão da empresa, atualmente, os clientes estão mais sensíveis à compra de produtos ecologicamente corretos?
- 4) Quais os produtos são fabricados pela Ecosar com madeira plástica?
- 5) De que forma são produzidos os produtos com madeira plástica?
- 6) Quais os tipos de materiais utilizados para a produção da madeira plástica?
- 7) Na composição da madeira plástica, quais os volumes dos produtos utilizados?
- 8) Qual o volume utilizado de madeira plástica para a confecção dos principais produtos?
- 9) Como a empresa fornecedora obtém a matéria prima para a produção da madeira plástica?
- 10) A empresa cogita a possibilidade de fabricar a própria madeira plástica para a fabricação de seus produtos?
- 11) A empresa realiza estudos sobre os impactos ambientais positivos da madeira plástica?
- 12) Desde que está atuando no mercado a empresa percebe que está havendo um aumento da procura por produtos fabricados de madeira plástica?
- 13) A empresa acredita que a maior procura por madeira plástica atualmente é devido ao apelo ecológico ou pelas características serem superiores a madeira convencional?
- 14) Em relação ao custo-benefício, a empresa já fez comparações entre a madeira plástica e a convencional?
- 15) Como a empresa planeja a comercialização de produtos fabricados a partir da madeira plástica a longo prazo?

Figura 1 – Questionário para a empresa Ecosar

Para a análise e interpretação dos dados foi utilizado a análise de conteúdo que, segundo Diehl e Tatim (2004), procura identificar a relação os fenômenos e fatos.

A metodologia utilizada para realização desta pesquisa encontra-se representada pela figura 2.

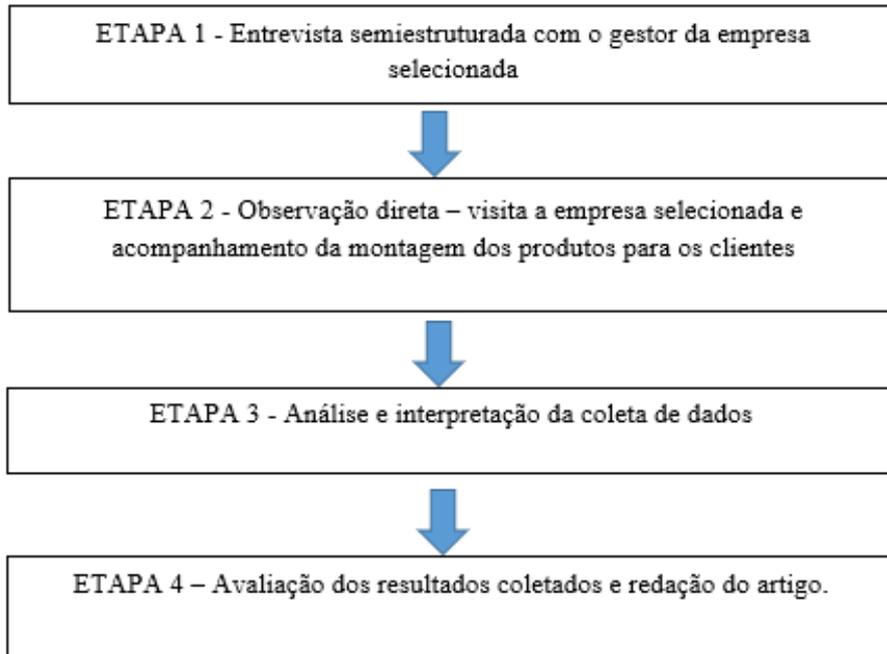


Figura 2 - Etapas para o delineamento da pesquisa

| RESULTADOS |

Conforme contato com o proprietário da empresa Ecosar, foi possível obter dados a respeito da quantidade de plástico retirado do meio ambiente para a produção da madeira-plástica a ser utilizada em vários produtos. A figura 2 representa a quantidade de plásticos retirados da natureza para serem transformado em produtos

Os itens anteriores relatados, compõem o portfólio de produtos disponíveis pela empresa fornecedora. Para fins de cálculo básico, para a confecção de uma peça com 90 centímetros de comprimento, 10 cm de largura e 3 cm de espessura, são utilizados cerca de três quilos de plástico.

A partir do quadro 1, pode-se analisar que pequenas substituições em itens de nosso cotidiano podem causar impactos ambientais positivos. A exemplo, na Universidade de Santa Cruz do Sul, conforme o departamento de patrimônio, há espalhado pela instituição 157 bancos de jardim. Se em sua totalidade fossem substituídos por bancos de madeira-plástica com medida de 1,5 metros, seria retirado cerca de 4 mil quilos de plástico do meio ambiente.

Ainda, foi-nos relatado que, de maneira geral, o perfil de cliente que adere à produtos sustentáveis são clientes que pertencem principalmente à classe média-alta, que possuem



consciência ambiental e preocupação com a utilização de recursos naturais e características dos processos produtivos e tecnologias empregadas para a manufatura.

	Kgs de Plástico	DIMENSÕES				Kgs de Plástico	DIMENSÕES		
		Altura (cm)	Comp. (cm)	Larg. (cm)			Altura (cm)	Comp. (cm)	Larg. (cm)
Banco de Jardim	32	-	200	-	Cachepot	6,15	-	40	13,6
Banco de Jardim	25	-	150	-	Cachepot	0,5	-	12	12
Banco de Jardim	16	-	93	-	Cerca	13,3	72	70	70
Cadeira	10	-	45	-	Lixeira	11	40	Diâmetro	40
Banco 4 Tábuas	20	-	150	-	Lixeira	13	50		
Banco 3 Tábuas	18	-	150	-	Lixeira	14	60		
Banqueta	7	-	45	-	Lixeira	18	70		
Mesa de Churrasqueira	85	77	150 x 72 (Tampo)	145	Cachepot	10	40	Diâmetro	50
Mesa de Jantar	60	78	150	82	Cachepot	12	50		
Mesa de Bar	25	72	70	70	Cachepot	14	60		
Mesa de Centro	27	35	80	55	Cachepot	16	70		
Floreira	49	140	130	-	Deck Modular	27,5	-	100	100
Floreira	14	75	75	-	Deck Modular	7,5	-	50	50
Balauço	85	200	100	160	Deck Injetado	3,5	-	50	50
Pergolado	145	300	250	210					

Figura 2 – Produtos fabricados com madeira plástica e os quilos de plásticos retirados da natureza

Este tipo de cliente caracteriza-se também pela fidelidade a estes produtos, além de disseminar a ideia de seu consumo. Desta maneira, pode-se perceber um crescimento constante no consumo de produtos desta natureza.



| CONCLUSÃO |

Com a análise dos dados levantados, conclui-se que o Ecodesign é uma filosofia que está em constante crescimento dentro dos ideais praticados pelas empresas no mercado atual. Verificou-se que há diversos métodos para a implementação de estratégias que compõem o Ecoproduto.

Dentro das estratégias citadas anteriormente, aprofundou-se os estudos da presente pesquisa em relação à substituição de matérias-primas convencionais, por materiais de natureza sustentável, evidenciado pela utilização da madeira-plástica para a confecção de produtos do nosso cotidiano geralmente manufaturados em madeira convencional.

A substituição de produtos convencionais por Ecoprodutos ainda é um paradigma para a sociedade. A conscientização a respeito da importância do consumo sustentável vem aumentando em pequenas proporções, isto deve-se ao fato das empresas nos últimos anos estarem implantando sistemas de gestão ambiental e estratégias que façam a mitigação de impactos ambientais negativos. Há também o gradativo aumento da percepção da sociedade a respeito de produtos ecologicamente corretos.

Em contrapartida, ainda se torna um desafio para o consumo os valores de aquisição de produtos desta natureza, pelo acréscimo em seu custo devido à processos que exigem maiores tecnologias. Tais custos, evidentemente, são justificados em função de sua composição sustentável e qualidades do produto.

A utilização de madeira plástica na construção de móveis ajuda muito o meio ambiente, por ser feita de material reciclável, por não conter nenhuma das substâncias tóxicas encontradas na madeira tratada, evita o desmatamento, não contamina o solo nem as águas subterrâneas.

Por isso, é possível concluirmos que a utilização de Ecodesign por parte das empresas apresenta diversos benefícios, seja para a própria organização através do respeito e cumprimento de suas obrigações e responsabilidades ambientais, além de aumentar sua competitividade. Seja para o meio ambiente, através da utilização de estratégias sustentáveis, as quais visam a minimização de impactos ambientais negativos, como a diminuição da utilização de recursos escassos. Além dos benefícios para a sociedade consumidora como um todo, a qual realiza a aquisição e consumo de produtos com maior valor agregado e qualidade em geral superior à dos produtos tradicionais existentes no mercado.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Araujo, A. N. B. 2015. Ecotapete: Uma Aplicação do Ecodesign na Produção Artesanal. ENEGEP 2015.
- Braga, J. 2016. Ecodesign Estudo de caso de estratégias aplicadas a produtos nacionais. Revista portuguesa e brasileira de gestão.
- Cabral, S. C. 2016. Características comparativas da madeira plástica com a madeira convencional. Revista Vozes dos Vales: Publicações Acadêmicas Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri.
- Dias, R. 2007. Marketing ambiental: ética, responsabilidade social e competitividade nos negócios. São Paulo: Atlas.
- Diehl, A. A.; Tatim, D. C. 2004. Pesquisa em ciências sociais aplicadas: métodos e técnicas. 1ª ed. São Paulo: Prentice Hall.
- Gil, A. C. 2017. Como Elaborar Projetos de Pesquisa. 6ª ed. São Paulo: Atlas.
- Guimarães, L. F. C. 2013. Avaliação dos aspectos técnicos e econômicos na produção de madeira plástica por meio da utilização de materiais reciclados. Universidade Federal De Minas Gerais, Belo Horizonte/MG.
- Hair, J. 2005. F. Fundamentos de Métodos de Pesquisa em Administração. Porto Alegre: Bookman.
- Marconi, M. A.; Lakatos, E. M. 2017. Fundamentos da Metodologia científica. 8ª ed. São Paulo: Atlas.
- Oliveira, J. A. 2016. Environmental Management System ISO 14001 factors for promoting the adoption of Cleaner Production practices. Journal of Cleaner Production, v.133, p.1384-1394.
- Pigosso, D. C. A. 2015. Characterization of the state-of-the-art and identification of main trends for ecodesign tools and methods: classifying three decades of research and implementation. Journal of the Indian Institute of Science, v. 95, p. 405-427
- Poletto, M. 2017. Polypropylene-based wood-plastic composites: effect of using a coupling agent derived from a renewable resource. Maderas. Ciencia y tecnología v. 19(3) p. 265 - 272.
- Radonjic, G. 2015. Product ecodesign in companies with iso 14001 certified environmental management system. Environmental Engineering And Management Journal, v. 14(1), p.167-181.
- Silva, J. L. 2017. Análise da Implantação da NBR ISO 14001 no Centro Universitário de Patos de Minas (UNIPAM). ENEGEP 2017. Centro Universitário de Patos de Minas, Patos de Minas.
- Souza, S. L. Q. 2017. Gestão Ambiental na indústria de Laticínios: Aplicação da Produção Mais Limpa. ENEGEP 2017. Instituto Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.



RECOMENDAÇÕES PARA A GESTÃO AMBIENTAL DE RESÍDUOS QUÍMICOS LÍQUIDOS EM UNIDADE HOSPITALAR

| ID 15646 |

1Gabriele Lohmann, 2Felipe Maciel Paulo Mamédio

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: gabi.lohmann@gmail.com; 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: fmp_mamedio@hotmail.com

| RESUMO |

Os resíduos podem ser classificados de acordo com sua origem. Dentro desta classificação existem os Resíduos de Serviços de Saúde (RSS). De acordo com a RDC nº 222 os RSS são classificados nos grupos: A (risco biológico), B (risco químico), C (rejeitos radiológicos), D (resíduos equiparados aos domiciliares) e E (resíduos perfurocortantes e escarificantes). A periculosidade dos resíduos químicos depende de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade. São considerados resíduos químicos os produtos farmacêuticos, resíduos de saneantes e desinfetantes, resíduos contendo metais pesados, reagentes de laboratórios, recipientes contaminados, efluentes de equipamentos automatizados de análises clínicas e demais produtos considerados perigosos por suas características. A periculosidade dos resíduos químicos faz com que seu gerenciamento ocorra de maneira adequada atendendo às legislações vigentes. O objetivo deste trabalho foi avaliar a gestão de resíduos químicos líquidos em um ambiente hospitalar e identificar os problemas que dificultam sua adequada gestão. O trabalho baseou-se em observações, conversas e acompanhamento das rotinas durante um ano em uma unidade hospitalar. Esta unidade presta atendimento essencialmente público e conta com laboratórios de análises clínicas, de pesquisas e de análise patológica. Durante o período de trabalho foram desenvolvidas atividades de gestão de resíduos com acompanhamento da geração, do armazenamento temporário e da destinação final dos mesmos. Considerou-se, apenas, a geração de resíduos químicos líquidos dos laboratórios de pesquisa, de análises clínicas e de patologia, pois estes compreendem as áreas que geram resíduos químicos de maior complexidade e diversidade. Resumidamente, o gerenciamento destes resíduos inicia com o fornecimento de recipiente e rótulos para o descarte de resíduos, o descarte nos laboratórios, a coleta interna por profissional treinado, o armazenamento externo e, por fim, a destinação final. De maneira geral o gerenciamento dos resíduos funciona adequadamente, porém a identificação de que existiam algumas falhas no gerenciamento de resíduos iniciou-se no armazenamento externo quando se separavam os resíduos para a destinação final. Era comum encontrar frascos sem identificação ou com conteúdo que não permitiam identificar qual era o resíduo. Isto tudo dificultava a escolha da melhor destinação final. Assim, iniciou-se um processo de visitas aos laboratórios para tentar identificar o que dificultava o gerenciamento destes resíduos e que melhorias poderiam ser feitas. A primeira questão que se identifica é a falta de conhecimento quanto as regras para a gestão dos resíduos químicos. Muitos entendiam que o resíduo químico é perigoso e que não deveria ser descartado de qualquer forma, porém não sabiam ao certo como proceder. Outros pensavam que não tinham responsabilidade sobre o resíduo gerado. Em alguns laboratórios os rótulos de identificação não eram preenchidos corretamente ou sequer eram preenchidos. Houveram laboratórios que relataram a inexistência de recipientes adequados para o descarte, embora a instituição fornecesse os mesmos. Alguns laboratoristas tem pouco conhecimento sobre a incompatibilidade química e seus riscos. Com o



acompanhamento das rotinas verificou-se que alguns resíduos eram misturados de forma que inviabilizavam a sua recuperação. Para resolver os problemas apontados deve-se, primeiramente fazer com que o gerador compreenda seu papel e sinta-se parte do programa de gestão de resíduos. A pessoa que irá ingressar em uma instituição para desenvolver suas atividades em laboratórios deveria receber um treinamento sobre todas as etapas da gestão de resíduos, as consequências da má gestão e o que tudo isso implica para a instituição e para ele como gerador. É importante também que todos tenham o contado do responsável pela gestão dos resíduos na instituição para que, a qualquer tempo, possam tirar dúvidas e solicitar materiais necessários para um descarte adequado. Por fim, o acompanhamento das atividades e rotinas dos laboratórios por um gestor ambiental seria indispensável para melhorar a gestão dos resíduos. Alguns procedimentos podem ser revistos de forma a permitir a recuperação de alguns resíduos. Este é o caso do álcool utilizado para os banhos de lâminas. É possível rever os processos e melhorar a gestão de resíduos de forma a trazer redução de custos e melhorar a destinação final dos resíduos, além de permitir a recuperação de reagentes.

Palavras-chave: gerenciamento de resíduos; resíduos de serviços de saúde; resíduo químico.

| INTRODUÇÃO |

Os resíduos podem ser classificados de acordo com a sua origem em resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana, resíduos sólidos urbanos, resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, resíduos de serviços públicos de saneamento básico, resíduos industriais, resíduos de serviços de saúde, resíduos da construção civil, resíduos agrossilvopastoris, resíduos de serviços de transportes e resíduos de mineração (BRASIL, 2010)

A Resolução da Diretoria Colegiada (RDC) nº 222 da Anvisa classifica os resíduos de serviços de saúde (RSS) em cinco grandes grupos. No Grupo A encontram-se os resíduos com possível presença de agente biológico. O Grupo B é representado pelos resíduos contendo produtos químicos que, devido a suas características, podem apresentar riscos à saúde pública ou ao meio ambiente. Os rejeitos radioativos são enquadrados no Grupo C. Os resíduos que não apresentam riscos biológico, químico ou radiológico à saúde pública ou ao meio ambiente e que podem ser equiparados aos resíduos domiciliares são classificados como Grupo D. Por fim, no Grupo E, tem-se os resíduos perfurocortantes ou escarificantes (BRASIL, 2018).

A periculosidade do resíduo químico depende de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade. Neste grupo são enquadrados os produtos farmacêuticos, resíduos de saneantes e desinfetantes, resíduos contendo metais pesados, reagentes de laboratórios, recipientes contaminados, efluentes de equipamentos automatizados de análises clínicas e demais produtos considerados perigosos por suas características (BRASIL, 2018).



A NBR 10.004, que classifica os resíduos sólidos de acordo com seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, define cada uma das características que tornam um resíduo perigoso. Um resíduo é considerado inflamável se apresentar uma destas características: for líquido e apresentar ponto de fulgor inferior a 60°C; não ser líquido e ser capaz a 25°C e 1 atm de produzir fogo por fricção, absorção de umidade ou por alterações químicas espontâneas; ser um oxidante e estimular a combustão; ser um gás comprimido inflamável. A corrosividade de um resíduo é identificada com pH extremamente ácido ou extremamente básico ou, ainda, ser capaz de corroer o aço (ABNT, 2004).

A reatividade é caracterizada pela instabilidade e reação violenta com a água, geração gases e vapores tóxicos e a capacidade de produzir reação explosiva. A toxicidade, a carcinogenicidade, a teratogenicidade e a mutagenicidade estão relacionadas com os efeitos nocivos de determinado constituinte do resíduo, de sua persistência e concentração (ABNT, 2004).

As características dos resíduos químicos tornam indispensável um gerenciamento adequado destes. Isto envolve tanto a geração, o armazenamento e sua destinação final. A gestão destes resíduos deve evitar que estes sejam lançados nas redes públicas de esgoto, em corpos hídricos, no solo ou qualquer ambiente que possa trazer efeitos negativos (FREITAS ET AL., 2015).

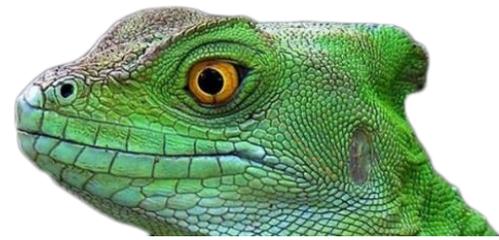
Os resíduos químicos quando descartados de qualquer maneira podem provocar a corrosão das tubulações, contaminação do lençol freático e a contaminação de plantas e animais (BENTO E PAIM, 2015).

Resíduos com características que lhe conferem periculosidade, como é o caso dos resíduos químicos, quando não forem reutilizados, recuperados ou reciclados devem ser submetidos a tratamento e destinação final adequados (COSTA e FELLI, 2012).

A destinação final de resíduos pode ser feita através de três métodos: a incineração, o coprocessamento e a disposição em aterros Classe I. A incineração é um processo de decomposição térmica que ocorre em altas temperaturas. (PAULA ET AL., 2015).

O coprocessamento de resíduos é uma tecnologia de queima de resíduos e de biomassa em substituição parcial dos combustíveis não renováveis tradicionais usados em fornos de cimento. Para este aproveitamento energético os resíduos são enviados para locais onde é feita a mistura de vários resíduos com o objetivo de obter alto poder calorífico (FIN ET AL., 2018).

A destinação final ocorre quando não há outra alternativa a ser dada aos resíduos. Segundo a RDC nº 222 (BRASIL, 2018) os resíduos químicos líquidos não podem ser destinados aos aterros. Para possibilitar a destinação para aterros os líquidos podem passar por um tratamento de solidificação. A solidificação permite, como o próprio nome diz, solidificar um resíduo perigoso por



meios químicos, além disso possibilita insolubilizar, imobilizar e encapsular os componentes do resíduo (RAMOS ET AL., 2009).

Na reutilização o resíduo de um experimento pode ser utilizado como insumo para outro sem necessitar de tratamento prévio. Já a reciclagem refere-se ao uso do resíduo para fins menos nobres como, por exemplo, a recuperação energética de óleos (MISTURA ET AL., 2010).

A recuperação dos resíduos também é vista como um tratamento. Este é o caso da destilação utilizada para recuperação de acetona. Neste processo o resíduo é aquecido à uma determinada temperatura até que o produto de interesse seja evaporado e, posteriormente, condensado (PAULA ET AL., 2018) (FERREIRA ET AL., 2015).

Outros métodos utilizados para tratar resíduos químicos são a neutralização e a precipitação. A precipitação consiste em adicionar um ácido ou base de maneira que permita a precipitação de um químico de interesse na forma de um sal precipitado. A neutralização consiste na adição de um ácido ou base forte para ajustar o pH de uma solução a valores próximos da neutralidade (MARINHO ET AL., 2011).

O transporte, o tratamento e a destinação final dos resíduos químicos devem ser realizados por empresas especializadas e devidamente licenciadas para tais atividades. No estado do Rio Grande do Sul para as etapas de transporte, tratamento e destinação final de resíduos é necessária a emissão do Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR). O sistema de MTR *Online* é um instrumento de gestão e fiscalização do órgão ambiental estadual. Através do MTR é possível verificar dados da quantidade e tipologia dos resíduos, responsáveis pelo transporte, armazenamento temporário e destino final (FEPAM, 2018).

Para a correta gestão destes resíduos é indispensável o engajamento de todos os envolvidos desde a geração até a destinação final.

Uma gestão de resíduos adequada envolve não só o atendimento à legislação e a preservação da qualidade ambiental e da saúde pública. Ela envolve, também, proteção à saúde dos trabalhadores e da população quanto aos riscos potenciais envolvidos na manipulação, tratamento e destinação final inadequada (PEDROZA, 2011).

Este trabalho teve por objetivo avaliar a gestão de resíduos químicos líquidos em um ambiente hospitalar e identificar os problemas que dificultam a sua gestão adequada.



| METODOLOGIA |

Este trabalho foi desenvolvido baseado em observações feitas durante um ano de trabalho em ambiente hospitalar. Devido a questões de confidencialidade o nome da unidade hospitalar será preservado. O hospital presta atendimento essencialmente público e conta com laboratórios de análises clínicas, pesquisas e de análise patológica. Durante o período de trabalho foram desenvolvidas atividades de gestão de resíduos com acompanhamento da geração, do armazenamento temporário e da destinação final dos mesmos.

Considerou-se, apenas, a geração de resíduos químicos líquidos dos laboratórios de pesquisa, de análises clínicas e de patologia, pois estes compreendem as áreas que geram resíduos químicos de maior complexidade e diversidade.

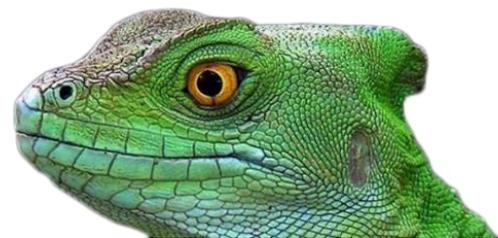
O laboratório de análises clínicas possui equipamentos automatizados para processar amostras coletadas de pacientes além de realizar alguns procedimentos manualmente. Neste laboratório são gerados, por exemplo, solução de metanol com corantes e soluções contendo substâncias antimicrobianas.

No laboratório de patologia são realizadas análises em amostras de tecidos e peças anatômicas. Neste local também existem alguns equipamentos automatizados utilizados nas análises. Como exemplo de resíduos químicos líquidos gerados neste local tem-se formol, solução contendo óleo mineral e corantes e solução de água, corantes e álcool.

Nos laboratórios de pesquisa são desenvolvidas pesquisas experimentais voltadas à área de saúde. É nestes laboratórios que se encontra uma maior complexidade e variabilidade de resíduos. Alguns exemplos de resíduos gerados nestes laboratórios são: solução de corantes com metanol, soluções contendo ácidos, soluções com formol e misturas contendo solventes.

A instituição fornece recipiente próprio para o descarte destes resíduos. Cada recipiente vem com um rótulo de identificação no qual o gerador deve preencher informações como: local de geração, responsável, composição do resíduo e qual a periculosidade do mesmo. Quando a capacidade máxima de armazenamento for atingida o laboratório deve acionar a área de gestão ambiental para que seja feito o recolhimento e a substituição do recipiente cheio.

A coleta e substituição é feita por um funcionário devidamente treinado e equipado com equipamentos de proteção individual (EPI) e em carro de transporte próprio para este tipo de resíduo. Após retirados dos laboratórios os resíduos são levados à área de armazenamento externo. A área de armazenamento externo segue as exigências da RDC nº 222 e demais legislações pertinentes. Em uma frequência quinzenal, ou de acordo com a necessidade, os resíduos são



encaminhados para destinação final de acordo com suas características respeitando a legislação ambiental vigente.

Durante o acompanhamento das etapas do gerenciamento de resíduos na instituição foram observadas algumas situações que dificultavam a destinação final dos resíduos. Iniciou-se então um trabalho de acompanhamento das rotinas envolvidas no gerenciamento dos resíduos. Para isso, houve conversas com laboratoristas para tentar compreender os resíduos gerados, acompanhamento tanto das retiradas dos resíduos dos laboratórios quanto das etapas envolvidas na destinação final.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

De maneira geral a gestão de resíduos químicos na instituição funciona de maneira satisfatória. A presença de uma equipe técnica composta de um engenheiro ambiental, um técnico em meio ambiente e dois estagiários garante que tudo ocorra conforme determina a legislação ambiental.

O uso de um sistema eletrônico para solicitação do recolhimento dos resíduos nos laboratórios permite uma coleta mais rápida, além disso permite manter um histórico das solicitações feitas desde que o sistema foi implantado. A padronização da rotulagem dos resíduos assim como dos recipientes para descarte facilita a identificação do resíduo no momento de destiná-los agilizando o processo e reduzindo o tempo despendido nessa atividade.

Outro ponto positivo no sistema de gerenciamento da instituição é quanto a saída dos resíduos do local. Tanto os resíduos químicos quanto os demais resíduos gerados na instituição somente são coletados e destinados mediante a emissão do Manifesto de Transporte de Resíduos (MTR). Este documento contém as informações da quantidade e tipologia do resíduo, do gerador, do transportador e do destino final. O MTR deve acompanhar o resíduo até seu destino final permitindo um controle por parte dos geradores e dos órgãos de fiscalização.

Mesmo com uma equipe técnica bem estruturada e ocorrendo, de maneira geral, adequadamente, o sistema de gerenciamento de resíduos químicos apresentava falhas que, com um olhar mais atento e o acompanhamento constante de um profissional técnico, poderiam ser corrigidas.

A identificação de que existiam algumas falhas no gerenciamento de resíduos iniciou-se no armazenamento externo quando se separavam os resíduos para a destinação final. Conforme se observa na Tabela 1 na área destinada ao armazenamento externo dos resíduos era comum encontrar frascos sem identificação, resíduos armazenados em frascos contendo os rótulos originais ou rótulos



originais com identificações à caneta ou frascos identificados apenas com o nome da técnica de análise. Além disso, a identificação dos recipientes, muitas vezes, não seguia o padrão estabelecido pelo grupo de gestão ambiental da instituição sendo feito com qualquer material que estivesse disponível desde canetas permanentes até uma simples folha de papel.

Estas falhas na identificação dos resíduos dificultavam a escolha da melhor destinação final. Às vezes não era possível saber se determinado resíduo poderia ser recuperado, neutralizado ou apenas solidificado para destinação final em aterro Classe I conforme RDC nº 222. Assim, iniciou-se um processo de visitas aos laboratórios para tentar identificar o que dificultava o gerenciamento destes resíduos e que melhorias poderiam ser feitas.

A Tabela 1 apresenta as principais dificuldades encontradas durante o levantamento de informações. Pode-se observar que a maior parte delas estão relacionadas com o descarte dos resíduos nos laboratórios.

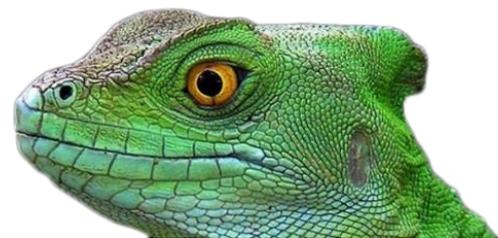
A primeira questão que se identificou foi a falta de conhecimento quanto as regras para a gestão dos resíduos químicos. Muitos entendiam que o resíduo químico é perigoso e que não deve ser descartado de qualquer forma, porém não sabiam ao certo como proceder. Há os que pensavam que não tinham responsabilidade alguma sobre o resíduo gerado e que isto cabia apenas aos que o retiravam de sua área de trabalho.

Em alguns laboratórios se observou que os geradores não procediam ao correto preenchimento dos rótulos de identificação ou até mesmo não faziam este preenchimento. Era comum encontrar frascos sem identificação, identificados somente com o nome da técnica de análise ou identificados erroneamente.

Ainda quanto a identificação dos resíduos, embora compreendessem a necessidade de identificar os resíduos, muitos laboratórios procediam ao preenchimento dos rótulos após o recipiente atingir sua capacidade máxima de armazenamento. Se alguém que desconhecesse o conteúdo do recipiente fizesse o descarte de um resíduo incompatível as consequências poderiam ser desastrosas.

Alguns laboratórios relataram a inexistências de recipientes adequados para o descarte de resíduos e rótulos para identificação, embora a instituição fornecesse os mesmos. A falta de informação sobre a disponibilidade dos materiais ou do setor responsável pelo fornecimento fizeram com que fossem utilizados recipientes não adequados.

Aqui tem-se outro ponto importante, a falta de conhecimento sobre incompatibilidade química. Alguns geradores tinham um certo conhecimento sobre a compatibilidade das substâncias químicas, porém no momento de descartar o resíduo não se atentavam para isso. Em muitos



laboratórios foi possível observar que o descarte da maioria dos resíduos era feito em um mesmo recipiente.

Tabela 1: principais dificuldades encontradas para a gestão de resíduos químicos líquidos.

Local	Dificuldade observada
Armazenamento externo e laboratórios	Frascos não identificados
Armazenamento externo e laboratórios	Frascos com identificação não adequada
Laboratórios	Pouca informação sobre as normas de gerenciamento de resíduos
Laboratórios	Pouca ou nenhuma informação sobre os riscos da incompatibilidade química
Laboratórios	Período de duração das pesquisas
Laboratórios	Falta de recipiente adequado para descarte
Laboratórios	Faltes de rótulo adequado para descarte
Laboratórios	Poucas informações sobre reagentes de equipamentos automatizados
Laboratórios	Mistura de resíduos com potencial de recuperação

A incompatibilidade química pode trazer riscos para todos os envolvidos na gestão dos resíduos. A mistura de resíduos incompatíveis pode provocar desde reações menos intensas com a formação de gases e vapores até reações mais violentas passíveis de explosão. Estas reações podem ocorrer tanto no momento do descarte quanto no tratamento e ou na destinação final dos resíduos.

Um problema encontrado especificamente nos laboratórios de pesquisa foi o tempo determinado em que um pesquisador permanecia exercendo suas atividades. Passado o período de duração de sua pesquisa, o pesquisador deixava o laboratório e, muitas vezes, os resíduos gerados ficavam armazenados no laboratório. Se estes não estivessem devidamente identificados, dificilmente poderiam ser destinados adequadamente ou sem se correr nenhum risco ou sem a necessidade de uma onerosa análise química.

Nos laboratórios de diagnóstico o principal problema foi obter informações claras dos fabricantes quanto aos resíduos gerados com uso de seus equipamentos automatizados. Os reagentes utilizados nas análises eram fornecidos pelo fabricante do equipamento e, na maioria das vezes, eram disponibilizados em formulações prontas. As Fichas de Informações de Segurança de Produtos



Químicos (FISPQ), que deveriam acompanhar os reagentes, muitas vezes não eram muito claras quanto ao conteúdo das formulações o que dificultava as tentativas para tentar tratar estes resíduos.

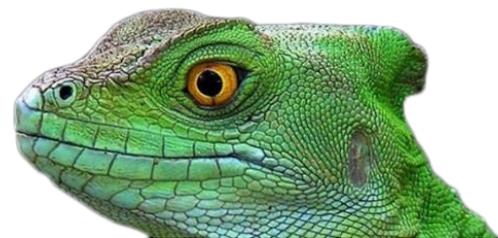
Durante estas visitas aos laboratórios percebeu-se que alguns resíduos passíveis de serem separados e recuperados eram misturados inviabilizando o seu tratamento. Em determinada técnica de coloração de amostras de tecidos um laboratório utilizava banho de álcool. Após não poder ser mais reutilizado, este reagente era descartado no mesmo recipiente que o corantes e a água usados no restante do procedimento. Esta mistura de álcool, água e corantes inviabilizava a recuperação do álcool e também a solidificação do resíduo e seu envio ao aterro Classe I devido ao risco de inflamabilidade do álcool.

Para solucionar os problemas acima apontados deve-se, primeiramente fazer com que o gerador compreenda seu papel. Para a implantação e o sucesso de um programa de gerenciamento de resíduos químicos é indispensável que o gerador do resíduo compreenda a sua responsabilidade. De acordo com Jardim (1998) é necessário adotar a regra de responsabilidade objetiva cuja premissa é de que quem gerou o resíduo é responsável pelo mesmo. Segundo Alberguini et al. (2003) para que o gerenciamento tenha êxito é necessário desenvolver uma consciência ética com relação ao uso e ao descarte de produtos químicos. Para que o gerador se sinta parte do sistema de gerenciamento é importante que ele conheça todas as etapas envolvidas o que inclui desde a geração até a destinação final.

A pessoa que irá ingressar em uma instituição para desenvolver suas atividades em laboratórios deveria receber um treinamento sobre todas as etapas da gestão de resíduos, as consequências da má gestão e o que tudo isso implica para a instituição e para ele como gerador. Informações como identificação dos resíduos, incompatibilidade química e procedimentos de descarte devem ser esclarecidas. É importante também que todos tenham o contato do responsável pela gestão dos resíduos na instituição para que, a qualquer tempo, possam tirar dúvidas e solicitar materiais necessários para um descarte adequado.

Deve-se deixar claro que a falta de identificação, assim como a identificação inadequada dificultaram a correta destinação dos resíduo, que sem o conhecimento de qual é o conteúdo de um recipiente é impossível destiná-lo de maneira adequada e que a identificação errada de um resíduo pode trazer resultados desastrosos devido à incompatibilidade química.

Aos que ingressam nos laboratórios para realizar pesquisas com um tempo determinado é necessário deixar claro que antes do encerramento da pesquisa o mesmo deve solicitar a coleta dos resíduos que ainda permanecem na área. Com esta simples atitude é possível evitar que se tenham passivos nos laboratórios.



A adoção de um indicador de descarte de resíduos químicos poderia incentivar os laboratórios a se engajarem no gerenciamento destes resíduos. O indicador avaliaria itens como recipiente usado para descarte, identificação do resíduo, quantidade gerada. Em auditorias, durante a coleta de resíduos nas áreas, se verificariam estes itens e se geraria o indicador para aquele laboratório.

Quanto aos reagentes vendidos para uso em equipamentos automatizados é preciso um esforço conjunto de gestores ambientais e órgãos públicos para que as FISPQ apresentadas pelos fabricantes sejam mais claras. É preciso ter certeza de quais substâncias compõem os produtos usados nestes equipamentos para que os resíduos gerados possam ser destinados da melhor maneira possível dos pontos de vista ambiental e econômico.

Por fim, o acompanhamento das atividades e rotinas dos laboratórios por um gestor ambiental seria indispensável para melhorar a gestão dos resíduos. Alguns procedimentos podem ser revistos de forma a permitir a recuperação de alguns resíduos. Este é o caso do álcool utilizado para os banhos de lâminas citados anteriormente. O laboratório foi orientado a proceder ao descarte do álcool em um recipiente a parte. Esta separação permitiu que o álcool fosse recuperado através de um processo de destilação numa empresa especializada e devidamente licenciada. O resíduo de água e corantes, então sem álcool, pode ser solidificado e encaminhado para aterro Classe I.

Esta melhoria adota no referido laboratório demonstra que é possível rever os processos e melhorar a gestão de resíduos. A recuperação de reagentes além de diminuir custos com a destinação dos resíduos pode trazer redução de gastos com reagentes se comprovada a qualidade do reagente recuperado.

Os problemas identificados demonstram que é indispensável a presença de um profissional da área ambiental em estabelecimentos de saúde, especialmente hospitais para que se melhore cada vez mais a gestão de resíduos nestes locais. O ideal é que se tenha um profissional especificamente para a gestão dos resíduos químicos líquidos. É necessário um acompanhamento frequente das atividades desenvolvidas nos laboratórios a fim de propiciar o melhor gerenciamento possível destes resíduos.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Inúmeras dificuldades são observadas, principalmente nos laboratórios, que dificultam uma gestão adequada dos resíduos químicos líquidos em laboratórios.

Dentre as dificuldades pode-se citar a falta de informações sobre as normas de gerenciamento de resíduos, rotulagem e descarte de resíduos, a permanência dos pesquisadores por tempo



determinado, falta de informações sobre os reagentes utilizados em equipamentos automatizados e a mistura de resíduos passíveis de recuperação.

A gestão inadequada dos resíduos químicos líquidos pode trazer consequências graves como, por exemplo, reações químicas violentas devido a incompatibilidade de reagentes químicos descartados em um mesmo recipiente. Os riscos, neste caso, podem envolver tanto os geradores do resíduo quanto as pessoas envolvidas nas demais etapas do sistema de gerenciamento da instituição.

Para solucionar estes problemas e melhorar a gestão dos resíduos sugere-se treinamento de pessoal ao ingressar na instituição, cobrar dos fabricantes informações mais detalhadas de seus produtos, rever os procedimentos de análise propondo melhorias e facilitando a destinação dos resíduos.

É indispensável que as unidades hospitalares, e mesmo outros geradores de resíduos químicos, disponham em seu quadro técnico de um profissional da área ambiental que possa acompanhar as rotinas das áreas geradoras para garantir e aprimorar a gestão de resíduos em seus estabelecimentos.

Mesmo com as dificuldades encontradas no processo, a gestão de resíduos na instituição ocorre dentro das normas e legislações ambientais. Qualquer resíduo somente deixa a instituição mediante emissão do MTR. Todos os resíduos gerados são encaminhados para empresas especializadas e licenciadas para transportar, tratar e destinar RSS.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a unidade hospitalar pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2004. ABNT NBR 10004:2004: Resíduos Sólidos – Classificação. 71 p.

Alberguini, L. B. A.; Silva, L. C.; Rezende, M. O. O. 2003. Laboratório de Resíduos Químicos do Campus USP-São Carlos – Resultados da Experiência Pioneira em Gestão e Gerenciamento de Resíduos Químicos em um Campus Universitário. Química Nova, vol. 26, nº 2, p. 291-295.

Brasil, Presidência da República, Casa Civil. 2010. Lei no 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União de 03 de agosto de 2010, seção 1, p. 3.



- Brasil, Ministério da Saúde, Agência Nacional de Vigilância Sanitária -ANVISA. 2018. Resolução da Diretoria Colegiada-RDC nº 222 Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Diário Oficial da União. Edição 61, seção 1, p. 76.
- Bento, W. de A. S.; Paim, A. P. S. 2015. Tratamento de Resíduos de Cobre, Prata, Chumbo, Cromo e Permanganato de Potássio Gerados em Laboratório de Ensino de Química da UFPE. *Âmbiência Guarapuava (PR)*, vol. 11, nº 1, p. 237-246.
- Costa, T. F.; Felli, V. E. A. 2012. Periculosidade dos Produtos e Resíduos Químicos da Atenção Hospitalar. *Cogitare Enferm.*, vol. 17, nº 2, p. 322-330.
- FEPAM-Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler-RS. 2018. Portaria FEPAM nº 087/2018: Aprova o Sistema de Manifesto de Resíduos – Sistema MTR Online e dispõe sobre a obrigatoriedade de utilização do Sistema no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências.
- Ferreira A. F. B.; Araujo, D. M. de F.; Damasceno. L.F. 2015. Gerenciamento de Resíduos químicos nos Laboratórios da Embrapa Amapá. XIV Encontro de Profissionais de Química da Amazônia, p. 468-474.
- Fin, E.; Tramontina, A. C.; Zanatta, F.; Trevisan, T. 2018. Panorama do Coprocessamento de Resíduos Industriais com Características de Inflamabilidade no Rio Grande do Sul. 1 Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade, Gramado-RS, p.1-7.
- Freitas, P. R.; Junior, É. D. da S.; Longhin, S. R. 2015. Caracterização dos Resíduos Químicos Gerados em Laboratório de Análises Ambientais. *Estudos, Goiânia*, vol. 42, nº 4, p. 433-448.
- Jardim, W. de F. 1998. Gerenciamento de Resíduos Químicos em Laboratório de Ensino e Pesquisa. *Química Nova*, vol. 21, nº 5, p.671-673.
- Marinho, C. C.; Bozelli, R. L.; Esteves, F. de A.; Gonçalves, A. C. B.; Rocha, V. de A.; da Silva, W. H. 2011. Gerenciamento de Resíduos Químicos em um Laboratório de Ensino e Pesquisa: A Experiência do Laboratório de Limnologia da UFRJ. *Eclética Química*, vol. 36, nº 2, p. 85-104.
- Mistura, C. M.; Vaniel, A. P. H; Linck, M. R. 2010. Gerenciamento de Resíduos de Laboratórios de Ensino de Química da Universidade de Passo Fundo, RS. *Revista CIATEC-UPF*, vol. 2, nº 1, p. 54-64.
- Paula, V. R. de; Otenio M. H.; Azevedo, A. L. S.; Motta, E. F.; Campos, R. J. de M.; Benedito, Y. V. M. 2018. Manual de Gerenciamento de Resíduos Químicos. Embrapa Gado de Leite, p. 1-36.
- Pedroza, A. C. 2011. *RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade*, vol. 4, nº 2, p-163-178.
- Ramos, F. M. S.; Kaminata, O. T.; Tavares, C. R. G.; Benatti C. T.; Capelasso, M.; Innocenti, B. D. 2009. Avaliação da Técnica de Solidificação/estabilização no Tratamento de Resíduo Têxtil – Produção de Bloco Cerâmico de Vedação. *Cerâmica*, vol. 55, p. 408-414.



POSSÍVEIS IMPACTOS AMBIENTAIS DO MANEJO DE EMBALAGENS DE AGROTÓXICOS E DO DESCARTE DE EPIS

| ID 15648 |

1Nilva Lúcia Rech Stedile, 2Cassiano da Costa Fioreze, 3Tatiane Rech, 4Fernanda Meire Cioato, 5Aline
Scain Godinho

1Universidade de Caxias do Sul, e-mail: nlrstedil@ucs.br; 2Universidade de Caxias do Sul, e-mail: ccfioreze@ucs.br;

3Universidade de Caxias do Sul, e-mail: trech10@ucs.br; 4 Universidade de Caxias do Sul, e-
mail: fmcioato@ucs.br; 5Universidade de Caxias do Sul, e-mail: asgodinho@ucs.br

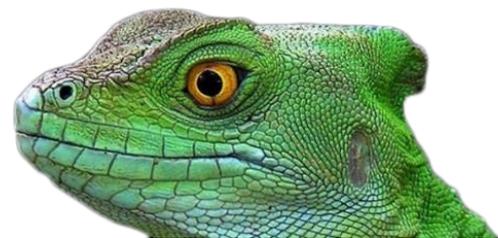
| RESUMO |

Resumo: O uso de agrotóxicos tem se intensificado na atividade da agricultura nas últimas décadas, resultando em impactos importantes na saúde humana e ambiental. O objetivo desse trabalho é caracterizar a exposição ocupacional a agrotóxicos e apontar possíveis impactos ambientais devido ao manejo inadequado de EPIS e de embalagens por agricultores que cultivam alho e uva de um município da Serra Gaúcha. O método consiste em uma pesquisa de campo, que em uma primeira etapa, entrevistou 78 agricultores familiares, produtores de alho e de uva, em um Município da Serra Gaúcha que se destaca como maior produtor nacional de alho. Os resultados mostram risco ocupacional e ambiental devido a inadequações no manejo de EPIS e embalagens. Quanto aos EPIS, 49% dos agricultores referem queimar. Quanto as embalagens, embora 89% realize a tríplice lavagem, apenas 50% desses reutilizam a água no preparo da calda. Essas embalagens são devolvidas ao comerciante por 91% dos agricultores, mesmo que apenas 71% recebam informações sobre o manejo correto e a logística reversa no momento da compra. Esses resultados apontam para riscos à saúde ocupacional e ambiental, comprometendo a qualidade da água, do solo, do ar e dos produtos agrícolas comercializados.

Palavras-chave: Agrotóxicos; Manejo de embalagens; Saúde ambiental.

| ABSTRACT |

The use of agrochemicals has intensified in agriculture in recent decades, resulting in important impacts on human and environmental health. The aim of this work is to characterize occupational exposure to agrochemicals and to point out possible environmental impacts due to the inadequate handling of personal protective equipment (PPE) and packaging by farmers who cultivate garlic and grapes in a municipality in Serra Gaúcha. The method consists of a field research, which in a first stage, interviewed 78 family farmers, producers of garlic and grapes, in a municipality in Serra Gaúcha that stands out as the largest national producer of garlic. The results show occupational and environmental hazards due to inadequate handling of PPE and packaging. As for PPE, 49% of farmers report burning. As for the packaging, although 89% performs the triple washing, only 50% of these reuse water in the preparation of the syrup. These packages are returned to the merchant by 91% of the farmers, even though only 71% receive information about correct handling and reverse logistics



at the time of purchase. These results point to occupational and environmental health hazards, compromising the quality of water, soil, air and commercialized agricultural products.

Key Words: Agrochemicals; Packaging handling; Environmental health.

| INTRODUÇÃO |

Com a revolução industrial e a modernização dos instrumentos agrícolas, o uso de agrotóxicos também se intensificou na atividade da agricultura. Esses agentes se constituem como de grande risco para a saúde dos seres vivos, visto que vários estudos desenvolvidos no mundo revelam efeitos danosos sobre a saúde humana, a saúde ambiental e a saúde de seres vivos no geral.

Diante aos efeitos sobre a saúde humana, Kim, Kabir e Jahan (2017) apontam que a exposição aos agrotóxicos contribui para o desenvolvimento de cânceres, asma, diabetes tipo 2, doença de Parkinson e óbito precoce, estando esses efeitos relacionados a intoxicação crônica. Ainda, de acordo com o Documento Orientador para a Implementação da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2013), os agrotóxicos podem causar lacrimejamento, fadiga, cefaléia, cólica, irritação na pele, dispnéia, tosse, desmaios, entre diversos outros efeitos agudos. Uma intoxicação aguda é caracterizada pelo aparecimento de sinais e sintomas em até 24 horas após a exposição ao agrotóxico, e uma intoxicação crônica, pela instalação de uma patologia após repetidos anos de exposição (CARNEIRO et al., 2015).

Devido à toxicidade, que pode variar de I (extremamente tóxico) a V (produto improvável de causar dano agudo) (ANVISA, 2019), os produtos podem produzir efeitos conforme o princípio ativo, a dosagem, a forma de exposição e a via de penetração no organismo. A utilização em larga escala dos agrotóxicos, o desconhecimento dos fatores de risco, o uso inadequado dos equipamentos de proteção individual e o destino inadequado de embalagens são fatores agravantes e propícios a diferentes formas de contaminação.

Estudos de Bombardi (2017) revelaram que 25.106 casos de intoxicação foram notificados entre 2007 e 2014, todavia estima-se que para cada caso de intoxicação notificada outros 50 não o sejam (OMS). Entre os anos de 2007 e 2015, no estado do Rio Grande do Sul, foram notificados 1.490 casos de intoxicação por agrotóxicos, e em todo Brasil 84.206 casos (BRASIL, 2018). A estimativa, usando a lógica de 1 para 50, eleva este número para 4.210.300 casos de intoxicação. Destaca-se ainda o aumento dos casos notificados em todo o Brasil: no ano de 2007 foram 4.964 casos e em 2015 totalizaram 11.863 (BRASIL, 2018).



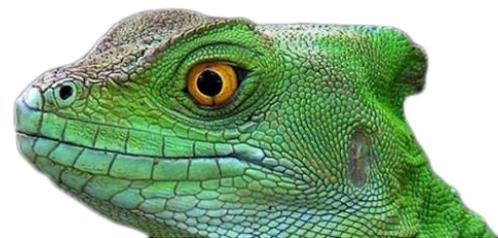
Para os efeitos no meio ambiente, Lopes e Albuquerque (2018), em uma revisão em bases de dados científicas, trazem que os agrotóxicos causam a contaminação da água e danos/morte aos seres vivos nela existentes. Carneiro et al. (2015), defendem que os insumos causam a contaminação das águas (superficiais e subterrâneas), contaminação do solo e contaminação do ar, muitas vezes, tornando o uso dos produtos na agricultura insustentável.

Sobre os efeitos em seres vivos no geral, Peres & Moreira apud Soares e Porto (2007), trazem que o uso de agrotóxicos leva a contaminação de animais aquáticos como peixes, crustáceos e moluscos, e essa contaminação pode estar relacionada ao agravamento de intoxicação em seres humanos, uma vez que o homem utiliza estes animais como fonte de alimento. Martinello et al. (2017) apud Rosa et al. (2019) trazem, em um estudo realizado na Itália sobre o monitoramento de 150 ingredientes ativos de pesticidas e três vírus em abelhas, que 75,8% da amostra de abelhas mortas mostrou-se positiva para a presença de agrotóxicos. Diversos compostos podem conter capacidade de bioacumulação e biomagnificação altamente elevados no meio ambiente, e seu uso repetitivo resulta na resistência de pragas, danos e até mesmo perda da biodiversidade (HERNÁNDEZ et al., 2013a; DAMALAS e ELEFTHERORINOS, 2011 apud KIM; KABIR; JAHAN, 2017). Conforme alerta o Dossiê Abrasco (CARNEIRO, 2015), a maior parte dos agrotóxicos utilizados acaba atingindo o solo e as águas, principalmente pela deriva na aplicação para controle de ervas invasoras, pela lavagem das folhas tratadas, pela lixiviação e erosão, pela aplicação direta em águas para controle de vetores de doenças, pelos resíduos em embalagens vazias, pela lavagem de equipamentos de aplicação e por efluentes de indústrias de agrotóxicos. Invariavelmente, o agrotóxico da água atinge os seres vivos em geral.

Os agricultores que se envolvem diretamente com esses produtos em sua atividade laboral estão diretamente expostos e são os que apresentam maiores riscos, no entanto, indiretamente a população e o meio ambiente também são afetados.

O Brasil, desde 2008 ocupa a posição de maior consumidor mundial de agrotóxicos (LONDRES, 2011; CARNEIRO et al., 2015). Conforme o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente (IBAMA), em âmbito nacional, houve um aumento aproximado de 240% da comercialização dos produtos de 2000 a 2016. O uso acentuado no cultivo para controle de pragas e doenças pode causar efeitos danosos à saúde e ao ambiente e precisam ser prevenidos ou controlados (IBAMA, 2019).

O uso do agrotóxico possibilitou o aumento da produtividade nas propriedades. Desde então, o trabalho agrícola passou a ser fortemente dependente de seu uso, que passou a aumentar gradual e cumulativamente. Lombardi (2018) mostra que a distribuição de uso de agrotóxicos no Brasil é maior na região Sudeste, Centro-Oeste e Sul, onde os agricultores e a população ficam mais expostos aos efeitos nocivos. Assim, o nível crítico de exposição pode ser considerado um problema de saúde



pública. Esse uso crescente e cumulativo, por sua vez, gera toneladas de embalagens de vários tipos, que devem ser manejadas de forma ambientalmente correta para não representarem riscos adicionais a vida.

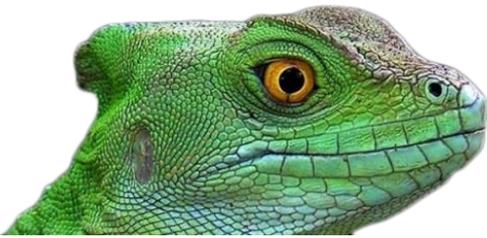
Nesse contexto, entre outros fatores, torna-se necessário desenvolver programas de educação ambiental para capacitação dos trabalhadores, a fim de que saibam manejar corretamente os agrotóxicos em todo seu ciclo, ou seja, desde a compra e o transporte, até sua aplicação e destino correto das embalagens. Diante disso, o objetivo do trabalho consiste em caracterizar a exposição ocupacional a agrotóxicos e apontar possíveis impactos ambientais devido ao manejo inadequado de EPIs e de embalagens por agricultores que cultivam alho e uva de um município da Serra Gaúcha.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Trata-se de um estudo de campo, com caráter descritivo exploratório e natureza quantitativa. A pesquisa exploratória tem por objetivo desenvolver, explicar e modificar conceitos e ideias para formulação de abordagens posteriores e é recomendado quando o tema em estudo é pouco explorado. As descritivas têm por objetivo a descrição das características de uma população, um fenômeno ou uma experiência (COSTA; LOCKS; GIRONDI, 2016). A pesquisa de campo é aquela que coleta seus dados diretamente nos locais onde as pessoas vivem e trabalham. Gil (2008) destaca que a pesquisa de campo permite observar um grupo em sua interação social e com o meio e ainda torna possível descrever características desse grupo. Esse estudo está sendo realizado em zonas rurais de um município da região nordeste do Rio Grande do Sul, considerado o maior produtor nacional de alho, que também é destaque na produção de uva. Trata-se de dados parciais do projeto intitulado “O uso de agrotóxicos na agricultura familiar e suas implicações à saúde dos agricultores e à saúde ambiental”.

A pesquisa envolveu uma amostra representativa de agricultores de ambos os sexos que atendiam aos seguintes critérios de inclusão: a) trabalhar no mínimo 15 horas semanais em atividades do ramo agrícola; b) possuir idade superior a 18 anos e inferior a 60 anos; c) residir na zona rural; d) estar atuando como agricultor em atividade regular há no mínimo um ano; e) estar consciente e lúcido para responder as questões; f) aceitar participar do estudo e assinar o Termo de Consentimento Livre Esclarecido (TCLE). Os dados apresentados referem-se a 78 agricultores, sendo ainda dados parciais.

A coleta de dados ocorreu entre setembro e dezembro de 2019, por meio da aplicação de um roteiro de entrevistas semiestruturado diretamente ao agricultor em seu local de trabalho, o qual



continha questões relativas a características socioeconômicas, demográficas, laborais e de exposição ocupacional a agrotóxicos, incluindo os produtos utilizados, frequência de uso, percepção de risco e práticas de manejo dos agrotóxicos.

Os dados foram transferidos para o SPSS. Para análise descritiva dos dados foram calculados os valores absolutos e percentuais de cada variável de interesse, sendo os resultados apresentados na forma de gráficos e tabelas. O estudo original foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade de Caxias do Sul, Parecer nº 3.481.277 (CAAE 17010519.1.0000.5341).

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A Figura a seguir apresenta a distribuição dos agricultores que participaram da amostra segundo sexo.

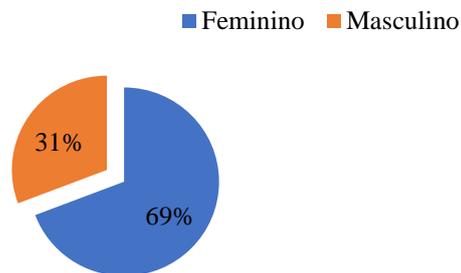
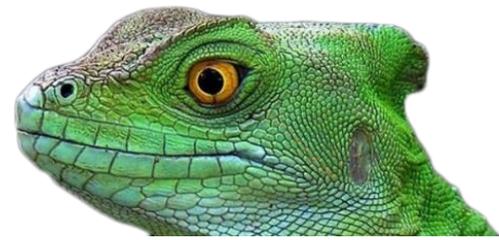


Figura 1: Distribuição dos agricultores por sexo
Fonte: elaborada pelos autores(2020)

A Figura 1, aponta que o sexo feminino é mais prevalente entre os entrevistados, correspondendo há 69,23% dos agricultores entrevistados. A prevalência do sexo feminino, na agricultura, parece ser uma tendência. Beronio e Geiger (2018) trazem que no passado as mulheres estavam ligadas aos trabalhos domésticos, geração e criação dos filhos e cuidados ao lar. Com o passar dos anos e com o estabelecimento dos direitos das mulheres, essas passam a compor o trabalho rural e auxiliar na renda familiar. Para os autores supracitados, ainda há um distanciamento das oportunidades e direitos das mulheres quando comparado aos homens no campo e torna-se necessário vislumbrar novas alternativas ao cenário. Conforme estudos realizados por Brust et al. (2019) no Estado do Rio de Janeiro, há também uma prevalência maior do sexo feminino, representando 54,7% dos 139 agricultores entrevistados.



De acordo com Stedile et al. (2019), os dados apontam a prevalência de homens na produção agrícola da maçã no RS, com 72,12%. Um estudo descritivo transversal, desenvolvido no município de Bento Gonçalves entre trabalhadores rurais e a exposição aos agrotóxicos, aponta que 95,2% dos participantes eram do sexo masculino (FARIA; ROSA; FACCHINI, 2009). Ao que parece, a presença da mulher é maior na agricultura familiar.

A Figura 2 apresenta a distribuição dos agricultores segundo anos de estudo.

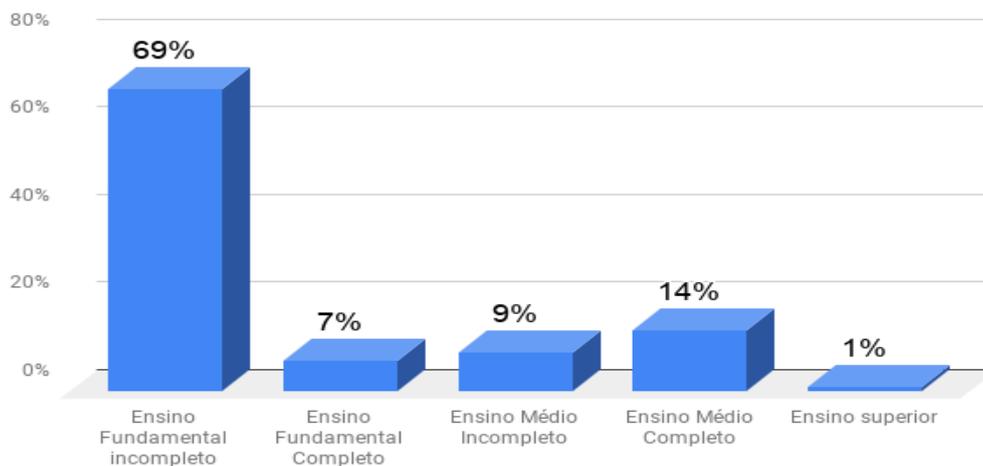
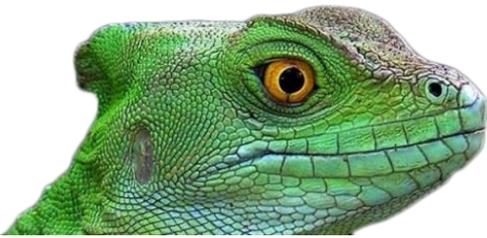


Figura 2: Distribuição dos agricultores segundo escolaridade

Fonte: elaborada pelos autores (2020)

A Figura 2 mostra que 69% possuem ensino fundamental incompleto, 7% ensino fundamental completo, 9% ensino médio incompleto, 14% ensino médio completo e 1% ensino superior completo.

Segundo Rebouças e Lima (2013) apud Pinto e Stédile (2018), é possível comprovar, pelo nível de escolaridade obtido nos resultados, que as políticas educacionais no campo são ineficazes, visto que esse serviço é negligenciado pelo poder público; a realidade educacional no cenário rural do País mostra que apenas 16% da população possuía ensino médio completo. É escassa a existência de políticas públicas que garantam o acesso e a permanência das crianças nas escolas em território rural. Esta variável pode afetar o uso de EPI e também o manejo de agrotóxicos, visto que as bulas trazem informações e dados altamente técnicos e de difícil compreensão. Silvério et al. (2020) apontam que a escolaridade tem relação intrínseca também com as formas de manipulação dos EPIs, o que também é fator de risco para o trabalho rural.



Desta forma, a alfabetização na zona rural é indispensável, uma vez que para o manejo correto dos agrotóxicos, faz-se necessário a leitura de bulas e rótulos dos mesmos, bem como os cuidados que devem ser tomados com o manejo dos mesmos para que não cometa erros ao aplicar nas lavouras (REBOUÇAS; LIMA, 2013). O Decreto nº 4072/02 (BRASIL, 2002), define que os rótulo e bulas devem estar escritos de forma compreensível aos usuários.

Na Figura 3 está a distribuição da forma como os agricultores descartam os equipamentos de proteção individual, segundo os entrevistados.

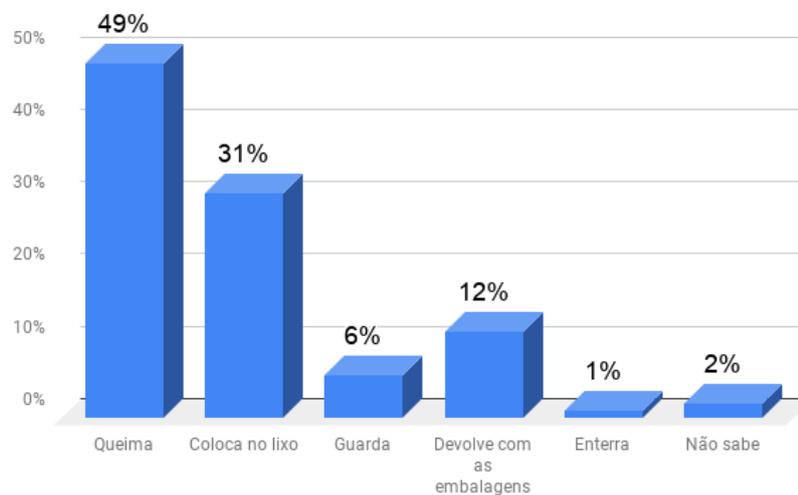
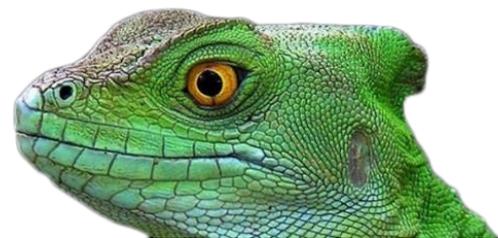


Figura 3: Distribuição da forma de descarte dos EPIs pelos agricultores
Fonte: elaborada pelos autores (2020)

A Figura mostra que 49% dos entrevistados queimam seus EPIs, 31% colocam no resíduos comum, 12% devolvem com as embalagens e 6% guarda. O descarte dos EPIs deve ocorrer quando eles não oferecem mais a proteção exigida. Eles devem passar por lavagem adequada e, ainda, serem rasgados/descharacterizados para que não possam mais ser reutilizados após seu descarte (ANDEF, 2003). Além disso, trata-se de resíduo perigoso e deve ser manejado como tal.

A Lei nº 12.305/10, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, dispõe sobre a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e sobre a logística reversa (BRASIL, 2010). Segundo a Lei, os compradores, os vendedores, os fornecedores e os fabricantes são responsáveis pelos resíduos gerados, pelo seu descarte e pelo seu destino final ambientalmente correto. Resíduos que possam apresentar algum dano à saúde ambiental e à saúde humana devem voltar ao fabricante e este dispor de um destino ambientalmente correto (logística reversa). Para os EPIs utilizados na agricultura, os mesmos devem dispor de destino final ambientalmente correto a ser dado pela empresa fabricante. O agricultor deve fazer a devolução do EPI no local de compra e este, devolver ao fabricante. Destaca-se que foi observado no estudo, no entanto, que muitos



agricultores reservam uma roupa comum para usar exclusivamente na aplicação dos agrotóxicos o que é insuficiente para garantir proteção ao agricultor. Nesse aspecto, ressalta-se a questão da inviabilidade econômica para aquisição dos equipamentos, especialmente na agricultura familiar.

Destaca-se que o uso exacerbado de agrotóxicos associado a não utilização de EPIs potencializa os riscos a que estes trabalhadores estão submetidos. O não uso está relacionado a fatores econômicos e ergonômicos, uma vez que muitos agricultores não o utilizam pelo desconforto térmico e de locomoção que produzem.

A Figura 4 apresenta o destino final das embalagens de agrotóxicos, segundo agricultores.

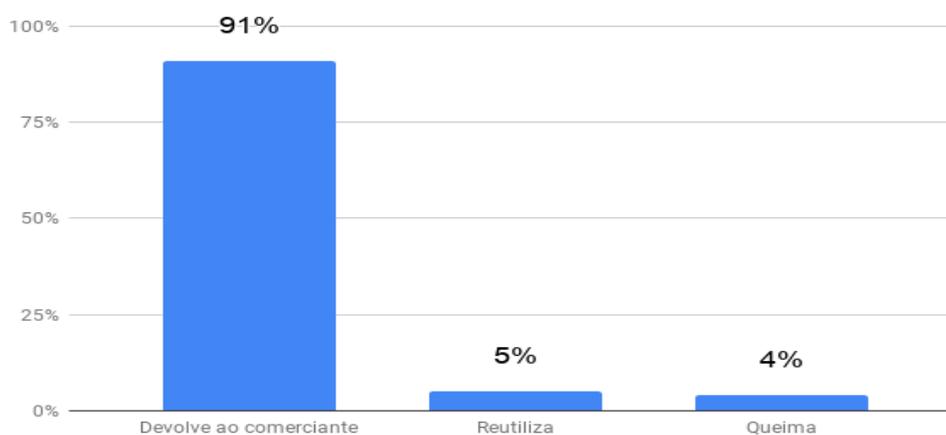


Figura 4: Distribuição do destino final das embalagens de agrotóxicos
Fonte: elaborada pelos autores (2020)

Conforme o Instituto Nacional de Processamentos de Embalagens Vazias (INPEV, 2020), no último relatório de 2018, mais de 500 mil toneladas de embalagens vazias foram destinadas corretamente desde 2002, sendo que, 93% do material recebido retornou ao ciclo produtivo como matéria prima. Esta forma de proceder está de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), que determina que empresas e poder público têm responsabilidades para a destinação das embalagens e produtos pós-consumo, determinando que os fabricantes devam responsabilizar-se pela logística reversa e destinação final ambientalmente correta. Essa logística consistente em um conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para aproveitamento em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou para destinação final ambientalmente adequada. A aplicação da logística reversa requer integração entre União, Estados, Municípios e particulares, que irão somar investimentos e esforços com a preocupação da conservação do meio ambiente (MARQUES, 2015).

A logística reversa está muito bem estabelecida na agricultura brasileira, com a denominação de "Sistema Campo Limpo", no qual o INPEV atua como núcleo de inteligência. O INPEV informa que



mais de 90% das embalagens de agrotóxicos usados na agricultura foram entregues pelos agricultores. O Sistema Campo Limpo, desde o seu início, em 2002, recolheu cerca de 568.306 toneladas de embalagens vazias de agrotóxicos retiradas do meio ambiente. Com relação ao número anual total, em 2018, foram destinadas corretamente cerca de 94% das embalagens plásticas primárias comercializadas no País e 80% das embalagens de defensivos agrícolas (inpEV 2019), totalizando 44,3 mil toneladas no ano. Estimou-se que, em 2019, o número total do retorno será de 45,6 mil toneladas. Em relação à destinação das embalagens, 94% são recicladas e 6% são incineradas, O sistema conta com 107 centrais e 304 postos de coleta em todo o País, sendo divididos em unidades fixas e itinerantes e todas as unidades contam com agendamento por meio eletrônico.

No entanto, ainda que o percentual de embalagens passíveis de reciclagem esteja alto, segundo Bernardi et al. (2018) o destino final das mesmas é considerado um problema, tanto para a saúde como para o meio ambiente, uma vez que permanece um percentual de manejo e de descarte não realizados de forma adequada. Outro fator evidenciado por Stedile et al. (2019) é que, muitas vezes, em uma mesma propriedade, embalagens de produtos utilizados na agricultura e na pecuária com mesmos princípios ativos têm destinos diferentes, ou seja, as embalagens usadas na agricultura são retornadas adequadamente e as provenientes da pecuária são destinadas inadequadamente. O Dossiê Abrasco alerta para a invisibilidade maior que o trabalhador e o trabalho na pecuária tem em relação a agricultura, na questão das embalagens.

É muito comum o descarte de embalagens vazias de agrotóxicos ao relento nas proximidades das lavouras, em beiras de córregos ou rios ou beiras de estrada. E apesar dos alertas, ainda há pessoas que reutilizam embalagens de agrotóxicos para acondicionar os mais diversos itens, até mesmo alimentos (LONDRES,2011).

A Lei nº 7.804/89 (BRASIL, 1989) e o Decreto nº 4.074/02 (BRASIL, 2002) dispõem sobre o dever de devolução das embalagens vazias de agrotóxicos nos estabelecimentos de compra em até um ano, a partir da data da compra, ou ser entregue em campanhas regularizadas de recolhimento de embalagens dos insumos. Londres (2011), aponta que diversos estabelecimentos de compra de agrotóxicos não possuem espaço adequado para recebimento das embalagens vazias, e por esse motivo acabam dificultando a devolução e a logística reversa, mesmo que essas sejam obrigatórias mediante lei.

A Figura 5 trata sobre as orientações prestadas por empresas de comercialização de agrotóxico sobre a forma correta e o de devolução das embalagens dos agrotóxicos.

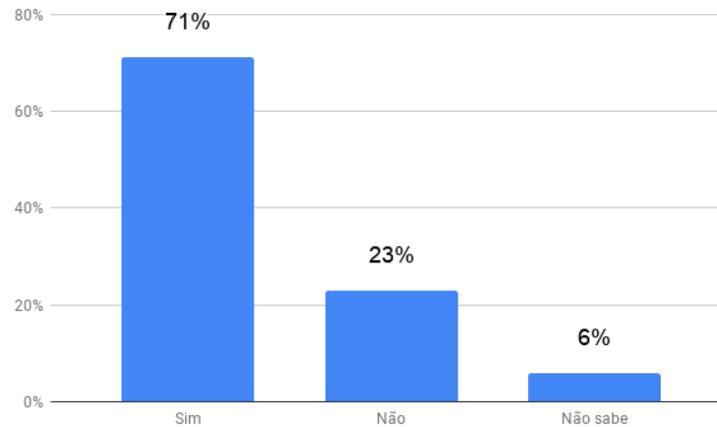
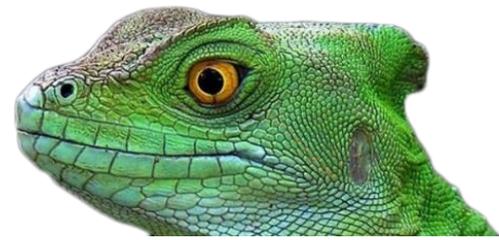
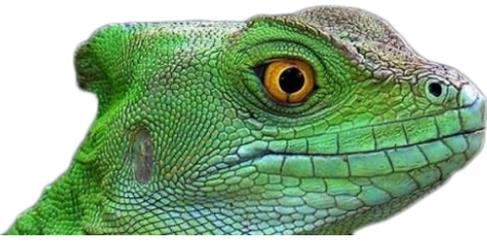


Figura 5: Distribuição de informações sobre forma de devolução das embalagens
Fonte: elaborada pelos autores (2020)

A Figura mostra que a maior parte dos agricultores afirmam receber informações sobre o uso de agrotóxicos (71%). No entanto, segundo a legislação, todos os agricultores devem ser orientados no ato da compra dos produtos. Com o avanço da tecnologia, a produção de novos compostos não degradáveis está surgindo e sendo utilizados nas formulações de agrotóxicos, trazendo consequências a saúde e ao meio ambiente. Esses danos são provocados desde o momento de sua aplicação, até o descarte de forma incorreta das embalagens, gerando assim, uma fonte poluidora por conter resíduos das substâncias que armazenam. Diante dessa problemática, foi criada no Brasil a Lei nº 9.974/00 que determina que “as embalagens rígidas, que contiverem formulações miscíveis ou dispersíveis em água, deverão ser submetidas pelo usuário à operação de tríplice lavagem, ou tecnologia equivalente, conforme orientação constante de seus rótulos, bulas ou folhetos complementares” (LAUERMANN et. al, 2020). Importante destacar que as informações passadas pelos comerciantes aos agricultores sobre o manejo (tríplice lavagem, perfuração do fundo da embalagem, acondicionamento adequado na propriedade, transporte e devolução no local da compra ou em campanhas de recolhimento) são imprescindíveis para a redução da geração de resíduos no meio ambiente descartados de forma incorreta e para a diminuição da contaminação ambiental e intoxicações humana pelo contato com os mesmos.



A Figura 6 mostra o destino final da água utilizada na tríplice lavagem pelos agricultores. Segundo a Figura, 50% dos entrevistados afirmam utilizar a água da tríplice lavagem na calda, 34% descarta a água na pia e 11% não realizam a tríplice lavagem das embalagens antes da devolução.

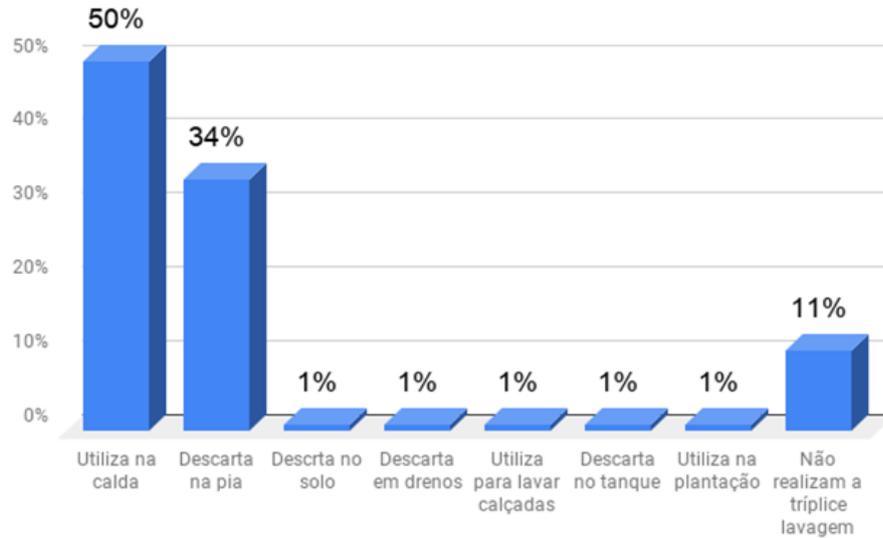


Figura 6: Distribuição do descarte da água utilizada na tríplice lavagem.
Fonte: elaborada pelos autores (2020)

Observa-se que 11% dos agricultores não realiza a tríplice lavagem. A soma dos que a realizam totaliza 89% dos agricultores, no entanto, desses, somente 50% utilizam a água conforme a recomendação, ou seja, na própria calda. Conforme a logística reversa, as embalagens são tratadas pelo Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias (INPVE, 2020). Se a embalagem apresentar cor ou cheiro é considerada incorretamente lavada, não podendo ser reciclada. De acordo com a NBR 13968 (ABNT, 1997), que dispõe sobre os procedimentos de lavagem de embalagens rígidas vazias, a água proveniente da tríplice lavagem de embalagens deve ser reutilizada na preparação da calda, de modo a não contaminar o meio ambiente e o homem, quando descartada de forma incorreta.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com a passar dos anos, é possível notar o crescimento na comercialização e utilização de agrotóxicos em todo o Brasil. Os dados de caracterização dos agricultores mostram um predomínio do sexo feminino (69%) e de agricultores com ensino fundamental incompleto (69%). Em relação ao



descarte dos EPIs, 49% dos agricultores entrevistados queimam e apenas 12% os descartam junto com embalagens após lavagem do mesmo. O estudo mostra que 91% dos agricultores devolvem as embalagens aos comerciantes agindo de acordo com a logística reversa, mesmo que apenas 71% recebam informações sobre o descarte correto na hora da compra. Com relação ao manejo das embalagens vazias, 89% realiza a tríplice lavagem e destes, apenas 50% reutilizam a água no preparo da calda. O percentual de agricultores que não devolvem as embalagens, que não realiza a tríplice lavagem, que não utilizam a água desta no preparo da calda e que não destina adequadamente os EPIs estão submetidos a maiores riscos à saúde e contribuem no aumento da contaminação ambiental por agrotóxicos.

Os dados no conjunto revelam uma situação de exposição e risco humano e ambiental no manejo dos agrotóxicos da agricultura familiar, com impactos importantes na vida e na qualidade da água, do solo e do ar.

Diante do estudo, mostra-se necessário medidas de conscientização e sensibilização, através da Educação Ambiental, e capacitação aos agricultores quanto ao uso e manejo correto dos agrotóxicos, e dos equipamentos de proteção individual, bem como manejo e descarte adequado dos equipamentos e embalagens vazias. Ainda torna-se necessário medidas de adequação dos estabelecimentos para recebimento das embalagens. Diante do exposto há a necessidade de criação e fortalecimento de políticas públicas capazes de reduzir danos à saúde humana e saúde ambiental.

Agradecimentos

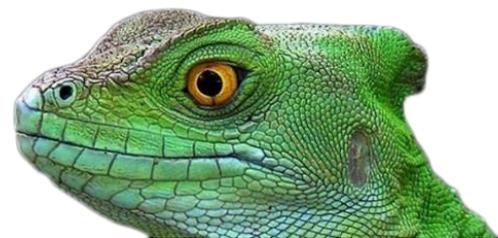
Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Universidade de Caxias do Sul (UCS) pelas bolsas de incentivo a pesquisa, ao Programa de Pós Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais e ao Instituto de Saneamento Ambiental da UCS.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ANDEF. Associação Nacional de Defesa Vegetal. 2003. Manual de uso correto de equipamentos de proteção individual. São Paulo: Linea Creativa.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2019. Publicada reclassificação toxicológica de agrotóxicos. Brasília, DF. Disponível em: <https://bit.ly/2SH73A2>. Acesso em: 28 abr. 2020.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas – ABNT. 1997. Norma Brasileira Nº 13968: Embalagem rígida vazia de agrotóxico - Procedimentos de lavagem. Rio de Janeiro: ABNT, 1997. 8 f. Disponível em: . Acesso em: 07 maio 2020.



- Baronio, F. C.; Geiger, L. 2018. A Construção do ser mulher na agricultura familiar: uma perspectiva lo goterapêutica. Rev. abordagem gestalt, Goiânia , v. 24, n. 1, p. 91-97, abr. Disponível em: http://pepsic.bvsalud.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1809-68672018000100011&lng=pt&nrm=iso. Acesso em 07 maio 2020. <http://dx.doi.org/10.18065/RAG.2018v24n1.10>.
- Bernardi, A. C. et al. 2018. Manejo e destino final das embalagens de agrotóxicos. Disponível em: http://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/159_719.pdf. Acesso em: 30 abril 2020.
- Bombardi, L. M. 2017. Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia. São Paulo: FFLCH – USP. Disponível em: <https://bit.ly/35zJyOu>. Acesso em: 27 abr. 2020.
- Brasil. 1989. Constituição (1989). Lei nº 7802, de 11 de julho de 1989. Lei Nº 7.802, de 11 de Julho de 1989. Brasília. Available from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802. access on 07 may 2020.
- Brasil. 2002. Decreto nº 4074, de 04 de janeiro de 2002. Decreto Nº 4.074, de 04 de Janeiro de 2002. Brasília. Available from: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074.htm. access on: 20 may 2020.
- Brasil. 2010. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010. Brasília. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 07 maio 2020.
- Brasil. 2018. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Relatório Nacional de Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos. Brasília: Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador, Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. Brasília: Ministério da Saúde.
- Brust, R. S. et al. 2019. Perfil epidemiológico de trabalhadores rurais do estado do Rio de Janeiro. Rev. Bras. Enferm., Brasília , v. 72, supl. 1, p. 122-128, fev. Disponível em <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-71672019000700122&lng=pt&nrm=iso>. acesso em: 06 maio 2020.
- Carneiro, F. F. et al. 2015. Dossiê ABRASCO: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro: EPSJV; São Paulo: Expressão Popular. Disponível em: <https://bit.ly/3cmv1Zb>. Acesso em: 06 mai. 2020.
- Costa, R.; Locks, M.O.H.; Gironi, J.B.R. Pesquisa Exploratória Descritiva. In: LACERDA, M.R.; COSTENARO, R.G.S. (orgs). Metodologias de Pesquisa para a Enfermagem e Saúde: da teoria à prática. Moriá: Porto Alegre, RS, 2016).
- Faria, N. M. X.; Rosa, J. A. R. da; Facchini, L. A. 2009. Intoxicações por agrotóxicos entre trabalhadores rurais de fruticultura, Bento Gonçalves, RS. Rev. Saúde Pública, São Paulo , v. 43, n. 2, p. 335-344, Apr. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-89102009000200015&lng=en&nrm=iso>. access on 07 May 2020. Epub Mar 06, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102009005000014>.
- Gil, A. C. 2008. Métodos e técnicas de pesquisa social. 6. ed. São Paulo: Atlas.
- IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2019. Relatórios de comercialização de agrotóxicos. Brasília, DF. Disponível em: <https://bit.ly/2xIOdRG>. Acesso em 28 abr. 2020.
- Instituto Nacional de Processamento de Embalagens Vazias – inPEV. 2020. O processo de destinação de embalagens vazias de defensivos agrícolas. Disponível em: <https://www.inpev.org.br/noticias-publicacoes/relatorio-sustentabilidade/index>. Acesso em: 29 maio 2020.



- Kim, K.; Kabir, E.; Jahan, S. A. 2017. Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Science Of The Total Environment*, [s.l.], v. 575, p. 525-535, jan. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>.
- Lauermann, B. et al. 2020. DIVULGAÇÃO DA TRÍPLICE LAVAGEM DE EMBALAGENS DE AGROTÓXICOS. *Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão*, v. 9, n. 3, 14 fev. Disponível em: <https://guri.unipampa.edu.br/uploads/evt/arq_trabalhos/13647/seer_13647.pdf>. Acesso em: 30 abril 2020.
- Londres, F. 2011. *Agrotóxicos no Brasil: um guia para ação em defesa da vida*. – Rio de Janeiro: AS-PTA – Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa. Disponível em: <http://bibliotecafloral.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5374/Livro_Agrot%C3%B3xicos-no-Brasil-Um-Guia-para-A%C3%A7%C3%A3o-em-Defesa-da-Vida_AS-PTA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 30 abril 2020.
- Lopes, C. V. A.; Albuquerque, G. S. C. de. 2018. Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Saúde debate*, Rio de Janeiro, v. 42, n. 117, p. 518-534, June. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-11042018000200518&lng=en&nrm=iso. access on 06 May 2020. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-1104201811714>.
- Marques, M. D.; Braga Junior, S. S.; Forti, J. C. 2019. A lei dos agrotóxicos sob a ótica dos produtores rurais. *Interações (Campo Grande)*, Campo Grande, v. 20, n. 2, p. 599-613, June. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1518-70122019000200599&lng=en&nrm=iso>. Acesso em: 30 abril 2020.
- Ministério da Saúde. 2013. *Documento Orientador para a Implementação da Vigilância em Saúde de Populações Expostas a Agrotóxicos*. Brasil: Ministério da Saúde. 133 p.
- Pinto, D. N. e Stedile, N. L. R. 2018. O uso de equipamentos de proteção individual na manipulação de agrotóxicos e a frequência de intoxicações agudas. 2018. 58 F. TCC (Graduação) - Curso De Enfermagem, Universidade De Caxias Do Sul, Caxias Do Sul.
- Rebouças, M. A.; Lima, V. L. A. 2013. Caracterização socioeconômica dos agricultores familiares produtores e não produtores de mamão irrigado na agrovila Canudos, Ceará Mirim (RN). *HOLOS*, [S.l.], v. 2, p. 79-95, maio. ISSN 1807-1600. Disponível em: <<http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/1338>>. Acesso em: 25 abr. 2020.
- Rosa, J. M. da et al. 2019. Desaparecimento de abelhas polinizadoras nos sistemas naturais e agrícolas: existe uma explicação?. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, [s.l.], v. 18, n. 1, p. 154-162, 14 fev. Universidade do Estado de Santa Catarina. <http://dx.doi.org/10.5965/223811711812019154>.
- Silvério, A. C. P. et al. 2020. Avaliação da atenção primária à saúde de trabalhadores rurais expostos a praguicidas. *Rev. Saúde Pública*, São Paulo, v. 54, 09. Disponível em: <https://bit.ly/2yy7sOb>. Acesso em: 06 mai. 2020.
- Soares, W. L.; Porto, M. F. 2007. Atividade agrícola e externalidade ambiental: uma análise a partir do uso de agrotóxicos no cerrado brasileiro. *Ciênc. saúde coletiva*, Rio de Janeiro, v. 12, n. 1, p. 131-143, Mar. Available from http://www.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-.
- Stedile, N. L. R. et al. 2019. *RELATÓRIO TÉCNICO DA PESQUISA AGROTÓXICOS E SAÚDE: UMA ANÁLISE A PARTIR DE DADOS EPIDEMIOLÓGICOS*. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul. 53 p.



INFLUÊNCIA DA UTILIZAÇÃO DAS CINZAS DE CARVÃO EM MISTURAS ASFÁLTICAS DENSAS

| ID 15655 |

1Estéfani Clara, 2Breno Salgado Barra, 3Leto Momm, 4Alexandre Mikowski, 5Adriana Goulart dos Santos

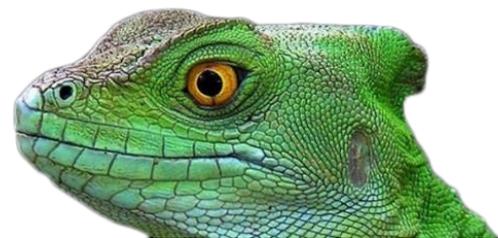
1,2,3,4 UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas (Pós-ECM), Joinville/SC/Brasil, e-mail: estefani.clara@hotmail.com/ breno.barra@ufsc.br/ leto.momm@gmail.com/ alexandre.mikowski@ufsc.br

5 UDESC - Universidade do Estado de Santa Catarina, Joinville/SC/Brasil. e-mail: adriana.santos@udesc.br

| RESUMO |

O objetivo principal desta pesquisa é avaliar o comportamento mecânico de misturas asfálticas densas com a incorporação de cinzas oriundas da queima do carvão mineral em usina termelétricas, neste caso o complexo Jorge Lacerda, localizado na região sul do Estado de Santa Catarina, entre os municípios de Capivari de Baixo e Tubarão. Para tanto, foram analisadas as matrizes denominadas Fly Ash (cinza volante), Bottom Ash (cinza pesada ou de fundo) e uma composição com 50% de ambas as ocorrências, as quais foram comparadas com frações convencionais de granulares gnáissicos britados, todos utilizados como material de enchimento (filler) a 6,0% passante na malha de abertura 0,075mm, nas curvas granulométricas das misturas asfálticas. As ocorrências gnáissicas são obtidas de jazida localizada na região metropolitana de Joinville/SC, enquanto o ligante betuminoso de penetração 30/45 (0,1mm) de distribuidora com planta industrial na região metropolitana de Curitiba/PR. Os ensaios de caracterização das matrizes supracitadas compreendem análises por microscopia eletrônica de varredura (MEV), difração de Raios-X (DRX), semi-quantificação de compostos por fluorescência de Raios-X e texturização. No que diz respeito às misturas asfálticas foram realizadas avaliações baseadas na metodologia francesa de formulação, compreendendo os aspectos de habilidade de compactação com a prensa de compactação giratória (PCG), ensaio de Duriez a 18°C e deformação permanente. Os resultados obtidos indicam que as características eletroquímicas das matrizes gnáissicas e das cinzas não contribuem para a formação de dipolos efetivos de atração elétrica com o ligante betuminoso, assim como na rigidificação dos mástiques compostos, enquanto as características físicas são predominantes no comportamento mecânico das misturas asfálticas, sobretudo a rugosidade superficial e a macrotextura granular, com destaque para as condições mais favoráveis da matriz gnáissica, mas também favoráveis à viabilidade técnica de aplicação das cinzas oriundas da queima do carvão mineral, tanto nos aspectos mecânicos quanto funcionais.

Palavras-chave: Cinzas de carvão mineral; Misturas asfálticas densas; Metodologia francesa de formulação.



| INTRODUÇÃO |

A participação na matriz energética mundial, segundo BP (2019), o carvão é atualmente responsável por 27% de todo o consumo mundial de energia. No âmbito mundial, apesar dos graves impactos sobre o meio ambiente, o carvão ainda é uma importante fonte de energia. As principais razões para isso são a abundância e distribuição geográfica das reservas, além dos baixos custos e estabilidade nos preços, em comparação a outros combustíveis (ANEEL, 2005).

Abundância das reservas e o desenvolvimento de tecnologias de limpeza e combustão eficiente, conjugadas à necessidade de expansão dos sistemas elétricos e restrições ao uso de outras fontes, indicam que o carvão mineral continuará sendo, por muitas décadas, uma das principais fontes de geração de energia elétrica no Brasil.

Com o crescimento da produção dos resíduos de carvões das grandes termelétricas, gerou-se uma preocupação de estudar o seu emprego industrialmente, devido principalmente ao potencial tóxico de seus elementos (MALLMANN, 1996).

A disposição das cinzas a céu aberto exige grandes áreas para a construção das bacias que, por sua vez, tem capacidade limitada. Além disso, o resíduo fica exposto a processos de lixiviação de metais pesados presentes nas cinzas, podendo contaminar o solo e o lençol freático da região. Outro problema desse método de descarte é a poeira silicosa, resultante da ação do vento sobre a superfície das bacias, que atinge a população residente próximo a essas instalações (LEANDRO, 2005).

Estima-se que a produção das cinzas geradas no complexo termelétrico de Jorge Lacerda, localizado entre os municípios de Capivari de Baixo e Tubarão, estado de Santa Catarina, de acordo com Rohde (2016), oscila entre 42 e 43%. Tendo em vista formalidades contratuais, existe um valor de geração mínima que equivale ao consumo de 200.000 t/mês de carvão. Em função do período de secas climáticas desde o ano de 2011, este valor se situa em 330.000 t/mês. As 200.000 t/mês originam 84.000 t/mês de cinzas, enquanto as 330.000 t/mês produzem 138.000 t/mês caracterizando um máximo de produção.

Além dos aspectos técnicos e funcionais, hoje a sociedade exige não só um bom desempenho dos materiais ou da construção, mas também das interações com o meio ambiente, em busca daqueles cuja obtenção ou realizações se materializam com menor impacto ecológico e menor ônus energético (ISAIA apud POZZOBON, 1999). Deste modo, é importante que novas investigações sejam desenvolvidas no sentido de encontrar aplicações alternativas para os resíduos, reduzindo, assim, os impactos ambientais, além de diminuir os custos de disposição em bacias de sedimentação (LEANDRO, 2005).



Cabe ressaltar que a expansão da malha rodoviária pavimentada no Brasil não acompanha o ritmo de crescimento da frota de veículos esse é um dos fatores que contribuem para o processo de degradação da infraestrutura devido ao elevado fluxo de veículos. As deficiências na infraestrutura de transporte refletem a falta de investimentos no setor, visto que além dos recursos serem insuficientes, o montante autorizado não é aplicado na velocidade necessária.

Neste contexto, a presente pesquisa explorar a viabilidade técnica da utilização das cinzas provenientes do processo de queima do carvão mineral, para a produção de energia, em misturas asfálticas densas, considerando a eficiência de uma dosagem bem formulada, que resulte em um pavimento de maior qualidade.

Buscando contribuir na discussão sobre o assunto e visando um melhor emprego das cinzas supracitadas e a redução dos problemas ambientais causados pela geração de energia nas usinas de produção, essa pesquisa destaca a cinza leve (*Fly Ash*), já bastante explorada em estudos de pavimentação e pela indústria cimenteira, e a cinza pesada (*Bottom Ash*), que não possui atualmente aplicações ou mercados conhecidos para utilização em larga escala.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O desenvolvimento desta pesquisa iniciou-se com a seleção das jazidas para a coleta das amostras dos materiais de estudo e na sequência foram executados os ensaios de caracterização desses materiais e definidas as respectivas classificações geológicas, mineralógicas, químicas e físicas das suas ocorrências.

Os agregados pétreos necessários foram fornecidos pela empresa Rudnick Minérios S.A., localizada no distrito de Pirabeirada, na cidade de Joinville/SC. O critério para a seleção dos agregados pétreos para esta pesquisa foi em função da disponibilidade das ocorrências dos materiais e da parceria da referida empresa com o LDTPav.

Os ensaios de caracterização dos materiais pétreos foram desenvolvidos no LDTPav. Os resultados desta caracterização encontram-se, resumidamente, na Tabela 1.

O material ensaiado encontra-se dentro dos limites impostos pelas normativas apresentadas e, dessa maneira, são passíveis de utilização em mistura asfálticas, exceto o parâmetro de adesividade, o qual deve ser corrigido em situações práticas de obras com a inserção de aditivos melhoradores de adesividade na dosagem do ligante betuminoso ou pela substituição de adições granulares com natureza eletropositiva, que permitam a formação de um dipolo de atração química com a matriz eletronegativa dos materiais hidrocarbonetos.

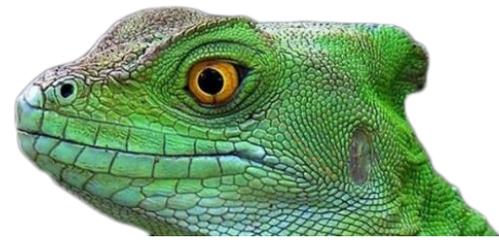


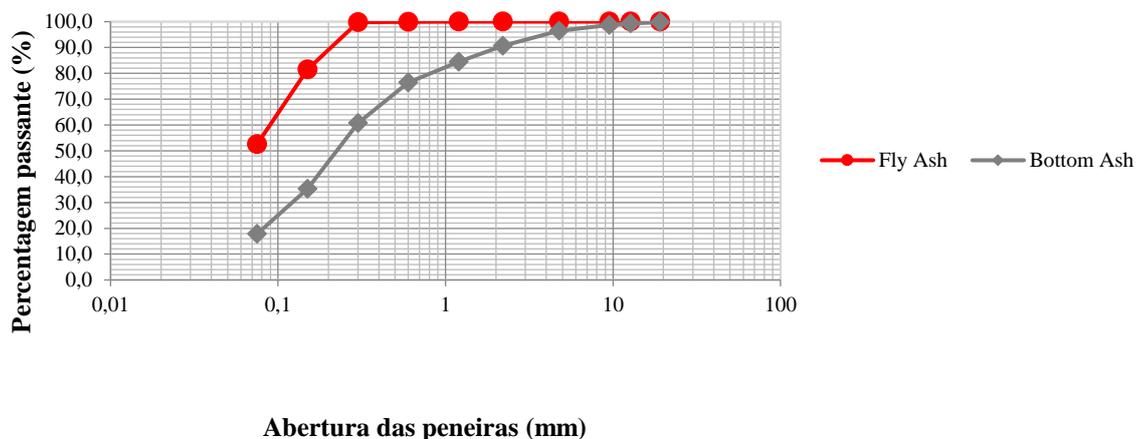
Tabela 1: Resultados da caracterização dos agregados pétreos.

Ensaio	Norma	Limites	Resultados	
			Quantitativo	Qualitativo
Desgaste por abrasão Los Angeles	DNER-ME 035/1998 e DNER-ME 037/1997	Máx. 50%	17,50%	-
Índice de forma	ABNT NBR 7809/2006	Mín. 0,5	0,60	Boa cubicidade
Resistência ao ataque químico (Durabilidade)	DNER-ME 089/1994 e DNER-ME 037/1997	Máx. 12%	5,30%	-
Adesividade ao ligante betuminoso	DNER-ME 078/1994	-	-	Má
Equivalência de areia	DNER-ME 54/1997	-	78,0%	
Teor de material pulverulento	DNER-ME 266/1997 e DNER-ME 37/1997	Máx. 1,0%	0,40%	
Absorção	-	-	0,50%	-

Fonte: Eing (2018)

Entretanto, é importante destacar que nesta pesquisa não foram utilizados aditivos ou adições melhoradores de adesividade, a fim de que se pudesse verificar o real efeito da utilização das cinzas oriundas da queima do carvão mineral nas misturas asfálticas.

Antes de iniciar os testes de caracterização dos agregados e das cinzas, foi realizado um peneiramento das amostras das cinzas utilizadas neste estudo, buscando conhecer suas frações representativas. Para assim resultar em uma reutilização mais eficiente desse resíduo sólido na pavimentação. A Figura 1 demonstra as frações representativas das cinzas *Bottom Ash* e *Fly Ash*.



Abertura das peneiras (mm)
Figura 1: Distribuição granulométrica das cinzas

Em análise da Figura 1, observa-se que as frações representativas das cinzas *Bottom Ash* são as retidas entre as peneiras de abertura 0,60 mm até o material depositado no fundo, já as frações



correspondentes a *Fly Ash* mais representativas são as retidas entre as peneiras de abertura 0,15 mm até o material depositado no fundo.

Em função da morfologia dos grãos, em que os argilominerais fundidos geram partículas vítreas, ricas em inclusões gasosas, pode-se observar um aspecto esponjoso ou estrutura vesicular, conforme demonstrado na Figura 2. Além do aspecto da morfologia, verifica-se a fragilidade dos grãos de dimensões maiores, em frações situadas entre as peneiras de abertura 0,60 mm a 0,15 mm.



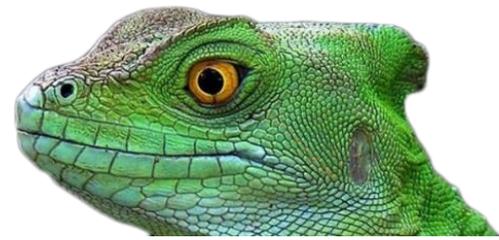
Figura 2: Aspecto esponjoso da cinza

Em razão disto e das porcentagens de finos geralmente empregados na formulação das misturas asfálticas, convencionou a limitação da utilização das frações de cinzas em 6%. Esse valor também está de acordo com outros estudos de formulação de misturas asfálticas com emprego de cinzas, cuja adição máxima para que não ocorra risco de perda de resistência ficou próxima ao valor adotado.

Outro fator importante a ser justificado é a fração de substituição adotada. Na análise das frações mais representativas para ambas as cinzas em conjunto com o percentual máximo para o uso na formulação, adotou-se a substituição da fração de fundo ($< 0,075\text{mm}$), visto que nas cinzas *Bottom Ash* a porcentagem desta fração é de 17,8% e para as cinzas *Fly Ash* em torno de 52,6%.

Para análise das características das cinzas (*Fly ash* e *Bottom ash*), foi realizada uma parceria técnica entre o Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC), pertencente à Associação Beneficente da Indústria Carbonífera de Santa Catarina (SATC), e o Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Mecânicas (Pós-ECM) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), tendo como base, estudos já desenvolvidos pela SATC em relação às aplicações das cinzas.

Particularmente, as cinzas provenientes da queima do carvão mineral foram analisadas tomando em conta aspectos como: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), ensaios de Difração de Raios-X (DRX), Fluorescência de Raios-X (FRX), ponto de amolecimento anel e bola (verificação do poder de rigidificação), texturização, além de uma estimativa teórica da dureza de seus componentes.



A verificação da forma e da textura das partículas dos fíleres em estudo (Pó de brita, cinzas *Bottom ash* e *Fly ash*) foram procedidas a partir da análise das imagens produzidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) conforme Figura 3.

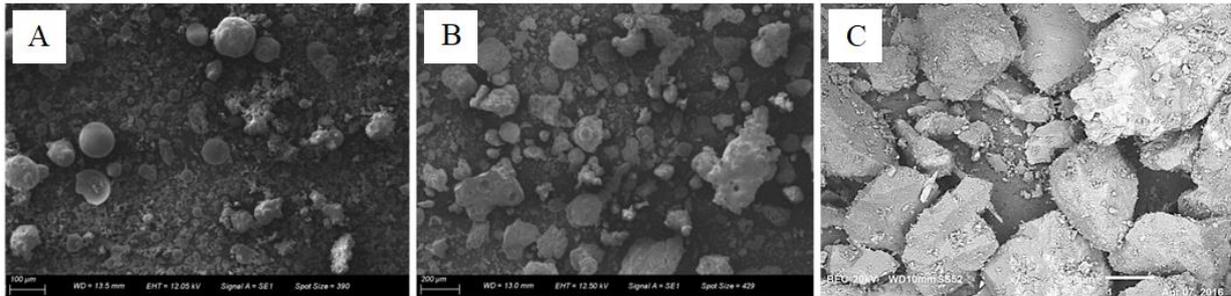


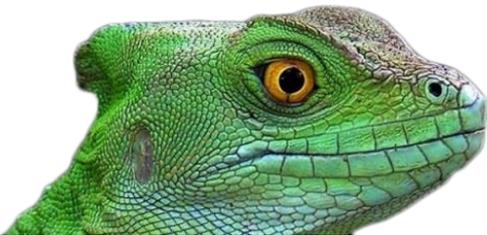
Figura 3: Microscopia eletrônica de varredura (A) Fly Ash, (B) Bottom Ash, (C) Agregado granítico
Fonte: A-B: Aquino et al. (2017). C: Siroma (2018)

A partir da análise das imagens é possível observar que as cinzas de carvão possuem formas esféricas de diferentes diâmetros e partículas irregulares de tamanhos variados. Conforme observado por Sarbak *et al.* (2004), isso é possível devido os diferentes estados físicos da sílica presente em amostras de cinzas de carvão são responsáveis pela forma das partículas de tamanhos irregulares.

Foi analisada a morfologia do pó de pedra a partir da Figura 3-C, que traz a imagem da microscopia eletrônica de varredura de agregados graníticos da empresa Vogelsanger Britagem, apesar dos granulares graníticos utilizados nesta pesquisa serem fornecidos pela empresa Rudnick Minérios S.A. O intuito desta análise é demonstrar algumas características referentes à composição, à macro e à microtextura de partículas finas de granitos, visto que ambas as jazidas são provenientes da região de Joinville/SC e possuem a mesma classificação na análise de lâmina petrográfica, conforme demonstrado por Meurer (2015), além dos resultados muito semelhantes em ensaios de caracterização, que atestam uma boa proximidade das amostras das duas empresas. Ainda em análise a imagem da microscopia (Figura 3-C) é possível verificar que o formato predominante do granular é subangular e a textura se mostra bem rugosa. Essas características tendem a favorecer o intertravamento granular, resultando em misturas asfálticas mais estáveis.

As análises de Difração de Raios-X (DRX) foram realizadas no Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC). A Figura 4 traz os resultados referentes às análises mineralógicas dos fíleres.

As quantidades percentuais apresentadas na Figura 4 são estimadas pelo software, tendo como base as alturas relativas de pico das cartas padrão. Além disso, é apresentada uma base de 100%,



não sendo levados em consideração materiais que estejam na forma amorfa. No gráfico, pp significa possível presença.

Com a análise mineralógica das cinzas contendo 50% Fly ash e 50% Bottom ash (Figura 4-B), foi constatada a presença de Quartzo, Mulita e Hematita, mesmos minerais encontrados em análise das cinzas dita puras, com 100% Fly ash e 100% Bottom ash. O conteúdo de materiais cristalinos é equivalente em ambas as cinzas, porém para as Fly Ash o conteúdo de Mulita é maior e o conteúdo de Quartzo é menor.

A mulita presente nas cinzas é resultante das reações que ocorrem durante a combustão do carvão. O quartzo, por sua vez, está presente no carvão precursor e não funde nas condições de queima nas usinas termelétricas. A presença de hematita e magnetita nas cinzas é decorrente da oxidação de sulfetos de ferro na forma de pirita, normalmente presente na marcassita e pirrotita presentes no carvão queimado (ROHDE *et al.*, 2006).

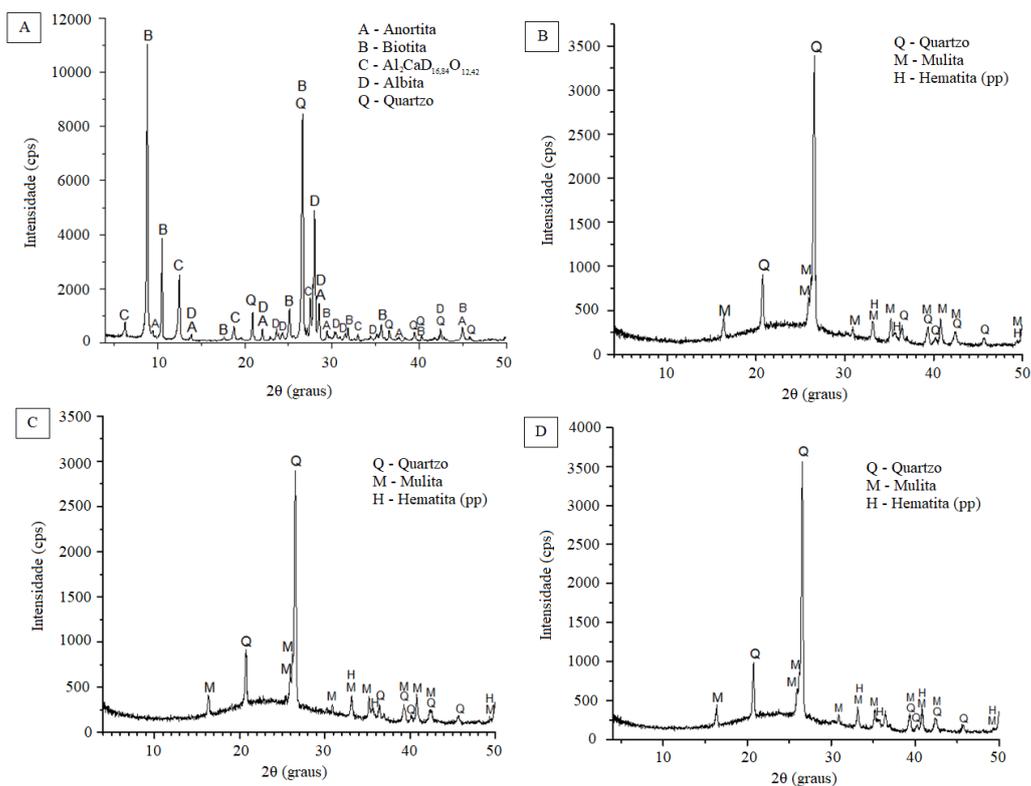


Figura 4: Análise mineralógica DRX (A) Pó de pedra, (B) 50% Fly ash e 50% Bottom ash, (C) Fly ash e (D) Bottom ash

A composição química referente aos elementos majoritários presentes nas amostras foi realizada no Centro Tecnológico da SATC (CT-SATC). As amostras inicialmente foram submetidas ao



teste de perda ao fogo (PF), seguindo a norma ASTM D7348-07, a fim de se eliminar os materiais orgânicos e água na constituição presentes no material.

Tabela 2: Composição química majoritária dos fileres.

Componentes	Fíleres analisados (% massa)			
	Pó de Pedra	50% Fly Ash e 50% Bottom Ash	Fly Ash	Bottom Ash
SiO ₂	53,602	58,483	60,258	58,911
Fe ₂ O ₃	14,505	7,378	7,214	6,999
Al ₂ O ₃	10,928	20,129	19,865	19,624
CaO	8,080	2,596	2,874	1,785
MgO	3,260	0,624	-	0,609
K ₂ O	2,576	4,235	4,600	4,298
TiO ₂	1,228	1,480	1,603	1,539
SO ₃	0,435	0,777	0,806	0,217
MnO	0,252	0,033	0,040	0,035
ZrO ₂	0,102	0,111	0,102	0,126
V ₂ O ₅	0,073	0,103	0,089	0,086
SrO	0,055	0,028	0,027	0,027
ZnO	0,042	0,062	0,073	0,044
Cr ₂ O ₃	0,033	0,049	0,077	0,041
Na ₂ O	2,311	0,639	0,673	0,857
Rb ₂ O	-	0,028	0,028	0,028
Y ₂ O ₃	-	0,020	0,020	0,018
PbO	-	0,013	0,017	0,008
Perda ao fogo	2,519	3,213	1,634	4,747

Analisando os resultados dos ensaios de Fluorescência de raios-X conforme demonstrado na Tabela 2, o pó de brita apresentou 53,602% de SiO₂, o que justifica a má adesividade observada nos ensaios de caracterização dos agregados pétreos.

As principais diferenças nas composições das cinzas sem qualquer tratamento estão nos conteúdos de Al, Si, Fe e perda ao fogo (PF). Dentre estes, a maior diferença está na concentração de material incombusto contido nas cinzas de fundo, determinada por PF.

Os elementos que se apresentaram com em abundância e que são denominados componentes maiores são: Sílica (SiO₂), Alumina (Al₂O₃), Óxido de Ferro (Fe₂O₃), Óxido de Cálcio (CaO) e Carbono (C). Porém, existem outros elementos, denominados elementos-traços, como por exemplo Zinco, Cobre, Cromo, Chumbo, Mercúrio, Fósforo, etc., que são responsáveis pelo potencial tóxico da cinza. Essa predominância de óxido de silício e alumínio é que confere o caráter pozzolânico, enquanto a estrutura amorfa da cinza facilita a solubilização da sílica e alumínio para que possa reagir com o óxido de cálcio livre. As características químicas das cinzas estão ligadas ao tipo de carbono que as



originou e as transformações que ocorrem conforme a temperatura de queima, portanto, trata-se de um produto bastante heterogêneo (MALLMANN, 1996).

As análises texturais das amostras foram realizadas no CT-SATC, no Laboratório de Captura de CO₂. Foi utilizada a técnica de adsorção de nitrogênio (N₂). As técnicas de adsorção de gases utilizadas para determinação dessas estruturas consistem na determinação da quantidade de adsorbato, necessária para formar uma camada monomolecular (monocamada) sobre a superfície a ser medida. Utilizam-se em geral, para este fim, isotermas desenvolvidas por BET (BRUNAUEER *et al.*, 1938). A partir da equação desta isoterma o número necessário de moléculas para formar uma monocamada pode ser avaliado e, como a área ocupada pela molécula é conhecida (ou estimada), pode-se então calcular a área específica do material. Este método também permite uma avaliação da porosidade do material (SANTANA *et al.*, 2012).

Os resultados, expostos na Tabela 3, demonstram que o pó de pedra apresenta um maior diâmetro de poros e maior volume de poros. Conforme Santana *et al.* (2012), a porosidade exerce grande efeito nas propriedades mecânicas do material, tais como: resistência, dureza e deformação; nas propriedades físico-químicas, influência nas características de dissolução e na capacidade de retenção de água; nas propriedades de transporte, atua na condutividade térmica, difusão de aromas e em componentes de baixo peso molecular.

Tabela 3: Composição química majoritária dos fíleres.

Amostra	Área Superficial (m²/g)	Volume de poros (cm³/g)	Diâmetro médio de poros (Å)
Bottom ash	1,454	0,013950	88,44
Fly ash	6,311	0,003170	87,24
50% Bottom + 50% Fly	3,933	0,009819	99,84
Pó de pedra	3,052	0,012850	168,4

De acordo com Barra (2009), os sólidos porosos são ótimos adsorventes. Logo, os fíleres que apresentam elevada porosidade possuirão capacidade de adsorver maior quantidade de ligante betuminoso, fator que teoricamente gera uma ancoragem mais firme das partículas e, conseqüentemente, um aumento da rigidez.

Outro fator a ser observado é que, durante a produção das misturas asfálticas, a fase de secagem não é totalmente eficaz, pois não raramente uma fração de água fica alojada dentro dos



poros e impede uma adesão completa. Além disso, uma grande quantidade de ligante betuminoso é mobilizada para a cobertura desta superfície desenvolvida e não participa mais da adesão aos granulares, aumentando assim a porosidade da mistura. Desta forma, na presença da água, o processo de desagregação será acentuado (FHWA, 1997).

A determinação da dureza dos fileres se fez necessário para justificar os comportamentos observados durante a campanha experimental da presente pesquisa, o procedimento para determinação do mesmo foi realizado através da literatura, visto a grande dificuldade de se obter a dureza através os métodos convencionais devidos seus grãos serem frágeis conforme mencionado anteriormente. A Tabela 4 apresenta os resultados obtidos através da estimativa.

Tabela 4: Estimativa da dureza dos fileres.

Amostra	Dureza estimada
Bottom ash	7,13
Fly ash	7,17
50% Bottom + 50% Fly	7,15
Pó de pedra	6,08

Analisando as durezas estimadas, podemos observar que o valor estimado para o pó de pedra quando comparadas com as durezas das cinzas observa-se uma pequena variabilidade nos resultados, sendo a dureza maior encontrada é para a cinza *Fly ash*, essa dureza pode ser justificada visto que sua composição predominante é Al_2O_3 e SiO_2 , tendo suas durezas na ordem de 9 e 7 Mohs, respectivamente, essa dureza é dependente diretamente das forças de ligação entre os átomos, íons ou moléculas.

Outra análise realizada foi o ponto de amolecimento que de acordo com Bernucci *et al.* (2008), é uma medida empírica que correlaciona à temperatura na qual o ligante amolece quando aquecido e atinge uma determinada condição de escoamento. O ensaio foi realizado com base na ABNT NBR 6560/2016, foram executados a partir da formulação de mástiques formulados com os fileres estudados na presente pesquisa, ambos com 6,0% em peso do ligante betuminoso, este ensaio a fim de verificar a partir de quantidades iguais às presentes na curva granulométrica, uma comparação mais precisa dos efeitos de cada material, as Figuras 5 e 6 apresentam os resultados obtidos.

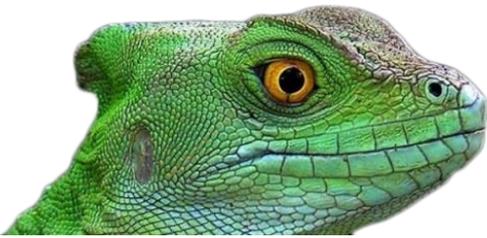


Tabela 5: Ponto de amolecimento, ensaio realizado mesmo dia de moldagem do mástique.

Amostra	CAP 30/45 Sem adição de filer	CAP 30/45 + Bottom ash	CAP 30/45 + Fly ash	CAP 30/45 + 50% Fly e Bottom	CAP 30/45 + Pó de pedra
Resultados (°C)	53,5 (Replan 2018)	53,5	54,0	53,5	53,5

Analisando os resultados obtidos, verifica-se uma forte similaridade entre os valores apresentados pelos mástiques quando comparados com a amostra de ligante betuminoso em sua forma pura, em qualquer das condições de teste executadas.

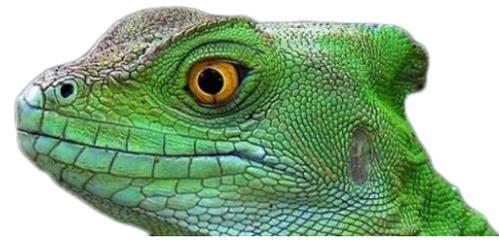
Esta constatação evidencia o caráter amorfo das cinzas e do pó de brita, corroborando as análises de caracterização já apresentadas, fazendo com que não exerçam influência significativa na rigificação do ligante betuminoso, logo sendo considerados fileres inertes na composição da mistura asfáltica, isto é, sem característica pozolânica.

Ensaio laboratoriais

Determinadas as propriedades dos materiais selecionados, tem-se que as misturas asfálticas estudadas foram formuladas com base nos parâmetros pertinentes à metodologia francesa, pois além de possuir critérios de avaliação rigorosos, dispõe de técnicas e tecnologias de ensaios que possibilitam simular os esforços aplicados sobre os materiais da maneira mais próxima possível às situações que ocorrem no campo. Ainda, possui uma estreita relação campo-laboratório, sendo um fator decisivo para garantir credibilidade aos resultados obtidos.

Os teores de ligante de partida nesta etapa da pesquisa foram baseados no trabalho de Eing (2018), isto é, 4,54%, 4,70%, 4,86%. Entretanto, a partir dos resultados preliminares da campanha experimental desta pesquisa, notadamente com o uso da PCG, foi observada a possibilidade de se trabalhar com teores abaixo de 4,54%, a fim de melhorar os resultados já obtidos, bem como de reduzir o consumo de ligante, tendo sido incorporado o teor de 4,22% à série.

O ensaio de PCG visa verificar a habilidade de compactação das misturas asfálticas, a partir do uso da Prensa de Compactação por Cisalhamento Giratória (PCG) (AFNOR NF P 98-252, 1999), impondo uma compactação lenta e isotérmica sob compressão estática, executada por um movimento giratório (cisalhante) de uma face em torno do eixo de simetria aplicando um ângulo α , o ensaio foi realizado com o equipamento da série PCG-3, disponibilizado pelo LTP-EPUSP. Neste ensaio foram produzidos 30 corpos de provas, sendo 3 corpos de provas para cada teor estudado; os resultados médios obtidos nos ensaios estão apresentados nas Figura 5.



Conforme demonstrado na Figura 5, nesta pesquisa as misturas convencionais executadas, foram as formuladas somente com teor de ligante de 4,70%, visto que Siroma (2018) executou os mesmos ensaios para o mesmo tipo de mistura com a mesma formulação nos teores de ligantes iguais a 4,22%, 4,54% e 4,86%.

Para as misturas asfálticas do tipo BBSG, as prerrogativas normativas estabelecem a aferição do teor de vazios a 80 giros, devendo enquadrar-se no intervalo entre 4,0% e 9,0%. Conforme ilustrado na Figura 5, os limites normativos estão demonstrados pelos alinhamentos chamados limite superior e inferior BBSG.

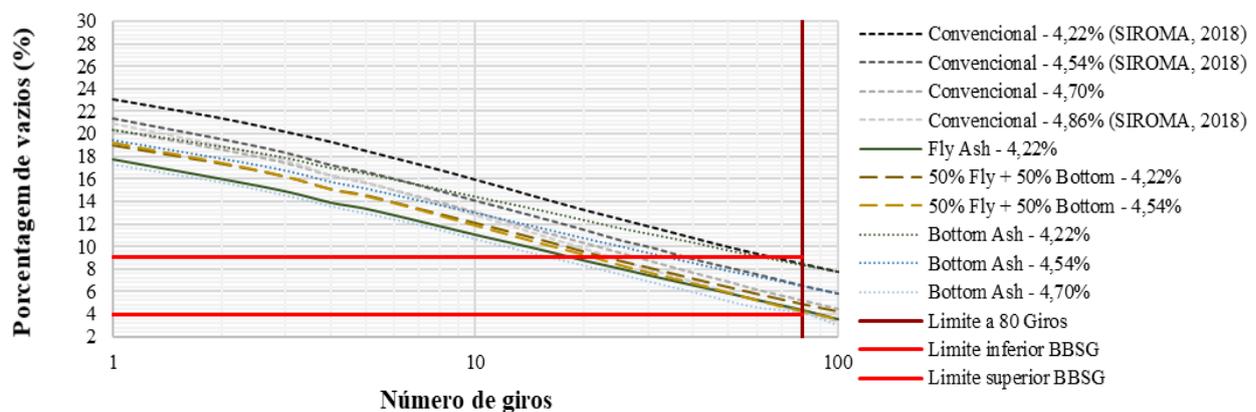
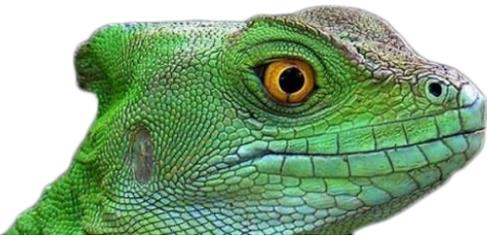


Figura 5: Resultados dos ensaios de PCG

Observados os limites normativos as misturas que não se enquadraram neste limite, apresentando teores inferiores ao valor mínimo determinado pela norma em 4%, essas amostras são consideradas reprovadas.

Esses resultados comprovam que as misturas asfálticas demonstrariam em campo uma habilidade de compactação indesejada, ou seja, com uma precoce diminuição excessiva dos vazios, situação que poderia desencadear o potencial surgimento de deformação permanente e até mesmo de exsudação no campo.

Em análise a Figura 5, é possível constatar que a morfologia e a textura dos granulares têm uma forte influência na habilidade de compactação das misturas betuminosas. Observando que os materiais graníticos possuem características herdadas pela rocha mãe e que podem ser um pouco modificadas pelas técnicas de britagem, as mesmas apresentam um formato predominante subangular e superfície áspera ou rugosa, favorecendo o intertravamento granular, resultando em misturas asfálticas mais estáveis.



Analisando as características mineralógicas das cinzas testadas, observa-se de uma forma geral, que as cinzas Fly ash são constituídas predominantemente de material vítreo de natureza sílico aluminosa e em menor proporção de compostos cristalizados. Essa morfologia das partículas, conforme mencionado por Rohde *et al.* (2006), varia de acordo com as condições de queima, portanto as cinzas volantes provenientes da combustão de carvão pulverizado contêm predominantemente partículas esféricas com pequenas quantidades de cenosferas e de partículas irregulares conforme já observado em na caracterização das cinzas, conferindo a essas misturas uma maior densificação.

Quanto às cinzas Bottom ash, são constituídas por uma fase vítrea sílico-aluminosa e associadas a Carbono na fase amorfa. As características morfológicas são apresentadas em quatro tipos principais, de acordo com Rohde (2006): partículas transparentes arredondadas e irregulares, partículas opacas angulosas a subangulosas e, finalmente, de formas esféricas. Essas características, quando comparadas à morfologia das cinzas Fly ash, justificam o comportamento dessas misturas apresentando um melhor imbricamento dos granulares, resultando em um maior volume de vazios.

A sensibilidade elevada comprova a importância que a interação entre os granulares exerce no comportamento das misturas asfálticas, pois ao se analisar a mesma adição de teor de ligante entre amostras com adição de cinzas e as misturas convencionais, notou-se uma formação menor dos teores de vazios para as primeiras, corroborando os resultados de caracterização morfológica já apresentada. Ainda em análise a Figura 5, fica evidente que o aumento do teor de ligante ocasiona maior compactidade das misturas asfálticas, o que é justificado pelo aumento da lubrificação gerada entre os granulares pelo acréscimo de ligante, resultando em maior acomodação das partículas.

Após a conclusão dos ensaios de PCG, foi avaliada a resistência à sensibilidade à água das misturas asfálticas. A Figura 6 traz os resultados obtidos nos ensaios.

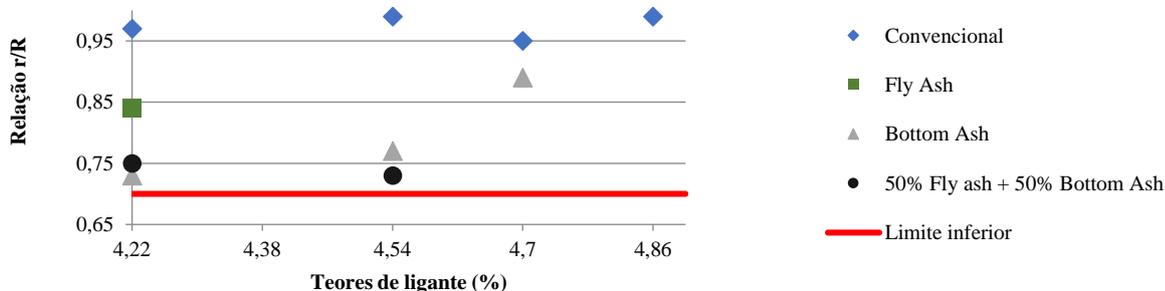
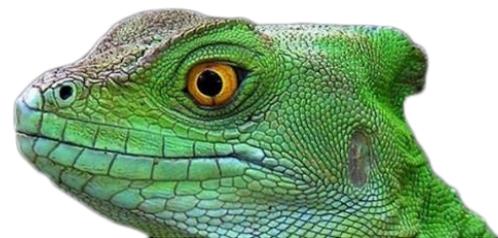


Figura 6: Resultados dos ensaios de Duriez

Analisando os resultados obtidos, tem-se que todos os teores das misturas estudadas foram aprovados, demonstrando uma média superior ao valor mínimo adotado pela norma. Conclui-se,



então, que as misturas estudadas não apresentaram uma redução superior a 30% da resistência à compressão simples.

No entanto, é importante ressaltar que novamente a morfologia das frações granulares foi decisiva nos resultados apresentados, agora na relação r/R , pois quimicamente ambas as matrizes gnáissicas e das cinzas são eletronegativas, com majoritária presença de sílica, não contribuindo em ambos os casos para uma boa resistência à ação deletéria da água. Assim, tem-se que a predominância da textura superficial rugosa e da forma subangular dos granulares gnáissicos permite melhor resistência aos esforços de cisalhamento gerados durante o processo de ruptura dos corpos de prova, em relação à condição textural superficial parcialmente lisa e macrottextural arredondada das partículas das cinzas estudadas, pois mesmo a dureza estimada dos grãos de cinza é equivalente à dos granulates gnáissicos.

Reitera-se, portanto, a necessidade do uso de agentes melhoradores de adesividade na composição dos traços das misturas estudadas em condições práticas de utilização.

O ensaio subsequente realizado foi o ensaio de deformação permanente que consiste na avaliação da resistência das misturas asfálticas à formação de trilha de rodas. Este ensaio foi realizado nas misturas demonstradas na Figura 7, totalizando 20 placas moldadas, sendo duas para cada mistura estudada, as quais apresentaram resultados dentro das conformidades normativas nos ensaios que antecedem o nível 2 da metodologia francesa de formulação de misturas asfálticas. A Figura 7 ilustra um panorama geral das misturas asfálticas analisadas.

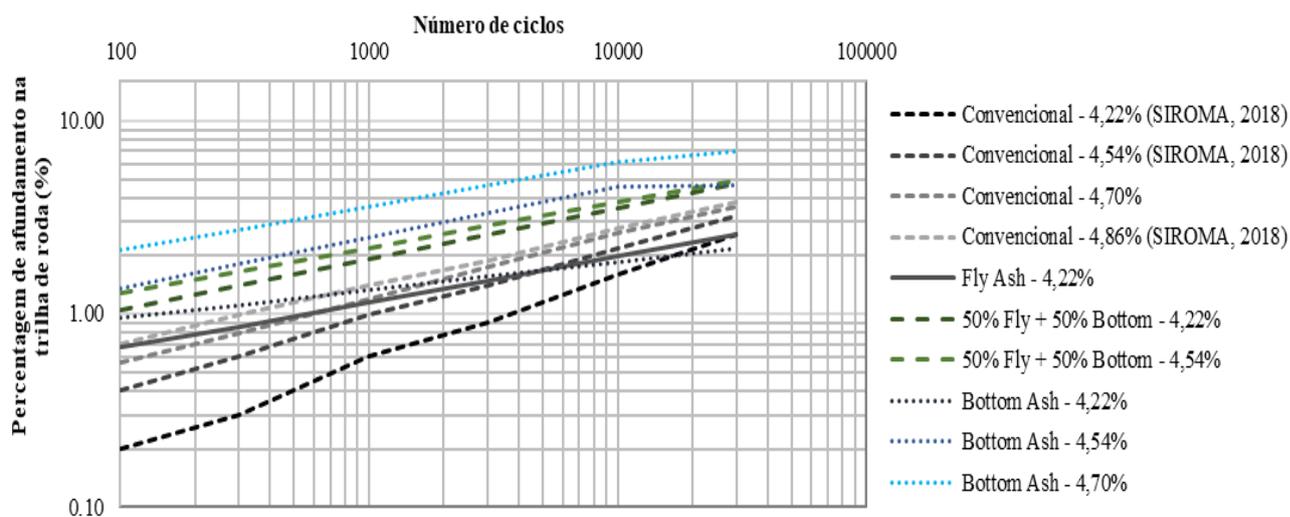


Figura 7: Resultados dos ensaios de Deformação permanente



A mistura BBSG 0/14mm possui três classificações possíveis, determinada em função da percentagem de afundamento após 30.000 ciclos (AFNOR, 2007). De acordo com Barra *et al.*, (2010), as classes 2 e 3 são as que mais se assemelham ao contexto brasileiro, dependendo da região.

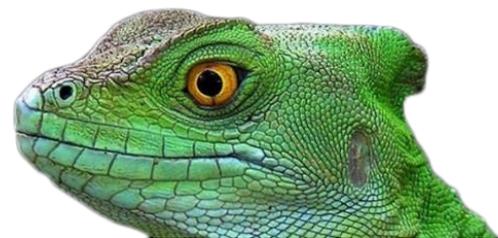
Analisando as misturas dosadas com o teor de 4,22% de ligante, tem-se que todas se enquadraram na classe 3, o que significa que possuem as melhores condições de resistência ao afundamento na trilha de roda para a categoria BBSG, isto é, abaixo de 5,0%. Ainda com base nos resultados demonstrados na Figura 7, é possível constatar também que quanto maior o teor de ligante asfáltico utilizado, maior será a deformação permanente encontrada na mistura asfáltica.

A partir dos gráficos apresentados, de forma geral, tem-se que os resultados encontrados se justificam de maneira semelhante às explicações para os resultados dos ensaios de PCG e Duriez, sendo que a morfologia e a rugosidade verificadas nas partículas das cinzas utilizadas nesse estudo indicam que este material não consegue fornecer o mesmo grau de intertravamento entre as partículas, quando comparadas aos granulares gnáissicos britados, tornando-se na maior parte das situações apresentadas menos resistente aos esforços de cisalhamento aplicados pela carga dinâmica constante aplicada a baixa frequência durante o ensaio.

No caso das misturas contendo cinzas 100% Fly e 100% Bottom, é possível observar que foram obtidos valores próximos ao da mistura convencional, pois como o teor de ligante empregado é baixo, demonstra não haver forte lubrificação das partículas de cinza, sobretudo nas mais arredondadas, prevalecendo o intertravamento propiciado pelas partículas com macrotextura subangular e microtextura rugosa, considerando a morfologia composta destes materiais, conforme análises microscópicas apresentadas. Em contrapartida, no que diz respeito à mistura 50% Fly + 50% Bottom, com o mesmo teor em análise (4,22%), o percentual obtido foi superior às demais, em razão da maior concentração de partículas arredondadas, pois acumula contribuições das frações Fly e Bottom em uma mesma amostra, reduzindo a efetividade de intertravamento da composição, aumentando os níveis de deformação permanente.

O fato das misturas compostas com cinza apresentarem afundamentos ligeiramente menores que a mistura convencional, se deve à maior porosidade das frações de cinza em relação às de brita gnáissica, o que permite maior absorção de ligante, diminuindo sua atuação lubrificante na mistura, principalmente sobre as partículas arredondadas de cinza.

Todas as misturas se enquadram na classe 3, exceto a mistura com adição de 100% Bottom no teor de ligante de 4,70%, logo, estão aptas a serem utilizadas nas condições mais severas de tráfego em situações práticas. As mesmas considerações comparativas valem para as dosagens com 4,70% de ligante, observando a informação adicional de que o percentual obtido de 7,01% na trilha de roda para a mistura 100% Bottom a enquadra na classe 2, referente à metodologia francesa, ou seja, na



faixa situada entre 5,00% e 7,50%, inferior à classe 3, mas apta a ser utilizada em situações de tráfego em ambiente climático com elevado gradiente térmico.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Com base nos resultados apresentados pela campanha experimental realizada, tem-se que os objetivos traçados para a pesquisa foram alcançados.

Nas caracterizações dos materiais no contexto eletroquímico, foi demonstrado que a condição predominantemente eletronegativa das matrizes gnáissicas e das cinzas silicosas não contribui para a formação de uma forte atração elétrica com o ligante hidrocarboneto, devido à formação de uma intensa fase amorfa, a qual impede não apenas uma boa adesividade do conjunto granular-betume, culminando na má resistência à ação deletéria da água, mas também ratifica o caráter inerte destes insumos nas misturas asfálticas, sem qualquer contribuição significativa nos parâmetros de rigidificação dos mástiques formados.

Em outra perspectiva, tem-se que as características físicas são determinantes na contribuição das matrizes supracitadas no comportamento mecânico das misturas asfálticas, tomando em conta que melhores foram os resultados em geral apresentados pelas curvas granulométricas compostas integralmente por partículas gnáissicas britadas, em razão de possuírem textura superficial rugosa e macrotextura subangular, em caráter regular. Enquanto as cinzas testadas apresentaram variabilidade nas suas composições, com parcial presença de superfícies lisas, elementos cenosféricos e macrotextura arredondada, prejudicando a formação de ângulos de atrito favoráveis ao imbricamento global das partículas, que permitiriam resistir de maneira mais efetiva aos esforços de cisalhamento aplicados pelas cargas solicitantes, ainda que a dureza estimada de ambas as ocorrências tenha sido equivalente.

Assim, é possível inferir que o bom comportamento mecânico de um material, notadamente as misturas asfálticas, não está diretamente relacionado apenas à resistência física propriamente dita, mas também às variáveis de forma de suas matrizes granulares.

Outros sim cabem destacar que para a obtenção deste êxito com as matrizes de cinza utilizadas, cuidados imprescindíveis prévios à formulação das misturas asfálticas devem ser tomados em cada caso, como: análise minuciosa da distribuição granulométrica, avaliação acurada da morfologia das partículas, e, sobretudo, utilização de um percentual moderado do material na composição granulométrica das misturas, isto é, abaixo de 10%, no caso 6,0%, com o intuito de diminuir a potencialização da ocorrência do fenômeno da deformação permanente. Do contrário, os riscos



assumidos de insucesso são muito grandes, devido às características morfológicas de suas ocorrências.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Diante dos resultados obtidos e das análises efetuadas, é possível concluir que as matrizes estudadas de cinzas oriundas da queima do carvão mineral são viáveis tecnicamente para utilização em misturas asfálticas, abrindo-se inclusive a possibilidade de um mercado para a utilização em larga escala da Bottom Ash, atualmente sem destinação alguma aos serviços de beneficiamento de insumos, notadamente na região sul do Estado de Santa Catarina. Aonde a mesma pode se beneficiar mais diretamente pela proximidade com a fonte produtora destes insumos, compreendendo acesso fácil e com menores distâncias de transporte, desde que sejam tomados os devidos cuidados técnicos já mencionados.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer à equipe do CTCL (Centro Tecnológico do Carvão Limpo), da SATC pela receptividade e pela parceria técnica realizada, o que possibilitou a execução dos estudos físico químicos desta pesquisa.

À equipe do Laboratório de Tecnologia em Pavimentação da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (LTP/EPUSP), pela disponibilização dos equipamentos aliada a uma receptividade única, auxílio e ensinamentos.

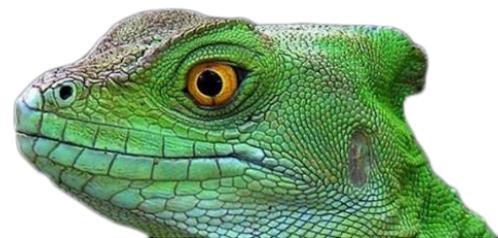
E aos professores envolvidos nesta pesquisa por todos os ensinamentos e contribuições.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). 2005. Atlas de energia elétrica do Brasil. Agência Nacional de Energia Elétrica.

Aquino, T. F.; Estevam S. T.; Corrêa G. R.; Marques C. R. M.; Melo A. R.; Marcelo R. R.; Pires M.; Hammerschmitt M.; Riella H. G. 2017. Síntese de zeólitas do tipo X a partir de cinzas volantes e de fundo de carvão mineral. V Congresso Brasileiro de Carvão Mineral.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) NBR 6560. 2016. Materiais Betuminosos - Determinação do Ponto de Amolecimento: Método do Anel e Bola. Associação Brasileira de Normas Técnicas.



- _____. NBR 7809. 2008. Agregados graúdo – Determinação do índice de forma pelo método do paquímetro – Método de ensaio. Rio de Janeiro, 3 p.
- Association Française de Normalisation (AFNOR). 2007. NFEN 13108-1, 2007. Mélanges bitumineux – Spécifications des matériaux, Partie 1 : Enrobés bitumineux. 56 p.
- _____. NFP 98-250-2. 1991. Essais Relatifs aux Chaussées – Préparation des Mélanges Hydrocarbonés, Partie 2 : Compactage des Plaques.
- _____. NF P 98-251-1. 1995. Préparation des Mélanges Hydrocarbonés : Essai de Duriez.
- _____. NF P 98-252. 1999. Essai Relatifs aux Chaussées : Essai à La presse à cisaillement giratoire PCG. 15 p.
- _____. NF P 98-253-1. 1993. Préparation des Mélanges Hydrocarbonés, Partie 1 : Essai d’Orniérage.
- _____. NF P 98-261-1. 1993. Essais Relatifs aux Chaussées: Détermination de la Résistance en Fatigue des Mélanges Hydrocarbonés – Partie 1 : Essai par Flexion a Flèche Constante.
- _____. NF P 98-261-2. 1992. Essai Relatifs aux chaussées, Mesure dese Caractéristiques Rhéologiques des Mélanges Hydrocarbonés – Partie 2 : Détermination du Module Complexe par Flexion Sinusoïdale.
- _____. NF P 98 254-3. 1993. Mesure de Propriétés Liées à La Perméabilité des Matériaux des Mélanges Hydrocarbonés – Partie 3 :Essai au Drainomètre de Chantier.
- _____. NF P 98 216-1. 1993. Mesure de Propriétés Liées à la Texture des Mélanges Hydrocarbonés : Essai de Mesure de la Hauteur au Sable.
- _____. NF P 18-559. 2005. Mode Opératoire de la mesure de masse volumique de granulats.
- _____. NF EN 12697-5. 2003. Mélanges Bitumineux, Méthodes d’Essai por Mélange Hydrocarboné à Chaud – Partie 5 : Masse Volumique Maximale (Masse Volumique Réelle) des Matériaux Bitumineux. Norme Européene.
- Barra, B. S. 2009. Avaliação da ação da água no módulo complexo e na fadiga de misturas asfálticas densas. Tese (Doutorado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 327 p.
- Barra, B. S. Momm, L. Brosseaud, Y. Hornych, P. 2010. Diretrizes para a formulação e avaliação do comportamento mecânico de misturas asfálticas. Revista Pavimentação, Ano V, Associação Brasileira de Pavimentação (ABPV), v. 17, p. 38-58.
- Bernucci, L. B. Motta, L. M. G. Ceratti, J. A. P. Soares, J. B. 2010. Pavimentação asfáltica: formação básica para engenheiros. 1. ed. 3. reimpressão. Rio de Janeiro: PETROBRAS: Associação Brasileira das Empresas Distribuidoras de Asfaltos (ABEDA), p. 504.
- BP. 2019. Statistical Review of World Energy 2019 . 68th edition.
- Brunauer, S.; Emmett, P.H.; Taylor, E. 1938. Adsorption of gases in multimolecular layers. Journal of the American Chemical Society. 60, 309-319.
- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem (DNER). 1998. DNER – ME 035. Agregados – determinação da abrasão “Los Angeles”. Rio de Janeiro, 1998, 6 p.
- _____. 1994. DNER – ME 078. Agregados graúdo – adesividade a ligante betuminoso. Rio de Janeiro, 1994, 3 p.
- _____. 1998. DNER – ME 081. Agregados: Determinação da Absorção e da Densidade do Agregado Graúdo. Rio de Janeiro, 1998, 6 p.



- _____. 1994. DNER – ME 089 Agregados – avaliação da durabilidade pelo emprego de soluções de sulfato de sódio ou de magnésio. Rio de Janeiro, 6 p.
- _____. 1998. DNER – ME 194. Agregados – Determinação da massa específica de agregados miúdos por meio do frasco Chapman. Rio de Janeiro, 4 p.
- Eing, M. A. 2018. Análise da incorporação de cinza volante e pesada em dosagens de misturas asfálticas densas. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. Joinville/SC.
- Federal Highway Administration (FHWA). 2002. Superpave Asphalt Mixture Design Workshop. v. 8. Washington. U. S. Department of Transportation.
- Laboratoire Central Des Ponts Et Chaussées (LCPC). 1976. Revêtement en béton de liants hydrocarbonés modifiés : Etude de laboratoire. Rapport de recherche LPC N°62. Paris : LCPC.
- _____. 2014. Compactage des enrobés hydrocarbonés à chaud. Techniques et méthodes des laboratoires des ponts et chaussées. Paris: LCPC.
- Leandro, R. P. 2005. Estudo laboratorial acerca da possibilidade de aproveitamento da cinza pesada de termelétrica em bases e sub-bases de pavimentos flexíveis. 2005. 170f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de São Paulo. São Paulo.
- Mallmann, J. E. C. 1996. Estabilização pozolânica de cinzas volantes e pesada com cal dolomítica hidratada e areia, curadas pelos processos de autoclavagem e câmara à temperatura constante. Dissertação, UFRGS, Porto Alegre, 164p.
- Meurer, P. 2015. Caracterização de materiais rochosos do norte de Santa Catarina para fins de aplicação em obras de pavimentação. Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Santa Catarina. Joinville/SC. 92p.
- Pasquet, A. 1968. Campagne Nationale de Glissance 1967 en France, in Colloque International sur La Glissance et la Sécurité de la Circulation sur Routes Mouillées, Berlin, pp. 717-732.
- Pozzobon, C.E. 1999. Aplicações tecnológicas para cinza do carvão mineral produzida no Complexo Termelétrico Jorge Lacerda. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Rhode, G. M.; Zwonok, O.; Chies, F.; Silva, 2006. N.I.W. Cinzas de carvão fóssil no Brasil – Aspectos técnicos e ambientais. vol.1 Porto Alegre: CIENTEC.
- Rhode, E, G. M. 2016. Quantificação das cinzas de carvão fóssil produzidas no Brasil. Boletim técnico 36. Porto Alegre: CIENTEC.
- Santana, H. 1992. Manual de Pré-Misturados a Frio. Instituto Brasileiro de Petróleo (IBP) - 1ª Edição. Rio de Janeiro (RJ).
- Sarbak, Z; Stanczyk, A. Kramer-Wachowiack, M. 2004. Characterization of surface properties of various fly ashes. Powder technology., v.145, p.82-87.
- Siroma, R. S. 2018. Avaliação da deformação permanente em misturas asfálticas densas formuladas com areia descartada de fundição (ADF). Dissertação. 196 p.



SORO DO LEITE: UMA BREVE REVISÃO ACERCA DAS ALTERNATIVAS DE APROVEITAMENTO

| ID 15661 |

1Andréia Monique Lermen, 2Naiara Jacinta Clerici, 3Dinalva Schein, 4Carolina Smaniotto Fronza

*1Universidade Federal da Fronteira Sul, e-mail: lermenma@gmail.com; 2Universidade Federal da Fronteira Sul,
e-mail: naiaraj.clerici@gmail.com; 3Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: dinalvaschein@hotmail.com;*

4Universidade Federal de Santa Maria, e-mail: carolsmaniottof@gmail.com

| RESUMO |

O setor industrial representado pelo segmento dos laticínios possui boa representatividade e consolidação no mercado, visto o potencial em oferecer produtos altamente nutritivos e de grande consumo. Logo, existem implicações indiretas dos meios de produção, como a inevitável geração de resíduos sólidos e líquidos, portanto justifica-se como uma atividade de grande potencial poluidor. Para minimizar os possíveis impactos ambientais, uma alternativa é dada a partir dos frutos da pesquisa científica, como a minimização dos resíduos gerados a partir de alternativas de aproveitamento, auxiliando na disposição final dos resíduos gerados, reduzindo boa parte dos custos e ainda possibilitando a formação de novos produtos com valor agregado. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi realizar uma investigação acerca das formas de aproveitamento do soro de leite, através de uma breve revisão bibliográfica realizada nas plataformas Portal Periódicos Capes e Scopus. Sendo assim, verificou-se que o soro de leite emerge como um resíduo de alto potencial, tendo em vista que é possível viabilizar um aproveitamento em diversos setores, como I) incremento na alimentação de animais; II) ingrediente em alimentos de consumo humano; III) como suplemento alimentar; IV) na otimização de bebidas, especialmente as lácteas; V) na produção de filmes e biopolímeros; VI) na produção de etanol e de biogás, auxiliando na produção energética dessas matrizes; VII) como substrato alternativo para o crescimento de microrganismos e produção extracelular de enzimas e VIII) como fonte proteica para hidrólise enzimática, a fim de obter hidrolisados proteicos e peptídeos com bioatividades. Portanto, o soro de leite pode ser considerado uma matéria-prima de extensivas aplicações em diversas formas e rotas de produção para diferentes novos subprodutos, os quais proporcionam desenvolvimento de capital ao passo que também minimizam o impacto ambiental deste resíduo.

Palavras-chave: Aplicações; Aproveitamento; Soro de leite.

| INTRODUÇÃO |

O leite e seus derivados são uma fonte valiosa de nutrientes para a população de muitos países, além de que o volume produzido movimenta a economia de inúmeras famílias. No contexto mundial o Brasil é um dos maiores produtores de leite, pois de acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia



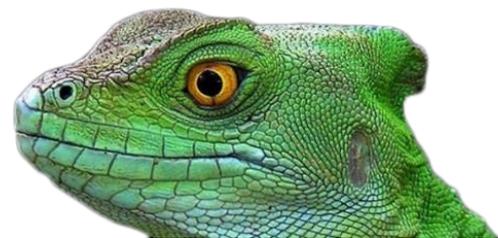
e Estatística (IBGE), em 2019 foram industrializados, aproximadamente, 25 bilhões de litros de leite (IBGE, 2020). Dessa forma, o país apresenta taxa anual de crescimento da produção leiteira em torno de 4%, sendo este um valor superior ao de todos os países que ocupam os primeiros lugares. Destaca-se ainda que, cerca de 35% da produção leiteira é destinada para a fabricação de queijos, setor esse que apresenta uma taxa de crescimento anual de 4,6%, superior ao da própria produção leiteira (Poppi et al., 2010; Ribeiro-Santos et al., 2015).

Durante a fabricação de queijo é obtido o soro de leite, que contém mais da metade dos nutrientes do leite, como proteínas, sais minerais, lactose, vitaminas, enzimas e traços de gordura (Guedes et al., 2013). Para a produção de 1 quilo de queijo são necessários 10 litros de leite, o que gera em torno de 8 a 9 litros de soro, um composto de alta carga orgânica, apresenta elevada demanda biológica de oxigênio (DBO), que varia de 30.000 a 60.000 mg de oxigênio por litro de soro, valor em torno de 100 vezes maior que o do esgoto doméstico, além de elevada demanda química de oxigênio (DQO), em torno de 60.000 mg de oxigênio por litro de soro (Poppi et al., 2010; Oliveira et al., 2012). Dessa maneira, Poppi et al. (2010) relatam que um laticínio que produz em média 10.000 litros de soro diariamente, provoca a mesma carga poluente que 5.000 habitantes.

Além do volume produzido ser elevado, o tratamento deste resíduo é custoso para as indústrias, pois a implantação de um sistema de tratamento é dispendioso. No entanto, é fundamental ressaltar que, há legislações e portarias que orientam sobre o descarte de resíduos sólidos e efluentes industriais, como exemplo, cita-se a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Kozłowski et al. (2019), observam que apesar dos resíduos da indústria de laticínios não possuem substâncias perigosas, suas propriedades físico-químicas, com alto conteúdo de substâncias orgânicas biodegradáveis, podem levar ao desenvolvimento de eutrofização e degradação da qualidade da água. Assim, da ótica ambiental, tem-se um grande impacto dos recursos naturais, que necessitam de ferramentas de tratamento e de abordagens inovadoras que busquem minimizar esses impactos causados.

Portanto, devido ao seu alto valor nutricional, ao grande volume gerado, à busca em adequar-se à legislação, além da grande poluição ambiental que pode ser ocasionada devido à má gestão desse resíduo, busca-se alternativas para sua utilização, pois trata-se de um resíduo que por muitas vezes é inexplorado (Rohlfes et al., 2014; Oliveira et al., 2012). Nesse sentido, esse estudo objetivou explorar diversas aplicações de aproveitamento do soro de leite em diferentes setores.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Este estudo caracteriza-se como uma revisão bibliográfica narrativa e não exaustiva acerca dos possíveis usos que podem ser feitos com o soro de leite. Foi realizado estudo exploratório da literatura científica sobre a temática, compreendido pela criação de protocolo de busca, análise e seleção dos trabalhos encontrados. A coleta de dados foi realizada utilizando as bases de dados Scopus e Portal Periódicos Capes. Os descritores utilizados foram “whey”, “application” e “utilization” com a inclusão dos operadores AND e OR. A busca na literatura foi realizada através da leitura e análise dos títulos e resumos e, os artigos que não tinham conexão com a temática proposta foram removidos da seleção.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Resíduos agroindustriais estão sendo cada vez mais estudados e valorizados, pois possuem ampla disponibilidade, alto valor nutricional e se não forem manejados de maneira adequada podem comprometer a qualidade do solo e de águas subterrâneas e superficiais. Sendo assim, busca-se maneiras de torná-los um produto de valor agregado, como exemplo, há o do soro do leite, resíduo da indústria de laticínios. Dessa forma, algumas das aplicações de aproveitamento do soro do leite são apresentadas nessa seção.

Alimentação animal

A produção e criação animal têm demanda de mercado consumidor cada vez mais alta. Em contrapartida, a diminuição dos recursos naturais e os altos preços dos produtos para nutrição animal são um empecilho encontrado pelos produtores. Nesse sentido, a utilização de resíduos industriais com altos índices nutritivos surge como uma alternativa para suprir essa escassez de recurso e também como uma opção sustentável e economicamente viável, uma vez que apresentam baixo valor de comercialização (Lima et al., 2011). O soro de leite é o maior resíduo da indústria de laticínios e é um produto com alto teor nutricional que pode ser utilizado na nutrição animal (Palmieri et al., 2016). *In natura*, o soro de leite contém nutrientes como a lactose, proteínas solúveis, lipídios e sais minerais, além de aminoácidos de alto valor biológico que complementam a dieta animal (Guerra et al., 2013; Serafim et al., 2017). Conforme Lima et al. (2011) e Souza et al. (2014), o soro de leite é uma opção economicamente viável e que supre a necessidade requerida para o trato



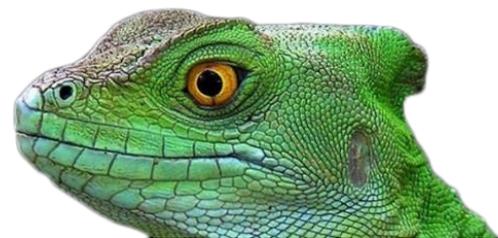
de pequenos animais em fase de desmame, como exemplo cita-se os leitões e bezerros, uma vez que nesta fase a dieta sofre mudanças radicais gerando queda de desempenho visto que o sistema gastrointestinal ainda não é capaz de assimilar todas substâncias, logo empregando produtos mais nobres não há proveito da rentabilidade econômica aplicada. Tradicionalmente utiliza-se do soro de leite *in natura* visto que não há necessidade de qualquer processamento, no entanto os custos de transporte, armazenagem e conservação limitam o uso do produto (Trindade et al., 2019). Nesse sentido, o soro de leite em pó é outra opção como fonte de alimento animal, uma vez que o transporte, a armazenagem e a conservação do soro de leite em pó são mais acessíveis.

O soro de leite em pó apresenta carboidratos solúveis de fácil degradação em animais, por isso pode ser utilizado como incremento em rações. Estudos indicam a potencialidade dessa introdução do soro de leite em pó em rações. Em bovinos a digestibilidade chega a 100% e a degradação dos carboidratos ocorre rapidamente no rúmen (Serafim et al., 2017). Além disso, conforme Chibisa et al. (2015), a introdução do soro de leite em pó resultou num aumento de proteína no leite em bovinos. Estudos realizados por Kishawy et al. (2018) indicam que a adição de soro de leite em pó em rações propicia o crescimento, a digestibilidade de nutrientes e a saúde intestinal de coelhos. Ainda, Szczurek et al. (2013) descreveram a elevação na produção de carne de frango, quando utilizaram soro de leite em pó na suplementação das rações. Logo evidencia-se que ocorre alta taxa de aceitação e adaptação no organismo animal com o emprego do soro de leite na dieta nutricional, resultando na otimização do processo de criação. Apesar disso, o processo de secagem do soro de leite apresenta alto custo e demanda investimento em tecnologia por parte das indústrias. Como consequência, a utilização do soro de leite *in natura* ainda é mais usual entre os pequenos produtores (El-Tanboly et al., 2017).

Alimentação humana

De acordo com Castro et al. (2017), as proteínas do soro de leite são um ingrediente versátil e com grande potencial para o desenvolvimento de componentes novos e naturais em produtos alimentícios, atuando como agente espessante, gelificante e espumante, além de modificar a textura, entre outras funcionalidades e bioatividades associadas.

O soro de leite possui grande potencial para ser aplicado na panificação e na confeitaria. Dentre os produtos desse setor, o pão de queijo possui potencial para aplicação de soro como ingrediente. Tesser et al. (2010), realizaram estudos adicionando soro de leite ao pão de queijo e obtiveram resultados satisfatórios, como segurança microbiológica, composição físico-química adequada, aceitabilidade sensorial e aumento do valor nutricional. Já outro produto da área da confeitaria, que



pode ter tais aplicações são os bolos, como demonstra Bedendo et al. (2019), através da substituição do leite em pó por concentrado proteico de soro de leite e de açúcar cristal por açúcar mascavo, contribuindo no enriquecimento nutricional de bolos sem glúten para portadores de doença celíaca.

Soukoulis et al. (2014) produziram um pão probiótico através do uso de filmes comestíveis probióticos secos ao ar, onde a presença de soro de leite na solução formadora de filme reduziu as perdas de viabilidade de *L. rhamnosus* GG ao longo da secagem e armazenamento, o que deve-se à capacidade de *L. rhamnosus* GG interagir com as proteínas do soro de leite e, assim, diminuir o estresse osmótico, térmico ou oxidativo que ocorre no sistema. Enquanto isso, Gurgel et al. (2010), elaboraram pães do tipo forma com soro de leite em pó e diferentes quantidades de carbonato de cálcio, obtendo um produto final rico em proteínas e cálcio, com boa aceitação sensorial e intenção de compra, salientando ainda que o mesmo teria essencial papel para a população que não consome as principais fontes de cálcio, e assim, contribuiria para uma melhor e mais equilibrada ingestão nutricional, considerando a necessidade desse mineral sobre a saúde óssea, bem como a sua relação com as enfermidades crônicas degenerativas não transmissíveis.

Sluková et al. (2015) utilizaram o soro de leite na preparação de fermento, fornecendo outra alternativa de aproveitamento deste resíduo. Os autores misturaram parte do soro de leite fermentado com cevada, obtendo um produto com efeitos positivos no metabolismo humano, sugerindo ainda sua aplicação na panificação visando melhorar a vida útil do produto e a substituição dos conservantes químicos.

Além de pães e bolos, o soro de leite líquido pode ser aplicado como ingrediente em sorvete, balas e apresuntados, substituindo uma das matérias-primas e fornecendo excelentes propriedades tecnológicas (Rohlfes et al., 2014). Soma-se ainda produtos como o doce de leite, onde o soro de leite substitui o leite, possibilitando assim o aumento do teor de umidade dos doces de leite e diminuição do teor de proteína e de gordura (Ferreira et al., 2012). E ainda concentrado proteico de soro de leite pode ser aplicado em formulações alimentares achocolatadas para crianças, possuindo boas características físico-químicas e equilíbrio nutricional (Batista et al., 2015).

Bebidas

Países desenvolvidos exploram aproximadamente 95% deste subproduto, normalmente o utilizando como complementação, na forma de soro em pó ou concentrado de proteína de soro de leite. Além disso, encontra-se um mercado amplo de produtos líquidos a base de soro do leite, incluindo bebidas fermentadas e não fermentadas, devido aos benefícios ao sistema imunológico e gastrointestinal (Turkmen et al., 2019). Uma alternativa que vem apresentando crescimento e



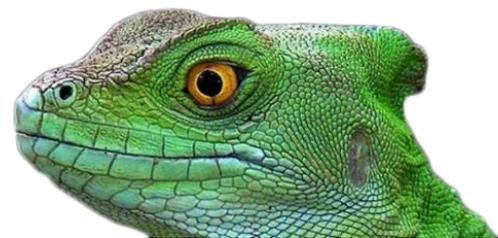
impactos positivos para a utilização do soro do leite é a elaboração de produtos lácteos (Soares et al., 2011). De acordo com Paula et al. (2012), uma das principais possibilidades para o aproveitamento do soro do leite é a produção de bebida láctea, produzida a partir de uma mistura de leite com o soro do leite. Essa bebida tem ganhado o mercado por suprir requisitos satisfatoriamente, relativo a elevado teor nutricional, baixo custo de produção, podendo oferecer menores preços aos consumidores.

Guedes et al. (2013), realizaram estudos utilizando o soro de queijo coalho tipo A, juntamente com frutas e hortaliças para a produção de seis bebidas. Ao término da produção, as mesmas foram submetidas a testes de preferência e testes sensoriais, onde foi escolhida uma bebida que foi melhor aceita nos quesitos cor, sabor, aparência e qualidade global. Seus estudos comprovaram que é viável a produção de bebidas a partir do soro do queijo coalho.

O grupo de pesquisa representado por Turkemen et al. (2019), apresentaram que a principal dificuldade para a produção de bebidas probióticas é a estabilidade física do produto, para isso, é necessário alguns cuidados durante a produção, como a seleção da concentração, tipo de estabilizador e a otimização do pré-tratamento. Bulatović et al. (2014) apontam que produtos fermentados a partir do soro do leite possuem menor viscosidade, menor viabilidade de microrganismos e sabor menos intenso do que quando comparado a fermentação do leite. Diante disso, faz-se necessário estudar combinações ideais de culturas para obter-se melhor resultado final. Os autores avaliaram a influência do leite e da estirpe probiótica *Lactobacillus rhamnosus* na qualidade de uma bebida fermentada a base de soro de leite, contendo a cultura ABY-6. Em seus resultados, obtiveram 41,5% de atividade antioxidante, 7,49 log (UFC ml⁻¹) de bactérias probióticas, além de, satisfatoriedade quanto às características sensoriais.

Suplementação alimentar

Suplementos alimentares são altamente consumidos por praticantes de atividades físicas, com intuito de aumento de massa muscular, aumento da capacidade aeróbia, rápida recuperação, entre outros fatores que auxiliam o desempenho dos atletas. Dentre os mais consumidos destaca-se o *whey protein* (Peçanha et al., 2015; Becker et al., 2016; Molina et al., 2018). MacKenzie-Shalders et al. (2015) apontam que muitos dos atletas realizam treinamentos de resistência física e consomem proteínas com o objetivo de alavancar a adaptação anabólica. Além disso, esta suplementação também auxilia na prevenção da síndrome metabólica, como diabetes e doenças cardiovasculares (Mustafa et al., 2019).



Peçanha et al. (2015) realizaram um estudo através de um questionário, com 12 culturistas praticantes de musculação a mais de um ano, na qual todos responderam que fazem o uso de *whey protein*. Dos entrevistados, 50% marcaram que o objetivo de fazer o uso do suplemento é devido a competições, enquanto 41,7% têm como objetivo ganhar e/ou definir músculos. Através do questionário verificou-se que apenas 2 culturistas fazem o uso deste suplemento alimentar por conta própria, já os demais seguiam orientações de nutricionistas ou profissionais de educação física. Pesquisas realizadas por Carrilho (2013) afirmam que o uso de *whey protein* não substitui uma alimentação balanceada e adaptada a cada estilo de vida, porém, ao analisar os benefícios, o mesmo destaca a perda de peso, ganho de massa muscular e o aumento da saciedade. De acordo com Cherian et al. (2020), treinadores de competições de levantamento de peso consideram que a suplementação da proteína do soro do leite e creatina deve estar associada a um suplemento desintoxicante, a fim de evitar com que alguns componentes sejam acumulados no fígado.

Além de ser utilizado como suplementação para atletas, o *whey protein* também traz benefícios quando utilizado em pessoas com dificuldade de absorção de nutrientes e mal nutrição, pois é uma proteína rápida devido sua composição rica em aminoácidos ramificados de fácil absorção e utilização para síntese muscular. Em trabalho investigativo, constatou-se que a suplementação alimentar com *whey protein* e exercícios de resistência resultaram em melhoras nas funções musculares de idosos com fragilidade e pré-sarcopenia (Kang et al., 2019). Sahathevan et al. (2018), observaram melhoras nutricionais e tolerância ao *whey protein* quando este foi ministrado como suplemento para pacientes de diálise peritoneal contínua, os quais usualmente sofrem de desnutrição. Além disso, a suplementação para estes pacientes ajudou no balanço de nitrogênio e a alçar as quantidades de ingestão diária de proteínas indicadas para os pacientes de diálise peritoneal contínua.

Filmes e ---+

Filmes e biopolímeros produzidos a partir de fontes renováveis surgem como uma alternativa menos invasiva e mais sustentável frente às embalagens e polímeros sintéticos. A utilização do soro de leite para a produção de filmes e biopolímeros desponta como uma opção, uma vez que o soro de leite possui proteínas e lactose na sua composição, matéria-prima necessária para a produção de filmes e biopolímeros, garantindo um preenchimento das funções requeridas (Chalermthai et al., 2019; Sobenes; Alegre, 2015).

Biopolímeros são macromoléculas formadas por cadeias de monossacarídeos sintetizados por microrganismos, como bactérias, leveduras e fungos (Sobenes; Alegre, 2015). O soro de leite pode

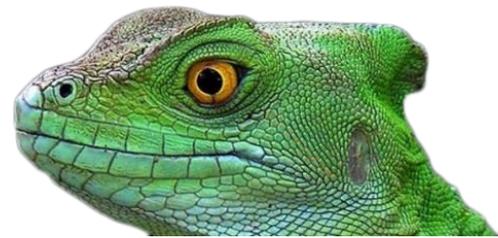


ser utilizado como meio de cultura para a produção de biopolímeros, visto que possui grandes quantidades de lactose em sua composição, funcionando como matriz de substrato para os microrganismos (Berwig et al., 2016; Devi et al., 2017). Obruca et al. (2011) obtiveram polihidroxibutirato, biopolímero termoplástico biodegradável, utilizando o soro de leite como fonte de carbono para a bactéria *Bacillus megaterium* CCM 2037. Já Berwig et al. (2016), utilizaram o soro de leite como substrato para a *Alcaligenes latus* na obtenção de polihidroxibutirato, relatando que a utilização do soro de leite como substrato gerou um polímero com propriedades semelhantes às do polímero obtido pelo substrato padrão, a glicose. Ainda, Sobenes e Alegre (2015), produziram o biopolímero goma xantana por meio do microrganismo *Xanthomonas campestris*, com o soro de leite como meio de cultura, e evidenciaram que o soro de leite além de fornecer a lactose como nutriente para o microrganismo, também foi fonte de nitrogênio.

Na produção de filmes tradicionalmente utiliza-se proteínas compatíveis morfologicamente com as que estão presentes no soro do leite, principalmente a β -lactoglobulina e a α -lactalbumina, para a sua elaboração, visto que têm propriedades de gelatinização, viscosidade, de formação de espuma e funcionam como agente formador de filme (Agudelo-Cuartas et al., 2020; Batista et al., 2015; Fernandes et al., 2015). Filmes de soro de leite também apresentam boas propriedades de barreira para gases e podem servir de veículo para carregar compostos bioativos (Agudelo-Cuartas et al., 2020). Conforme Abdalrazeq et al. (2019), a β -lactoglobulina, uma das principais proteínas do soro do leite, apresenta capacidade de formação de estruturas organizadas quando sob aquecimento ou mudanças de pH. Já Wagh et al. (2013), constataram que filmes produzidos a partir das proteínas do soro de leite formam estruturas flexíveis, transparentes e insípidas, além de conseguirem carregar aditivos como antioxidantes e agente antimicrobianos, funcionando como filmes comestíveis ativos para embalagens de alimentos. Ainda, Fernandes et al. (2015), relataram que filmes produzidos com proteínas de soro de leite irradiadas apresentaram boas barreiras para a perda de umidade e, ainda, uma maior solubilidade em água sinalizando uma velocidade de degradação ambiental maior.

Etanol

No processo de fermentação, microrganismos realizam a transformação de substratos, como açúcares em energia e outros produtos, por exemplo, o etanol. A fermentação do soro de leite para produção de etanol é uma opção atrativa visto que o soro de leite apresenta composição rica em lactose. Além disso, o etanol é um produto de alto valor comercial e a formação desse subproduto surge como uma solução ao impacto ambiental causado pela lactose presente no soro de leite, uma vez que os microrganismos metabolizam esse substrato (Murari et al., 2019). Dentre as opções para



produção de etanol por soro de leite poucos são os microrganismos capazes de metabolizar a lactose em etanol na fermentação. Destacam-se as leveduras do gênero *Kluyveromyces*, sendo esses os principais microrganismos utilizados na transformação da lactose em etanol (Guimarães et al., 2010; Parashar et al., 2016).

Diversos estudos descreveram a potencialidade do uso do soro de leite para a produção de etanol com a levedura *Kluyveromyces marxianus* (Das et al., 2016; Hadiyanto et al., 2014; Murari et al., 2019). Porém, quando a fermentação foi realizada diretamente, sem a concentração e remoção de impurezas do soro de leite, os resultados apresentaram baixa conversão de etanol, longos períodos de fermentação, bactérias ácido-lácticas competindo comumente pela lactose e baixa tolerância osmótica (Parashar et al., 2016; Jin et al., 2016). Estes problemas encontrados refletem diretamente na efetividade do sistema.

Como alternativa, Jin et al. (2016) investigaram a produção de etanol pela fermentação de uma mistura de soro de leite e trigo, como solução à fermentação direta do soro de leite. Como resultado, relataram a possibilidade de utilizar o soro de leite como co-substrato do trigo, porém constataram que a conversão lactose/etanol foi menos eficiente que a de amido/etanol. Além disso, a utilização de biorreatores de leite fluidizado com células imobilizadas de alginato de cálcio propiciou uma redução no tempo de fermentação e uma maior taxa de conversão de lactose em etanol (Gabardo et al., 2014). Essas condições de produção são uma alternativa aos problemas de baixa conversão e as dificuldades encontradas pelo uso direto do soro de leite na produção de etanol.

Biogás

Das premissas elencadas para a aplicação do soro de leite, se destaca uma íntima relação entre a minimização do impacto causado através da potencialização de novas abordagens. Uma das formas de mitigar as consequências advindas é pela aplicação do soro de leite na digestão anaeróbia, um processo formidável para o tratamento desse resíduo. No entanto, sabe-se que o produto em questão possui como características baixa alcalinidade do bicarbonato, alta concentração de DQO e tendência a acidificar-se muito rapidamente, o que pode ser um problema para o tratamento anaeróbio (Rodríguez et al., 2016). Aliado a algumas problemáticas da digestão anaeróbia do esterco de aves, Carlini et al. (2015), propuseram realizar a co-digestão do soro de leite e do esterco de aves, obtendo alta produção de metano, uma melhor relação C:N e uma redução na tendência de acidificação do soro de leite. De modo similar, Gelegenis et al. (2007) realizaram a co-digestão do soro de leite e do esterco de aves, aumentando a redução de DQO de 70% para 77%. Resultados análogos e proeminentes foram obtidos através da co-digestão de soro de leite e esterco de gado (Comino et al.,



2012; Kavacik; Topaloglu, 2010; Imeni et al., 2019), co-digestão de soro de leite e caule da batata (Martínez-Ruano et al., 2019) e co-digestão de uma mistura seca de desperdício de alimentos, soro de leite e água residual de moinho de azeitona (Maragkaki et al., 2017).

Destaca-se que há um sucesso maior no tratamento combinado dos resíduos, se comparado ao tratamento separado destes (Kavacik; Topaloglu, 2010). Além disso, essa alternativa permite a fermentação do soro de leite, eliminando o problema de maneira abrangente e ao recuperar energia, é possível reduzir a dependência de combustíveis fósseis e potencialmente obter benefícios econômicos (Martínez-Ruano et al., 2019; Rodríguez et al., 2016; Kozłowski et al., 2019).

Como substratos

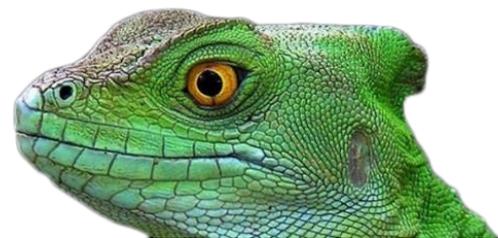
Há uma demanda crescente por enzimas microbianas devido a sua ampla gama de aplicações, portanto, constantes investigações são realizadas no intuito de diminuir os custos de produção destas (Sharma et al., 2017). Recentemente, diversos resíduos agroindustriais têm sido utilizados como substratos alternativos para a produção de enzimas, pois apresentam-se como matérias-primas de baixo custo e são encontrados em elevada disponibilidade. Dentre a gama de resíduos, há o soro de leite que pode ser aproveitado como substrato biotecnológico para produção de enzimas, diminuindo assim problemas ambientais e custos de produção (Nascimento; Martins, 2006).

Nascimento e Martins (2006) utilizaram o soro de leite e a água de maceração de milho como substrato para a produção de proteases por um microrganismo termofílico, *Bacillus* sp. SMIA-2, obtendo resultados satisfatórios e uma atividade máxima de produção após 32 h de incubação. De modo similar, Kumura et al. (2011), usaram isolado de proteína de soro de leite, como fonte exclusiva de nitrogênio, para induzir a produção de proteases por *Aspergillus oryzae*.

Bioatividades e hidrolisados

Dentre as tecnologias para beneficiar o soro de leite e agregar valor ao mesmo, destaca-se a produção de hidrolisados. Brandelli et al. (2015) explicam que muitos hidrolisados de proteínas por catálise enzimática demonstram atividades biológicas, que são correntemente associadas a peptídeos bioativos. Estes são inativos quando fazem parte da proteína precursora, no entanto, podem ser liberados através da hidrólise. Os peptídeos bioativos são o alvo de diversas pesquisas relacionadas, principalmente, a atividades antioxidantes, anti-hipertensiva, antidiabética e antimicrobiana.

Os antioxidantes são normalmente reconhecidos, quimicamente, pela capacidade de atuarem como doadores de elétrons ou de átomos de hidrogênio. A atividade antioxidante de peptídeos e



hidrolisados proteicos pode ser explicada pela capacidade de sequestrar radicais livres, quelar íons metálicos, inibir a peroxidação lipídica ou uma combinação destas propriedades (Sarmadi; Ismail, 2010).

A capacidade anti-hipertensiva de peptídeos se dá pela inibição da enzima conversora de angiotensina-I (ACE). A ACE catalisa a conversão da angiotensina I em angiotensina II, que é um potente vasoconstritor. A ACE também é capaz de degradar a bradicinina, uma molécula com ação vasodilatadora. Assim, dentre os alvos de terapias contra a hipertensão estão fármacos capazes de inibir a ação da ACE (Hong et al., 2008; Sparks et al., 2014).

Já a capacidade antidiabética baseia-se na capacidade de inibir a enzima dipeptidil peptidase IV (DPP IV). Como a DPP IV hidrolisa as incretinas glucagon (GLP-1) e polipeptídeo inibitório gástrico (GIP), ocorre a perda das propriedades insulínótropicas destas. Portanto, inibidores da DPP IV podem prolongar a meia-vida do GLP-1 e GIP, e assim, a ação das mesmas (Nongonierma; Fitzgerald, 2013).

A produção e as bioatividades de hidrolisados proteicos e peptídeos são extensamente estudadas no contexto de proteínas alimentares, com destaque para o soro de leite e proteínas de soja (Sarmadi; Ismail, 2010). Atividades antioxidantes de hidrolisados de concentrado proteico de soro de leite produzidos utilizando enzimas comerciais e microbianas vêm sendo descritas (Souza et al., 2019; Ballatore et al., 2020; Castro; Sato, 2014; Rocha et al., 2017). Além disso, tais resultados valiosos têm sido descritos para atividade anti-hipertensiva (Silvestre et al., 2012; Worsztynowicz et al., 2020; Welderufael et al., 2012; Jafar et al., 2018) e atividade antidiabética (Worsztynowicz et al., 2020; Jia et al., 2020; Kamal et al., 2018).

Ainda, hidrolisados e peptídeos gerados pela hidrólise de soro de leite demonstraram atividade antiulcerogênica (Tavares et al., 2011), atividade anti-inflamatória (Ma et al., 2016; Kamal et al., 2018), anti-hemolítica (Jafar et al., 2018) e anticâncer (Kamal et al., 2018).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A indústria de laticínios gera enormes quantidades de resíduos, que devem ser geridos de maneira adequada devido às preocupações ambientais, mas também para gerar produtos de valor agregado. Considerando as informações coletadas, uma compreensão acerca das várias possibilidades de aproveitamento vêm sendo construída, guiando ao desenvolvimento de processos e produtos relacionados ao gerenciamento adequado e reciclagem destes resíduos.



Portanto, diante do exposto e com base no ano de publicação dos materiais consultados, observou-se o caráter recente de investigações sobre o uso do soro de leite, em diferentes setores industriais, como na indústria de alimentos, de bebidas, na indústria farmacêutica, na produção de biogás, etanol, biofilmes e biopolímeros, além de sua aplicação *in natura* e em produtos para alimentação animal.

Há um amplo horizonte para pesquisas nesta temática, sendo possível obter avanços significativos no entendimento deste resíduo como matéria-prima amplamente disponível, de baixo custo e de alto valor nutricional para diferentes abordagens.

Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer a Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) e Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI) pelo apoio recebido durante a graduação e pós-graduação.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

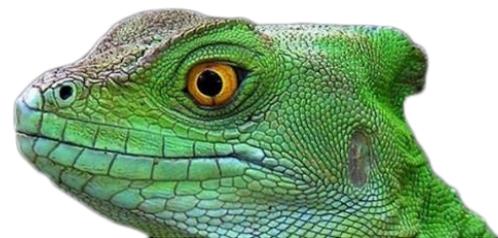
- Abdalrazeq, M.; Giosafatto, C. V. L.; Esposito, M.; Fenderico, M.; Di Pierro, P.; Porta, R. 2019. Glycerol-Plasticized Films Obtained from Whey Proteins Denatured at Alkaline pH. *Coatings*, v. 9, p. 1-9.
- Agudelo-Cuartas, C.; Granda-Restrepo D.; Sobral, P. J. A.; Hernandez, H.; Castro, W. 2020. Characterization of whey protein-based films incorporated with natamycin and nanoemulsion of α -tocopherol. *Heliyon*, v. 6, p. 1-10.
- Batista, M. A.; Gama, L. L. A.; Almeida, L. P.; Ornellas, C. B. D.; Santos, L. C.; Cruz, L. L.; Silvestre, M. P. C. 2015. Desenvolvimento, caracterização e análise sensorial de formulações alimentares com proteínas do soro de leite ou albumina para crianças. *Brazilian Journal of Food Technology*, v. 18, p.31-41.
- Ballatore, M. B.; Bettiol, M. R.; Braber, N. L. V.; Aminahuel, C. A.; Rossi, Y. E.; Petroselli, G.; Erra-Balsells, R.; Cavaglieri, L. R.; Montenegro, M. A. 2020. Antioxidant and cytoprotective effect of peptides produced by hydrolysis of whey protein concentrate with trypsin. *Food Chemistry*, v. 319, p. 1-42.
- Becker, L. K.; Pereira, A. N.; Pena, G. E.; Oliveira, E. C.; Silva, M. E. 2016. Efeitos da suplementação nutricional sobre a composição corporal e o desempenho de atletas: uma revisão. *Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*. v. 10, n. 55, p. 93-111.
- Bedendo, A.; Zimmer, F. C.; Canan, C.; Back, A. L.; Bertoldo, T.; Silva, P. G.; Rodrigues, A. C. 2019. Substituição de leite em pó por concentrado proteico de soro de leite (WPC – WheyProteinConcentrate) na elaboração de bolo sem glúten. *Brazilian Journal of Development*, v. 5, n. 7, p. 8062-8073.
- Berwig, K. H., Baldasso, C., & Dettmer, A. 2016. Production and characterization of poly(3-hydroxybutyrate) generated by *Alcaligenes latus* using lactose and whey after acid protein precipitation process. *Bioresource Technology*, v. 218, p. 31–37.



- Brandelli, A.; Daroit, D. J.; Corrêa, A. P. F. 2015. Whey as a source of peptides with remarkable biological activities. *Food Research International*, v. 73, p. 149-161.
- Bulatović, M. L.; Krunić, T. Ž.; Vukašinović-Sekulić, M. S.; Zarić, D. B.; Rakin, M. B. 2014. Quality attributes of a fermented whey-based beverage enriched with milk and a probiotic strain. *RSC Advances*, v. 4, p. 55503-55510.
- Carlini, M.; Castellucci, S.; Moneti, M. 2015. Biogas production from poultry manure and cheese whey wastewater under mesophilic conditions in batch reactor. *Energy Procedia*, v. 82, p. 811 – 818.
- Carrilho, L. H. 2013. Benefícios da utilização da proteína do soro de leite whey protein. *Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*. v. 7, n. 40, p. 195 - 203.
- Castro, R. J. S.; Domingues, M. A. F.; Ohara, A.; Okuro, P. K.; Santos, J. G.; Brexó, R. P.; Sato, H. H. 2017. Whey protein as a key component in food systems: physicochemical properties, production technologies and applications. *Food Structure*, v. 14, p. 17-29.
- Castro, R. J. S.; Sato, H. H. 2014. Advantages of an acid protease from *Aspergillus oryzae* over commercial preparations for production of whey protein hydrolysates with antioxidant activities. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 3, n. 3, p. 58-65.
- Chalermthai, B.; Chan, W. Y.; Bastidas-Oyanedel, J. R.; Taher, H.; Olsen, B. D.; Schmidt, J. E. 2019. Preparation and Characterization of Whey Protein-Based Polymers Produced from Residual Dairy Streams. *Polymers*, v. 11, p. 1-11.
- Cherian, K. S.; Gavaravarapu, S, M.; Sainoji, A. 2020. Yagnambhatt, V. R. Coaches'perceptions about food, appetite, and nutrition of adolescent Indian athletes - A qualitative study. *Heliyon*. v. 6, p. 1-8.
- Chibisa, G. E.; Goroka, P.; Penner, G. B.; Berthiaume, R.; Mutsvangwa, T. 2015. Effects of partial replacement of dietary starch from barley or corn with lactose on ruminal function, short-chain fatty acid absorption, nitrogen utilization, and production performance of dairy cows. *Journal of Dairy Science*, v. 98, p. 2627-2640.
- Comino, E.; Riggio, V. A.; Rosso, M. 2012. Biogas production by anaerobic co-digestion of cattle slurry and cheese whey. *Bioresource Technology*, v. 114, p. 46-53.
- Das, B.; Sarkar, S.; Maiti, S.; Bhattacharjee, S. 2016. Studies on production of ethanol from cheese whey using *Kluyveromyces marxianus*. *Materials Today: Proceedings*, v. 3, p. 3253-3257.
- Devi, L. S.; Singh, D.; Chandra, R. 2017. Development, chemical analysis and sensory evaluation of whey based pineapple juice beverages. *International Journal of Food Science and Nutrition*, v. 2, p. 102-105.
- El-Tanboly, E.; El-Hofi, M.; Khorsid. 2017. Recovery of cheese whey, a by-product from the dairy industry for use as an animal feed. *Journal of Nutritional Health & Food Engineering*, v. 6, p. 148-154.
- Fernandes, A. P. S.; Costa, J. B.; Soares, D. S. B.; Moura, C. J.; Souza, A. R. M. 2015. Aplicação de filmes biodegradáveis produzidos a partir de concentrado proteico de soro de leite irradiado. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 45, p. 192-199.
- Ferreira, L. O.; Pimenta, C. J.; Santos, G.; Ramos, T. M.; Pereira, P. A. P.; Pinheiro, A. C. M. 2012. Adição de soro de leite e café na qualidade do doce de leite pastoso. *Ciência Rural*, v. 42, n. 7, p. 1314-1319.
- Gabardo, S.; Rech, R.; Rosa, C. A.; Ayub, M. A. Z. 2014. Dynamics of ethanol production from whey and whey permeate by immobilized strains of *Kluyveromyces marxianus* in batch and continuous bioreactors. *Renewable Energy*, v. 69, p. 89-96.
- Gelegenis, J.; Georgakakis, D.; Angelidaki, I.; Mavris, V. 2007. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. *Renewable Energy*, v. 32, p. 2147-2160.



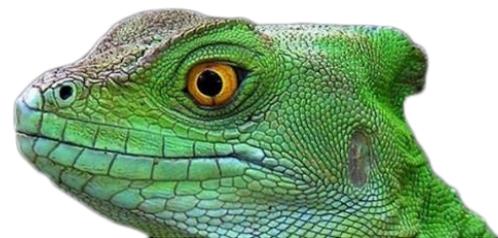
- Guedes, A. F. L. M.; Machado, E. C. L.; Fonseca, M. C.; Andrade, S. A. C.; Stamford, T. L. M. 2013. Aproveitamento de soro lácteo na formulação de bebidas com frutas e hortaliças. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, v. 65, n. 4, p. 1231-1238.
- Guerra, A. V. A.; Castro, L. M. M.; Tovar, A. L. Q. 2013. Aprovechamiento del lactosuero como fuente de energía nutricional para minimizar el problema de contaminación ambiental. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, v. 4, p. 55-65.
- Guimarães, P. M. R.; Teixeira, J. A.; Domingues, L. 2010. Fermentation of lactose to bio-ethanol by yeasts as part of integrated solutions for the valorisation of cheese whey. *Biotechnology Advances*, v. 28, p. 375-384.
- Gurgel, C. S. S.; Maciel, J. F.; Farias, L. R. G. 2010. Aumento do teor de cálcio em pães adicionados de soro de leite e carbonato de cálcio. *Alimentos e Nutrição Araraquara*, v. 21, n. 4, p. 563-571.
- Hadiyanto; Ariyanti, D.; Aini, A. P.; Pinundi, D. S. 2014. Optimization of Ethanol Production from Whey Through Fed-batch Fermentation Using *Kluyveromyces marxianus*. *Energy Procedia*, v. 47, p. 108-112.
- Hong, F.; Ming, L.; Yi, S.; Zhanxia, L.; Yongquan, W.; Chi, L. 2008. The antihypertensive effect of peptides: A novel alternative to drugs?. *Peptides*, v. 29, p. 1062-1071.
- Imeni, S. M.; Pelaz, L.; Corchado-Lopo, C.; Busquets, A. M.; Ponsá, S.; Colón, J. 2019. Techno-economic assessment of anaerobic co-digestion of livestock manure and cheese whey (Cow, Goat & Sheep) at small to medium dairy farms. *Bioresource Technology*, v. 291, p. 1-11.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2020. Pesquisa trimestral do leite. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria.html>>. Acesso em: 09 de maio de 2020.
- Jin, Y.; Parashar, A.; Mason, B.; Bressler, D. C. 2016. Simultaneous hydrolysis and co-fermentation of whey lactose with wheat for ethanol production. *Bioresource Technology*, v. 221, p. 616-624.
- Jafar, S.; Kamal, H.; Mudgil, P.; Hassan, H. M.; Maqsood, S. 2018. Camel whey protein hydrolysates displayed enhanced cholesteryl esterase and lipase inhibitory, anti-hypertensive and anti-haemolytic properties. *Food Science and Technology*, v. 98, p. 212-218.
- Jia, C.; Hussain, N.; Ujiroghene, O. J.; Pang, X.; Zhang, S.; Lu, J.; Liu, L.; Lv, J. 2020. Generation and characterization of dipeptidyl peptidase-IV inhibitory peptides from trypsin-hydrolyzed α -lactalbumin-rich whey proteins. *Food Chemistry*, v. 318, p. 1-37.
- Kamal, H.; Jafar, S.; Mudgil, P.; Murali, C.; Amin, A.; Maqsood, S. 2018. Inhibitory properties of camel whey protein hydrolysates toward liver cancer cells, dipeptidyl peptidase-IV, and inflammation. *Journal of Dairy Science*, v. 101, p. 8711-8720.
- Kang, L.; Gao, Y.; Liu, X.; Liang, Y.; Chen, Y.; Liang, Y.; Zhang, L.; Chen, W.; Pang, H.; Peng, L.-N. 2019. Effects of whey protein nutritional supplement on muscle function among community-dwelling frail older people: A multicenter study in China. *Archives of Gerontology and Geriatrics*, v. 83, p. 7-12.
- Kavacik, B.; Topaloglu, B. 2010. Biogas production from co-digestion of a mixture of cheese whey and dairy manure. *Biomass and Bioenergy*, v. 34, p. 1321-1329.
- Kishawy, A. T. Y.; Amer, S. A.; Osman, A.; Elsayed, S. A. M.; Abd El-Hack, M. E.; Swelum, A. A.; Ba-Awad, H.; Saadeldin I. M. 2018. Impacts of supplementing growing rabbit diets with whey powder and citric acid on growth performance, nutrient digestibility, meat and bone analysis, and gut health. *AMB Express*, v. 8, p. 1-10.



- Kozłowski, K.; Pietrzykowski, M.; Czekala, W.; Dach, J.; Kowalczyk-Jusko, A.; Jozwiakowski, K.; Brzoski, M. 2019. Energetic and economic analysis of biogas plant with using the dairy industry waste. *Energy*, v. 183, p. 1023-1031.
- Kumura, H.; Ishido, T.; Shimazaki, K. 2011. Production and partial purification of proteases from *Aspergillus oryzae* grown in a medium based on whey protein as an exclusive nitrogen source. *Journal of Dairy Science*, v. 94, p. 657-667.
- Lima, R. N.; Lima, P. O.; Cândido, M. J. D.; Pontes, F. S. T.; Moreira, R. H. R.; Aquino, R. M. S. 2011. Avaliação econômica de dietas líquidas à base de soro de queijo *in natura* para bezerros. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*, v. 12, p.14-21.
- Ma, Y.; Liu, J.; Shi, H.; Yu, L. 2016. Isolation and characterization of anti-inflammatory peptides derived from whey protein. *Journal of Dairy Science*, v. 99, n. 9, p. 6902-6912.
- MacKenzie-Shalders, K. L.; Byrne, N. M.; Slater, G. J.; King, N. A. 2015. The effect of a whey protein supplement dose on satiety and food intake in resistance training athletes. *Appetite*, v. 92, p. 178-184.
- Maragkaki, A. E.; Vasileiadis, I.; Fountoulakis, M.; Kyriakou, A.; Lasaridi, K.; Manios, T. 2017. Improving biogas production from anaerobic co-digestion of sewage sludge with a thermal dried mixture of food waste, cheese whey and olive mill wastewater. *Waste Management*, v. 71, p. 644-651.
- Martínez-Ruano, J. A.; Restrepo-Serna, D. L.; Carmona-García, E.; Giraldo, J. A. P.; Aroca, G.; Cardona, C. A. 2019. Effect of co-digestion of milk-whey and potato stem on heat and power generation using biogas as an energy vector: Techno-economic assessment. *Applied Energy*, v. 241, p. 504-518.
- Molina, P. B.; Paulo, A. S.; Ruela, C. H.; Nobre, J. A. S.; Córdoba, G. M. C.; Oliveira, R. C. F. 2018. Contaminação Microbiológica em alimentos protéicos e energéticos para atletas. *Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*, São Paulo, v. 12, n. 73, p. 565 - 573
- Murari, C. S.; Machado, W. R. C.; Schuina, G. L.; Del Bianchi, V. L. 2019. Optimization of bioethanol production from cheese whey using *Kluyveromyces marxianus* URM 7404. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, v. 20, p. 1-8.
- Mustafa, B.; Mojtava, S.; Mohammad, S.; Karim, P.; Taghdir, M. 2019. The effect of whey protein on the components of metabolic syndrome in overweight and obese individuals; a systematic review and meta-analysis. *Diabetes & Metabolic Syndrome: Clinical Research & Reviews*, v. 13, n. 6, p. 3121-3131.
- Nascimento, W. C. A.; Martins, M. L. L. 2006. Produção de proteases por *Bacillus* sp SMIA-2 crescido em soro de leite e água de maceração de milho e compatibilidade das enzimas com detergentes comerciais. *Ciência e Tecnologia de alimentos*, v. 26, n. 3, p. 582-588.
- Nongonierma, A. B.; Fitzgerald, R. J. 2013. Dipeptidyl peptidase IV inhibitory and antioxidative properties of milk protein-derived dipeptides and hydrolysates. *Peptides*, v. 39, p. 157-163.
- Obruca, S.; Marova, I.; Melusova, S.; Mravcova, L. 2011. Production of polyhydroxyalkanoates from cheese whey employing *Bacillus megaterium* CCM 2037. *Annals of Microbiology*, v. 61, p. 947-953.
- Oliveira, D. F.; Bravo, C. E. C.; Tonial, I. B. 2012. Soro de leite: um subproduto valioso. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 67, n. 385, p. 64-71.
- Palmieri, N.; Forleo, M. B.; Salimei, E. 2016. Environmental impacts of a dairy cheese chain including whey feeding: An Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, p. 881-889.
- Parashar, A.; Jin, Y.; Mason, B.; Chae, M.; Bressler, D. C. 2016. Incorporation of whey permeate, a dairy effluent, in ethanol fermentation to provide a zero waste solution for the dairy industry. *Journal of Dairy Science*, v. 99, p. 1859-1867.



- Paula; J. C. J.; Almeida, F. A.; Pinto, M. S.; Rodrigues, T. F.; Sobral, D.; Machado, G. M. 2012. Aproveitamento de soro de queijo de coalho na elaboração de bebida láctea fermentada. *Revista do Instituto de Laticínios*, v. 67, n. 388, p. 25-33.
- Peçanha, M. A. C.; Navarro, F.; Maia, T. N. 2015. O consumo de suplementos alimentares por atletas de culturismo. *Revista Brasileira de Nutrição Esportiva*, v. 9, n. 51, p. 215-222.
- Poppi, F. A.; Costa, M. R.; Rensis, C. M. V. B.; Sivieri, K. 2010. Soro de leite e suas proteínas: composição e atividade funcional. *Unopar Científica, Ciências biológicas e da Saúde*, v. 12, n. 2, p. 31-37.
- Ribeiro-Santos, R.; Souza, A. L. R.; Trombete, F. M.; Melo, N. R. 2015. Proteína do soro de leite: Aproveitamento e aplicações na produção de embalagem biodegradável. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 10, n. 5, p. 51-58.
- Rocha, G. F.; Kise, F.; Rosso, A. M.; Parisi, M. G. 2017. Potential antioxidant peptides produced from whey hydrolysis with an immobilized aspartic protease from *Salpichroa organifolia* fruits. *Food Chemistry*, v. 237, p. 350-355.
- Rodríguez, C. F.; Torres, E. J. M.; Palao, A. M.; Barrios, X. G. 2016. Biological treatments of cheese whey for biogas and hydrogen production: Review. *Revista ION*, v. 29, n. 1, p. 47-62.
- Rohlfes, A. L. B.; Baccar, N. M.; Oliveira, M. S. R.; Marquardt, L.; Weis, L.; Lopes, L.; Bley, D. E.; Hochscheid, S. L. 2014. Aproveitamento de subproduto de agroindústrias do setor queijeiro para desenvolvimento de produtos alimentícios e redução de impacto ambiental. *TECNO-LÓGICA*, v. 18, n. 1, p. 13-18.
- Sahathevan, S.; Se, C.-H.; Ng, S.; Khor, B.-H.; Chinna, K.; Goh, B. L.; Gafor, H. A.; Bavanandan, S.; Ahmad, G.; Karupaiah, T. 2018. Clinical efficacy and feasibility of whey protein isolates supplementation in malnourished peritoneal dialysis patients: A multicenter, parallel, open-label randomized controlled trial. *Clinical Nutrition ESPEN*, v. 25, p. 68-77.
- Sarmadi, B. H.; Ismail, A.; 2010. Antioxidative peptides from food proteins: a review. *Peptides*, v. 31, p. 1949-1956.
- Serafim, C. C.; Regoa, F. C. A.; Fabris, J. T.; Molina, J. F.; Lupo, C. R.; Gasparini, M. J.; Semchechem, R.; Sbizera, M. C. R.; Zundt, M.; Santos, J. S. 2017. Consumo de Nutrientes e Perfil Metabólico de Cordeiros Confinados com Diferentes Teores de Soro de Leite em Pó na Dieta. *Uniciências*, v. 21, p.7-11.
- Sharma, K. M.; Kumar, R.; Panwar, S.; Kumar, A. 2017. Microbial alkaline proteases: Optimization of production parameters and their properties. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, v. 15, p. 115-126.
- Silvestre, M. P. C.; Silva, M. R.; Silva, V. D. M.; Souza, M. W. S.; Lopes Junior, C. O.; Afonso, W. O. 2012. Analysis of whey protein hydrolysates: peptide profile and ACE inhibitory activity. *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 48, n. 4, p. 747-757.
- Sluková, M.; Hinková, A.; Henke, S.; Smrz, F.; Lukáčiková, M.; Pour, V.; Bubník, Z. 2015. Cheese whey treated by membrane separation as a valuable ingredient for barley sourdough preparation. *Journal of Food Engineering*, v. 172, p. 38-47.
- Soares, D. S.; Fai, A. E. C.; Oliveira, A. M.; Pires, E. M. F.; Stamford, T. L. M.; 2011. Aproveitamento de soro de queijo para produção de iogurte probiótico. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*. v. 63, n. 4, p. 966 - 1002.
- Sobenes, J. G.; Alegre, R. M. 2015. Produção de goma xantana por *X. Campestris* ATCC 13951 utilizando soro de queijo desproteinado. *Revista ION*, v. 28, p. 69-77.
- Soukoulis, C.; Yonekura, L.; Gan, H.; Behboudi-Jobbehdar, S.; Parmenter, C.; Fisk, I. 2014. Probiotic edible films as a new strategy for developing functional bakery products: The case of pan bread. *Food Hydrocolloids*, v. 39, p. 231-242.



- Souza, A. G. D.; Souza, M. A. S.; Oliveira, J. E. F.; Martins, I. F. S. 2014. Qualidade do soro de leite integral na alimentação de suínos em fase de creche. *Anais da VII Semana de Ciência e Tecnologia*, p. 1-5.
- Souza, R. S. C.; Tonon, R. V.; Stephan, M. P.; Silva, C. M.; Penteado, A. L.; Cabral, L. M. C.; Kurozawa, L. E. 2019. Avaliação do potencial antioxidante de proteínas do soro de leite concentradas por ultrafiltração e hidrolisadas por diferentes proteases comerciais. *Brazilian Journal of Food Technology*, v. 22, p. 1-11.
- Sparks, M. A.; Crowley, S. D.; Gurley, S. B.; Mirotsoy, M.; Coffman, T. M. 2014. Classical Renin-Angiotensin System in Kidney Physiology. *Comprehensive Physiology*, v. 4, n. 3, p. 1201-1228.
- Szczurek, W.; Szymczyk, B.; Arczewska-Włosek, A.; Józefiak, D.; Alloui, M. N. 2013. The effects of dietary whey protein concentrate level on performance, selected intestinal tract and blood parameters, and thiobarbituric acid reactive substances in the liver and breast meat of broiler chickens. *Journal of Animal and Feed Sciences*, v. 22, p. 342-353.
- Tavares, T. G.; Monteiro, K. M.; Possenti, A.; Pintado, M. E.; Carvalho, J. E.; Malcata, F. X. 2011. Antiulcerogenic activity of peptide concentrates obtained from hydrolysis of whey proteins by proteases from *Cynara cardunculus*. *International Dairy Journal*, v. 21, p. 934-939.
- Tesser, I. C.; Fariña, L. O.; Schrepp, T.; Mendonça, S. N. T. G. 2010. Elaboração de pão de queijo adicionado de soro de queijo em pó. Resultados da pesquisa. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 65, n. 3, p. 3-8.
- Trindade, M. B.; Soares, B. C. V.; Scudino, H.; Guimarães, J. T.; Esmerino, E. A.; Freitas, M. Q.; Pimentel, T. C.; Silva, M. C.; Souza, S. L. Q.; Almada, R. B.; Cruz, A. G. 2019. Cheese whey exploitation in Brazil: a questionnaire survey. *Food Science and Technology*, v. 39, p. 788-791.
- Turkmen, N.; Akal, C.; Özer, B. 2019. Probiotic dairy-based beverages: A review. *Journal of Functional Foods*. v. 53, p. 62 - 75.
- Wagh, Y. R.; Pushpadass, H. A.; Emerald, F. M. E.; Nath, B. S. 2013. Preparation and characterization of milk protein films and their application for packaging of Cheddar cheese. *Journal of Food Science and Technology*, v. 51, p. 3767-3775.
- Welderufael, F. T.; Gibson, T.; Methven, L.; Jauregi, P. 2012. Chemical characterisation and determination of sensory attributes of hydrolysates produced by enzymatic hydrolysis of whey proteins following a novel integrative process. *Food Chemistry*, v. 134, p. 1947-1958.
- Worsztynowicz, P.; Białas, W.; Grajek, W. 2020. Integrated approach for obtaining bioactive peptides from whey proteins hydrolysed using a new proteolytic lactic acid bacteria. *Food Chemistry*, v. 312, p. 1-9.



COMPOSTAGEM COM RESÍDUO E LODO DE FLOTADOR DE INDÚSTRIA ALIMENTÍCIA

| ID 15663 |

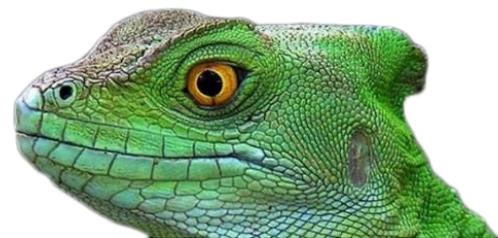
¹Taciana Furtado Ribeiro, ²Lucas de Bona Sartor, ³Camila Caroline Branco, ⁴Mariáh de Souza,
⁵Mariana Gomes Oliveira, ⁶Júlia Nercolini Göde, ⁷Renata Bulling Magro, ⁸Thaís Agda Rodrigues da
Cruz Primo

1Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: taciana-furtado@hotmail.com; 2Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: lbs_bona@hotmail.com; 3Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: camila-branco@hotmail.com; 4Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: maria_h_souza10@hotmail.com; 5Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: marianagomes.udesc@gmail.com; 6Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: julianercolini@hotmail.com; 7Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: renatamagro4@gmail.com; 8Universidade do Estado de Santa Catarina, e-mail: thaisagdarcp@gmail.com

| RESUMO |

A indústria alimentícia é uma considerável fonte geradora de resíduos, e esses resíduos, por sua vez, se não forem gerenciados adequadamente são potenciais causadores de impactos ambientais negativos. O desenvolvimento de leis ambientais mais restritivas incentiva o correto gerenciamento dos resíduos sólidos e líquidos gerados pela indústria alimentícia, apontando a compostagem desses resíduos orgânicos com uma alternativa. Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a compostagem de dois tipos de resíduos da indústria alimentícia através da germinação de sementes de alface. Foram utilizados dois tipos de resíduos, sendo o primeiro originário do processo produtivo do alimento e o segundo consistiu no lodo do flotador da indústria. As composteiras foram montadas utilizando 3 kg do resíduo da produção de alimentos e 0,5 kg do lodo do flotador em recipientes forrados com saco plástico. Foi adicionado maravalha na proporção de 2:1 como material estruturante em cada recipiente. O revolvimento das composteiras aconteceu a cada 3 dias e foram adicionados 200 ml de água em cada uma vez por semana. As composteiras foram mantidas durante 5 semanas. A temperatura interna das composteiras foi mensurada com termômetro e sensibilidade ao tato. Ao final das 5 semanas foi realizado o plantio das sementes de alface em caixas de ovos, onde na primeira caixa continha apenas terra (controle), na segunda caixa lodo compostado, na terceira caixa resíduo de alimento compostado, na quarta caixa uma mistura de lodo compostado e terra na proporção 1:1, e por fim, na quinta e última caixa resíduo de alimentos compostado e terra também na proporção 1:1. Foi analisado o crescimento dos brotos durante 3 semanas após a semeadura e verificou-se que o substrato da terra apresentou um maior crescimento comparado aos demais, e também demonstrou um maior número de brotos germinados. O segundo maior crescimento foi dos compostos misturados com terra, ambos apresentaram desempenho similar. E por fim, os compostos com menor desenvolvimento de brotos foi o do resíduo alimentício e lodo. Embora no presente trabalho a compostagem utilizando estes tipos de resíduo tenha apresentado germinação de sementes de alface, em estudos futuros uma série de parâmetros, tanto dos resíduos, quanto da composteira, devem ser mensurados e controlados para se obter melhores resultados.

Palavras-chave: compostagem, lodo de flotador, resíduo da indústria alimentícia.



| INTRODUÇÃO |

O crescimento populacional e o econômico geraram uma forte demanda por alimentos, o que fez com que os diferentes sistemas agropecuários e agroindustriais aumentassem a sua produção a fim de suprir o grande consumo por parte da população (SEIFFERT, 2000). Desta forma, o aumento da produção tem gerado uma grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos, os quais são subprodutos das atividades agropecuária e agroindustrial, constituindo assim um problema de ordem social, econômica e ambiental (VALENTE et al., 2009). Conforme Fiori et al. (2008), o aumento da produção de resíduos vem provocando impactos ambientais, porque a sua taxa de geração é bem maior que sua taxa de degradação. Contudo, devido à implantação de leis ambientais mais severas e que valorizam o gerenciamento ambiental, houve uma conscientização gradual dos efeitos nocivos provocados pelos despejos contínuos de resíduos sólidos e líquidos no meio ambiente. Desta forma, os sistemas agroindustriais vêm sendo incentivados a reciclar os seus resíduos no sentido de obter maiores rendimentos de seus processos produtivos e, conseqüentemente, gerar menos resíduos a serem tratados, minimizando assim os custos de disposição final destes resíduos (VALENTE et al., 2009). Na tentativa de equacionar esse problema, vários métodos de tratamento e disposição de resíduos orgânicos foram e vêm sendo pesquisados em todo o mundo (VERGNOUX et al., 2009), destacando-se assim a compostagem. Os mesmos autores ressaltam que na França, a compostagem representava 2% em 1998, sendo que em 2001 chegou a 6%, alcançando em 2004, 16%.

A compostagem é geralmente aplicada a resíduos não fluidos, ou seja, resíduos sólidos provenientes de diversas fontes como resíduos urbanos, agroindustriais e agropecuários, concordando com Amine-Khodja et al. (2006). No entanto, os resíduos líquidos também podem ser passíveis de compostagem, sendo que para isso deve-se alterar as características físicas destes, através de agentes estruturantes como cama de aviário, casca de arroz, serragem e maravalha.

Segundo Garcia et al. (2016) processos de flotação são comumente utilizados como tratamento primário de efluentes que apresentam alta carga de óleos e graxas suspensos, como é o caso dos abatedouros de aves. Ao final do tratamento físico-químico (coagulação e flotação), uma grande quantidade de biomassa (lodo) é gerada, sendo necessário um exigente controle quanto à caracterização química desse sólido, visando seu tratamento e disposição final. O lodo gerado é comumente destinado a aterros, ou alternativamente, pode passar por compostagem e ser utilizado como composto orgânico na agricultura. Entretanto, altas quantidades de metais pesados, principalmente os resultantes do uso de coagulantes e auxiliares de floculação no tratamento (como Al e Fe), podem inviabilizar o uso agrícola do composto produzido. Este trabalho teve como objetivo verificar a viabilidade da compostagem para os resíduos de alimentos juntamente com os resíduos



produzidos pelo flutuador de uma indústria de alimentos localizada em Lages – SC através da germinação de sementes de alface.

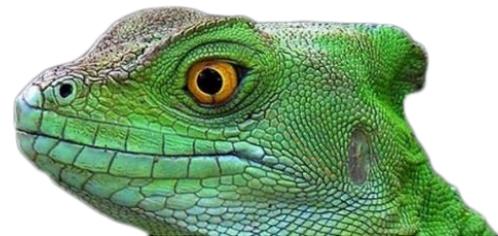
O processo de compostagem

Segundo Budziak et al. (2004), a compostagem pode ser definida como um processo biológico aeróbio de tratamento e estabilização de resíduos orgânicos, resultando na formação de composto estável. No processo de compostagem, a matéria orgânica é decomposta principalmente através da ação de microrganismos e enzimas, resultando na fragmentação gradual e oxidação de detritos. Para realizar a compostagem deve ser escolhido um local de fácil acesso, próximo do local de produção dos resíduos, não sujeito a alagamento, plano, isolado de animais domésticos ou silvestres, com facilidade para o controle de vetores como moscas e roedores.

A princípio, todos os resíduos orgânicos podem ser compostados. No entanto, para se obter um composto de boa qualidade em menos tempo é necessário que os resíduos apresentem uma adequada relação de nutrientes, carbono/nitrogênio, proporcionando condições favoráveis ao crescimento e metabolismo das colônias de microrganismos envolvidas no processo de biodigestão (FIORI; SCHOENHALS; FOLLADOR, 2008). Herbets et al. (2005) apresentam os principais fatores ambientais que influenciam o processo de compostagem como sendo: temperatura, aeração, umidade, nutrientes e relação carbono/nitrogênio (C/N), granulometria e pH.

No processo de compostagem é possível encontrar uma série de microrganismos aeróbios mesofílicos e termofílicos. Encontradas naturalmente em compostos orgânicos, esses microrganismos podem ser bactérias, actinomicetos, leveduras e fungos. A compostagem apresenta três fases que podem ser determinadas por meio das espécies de microrganismos presentes e da sua atividade metabólica. A primeira fase é chamada de mesófila, e é onde ocorre a decomposição dos resíduos orgânicos, predominando as bactérias que são responsáveis pela quebra inicial da matéria orgânica, promovendo a liberação de calor na massa em compostagem. Nesta fase ocorre também a atuação de fungos que produzem ácidos que degradam as proteínas, os amidos e os açúcares (TURNER, 2002). Como o metabolismo dos microrganismos é exotérmico, parte do calor gerado durante a oxidação da matéria orgânica acumula-se no interior da leira, elevando a temperatura de 25 para 40-45°C, em um período de 2 a 3 dias (KIEHL, 1985), sendo que quando a temperatura atinge valores acima dos 45°C, a atividade microbiológica mesofílica é suprimida pela implantação da comunidade microbiana termofílica (TIQUIA, 2005).

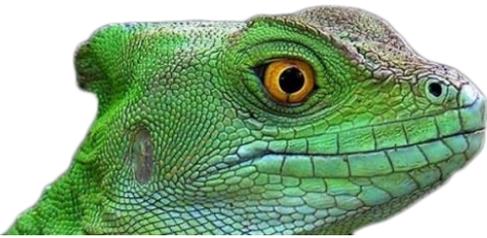
Na segunda fase chamada termófila, ocorre o aumento da temperatura devido à liberação de calor, causando a morte de microrganismos mesófilos, e multiplicando os microrganismos termófilos. Nesta fase ocorre a máxima decomposição dos compostos orgânicos, como a degradação



ativa de polissacarídeos, transformando-os em subprodutos que serão utilizados pela microbiota (PEREIRA NETO, 2007). À medida que os estoques de carbono são exauridos, a temperatura decresce gradualmente, até igualar-se à temperatura ambiente. Na fase de maturação/humidificação surgem novamente as comunidades mesófilas, que irão atuar na humificação do composto por meio da degradação de compostos mais resistentes, como a hemicelulose e a lignina. A maturidade do composto ocorre quando a decomposição microbiológica se completa e a matéria orgânica é transformada em húmus, livre de toxicidade, metais pesados e patógenos.

O produto gerado a partir desse processo de degradação recebe o nome de composto orgânico, que é um material estável, rico em substâncias húmicas e nutrientes minerais, que pode ser utilizado em hortas, jardins e para fins agrícolas, como adubo orgânico, devolvendo à terra os nutrientes de que necessita, e evitando o uso de fertilizantes sintéticos. Além disso, existe a técnica denominada vermicompostagem, a qual faz uso das minhocas no processo de compostagem. Essa técnica requer pouco consumo de energia e um menor tempo para produção do composto com relação à compostagem seca. As minhocas ingerem rapidamente a matéria orgânica, transformando-a em um composto de melhor qualidade do que os produzidos pelo método tradicional de compostagem. A vermicompostagem tem a vantagem de ter um baixo custo de capital e de operação, simplicidade de ação e eficiência relativamente alta. A acelerada humificação do vermicomposto reflete em um decréscimo da relação C/N e aumento de nutrientes minerais (N, P e K) e está relacionada com a mineralização da matéria orgânica pelas minhocas (ATIYEH et al., 2001). A escolha das minhocas é um fator muito importante. Dentre mais de 3.000 espécies, a *Eisenia foetida* é a mais utilizada por sua ampla distribuição, pela grande tolerância à variação de temperatura e por viver em resíduos orgânicos com diferentes graus de umidade, além de ser bastante resistente ao manuseio. Também têm elevada capacidade reprodutiva e apresentam crescimento rápido.

Cotta et al. (2013) comparou em seu trabalho os resultados obtidos entre a compostagem tradicional e a vermicompostagem. Os resultados foram uma maior diminuição no teor de carbono e maiores teores de ácido húmico da vermicompostagem, indicando que este passou por um processo mais evolutivo de mineralização e humificação. Os adubos orgânicos gerados da vermicompostagem apresentaram uma menor razão C/N e maiores teores de nutrientes minerais (N, P e K), apresentando assim melhores condições para o solo.



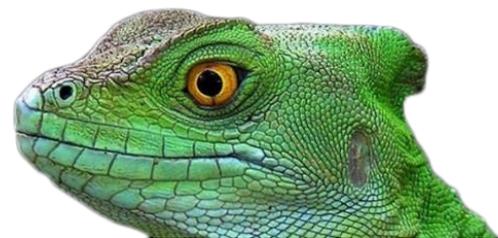
| MATERIAIS E MÉTODOS |

Os materiais utilizados foram: balança; balde (10 L); caixas de ovos; caixa plástica agrícola (60 x 30 x 25 cm); garfo de jardinagem; luvas; maravalha; saco plástico (50 L); sementes de alface (*Lactuca sativa*); terra e termômetro. O trabalho foi desenvolvido no Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV- UDESC), em Lages SC, no departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. Foram utilizados na compostagem resíduos produzidos em uma indústria de alimentos da região (resíduo da produção de alimento e lodo de flotador).

O método escolhido para a compostagem é o de aeração natural onde os resíduos são dispostos em leiras, com reviras periódicas para que haja a convecção do ar na massa do composto, acrescida de umidificação até o fim do processo. Este método também é conhecido como método das leiras revolvidas. Os resíduos foram gerados no dia 14/03/2018 e no dia 19/03/2018 foi realizada a montagem da composteira. Neste período entre a geração e início da compostagem o resíduo ficou a céu aberto, porém sem contato com a água da chuva. Para o lodo de flotador foram utilizados aproximadamente 0,5 kg de resíduo e os mesmos foram dispostos em um recipiente forrado com saco plástico e adicionado maravalha na proporção de 2:1 (Figura 1a). Já para o resíduo da produção de alimentos foram usados 3 kg, disposto em uma caixa agrícola forrada com saco plástico, em uma camada de aproximadamente 5 cm. Em seguida foram adicionados a este resíduo uma fina camada de terra com minhocas na proporção de 3:1, e posteriormente uma camada de maravalha também na proporção de 3:1, formando por fim uma pilha de aproximadamente 10 cm de altura (Foto 1b).



Figura 1: Montagem das composteiras. a) Compostagem do lodo; b) Compostagem do resíduo de alimentos



Para a conferência da temperatura interna do composto foram empregados dois métodos: sensibilidade ao tato e através da introdução de termômetro na pilha. Já para a umidade não foi utilizado um equipamento para conferência, o controle foi realizado pela aparência do composto.

O revolvimento da pilha aconteceu a cada 3 dias, sendo que nos primeiros revolvimentos foi adicionada uma fina camada de maravalha para evitar a emanção de maus odores. Em relação a umidade, foram adicionados 200 ml de água por semana, a partir da segunda semana. Foi realizado o mesmo processo de revolvimento e adição de água até o fim da compostagem destes resíduos, totalizando 5 semanas. A eficiência do composto tem como teste o plantio de sementes de alface (*Lactuca sativa*), no composto já estabilizado. Para fins de comparação foram utilizadas 5 caixas de ovos para o plantio das sementes, onde uma das caixas continha apenas terra (controle), outra lodo compostado, outra resíduo de alimento compostado, outra uma mistura de lodo e terra na proporção 1:1, e por fim uma com o resíduo de alimentos e terra também na proporção 1:1. Foram adicionadas pequenas quantidades de água nas misturas a cada 2 dias e as mesmas permaneceram na presença da luz do sol.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Na primeira semana não foi possível fazer a medição da temperatura/umidade do composto através de equipamentos, foi apenas constatado por sensibilidade ao tato que a temperatura não havia aumentado tanto na composteira do resíduo de alimentos quanto na de lodo. Não foi realizada a umidificação, visto que as composteiras estavam naturalmente úmidas devido ao próprio composto. Alguns dias após o início da compostagem, foi adicionada uma parcela de terra com minhocas no resíduo de alimentos, porém, em poucos dias constatou-se que as mesmas estavam mortas. Na segunda semana o resíduo passou a emanar mau odor e apresentava algumas larvas no resíduo de alimento, bem como era possível notar que a temperatura da compostagem era maior, constatada por sensibilidade ao tato. Na compostagem do lodo não foi possível notar aumento na temperatura (Figura 2).



Figura 2 – Segunda semana. a) Compostagem do lodo; b) Compostagem do resíduo de alimentos



Figura 3: Compostagem do resíduo de alimentos com o termômetro (temperatura ambiente 22º -
temperatura da composteira 27º)

Até o fim do processo a compostagem do resíduo de alimento apresentou agrupamentos de gordura que não se desmancharam. O lodo estava totalmente sem odor e apenas diminuiu de volume, porém não foi possível notar a mudança na aparência do mesmo. Após 5 semanas compostando, foi realizado o plantio das sementes de alface conforme descrito anteriormente. As sementes foram plantadas nos compostos todas na mesma data para que se pudesse fazer uma comparação em relação ao crescimento nos diferentes substratos. O primeiro broto que germinou foi no lodo compostado, com apenas 5 dias após a semeadura (Figura 4).



Figura 4: Bandeja com lodo de flutuador compostado

No sexto dia, os brotos onde continham somente terra começaram a germinar (Figura 5).



Figura 5: Bandeja com terra

Os compostos com mistura de terra demoraram cerca de 10 dias para iniciar sua germinação. Já o resíduo alimentício decomposto foi o que mais demorou para brotar, totalizando 14 dias. Cerca de 7 dias após a semeadura, o crescimento dos brotos na bandeja que continha apenas lodo compostado cessou, enquanto o da bandeja somente com terra continuava aumentando. Analisando o crescimento dos brotos após 3 semanas de semeadura, verificou-se que o substrato da terra apresentou um maior crescimento comparado aos demais, e também demonstrou um maior número de brotos germinados. O segundo maior crescimento foi dos compostos misturados com terra, ambos apresentaram desempenho similar. E por fim, os compostos com menor desenvolvimento de brotos foram os que continham apenas resíduo alimentício e lodo (Figura 6).

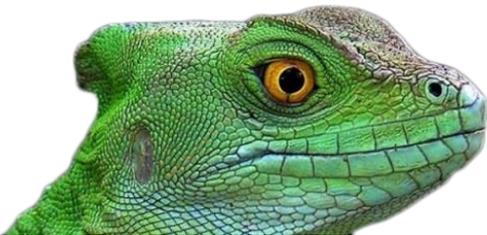
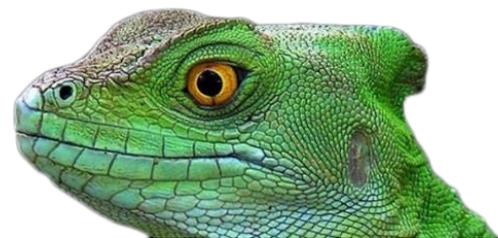


Figura 6: Terceira semana de semeadura. a) Terra; b) Resíduo alimentício compostado+terra; c) Lodo compostado+terra; d) Resíduo alimentício compostado; e) Lodo de flutador compostado



A compostagem pode sofrer influências relacionadas ao clima, aos componentes do resíduo e ao material estruturante, dentre outros fatores. Neste trabalho pode-se observar perante a comparação visual entre crescimentos das mudas de alface nos diferentes substratos que os mesmos tiveram a germinação retardada quando comparados ao substrato terra. Na época do ano em que os experimentos foram realizados (outono) as temperaturas já se encontravam mais amenas no sul do Brasil, e isso pode ter influenciado tanto o processo de compostagem quanto o crescimento das mudas. A umidificação também é importante nos dois processos e pode ser uma explicação para a diferença entre os crescimentos.

Outro fator que pode ter exercido influência é o estruturante escolhido, a maravalha, que no processo de compostagem pode ter funcionado, porém para o plantio das mudas de alface pode não ter sido uma boa escolha devido aos grandes espaços vazios ocasionados pela presença da mesma. A escolha das proporções pode ter sido subestimada ou superestimada, influenciando nos resultados. Contudo, a compostagem para resíduos industriais sólidos e líquidos é considerada viável, visto que várias empresas praticam esse método de disposição final. Neste trabalho foi possível a verificação do crescimento de hortaliça em todos os substratos, o que confere a viabilidade desse processo para os resíduos propostos. Já sua viabilidade para fins de adubação pode ser melhorada, fazendo uso de diferentes estruturantes com diferentes proporções e um eficiente controle das demais variantes do processo. Entre os benefícios da compostagem para resíduos industriais, destaca-se o fato de que agrega valor ao resíduo gerado; aumenta a fertilidade da terra onde esses resíduos serão compostados; diminui o impacto ambiental causado no corpo receptor do efluente; diminui o impacto ambiental causado pela disposição em aterros; diminui o volume de resíduos gerados ao final do processo produtivo e minimiza os custos com tratamento e disposição final.

| CONCLUSÃO |

A sociedade está em busca de soluções sustentáveis para suas atividades e no setor industrial isso também ocorre. A compostagem é uma ótima alternativa para diminuição da quantidade de resíduos em aterro, e o seu uso na agricultura como adubo diminui a necessidade de utilização de fertilizantes químicos. A compostagem é um processo teoricamente simples, mas deve ter determinados parâmetros controlados para que seu processo ocorra da forma esperada. Neste trabalho pode-se observar que houve a germinação de sementes de alface nos compostos produzidos pelo resíduo e lodo da indústria alimentícia em questão, porém uma série de parâmetros devem ser



otimizados e análises físico-químicas devem ser realizadas para que se verifique se é possível a aplicação em larga escala dos resíduos utilizados.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Amine-Khodja, A.; Trubetskaya, O.; Trubetskoj, O.; Cavani, L.; Ciavatta, C.; Guyot, G. Richard, C. 2006. Humic-like substances extracted from composts can promote the photodegradation of irgarol 1051 in solar light. *Chemosphere*, p. 1021- 1027.
- Atiyeh, R.M.; Edwards, C.A.; Subler, S.; Metzger, J.D. 2001. Pig manure vermicompost as a component of a horticultural bedding plant medium: effects on physicochemical proprieties and plant growth. *Bioresource Technology*, p. 11-20.
- Budziak, C. R.; Maia, C. M. B. F.; Mangrich, A. S. 2004. Transformações químicas da matéria orgânica durante a compostagem de resíduos da indústria madeireira. *Química Nova*, p.399-403.
- Cotta, J. A. O.; Carvalho, N. L. C.; Brum, T. S.; Rezende, M. O. O. 2015. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Eng. Sanit. Ambient*, p.65-78.
- Fiori, M. G. S.; Schoenhals, M.; Follador, F. A. C. 2008. Análise da evolução tempo-eficiência de duas composições de resíduos agroindustriais no processo de compostagem aeróbia. *Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia*, p.178-191.
- Garcia, N. N.; Devens, K. U.; Oliveira, D. L. A.; Filho, N. C.; Gonçalves, M. S. 2016. Toxicidade do lodo de flotor de abatedouro de aves e seu biochar em alface. *Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia*.
- Herbets, R. A.; Coelho, C. R. A.; Miletto, L. C.; Mendonça, M. M. 2005. Compostagem de resíduos sólidos orgânicos: aspectos biotecnológicos. *Revista Saúde e Ambiente*, p.41-50.
- Kiehl, E.J. 2004. *Manual de compostagem: maturação e qualidade do composto*. 4. ed. Embrapa.
- Pereira Neto, J.T. 2007. *Manual de compostagem: processo de baixo custo*. Viçosa: UFV. 81 p.
- Seiffert, N.F. 2000. Planejamento da atividade avícola visando qualidade ambiental. *Simpósio sobre Resíduos da Produção Avícola*, p. 1-20.
- Tiquia, S.M. 2005. Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, p. 816-828.
- Turner, C. 2002. The thermal inactivation of E. coli in straw and pig manure. *Bioresource Technology*, p. 57-61.
- Valente, B. S.; Xavier, E. G.; Morselli, T. B. G. A.; Jahnke, D. S.; Brum Jr., B. S.; Cabrera, B. R.; Moraes, P. O.; Lopes, D. C. N. 2009. Fatores que afetam a compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia*, p.59-85.
- Vergnoux, A.; Guiliano, M.; Le Dréan, Y.; Kister, J.; Dupuy, N.; P. Doumenq, P. 2009. Monitoring of the evolution of na industrial compost and prediction of some compost properties by NIR spectroscopy. *Sci. Total Environ*. p. 2390-2403.



ESTUDO DE BIOABSORVENTE DE FIBRA DE RÁFIA NA ABSORÇÃO DE HIDROCARBONETOS

| ID 15665 |

1Tomás Heineck Rodrigues Só e Silva, 2Vitória Damaceno Bueno, 3Matheus Rodrigues de Andrade, 4Michele Oliveira Viera, 5Wesley Formentin Monteiro, 6Jean de Dieu Briand Minsongui Mveh, 7Marta Kerber Schütz, 8Jeane Estela Ayres de Lima, 9Rosane Angélica Ligabue

1Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: tomasHRSS@hotmail.com; 2Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: vitoria.bueno@edu.pucrs.br; 3Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: ma.rodandrade@gmail.com; 4Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: mov_0702@hotmail.com; 5Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: wesleymonteiro@msn.com; 6Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: jdedieumveh@hotmail.com; 7Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: marta.schutz@pucrs.br; 8Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: jeane.lima@pucrs.br; 9Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, e-mail: rligabue@pucrs.br

| RESUMO |

O derramamento de óleo e derivados de petróleo leva a graves efeitos de poluição em sistemas aquáticos, oceanos, rios e águas subterrâneas e, até mesmo, no solo. Recentemente, em agosto de 2019, mais de 2 mil quilômetros do litoral do Nordeste e Sudeste brasileiro foram atingidos por um grande derramamento de petróleo, caracterizando o maior desastre ambiental já ocorrido no Brasil. Um grande desafio ambiental é a remediação de incidentes envolvendo derramamento de óleo e derivados de petróleo. Os impactos econômicos e sócio-ambientais desses incidentes são os mais diversos. Considerando os desastres de derramamento em áreas marítimas e fluviais, os danos podem gerar sérios problemas na indústria pesqueira ou até mesmo em atividades turísticas da região. Entre estes danos, efeitos gravíssimos em plantas e animais a curto e longo prazo, como problemas nos sistemas respiratório e digestivo, na capacidade de crescimento e reprodução e na imunidade devido aos processos de bioacumulação de contaminantes tóxicos. Atualmente, muitas abordagens são propostas para remoção de contaminantes de óleo e derivados de petróleo de superfícies aquosas. A remediação de áreas contaminadas pode ocorrer *in-situ* ou *ex-situ*, sendo que as tecnologias *in-situ* são sempre consideradas melhores opções devido ao custo e eficiência. Com relação a isso, materiais absorventes provenientes de biomassa têm atraído muita atenção pela sua facilidade de utilização, pois normalmente possuem boa fluvariabilidade e baixo custo. A ráfia é uma espécie de fibra natural encontrada em abundância na região ocidental da África e que possui propriedades físicas interessantes, como a baixa massa específica, boa absorção de líquidos e baixa condutividade. Dentro deste contexto, o presente trabalho estudou a aplicação da fibra natural de ráfia em diferentes faixas granulométricas (< 300 µm, 300 - 850 µm, 850 - 1000 µm, 1000 - 1400 µm e 1400 - 2000 µm) e em diferentes razões fibra/hidrocarboneto (1, 2, 3 e 4% m/v) como material absorvente para hidrocarbonetos, utilizando o n-heptano como molécula modelo. A análise microscópica da fibra de ráfia micronizada indica a presença de células formadas com fronteiras bem definidas e fechadas, mas com geometria irregular, cuja forma lembra uma colmeia de abelha. Essas estruturas de colmeia foram preservadas principalmente nas maiores faixas granulométricas. Dentre as diferentes granulometrias avaliadas, as maiores capacidades de absorção foram obtidas com partículas de ráfia na faixa de 1000 - 1400 µm, sugerindo que a presença de estruturas na forma de colmeia favorece a absorção de hidrocarboneto. Além disso, o fato de não haver necessidade de



micronizar a fibra em partículas muito finas, gera vantagens do ponto de vista econômico e de aplicação do material absorvente na remediação de áreas contaminadas por hidrocarbonetos. Os resultados obtidos nas condições estudadas indicam que a capacidade de absorção cresce à medida que a quantidade de absorvente aumenta. Comparando-se os teores de 1% e 3% m/v de rafia, na faixa de 1000 - 1400 μm , verificou-se um aumento de aproximadamente 43% na capacidade de absorção. Os resultados do presente trabalho evidenciam a potencialidade da fibra natural de rafia como material absorvente alternativo para hidrocarbonetos.

Palavras-chave: fibra rafia; absorção; hidrocarbonetos.

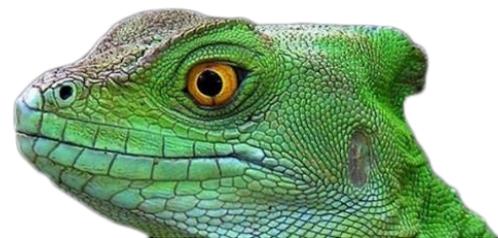
| INTRODUÇÃO |

Um grande desafio ambiental é a remediação de incidentes envolvendo derramamento de óleo e derivados de petróleo (NOAA, 2017). O derramamento pode ocorrer intencionalmente ou acidentalmente, acarretando graves efeitos de poluição no meio ambiente, seja em sistemas aquáticos ou no solo (Lazim *et al.*, 2019). Por exemplo, ao ser derramado óleo em um sistema aquático, este pode ser transportado pela corrente e pelo vento, e, uma vez distribuído, pode evaporar ou formar uma mancha na superfície, dispersar ou submergir na água, causando danos ao ecossistema local (Reddy *et al.*, 2002).

Os impactos econômicos e ambientais desses incidentes são os mais diversos. Considerando os desastres de derramamento em áreas marítimas e fluviais, os danos podem estar relacionados à problemas causados na indústria pesqueira ou até mesmo em atividades turísticas da região, à problemas de modificação do meio ambiente afetando a fauna e a flora. Cada derramamento irá produzir um tipo de impacto sobre o meio ambiente dependendo das condições ambientais, do tipo e volume de óleo, da vulnerabilidade dos ecossistemas atingidos, e ainda da eficiência nas ações de combate ao derramamento. Infelizmente, a negligência humana associada às medidas de prevenção insuficientes para evitar tais incidentes, faz com que esses desastres ambientais continuem a ocorrer.

Existem diversos registros de derramamento de petróleo no mundo, tanto em *onshore* como *offshore*. Essas ocorrências devem-se ao fato do petróleo ser o principal componente da matriz energética mundial, ocasionando um aumento em sua produção, comercialização, transporte e distribuição (Farias, 2008). As causas de derramamento de petróleo estão geralmente associadas às operações de rotina, como carga/descarga e transporte, ou à acidentes como colisão e encalhe de navios petroleiros, falha estrutural ou explosão/fogo de instalações petrolíferas.

Durante a Guerra do Golfo de 1991, o vazamento intencional de 11 milhões de barris de petróleo bruto no Golfo Pérsico resultou no maior derramamento de petróleo da história. Já o primeiro acidente registrado foi do navio superpetroleiro Torrey Canyon que encalhou em 1967 na costa da



Cornualha na Inglaterra. Esse acidente resultou no lançamento de 860.000 barris (123.000 toneladas) de petróleo na costa do Reino Unido por doze dias consecutivos. No Brasil, a primeira ocorrência, cujos danos ambientais foram registrados, ocorreu em 1974 com o navio petroleiro Takimyia Maru, no Canal de São Sebastião, litoral norte de São Paulo, com vazamento de pouco menos de 37.790 barris (6.000 toneladas) de óleo (Greif, 2017). Recentemente, em agosto de 2019, mais de 2 mil quilômetros do litoral do Nordeste e Sudeste brasileiro foram atingidos por um grande derramamento de petróleo, caracterizando o maior desastre ambiental já ocorrido no Brasil. A literatura científica é ainda escassa sobre os impactos negativos do óleo na vida marinha das regiões afetadas. Entretanto, sabe-se que o contato com o petróleo causa efeitos gravíssimos em plantas e animais, a curto e longo prazo, tais como problemas nos sistemas respiratório e digestivo, na capacidade de crescimento e reprodução e na imunidade devido aos processos de bioacumulação de contaminantes tóxicos.

A remediação de áreas contaminadas por óleo e derivados de petróleo pode ocorrer *in-situ* ou *ex-situ*, sendo que as tecnologias *in-situ* são sempre consideradas melhores opções devido ao custo e eficiência. Nesse sentido, processos físicos, químicos e biológicos vêm sendo propostos para remoção e/ou degradação de contaminantes orgânicos. A escolha do processo depende de vários fatores, e a solução ideal do ponto de vista ambiental e econômico pode ser uma combinação de diferentes processos.

Em relação aos processos físico-químicos, a utilização de dispersantes químicos é uma opção tecnicamente viável para controlar o derramamento de óleo e petróleo em superfícies aquosas. Embora sejam materiais quimicamente estáveis, não são biodegradáveis. Materiais sorventes e materiais avançados como aerogéis, membranas e nanopartículas podem também ser utilizados para a separação de misturas óleo-água. Entretanto, existe uma demanda crescente por materiais ecológicos, de fácil obtenção e baixo custo. Nesse contexto, os materiais de origem natural têm sido fonte de grande estudo (Doshi *et al.*, 2017; Olga *et al.*, 2019).

As fibras naturais apresentam-se como uma alternativa atraente e promissora para o desenvolvimento de materiais com elevada capacidade de sorção para contaminantes orgânicos. Elas podem ser obtidas a partir de biomassas e rejeitos vegetais, além de apresentarem importantes características como biodegradabilidade, abundância, facilidade de utilização e baixo custo, favorecendo aplicação em larga escala. Fibras de algodão (Suni *et al.*, 2004), coco e turfa (Oliveira *et al.*, 2011), paina, sisal e serragem (Annunciado *et al.*, 2005) são alguns exemplos de materiais naturais que foram avaliados como sorventes para o setor do petróleo, com capacidades de sorção que variam de acordo com as características físicas, químicas e estruturais da fibra.



As fibras naturais são materiais muito finos e alongados, como filamentos, que podem ser contínuos ou cortados. As fibras servem de matéria-prima para manufatura, podendo ser fiadas para a formação de fios, linhas ou cordas ou ainda dispostas em mantas para a produção de papel, feltro ou outros produtos (França, 2012). O aproveitamento de fibras como matéria-prima é motivado pelas propriedades oferecidas para cada família ou tipo. As fibras vegetais são basicamente compostas de celulose, hemicelulose, lignina e menores proporções de outros componentes como pectina, ceras e substâncias solúveis em água (Franco, 2010).

A rafia é uma fibra natural encontrada em abundância na zona intertropical, principalmente na África, composta por várias famílias como *Ráfia Ruffia* (planta endêmica de Madagascar) e *Ráfia Vinífera* (encontrada principalmente na África Ocidental a partir de Angola até Senegambia), sendo também encontrada em Nyassaland e na região litorânea da Amazônia como palmeira bambu. A palmeira de rafia se multiplica sozinha e em grande escala, podendo ser considerada, em algumas regiões do continente africano, uma planta indesejável para a agricultura, principalmente para o plantio de arroz, sendo eliminada pela queima (Foadieng *et al.*, 2014). Uma árvore de rafia pode alcançar trinta centímetros de diâmetro e cerca de dez metros de altura. Na maioria dos casos, brotam em conjunto com até quatro troncos na mesma raiz. Na parte superior do tronco encontram-se ramos rígidos e retos de até doze metros de altura e vinte centímetros de diâmetro, sobre os quais aparecem as folhas, e na sua parte interior é extraído o bambu (Mann e Wendl, 2002).

De acordo com trabalhos recentes do nosso grupo de pesquisa, a fibra natural de rafia é um material auto extingüível com propriedades termo-acústicas e físicas interessantes, como a baixa massa específica, boa absorção de líquidos e baixa condutividade (Mveh, 2015). Dentro deste contexto, e considerando as propriedades em relação à absorção de líquidos e à inflamabilidade da fibra natural de rafia, este trabalho teve como objetivo estudar a aplicação desta biomassa como absorvente de hidrocarbonetos, utilizando n-heptano como molécula modelo. Avaliou-se a influência da granulometria da fibra de rafia (< 300 µm, 300 - 850 µm, 850 - 1000 µm, 1000 - 1400 µm e 1400 - 2000 µm) e a razão fibra/hidrocarboneto (1, 2, 3 e 4% m/v) na capacidade de absorção.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Extração e preparação da fibra de rafia

As fibras de rafia utilizadas neste trabalho foram extraídas da planta *Ráfia Hookeri* da família *Hookeri*, cultivada nos banhados do vilarejo de Akounou situado a 25 km de Yaoundé, capital da



República de Camarões, no centro Oeste da África. A parte extraída do ramo de rafia para os ensaios de absorção situa-se no comprimento “L” de 50 cm a partir da sessão circular perfeita, e todas as plantas tinham aproximadamente três anos de idade. Tanto a *Ráfia Hookeri*, quanto a representação da distinção entre casca externa e fibra de rafia são mostradas na Figura 1. Depois do corte dos ramos da planta no estado verde, as fibras foram separadas da casca externa e secas ao ar livre e no sol por um período aproximado de um mês no local de cultivo, sob as seguintes condições ambientais: T = 18 - 32 °C e umidade relativa do ar variando de 70 - 80%. Estudos apontam que a composição química da fibra de rafia não varia com a idade da planta, apresentando uma composição semelhante ao da madeira, exceto para o teor de carbono (24 - 33% na rafia e 49 - 50% na madeira) (Foadieng *et al.*, 2014; Mveh, 2015).

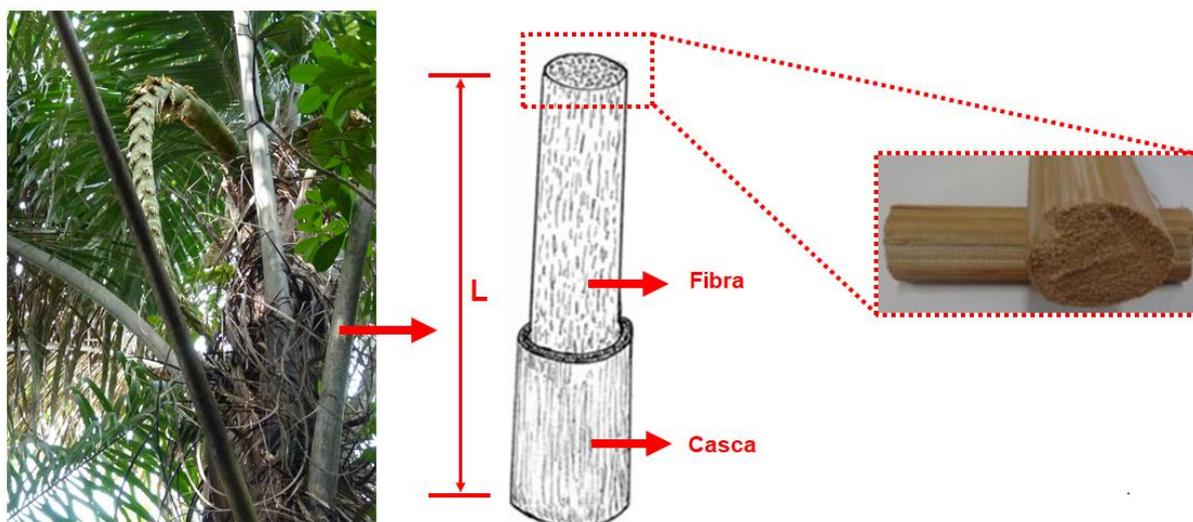


Figura 1: *Ráfia Hookeri* e representação da distinção entre casca externa e fibra de rafia.

Análise granulométrica e morfológica da fibra de rafia

As fibras de rafia foram cortadas horizontalmente de maneira a se obter pequenas rodelas do material e facilitar sua trituração. Posteriormente, triturou-se em um liquidificador doméstico e peneirou-se em um sistema de peneiras vibratórias. O sistema possibilitou a separação do material micronizado em cinco diferentes granulometrias, seguindo procedimento descrito na norma técnica ABNT NBR 7211. Partindo de uma partícula mais grosseira (1400 - 2000 μm), foi-se diminuindo a abertura das peneiras para obtenção de partículas intermediárias (1000 - 1400 μm , 850 - 1000 μm e 300 - 850 μm) até uma partícula bem fina (< 300 μm). As granulometrias médias obtidas na



peneiração estão descritas na Tabela 1 e a aparência das partículas podem ser observadas na Figura 2.

Tabela 1: Faixas granulométricas da fibra de rafia utilizadas nos ensaios de absorção de n-heptano.

Peneira	Mesh da peneira	Abertura da peneira (mm)	Granulometria média das partículas retidas (mm)
1	9	2,000	-
2	12	1,400	1,700
3	16	1,000	1,200
4	20	0,850	0,925
5	28	0,300	0,575
Fundo do peneirador	-	-	< 0,300

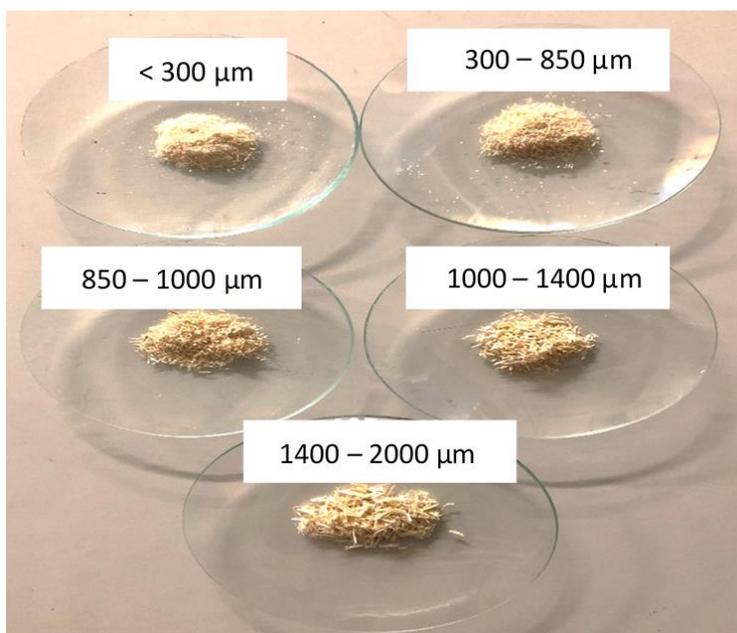
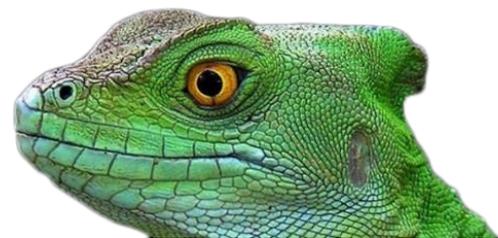


Figura 2: Partículas da fibra de rafia nas diferentes faixas granulométricas

As partículas obtidas nas diferentes faixas granulométricas foram caracterizadas por Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) a fim de avaliar aspectos morfológicos da fibra de rafia. As micrografias das partículas foram obtidas em equipamento FEI Inspect F50 no modo de elétrons secundários (SE) disponível no Laboratório Central de Microscopia e Microanálise (LabCEMM) da PUCRS. As amostras foram dispostas em *stubs* e recobertas com uma fina camada de ouro. Para a obtenção das micrografias foi aplicada uma voltagem de 10 kV. As imagens das partículas nas diferentes faixas granulométricas foram obtidas nas ampliações de 100 x e 500 x.



Ensaio de absorção

Todos os ensaios de absorção foram realizados em triplicata, utilizando-se como molécula modelo de hidrocarbonetos o n-heptano (C_7H_{16}). Os ensaios foram conduzidos à temperatura ambiente, em condição estática e com tempo de contato entre absorvente e hidrocarboneto de 1 hora. Após o tempo de contato, as amostras de rafia foram separadas do meio por filtração simples e deixadas em repouso por 15 minutos. A quantidade de hidrocarboneto absorvido nas partículas foi determinada por método gravimétrico. O potencial de absorção da rafia foi avaliado nas diferentes faixas granulométricas ($< 300 \mu m$, $300 - 850 \mu m$, $850 - 1000 \mu m$, $1000 - 1400 \mu m$ e $1400 - 2000 \mu m$) e em diferentes razões fibra/hidrocarboneto. Para avaliação desse último parâmetro, estabeleceu-se uma relação peso de rafia/volume de n-heptano de 1% (0,1 g de rafia), 2% (0,2 g de rafia), 3% (0,3 g de rafia) e 4% (0,4 g de rafia) para um volume fixo de 10 mL de n-heptano.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

As características de um bom absorvente vão além de uma alta área superficial e volume de poros, é importante considerar outros aspectos que podem influenciar o processo de sorção como a existência de grupos funcionais na estrutura química e a morfologia do material, entre outros. Com relação a isso, a morfologia das partículas micronizadas de fibra de rafia com diferentes faixas granulométricas foram avaliadas por MEV (Figura 3).

As cinco faixas granulométricas obtidas e avaliadas foram: $< 300 \mu m$, $300 - 850 \mu m$, $850 - 1000 \mu m$, $1000 - 1400 \mu m$ e $1400 - 2000 \mu m$. As partículas com tamanho $< 300 \mu m$ apresentaram-se na forma de lâminas aglomeradas e com destruição da estrutura celular interna da fibra. Contudo, nas partículas de fibra de rafia com tamanho de $850 - 1000 \mu m$ (ou faixas intermediárias) observou-se que a estrutura celular interna da fibra foi preservada parcialmente e, em alguns casos, totalmente. Nas micrografias das partículas com tamanhos $1000 - 1400 \mu m$ e $1400 - 2000 \mu m$ é possível observar melhor o arranjo celular com suas fronteiras bem definidas, onde feixes de fibra individuais são observados entremeados com células que estão, em parte, abertas ou com sua membrana destruída em função do processo de micronização. Este arranjo de células é responsável pela grande leveza (baixa massa específica) e também, em parte, pela capacidade de absorção deste material.

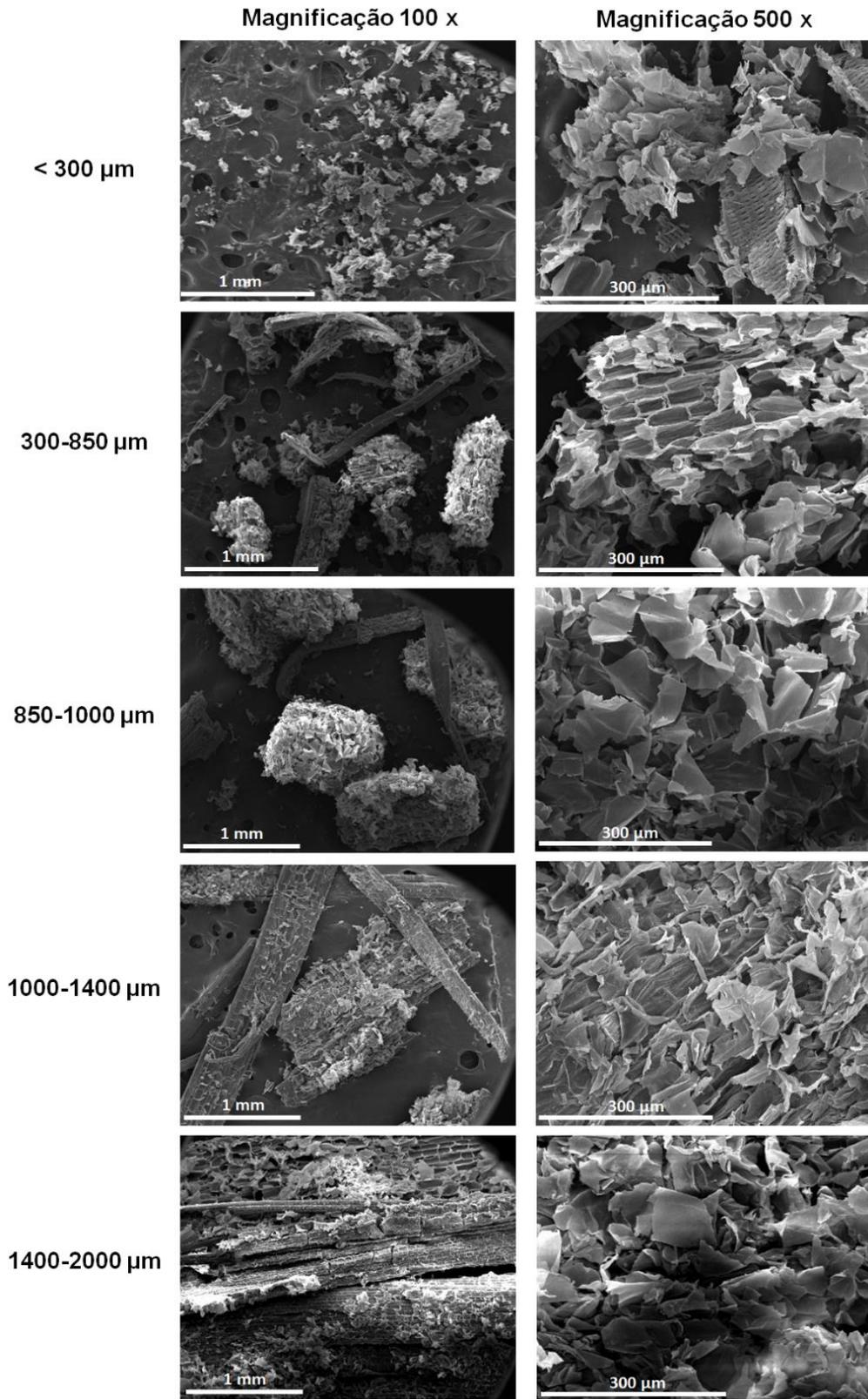
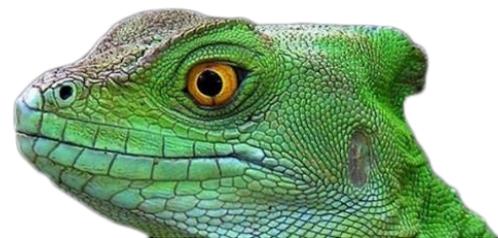


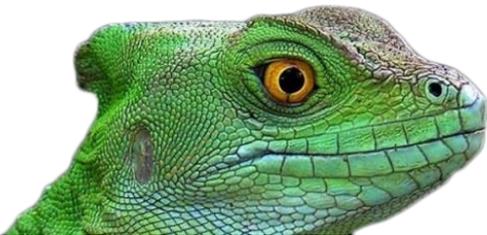
Figura 3: Micrografias das partículas micronizadas de fibra de rafia nas diferentes faixas granulométricas, em magnificações de 100 x e 500 x



Como forma de avaliar a capacidade das partículas de fibra de rafia com diferentes tamanhos na absorção de hidrocarbonetos, fez-se um estudo inicial utilizando o n-heptano como molécula modelo. Com relação à razão fibra/hidrocarboneto, optou-se por trabalhar com teores de 1 a 4% m/v. Teores maiores de fibra não foram testados em função da proporção volumétrica de fibra/hidrocarboneto, ou seja, como a fibra de rafia apresenta baixa massa específica, a quantidade em volume de fibra é muito superior aos 10 mL pré-determinados de n-heptano, impedindo o contato entre absorvente e hidrocarboneto. Sendo assim, os ensaios de absorção de n-heptano foram realizados utilizando como bioabsorvente as partículas de fibra de rafia nas cinco faixas granulométricas separadamente e com os teores de 1, 2, 3 e 4% m/v. Os resultados (Figura 4) mostraram uma tendência de aumento na capacidade de absorção quanto maior o teor de fibra utilizado e que a partir de 300 μm , os maiores valores de absorção de n-heptano foram obtidos com 3 e 4% m/v de fibra de rafia ($> 0,5$ g n-heptano/g fibra). Além disso, quando se utilizou as faixas granulométricas 1000 - 1400 μm e 1400 - 2000 μm obteve-se os maiores valores de absorção, sendo de $> 1,4$ g n-heptano/g fibra (> 14 mmol/g) e $> 0,9$ g n-heptano/g fibra (> 9 mmol/g), respectivamente.

Levando-se em conta que a fibra de rafia tem característica hidrofílica, devido a sua composição química (celulose $\geq 80\%$) (Mveh, 2015), a fibra de rafia mostrou um excelente resultado de capacidade de sorção de n-heptano quando comparado com outros materiais lignocelulósicos. Olga *et al.* (2015) avaliaram a capacidade de sorção de diferentes materiais lignocelulósicos (ex.: serragem) para hidrocarbonetos alifáticos (HC), como n-octano e n-pentano, obtendo-se valores de 1 - 3 g HC/g serragem. Os valores de sorção de > 9 mmol n-heptano/g fibra (partículas 1400 - 2000 μm) e > 14 mmol n-heptano/g fibra (partículas 1000 - 1400 μm) são comparáveis aos valores obtidos com carvão ativado com diferentes estruturas (13 - 14 mmol n-heptano/g carvão) na absorção de n-heptano (Carvajal-Bernal *et al.*, 2019).

Absorventes naturais (bioabsorventes) possuem uma capacidade de absorção limitada de hidrocarbonetos e óleos, boa flutuabilidade e baixo custo. A disposição final destes materiais e a sua recuperação para reutilização são aspectos importantes e que são levados em conta para sua seleção como materiais absorventes. Por outro lado, o carvão, o material absorvente mais utilizado, ainda hoje em dia, tem um custo relativamente alto para obtê-lo com alta área superficial e também para a sua reativação (Carvajal-Bernal *et al.*, 2019). Consequentemente, a utilização de alternativas menos onerosas tem crescido em direção aos materiais lignocelulósicos como uma opção econômica e ambientalmente amigável. As propriedades dos biosorventes são significativamente influenciadas pelas características de sua estrutura, como a polaridade e a aromaticidade. Biosorventes oriundos de biomassas e/ou resíduos agroindustriais, como a fibra de rafia utilizada neste estudo, possuem em sua estrutura alguma quantidade de lignina. A lignina é o principal componente aromático destes



materiais e o seu potencial de sorção de componentes hidrofóbicos é drasticamente restringido pela coexistência do polissacarídeo celulose (componente polar). Um estudo realizado por Xi e Chen (2014) mostrou que a capacidade de sorção de hidrocarbonetos foi aumentada pela maior exposição dos domínios de lignina. Por este aspecto, é possível que no caso das partículas de fibra de rafia, a lignina presente esteja mais acessível para interações com o hidrocarboneto estudado. Por outro lado, a estrutura de células da fibra de rafia é, provavelmente, um dos principais fatores para a sua boa capacidade de absorção.

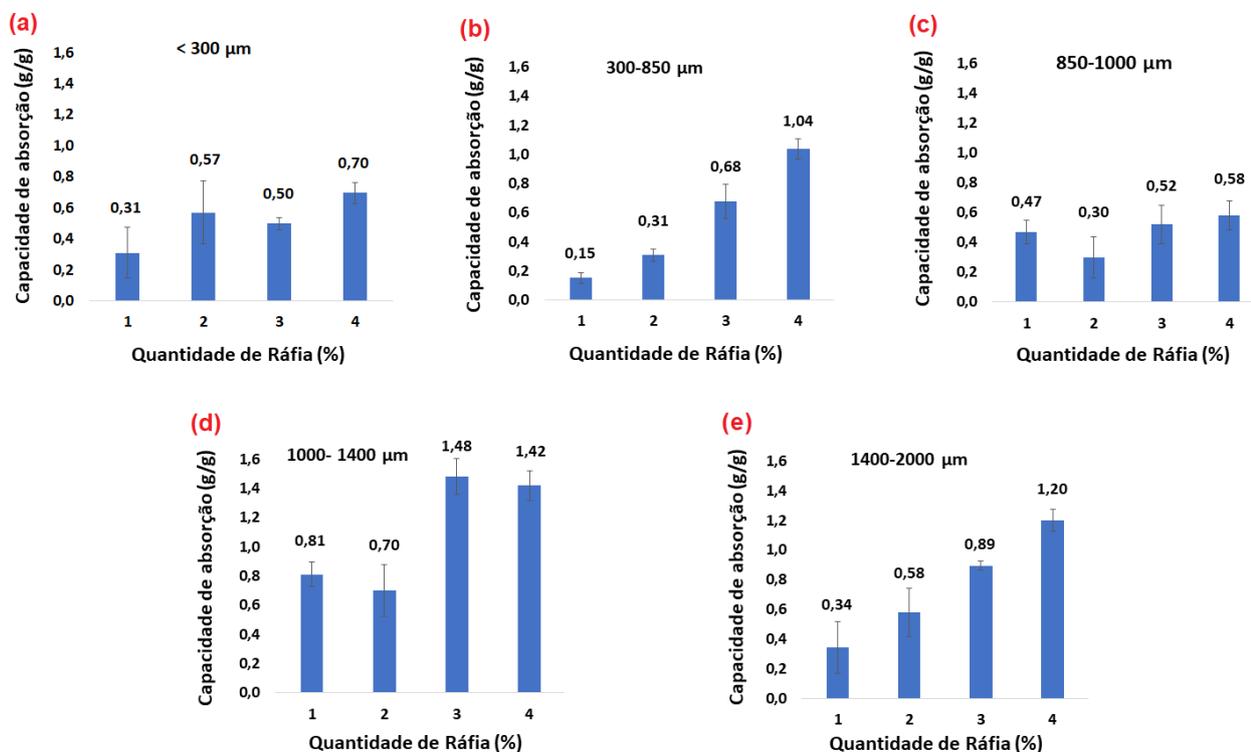
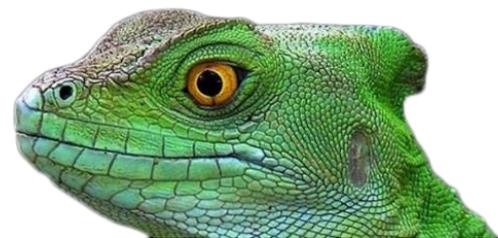


Figura 4: Capacidade de absorção para n-heptano da fibra de rafia nas faixas granulométricas de (a) < 300 µm, (b) 300 - 850 µm, (c) 850 - 1000 µm, (d) 1000 - 1400 µm e (e) 1400 - 2000 µm nos teores de 1, 2, 3 e 4% m/v

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Através da análise morfológica da fibra de rafia foi possível observar células formadas com fronteiras bem definidas e fechadas, mas com geometria irregular, cuja forma lembra uma colmeia de abelha. A rafia mostrou-se ser um material potencial para absorção de n-heptano, com a melhor capacidade de absorção (1,48 g n-heptano/g fibra de rafia, 1 hora de contato) em granulometrias na



faixa de 1000 - 1400 μm e no teor de 3% m/v. Além disso, observa-se um gradual aumento da capacidade de absorção de n-heptano conforme o aumento da quantidade de rafia, principalmente nas maiores granulometrias. O fato de não haver necessidade de micronizar a fibra em partículas muito finas, gera vantagens do ponto de vista econômico e de aplicação do material absorvente na remediação de áreas contaminadas por hidrocarbonetos.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio dos órgãos de fomento CAPES, CNPq e FAPERGS que contribuíram para o desenvolvimento deste trabalho através da concessão de bolsas de pesquisa, à Escola Politécnica da PUCRS pela infraestrutura e apoio técnico, bem como ao LabCEMM da PUCRS pelas análises de microscopia.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Annunciado, TR.; Sydenstricker, THD.; Amico, SC; 2005. Avaliação da Capacidade de Sorção de Óleo Cru de diferentes Fibras Vegetais. Anais do 3º Congresso Brasileiro de P&D em Petróleo e Gás, Salvador, Brasil. 6p.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 7217.
- Carvajal-Bernal, AM.; Gómez-Granados, F.; Giraldo, L.; Moreno-Piraján, JC.; 2019. Influence of stacked structure of carbons modified on its surface on n-pentane adsorption. Heliyon, v.5, pp.1-25.
- Doshi, B.; Sillanpää, M.; Kalliola, S.; 2018. A review of bio-based materials for oil spill treatment. Water Research, v.135, pp.262-277.
- Farias, RF.; 2008. Introdução à química do petróleo. Rio de Janeiro: Editora Ciência Moderna.
- Foadieng, E.; Talla, PK.; Fogue, M.; Mabekou, S.; Sinju, AF.; 2014. Contribution à l'Étude de l'Anatomie et des Propriétés Physiques du Bambou de Raphia Vinifera (arecaceae). Revue Scientifique et Technique Forêt et Environnement du Bassin du Congo, v.3, pp.9-18.
- França, A.; 2012. Obtenção e Avaliação de um Compósito Usando Fibra de Caróia (Neoglaziovia variegata) e Matriz Fenólica com PET Pós-consumo. Campina Grande. Tese. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil. 135p.
- Franco, JPF.; 2010. Aproveitamento da Fibra do Epicarpo do Coco Babaçu em Compósito de Matriz de Epóxi: Estudo feito em tratamento da fibra. Natal. Dissertação. Centro de Ciências Exatas e da Terra, Programa de Pós Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil. 77p.
- Greif, S.; 2017. Fauna atingida por Acidentes Ambientais envolvendo Produtos Químicos. Especialização. Curso de Especialização em Gerenciamento Ambiental, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Brasil. 278p.



- Lazim, AM.; Musbah, DL.; Chin, CC.; Abdullah, I.; Mustapa, HA.; Azfaralariff, A.; 2019. Oil removal from water surface using reusable and absorptive foams via simple fabrication of liquid natural rubber (LNR). *Polymer Testing*, v.73, pp.39-50.
- Mann, G.; Wendl, H.; 2002. *Raphia hookeri*, Protabase Affichage, Montpellier, cedex, France.
- Mveh, JDBM.; 2015. Desenvolvimento de Compósitos com Fibra Natural de Ráfia com Propriedades Termoacústicas. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais (PGETEMA) Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.163p.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration); 2017. How Do Spills Happen? Office of Response and Restoration. Disponível em: <https://response.restoration.noaa.gov/training-and-education/education-students-and-teachers/how-do-spills-happen.html>.
- Olga, R.; Viktor, R.; Alexander, I.; Zinnur, S.; Alexandra, P.; 2015. Adsorption of hydrocarbons using natural adsorbents of plant origin. *Procedia Chemistry*, v.15, pp.231-236
- Oliveira, AF.; Leão, A.P.; Caraschi, J.C.; Oliveira, L.C.; Gonçalves, J.E.; 2011. Características físico- químicas, energética e desempenho da fibra de coco na sorção de óleos diesel e biodiesel. *Revista Energia na Agricultura, Botucatu*, v.26, pp.1-13.
- Reddy, CM.; Eglinton, T.I.; Hounshell, A.; White, H.K.; Xu, L.; Gaines, R.B.; Frysinger, G.S.; 2002. The west falmouth oil spill after thirty years: the persistence of petroleum hydrocarbons in marsh sediments. *Environmental Science & Technology*, v.36, pp.4754-4760.
- Suni, S.; Kosunen, A.L.; Hautala, M.; Pasila, A.; Romantschuk M.; 2004. Use of a by-product of peat excavation, cotton grass fibre, as a sorbent for oil-spills. *Marine Pollution Bulletin*, v.49, pp.916-921.
- Xi, Z.; Chen, B.; 2014. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from aqueous solution by raw and modified plant residue materials as biosorbents. *Journal of Environmental Sciences*, v.26, pp.737-748.



UTILIZAÇÃO DE RESÍDUO DA INDÚSTRIA DE CELULOSE E PAPEL NA ESTABILIZAÇÃO QUÍMICA DO SOLO

| ID 15666 |

**1Gilberto Regalin Júnior, 2Fabiano Alexandre Nienov, 3Lucas Quiocca Zampieri, 4Gislaine Luvizão,
5Miguel Contini**

1Universidade do Oeste de Santa Catarina, e-mail: junioregalin@gmail.com; 2Universidade do Oeste de Santa Catarina, e-mail: fabiano.nienov@unoesc.edu.br; 3Universidade do Oeste de Santa Catarina, e-mail: lucas.zampieri@unoesc.edu.br; 4Universidade do Oeste de Santa Catarina, e-mail: gislaine.luvizão@unoesc.edu.br; 5Universidade do Oeste de Santa Catarina, e-mail: miguelcontini2014@gmail.com

| RESUMO |

A produção da celulose por meio do processo Kraft gera uma grande quantidade de resíduos sólidos, dentre eles, o carbonato de cálcio, popularmente conhecido por lama de cal. O excesso de produção deste detrito, juntamente com a sua inutilidade, torna necessário o seu total descarte, o qual normalmente ocorre em aterros próximos as fábricas geradoras do mesmo. Entretanto, dispor esse resíduo livremente em contato ao solo traz sérios problemas ambientais. Com isso, o presente trabalho tem por objetivo analisar o comportamento de misturas contendo carbonato de cálcio, solo argiloso e agentes aglomerantes – Cal Hidratada CH-III ou Cimento Portland CPV-ARI RS – em diferentes teores, visando a sua utilização em obras geotécnicas. Os teores de substituição de solo em massa adotados foram de 5%, 8%, 10%, 12% e 14% para cimento e 8%, 10%, 12% e 14% para cal. O teor de substituição de carbonato de cálcio foi fixado em 30% para todas as misturas. A partir disso, realizou-se ensaios necessários para caracterização do solo, além de ensaio de compactação para todos os traços definidos, com intuito de definir a massa específica aparente seca máxima e a umidade ótima. Com esses resultados, moldou-se corpos de prova contendo 5 cm de diâmetro e 10 cm de altura. Esses, foram armazenados em sacos plásticos de modo a evitar perda de umidade para o ambiente e uma grande variação de temperatura. O rompimento à compressão simples ocorreu com períodos de cura de 7, 14 e 28 dias, sendo as últimas 24 horas de cura com submersão em água. Ao analisar os resultados, é possível identificar que, ao substituir parte do solo por alguns teores de cal e carbonato de cálcio, ocorreu aumento da massa específica aparente seca. Esse aumento foi maior para misturas contendo cimento no local da cal. A umidade ótima para todas as misturas mostrou-se inferior à do solo natural. Ao analisar isoladamente a substituição da cal, é possível identificar que com o acréscimo do seu teor, ocorre aumento da umidade ótima. Esse fato não ocorre com significância para misturas que contém cimento, as quais, independente do teor de substituição, apresentam certa constância para umidade ótima. Com o acréscimo do teor de cimento, os valores de resistência à compressão simples apresentaram ganho significativo, chegando a 7,06 MPa para o traço com substituição de 14% em cimento, rompido aos 28 dias de cura. O traço rompido com mesmo tempo de cura, porém com 14% de substituição em cal, apresentou 812,38 kPa. Com 7 dias de cura, a maior resistência foi de 4,7 MPa para substituição de 14% em cimento, e 420,44 kPa para substituição de 8% em cal. Com 14 dias de cura, foi possível atingir 5,9 MPa para substituição de 14% em cimento e 533,36 kPa para substituição de 14% em cal. O tempo de cura influenciou positivamente no ganho de resistência para todos os traços, sendo mais evidente para os com substituição de solo por cimento. Isso faz crer que a cal, se submetida a períodos de cura mais longos,



pode vir a apresentar acréscimos de resistências. A partir dos estudos e ensaios realizados, pode-se inferir que a utilização do carbonato de cálcio, juntamente ao cimento ou a cal, traz benefícios quando misturado com solo argiloso. Desse modo, o seu uso é conveniente em obras geotécnicas que necessitam do aumento da resistência do solo.

Palavras-chave: Solo-Carbonato de Cálcio; Solo-Cal; Solo-Cimento.

| INTRODUÇÃO |

O meio ambiente tem sido um tema amplamente discutido atualmente. O destaque no assunto é promovido devido a importância da preservação desse, visto a sua indispensabilidade na boa qualidade de vida.

Desse modo, indústrias que geram qualquer tipo de resíduo em suas etapas produtivas acabam por arcar com custos adicionais. Esses gastos, em sua maioria, são provenientes dos cuidados que devem ser realizados para garantir um correto descarte desses detritos no meio ambiente.

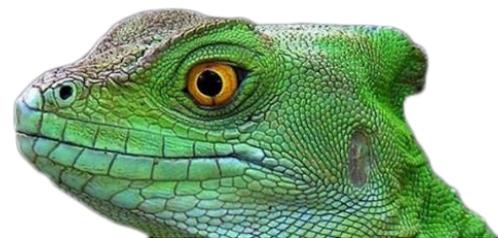
Sendo assim, torna-se vantajoso para qualquer indústria que gere resíduos em seus processos produtivos, encontrar algum método de reutilização desses, livrando-se então dos custos ocasionados pelo seu descarte.

Em tal cenário encontra-se a indústria de celulose e papel, a qual tem uma enorme demanda produtiva, que chegou aos 13,9 milhões de toneladas de celulose fabricadas no ano de 2011, segundo dados da Associação Brasileira de Celulose e Papel (BRACELPA, 2011).

A indústria de papel e celulose tem destaque por ser uma das maiores produtoras de resíduos. Esses, em sua maioria, derivam do processo passado pelos cavacos de madeira, para que seja possível extrair as fibras de celulose da matriz de lignina. Esse processo pode ocorrer por meio da utilização de pasta mecânica, soda, sulfito e sulfato, sendo esse último popularmente conhecido como Kraft (SILVA JÚNIOR, 2010).

O processo de polpação é explicado por Silva Júnior (2010) como sendo o cozimento dos cavacos de madeira, o qual ocorre dentro de digestores, juntamente com uma mistura de produtos químicos denominada licor branco ou lixívia branca. Nesse processo ocorre a separação das fibras da madeira, as quais são unidas pela lignina. A lignina, após a etapa de polpação, encontra-se dissolvida com o licor branco. Essa nova mistura é denominada de licor negro ou lixívia negra.

Enquanto isso, o licor negro passa por um processo de recuperação química. Primeiramente, ele é submetido a um sistema de evaporação, o qual objetiva aumentar a concentração dos sólidos. Após, ele passa pelas cadeiras. Lá, ocorre a desidratação (perca da água), a pirólise (reações de degradação



irreversíveis), a queima dos gases voláteis e a queima da camada (material carbonáceo e sais inorgânicos de sódio) (D'ALMEIDA et al., 2013).

O produto proveniente das Caldeiras é denominado de licor verde. Esse, é armazenado e posteriormente passa por processo de clarificação de licor verde, o qual visa remover as impurezas que estão em suspensão. Para isso ocorrer, podem ser adotados dois métodos, conhecidos por Sedimentação ou Filtração. Nessa etapa são produzidos os resíduos denominados dreg's. (D'ALMEIDA et al., 2013).

Após passar pelo processo de clarificação, o licor é encaminhado para a Caustificação. O principal objetivo dessa etapa é converter o carbonato de sódio (Na_2CO_3) em hidróxido de sódio (NaOH). Essa etapa produz o resíduo denominado grits (D'ALMEIDA et al., 2013).

A última etapa é a clarificação do licor branco bruto, proveniente do processo de clarificação. Essa, é similar a etapa de clarificação de licor verde, podendo ser realizada por Sedimentação ou Filtração. A impureza removida é denominada carbonato de cálcio (CaCO_3), também chamado de lama de cal. O licor obtido após essa etapa é determinado licor branco, e é encaminhado novamente para o setor de cozimento dos cavacos. Já a lama de cal é lavada, passando a apresentar em torno de 75 % de sólidos (D'ALMEIDA et al., 2013).

Nesse contexto, são resíduos do processo kraft os dreg's, os grits e o carbonato de cálcio ou lama de cal. Esses, normalmente são dispostos em aterros, para que tenham sua degradação naturalmente. Sendo assim, torna-se interessante a sua reutilização, de modo a reduzir o impacto ambiental gerado pelo seu descarte no ambiente.

O resíduo utilizado na elaboração deste trabalho foi o carbonato de cálcio, também conhecido como lama de cal. A sua utilização, juntamente com solo e agente aglomerante, já foi experimentada por outros autores, demonstrando bons resultados na estabilização do solo, podendo ser aplicado em obras geotécnicas diversas.

No estudo realizado por Rauschkolb (2018) foi possível atingir 339,6 kPa de resistência à compressão simples para corpos de prova rompidos aos 150 dias de cura. A mistura que suportou essa tensão é composta por 50 % de solo argiloso, 40 % de carbonato de cálcio e 10 % de cal. Além disso, Rauschkolb (2018) afirmou que quanto menor a relação entre volume de vazios e volume de resíduo, maior a resistência.

Machado et al (2007) executou, em seu trabalho, trechos experimentais de pavimentos. Esses, eram formados por misturas de cascalho e lama de cal em diferentes proporções. Os resultados obtidos comprovaram que o pavimento com a combinação de 70 % de cascalho e 30 % de carbonato de cálcio teve maior durabilidade aos carregamentos sofridos.



Nesse mesmo cenário, Silva Júnior (2010) realizou estudo analisando a resistência à compressão simples, diametral e triaxial cíclico de corpos de prova compostos por solo, cal e resíduo proveniente da fabricação do papel. Os teores adotados foram de 0 % e 40 % para o resíduo de 0 %, 5 % e 10 % para a cal. Os resultados demonstraram que o aumento do teor de cal, bem como do tempo de cura, proporciona aumento da resistência e da rigidez. Também, as misturas com resíduo em sua composição apresentaram resistências inferiores do que aquelas compostas somente por solo e cal. Entretanto, essas também podem ser utilizadas em camadas de base se em conjunto com 10% de cal.

Souza (2011) utilizou teores de 10 %, 20 % e 30 % de carbonato de cal juntamente com 5 %, 10 % e 15 % de cal em misturas com solo. Com esse material foram moldados corpos de prova que passaram pelo rompimento à compressão simples. Os resultados apontaram 966 kPa para mistura com 55 % de solo, 30 % de carbonato de cal e 15 % de cal. Enquanto isso, misturas compostas somente por solo e resíduo apresentaram resistências similares ao solo puro.

Molina (2004) adotou teores de 5 % e 10 % para a cal e 40 % para o carbonato de cálcio em misturas elaboradas com solo. Em seu estudo foi possível verificar que a junção de solo, cal e lama de cal gera aumento da coesão, devido ao forte efeito cimentante provocado. Isso acaba por elevar a resistência à tração, tornando-a superior aos valores obtidos por misturas compostas somente de solo e cal.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

O estudo teve como objetivo analisar a resistência à compressão simples de misturas contendo solo, carbonato de cálcio e agentes aglomerantes em diferentes proporções. Desse modo, objetiva-se examinar o comportamento obtido para com diferentes tipos de aglomerantes e em diferentes teores.

A Tabela 7 mostra a composição das misturas estudadas. Para nomear as misturas adotou-se os caracteres “s”, “r”, “ca” e “ci”, que representam, na mesma ordem, “solo”, “resíduo”, “cal” e “cimento”. Previamente a cada letra é apresentado um número, o qual corresponde ao percentual do respectivo material na mistura.



Tabela 7 - Composição das Misturas.

Misturas	Solo (%)	Resíduo (%)	Cal (%)	Cimento (%)
100s-0r-0ca-0ci	100	0	0	0
70s-30r-0ca-0ci	70	30	0	0
62s-30r-8ca-0ci	62	30	8	0
60s-30r-10ca-0ci	60	30	10	0
58s-30r-12ca-0ci	58	30	12	0
56s-30r-14ca-0ci	56	30	14	0
65s-30r-0ca-5ci	65	30	0	5
62s-30r-0ca-8ci	62	30	0	8
60s-30r-0ca-10ci	60	30	0	10
58s-30r-0ca-12ci	58	30	0	12
56s-30r-0ca-14-ci	56	30	0	14

Ao analisar a tabela pode-se inferir que o percentual de carbonato de cálcio é fixo em 30 %. Essa atitude se justifica devido ao foco da análise ser nas transformações provocadas pela alteração do tipo de aglomerantes e dos teores. Sendo assim, o valor fixo de resíduo permite uma comparação de resultados mais efetiva.

O resíduo, Carbonato de Cálcio, também conhecido como lama de cal, é proveniente de a indústria de Celulose e Papel, como já dito anteriormente.

Já os agentes aglomerantes escolhidos foram a Cal hidratada CH-3 e o Cimento Portland CPV – ARI RS, os quais tiveram presença na mistura compreendida no intervalo de 8 % a 14 %, com variação de 2 %. Além desses, adicionou-se um traço composto por 5 % de cimento.

O solo utilizado para realização dos ensaios laboratoriais é proveniente da propriedade da Universidade do Oeste de Santa Catarina, no campus de Joaçaba, Santa Catarina. A retirada de tal material foi executada de forma deformada, seguindo as recomendações expressas pela PRO 003 (DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM, 1994).

Após a coleta, o material foi encaminhado para laboratório, onde foi submetido ao processo de secagem, seguido da desagregação dos grãos, a qual ocorreu com auxílio do almofariz e da mão de gral. Em seguida, o solo foi armazenado dentro de sacos plásticos fechados, de modo a impedir a entrada de umidade. Todos esses procedimentos foram realizados de acordo com o preconizado pela NBR 6457 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2016).

Posteriormente, realizou-se os ensaios necessários para caracterização do material, sendo eles: Granulometria, dividida em peneiramento e sedimentação, conforme a NBR 7181 (ABNT, 2018); Determinação do Limite de Plasticidade, de acordo com NBR 7180 (ABNT, 2016);



Determinação do Limite de Liquidez, com uso de equipamento mecânico, conforme NBR 6459 (ABNT, 2017); e Peso Específico Real dos Grãos de acordo com ME 093 (DNER, 1994).

Enquanto isso, a amostra de Carbonato de Cálcio constatou, por meio do tato, baixo teor de umidade, o que foi o responsável por gerar pequenos aglomerados de material, em forma de torrões. Desse modo, a substância passou por procedimento de secagem em estufa, seguido do destorroamento, procedimento empregado para desagregação dos grãos. Posteriormente, o material foi armazenado, assim como o solo, em sacos plásticos fechados.

Após realizado os ensaios para caracterização do Solo e do Carbonato de Cálcio, efetuou-se o Ensaio de compactação, também conhecido como Proctor, para todas as misturas presentes na Tabela 7.

Como esse ensaio teve de ser realizado em compostos de diferentes materiais, e para isso seria necessário garantir a homogeneidade da mistura, efetuou-se, primeiramente, a secagem de todos os elementos em estufa, até atingirem a constância de massa, a 100 graus Celsius. Após, ocorreu a mistura dos constituintes de forma manual, e seguiu-se com os procedimentos recomendados pela NBR 7182 (ABNT, 2016) para realização do ensaio, sendo adotada a energia de compactação normal.

Para análise da resistência à compressão simples foram moldados corpos de prova para as misturas da Tabela 7, excluindo a 100s-0r-0ca-0ci e 70r-30r-0ca-0ci. O rompimento foi efetuado aos 7, 14 e 28 dias de cura, tornando possível a análise do impacto que o tempo de cura causa na resistência. A tensão suportada pelos corpos de prova é proveniente da média dos valores obtidos no rompimento de quatro amostras. Desse modo, foram moldadas 108 amostras no total.

Os resultados obtidos pelo ensaio de compactação foram de grande importância na etapa de modelagem dos corpos de prova, pois a partir deles determinou-se a quantia de matéria necessária (solo, resíduo, cal, cimento e água). Além disso, foi possível ter um controle de moldagem por meio do grau de compactação, expresso pelo quociente entre a densidade de campo e a densidade de laboratório.

Diante disso, iniciou-se o procedimento de moldagem com a secagem em estufa, a 100 graus célsius, dos materiais a serem homogeneizados. Após, realizou-se a aferição da massa necessária para mistura, incluindo a medição de água.

A homogeneização ocorreu primeiramente nos materiais secos, seguido da adição de água e de nova mistura. Todo esse procedimento foi realizado manualmente, tomando os devidos cuidados para que não houvesse perda de umidade.

Os corpos de prova são compostos por três camadas equivalentes, totalizando diâmetro de 5 cm e altura de 10 cm. Diante disso, separou-se porções da mistura já realizada em potes plásticos



fechados, capaz de preencher uma das camadas que compõem o corpo de prova, e que garantisse o grau de compactação obtido do ensaio Proctor. Esse procedimento foi realizado para todas as camadas dos corpos de prova, para os quais a mistura havia sido feita. Após, retirou-se amostra para aferição da umidade.

Posteriormente, decorreu-se com a compactação dos corpos de prova. Nessa etapa foi utilizado molde metálico, onde ocorreu emprego de óleo mineral para facilitar posterior desmoldagem, e prensa manual. A moldagem ocorreu por camada, havendo escarificação entre elas. Tanto o corpo de prova quanto a prensa manual podem ser observados na Figura .



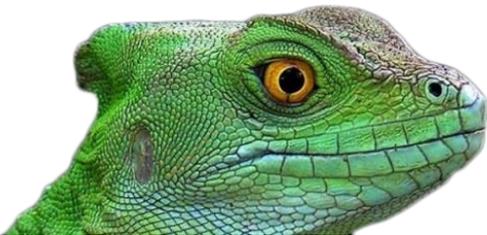
Figura 1 - Prensa Manual e Corpo de Prova

Após moldado, cada corpo de prova teve sua massa e dimensões aferidas com auxílio de paquímetro digital. O armazenamento das amostras ocorreu individualmente, em sacos plásticos fechados. Com isso, foi possível evitar grandes perdas de umidade para o ambiente durante o período de cura.

O rompimento ocorreu aos 7, 14 e 28 dias de cura, sendo as últimas 24 horas de submersão em água, proporcionando desse modo uma condição desfavorável para a resistência à compressão simples. Antes do período de submersão houve, novamente, a aferição das dimensões das amostras.

Como o estudo visa analisar a absorção dos corpos de prova, foram aferidas as massas antes e depois das 24 horas de imersão. Com isso, definiu-se o percentual de absorção pelo quociente entre a variação de peso, ocorrida no período de imersão, e a massa antes da imersão.

O rompimento foi realizado em prensa hidráulica padronizada, onde foi possível coletar os valores correspondentes a tensão de ruptura. Desse modo, definiu-se a resistência à compressão simples pelo quociente entre a carga de ruptura e a área da seção transversal da amostra.



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A partir do ensaio do granulometria, o qual foi dividido em peneiramento e sedimentação, foi possível obter a curva granulométrica da amostra de solo, que é mostrada no Gráfico 1.

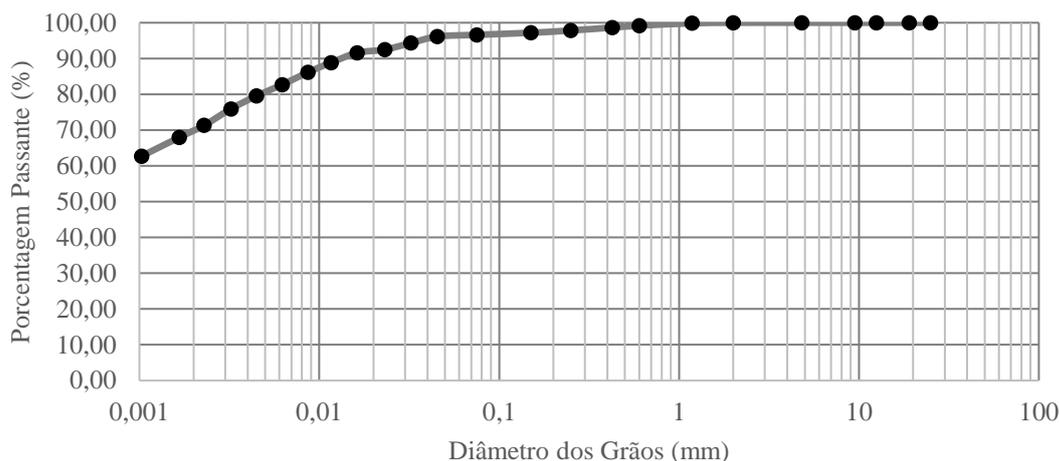


Gráfico 1 - Curva Granulométrica: Solo

Na Tabela 8 é demonstrado os parâmetros da amostra de solo, obtidos por meio dos ensaios de caracterização realizados em laboratório. A classificação quanto a pedregulho, areia grossa, média e fina, silte e argila deriva da NBR 6502 (ABNT, 1995).

Como observado, o solo teve sua classificado como “Argila” a partir do modelo Textural de classificação. Para o modelo H.R.B. a classificação se enquadrou no grupo A7-5. Os materiais pertencentes a esse grupo são definidos como Argilas com alto valor para o Limite de Liquidez, são plásticos e sofrem grandes variações de volume.

Os ensaios de compactação realizados em todas as misturas mostradas na Tabela 7 apresentaram variações de umidade ótima e de massa específica aparente seca. Os resultados podem ser observados no Gráfico 2.

A análise desse gráfico demonstra que a massa específica seca para misturas contendo cal tem seu pico na mistura 60s-30r-8ca-0ci. As misturas contendo 8 %, 12 % e 14 % apresentam valores inferiores de densidade.



Tabela 8 - Parâmetros da Amostra de Solo.

Parâmetros	Resultados
Argila - $\emptyset < 0,002$ mm (%)	69,74
Silte - $0,002$ mm $< \emptyset < 0,06$ mm (%)	26,64
Areia fina - $0,06$ mm $< \emptyset < 0,2$ mm (%)	1,13
Areia média - $0,2$ mm $< \emptyset < 0,6$ mm (%)	1,67
Areia grossa - $0,6$ mm $< \emptyset < 2,0$ mm (%)	0,82
Pedregulho - $2,0$ mm $< \emptyset < 60$ mm (%)	0
LL - Limite de Liquidez (%)	52,8
LP - Limite de Plasticidade (%)	37,3
IP - Índice de Plasticidade (%)	15,5
Peso específico real dos grãos (g/cm^3)	2,91
Classificação Textural	Argila
H.R.B ou A.A.S.H.T.O.	A7-5

O mesmo ocorre para as misturas contendo cimento, que apresentam valor máximo da massa específica aparente seca na composição com 10 % do aglomerante. Esse valor é similar ao da mistura contendo 14 % de cimento, enquanto as demais com esse agente aglomerante apresentaram valores inferiores.

Além disso, é perceptível que todas as misturas em que há presença do cimento obtiveram massa específica aparente seca superiores àquelas com presença de cal.

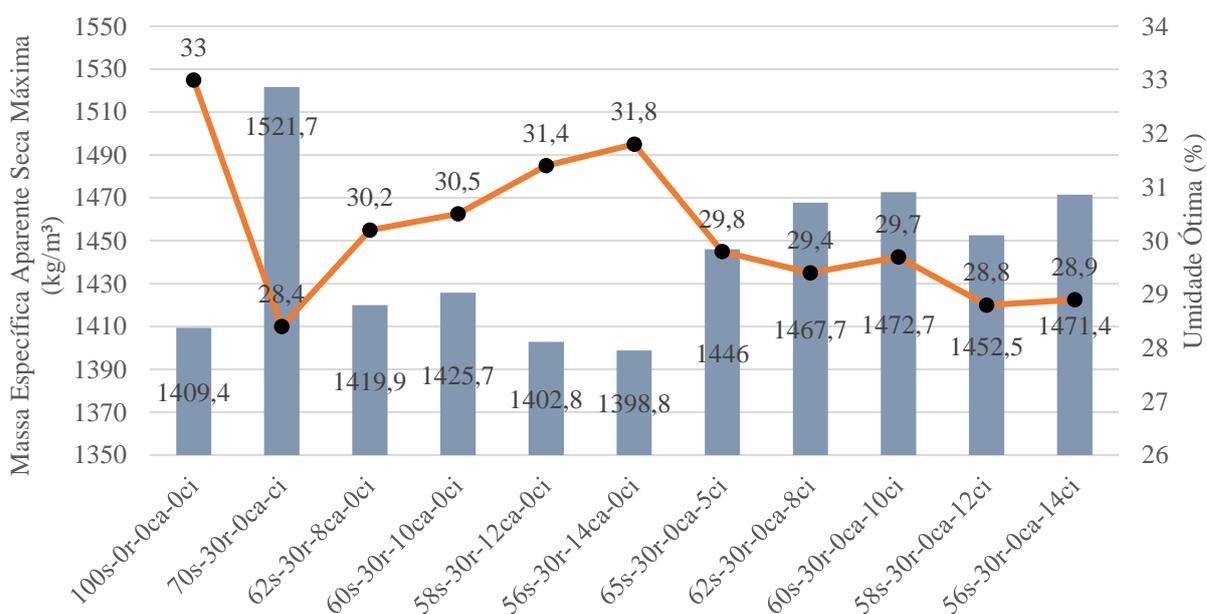
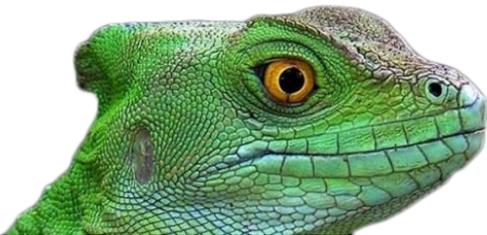


Gráfico 2 - Ensaio de Compactação



Ainda analisando o Gráfico 2, percebe-se que a adição, somente de carbonato de cálcio, provoca redução significativa do teor de umidade ótima, sendo esse o menor valor obtido dentre todas as misturas.

Enquanto isso, a presença da cal demonstrou redução da umidade ótima em relação à do solo natural. Porém, o aumento do teor da cal provoca a elevação dessa umidade ótima. Enquanto isso, a presença de cimento provocou redução da umidade ótima, que se demonstrou constante independente da variação do teor do aglomerante.

A próxima análise refere-se à resistência à compressão simples. Como já mencionado anteriormente, esse valor foi determinado pela média de quatro amostras, excluindo aquelas que se diferissem em 10 % da respectiva média. Além disso, as amostras que não atingiram grau de compactação superior a 95% foram desconsideradas.

No Gráfico 3 é possível identificar os valores obtidos para resistência à compressão simples de cada mistura, para o período de cura de 28 dias.

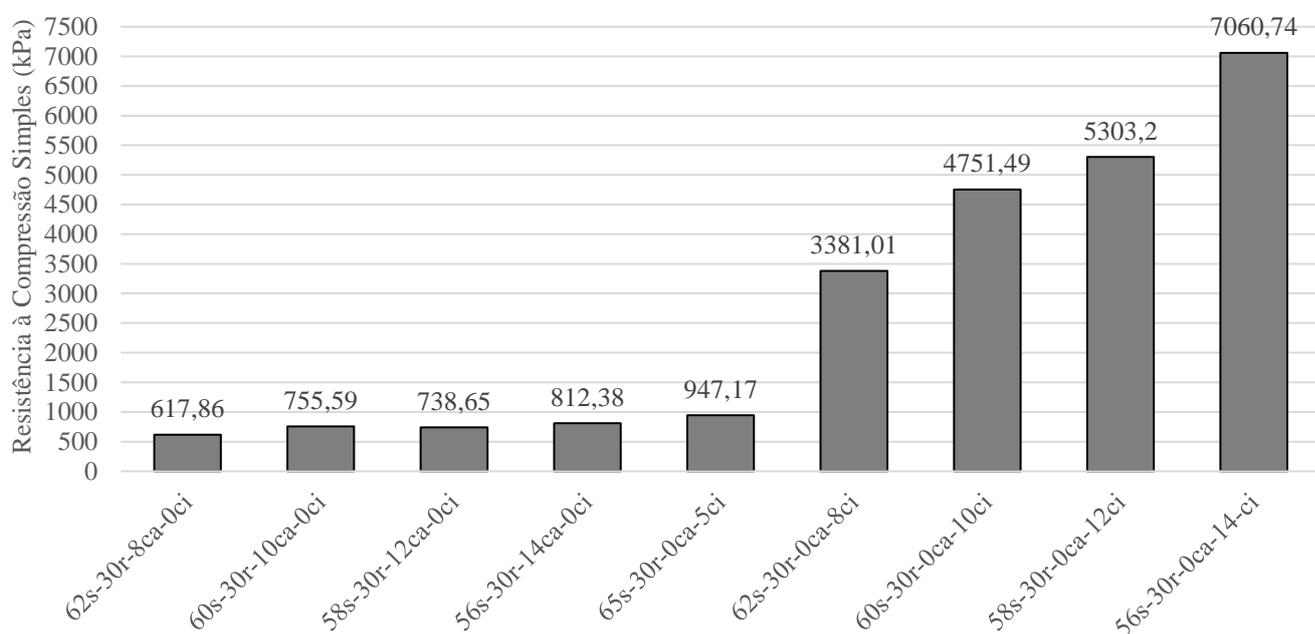


Gráfico 3 - Resistência à Compressão Simples - 28d

Ao analisar o Gráfico 3 é perceptível que o aumento do teor de cal na mistura provoca ganho de resistência à compressão simples. Esse acréscimo é mais evidente ao comparar a composição 62s-30r-8ca-0ci, que apresentou resistência de 617,86 kPa, com a 56s-30r-14ca-0ci, que alcançou resistência de 812,38 kPa, demonstrando, desse modo, ganho de 31,48 %.



Da mesma forma, o aumento do teor de cimento na mistura proporcionou ganho de resistência. Esse, foi de 645 % ao comparar a mistura 65s-30r-0ca-5ci com a mistura 56s-30r-0ca-14ci. Tal crescimento de resistência corresponde aproximadamente a 6,11 MPa.

Além disso, é perceptível que o ganho de resistência possibilitado pelo aumento do teor de cimento foi extremamente superior ao provocado pelo aumento da cal. Desse modo, pode-se afirmar que o cimento apresenta um desempenho superior à cal como agente aglomerante.

Outro ponto de extrema importância, observado ao comparar as resistências obtidas pelas misturas compostas com cal com as obtidas pelas misturas compostas por cimento, é que, a substituição de 5 % de cimento, ocorrida no traço 65s-30r-0ca-5ci, resultou em resistência superior, em torno de 16,5 %, que a obtida pela substituição de 14 % de cal, ocorrida no traço 56s-30r-14ca-0ci.

Por fim, a substituição de 14 % de cimento, realizada na mistura 56s-30r-0ca-14ci, alcançou a resistência de 7,06 MPa, aos 28 dias de cura.

No Gráfico 4 é possível observar as variações ocorridas na resistência em função do período de cura, para misturas que tiveram substituição de solo por cal, somente.

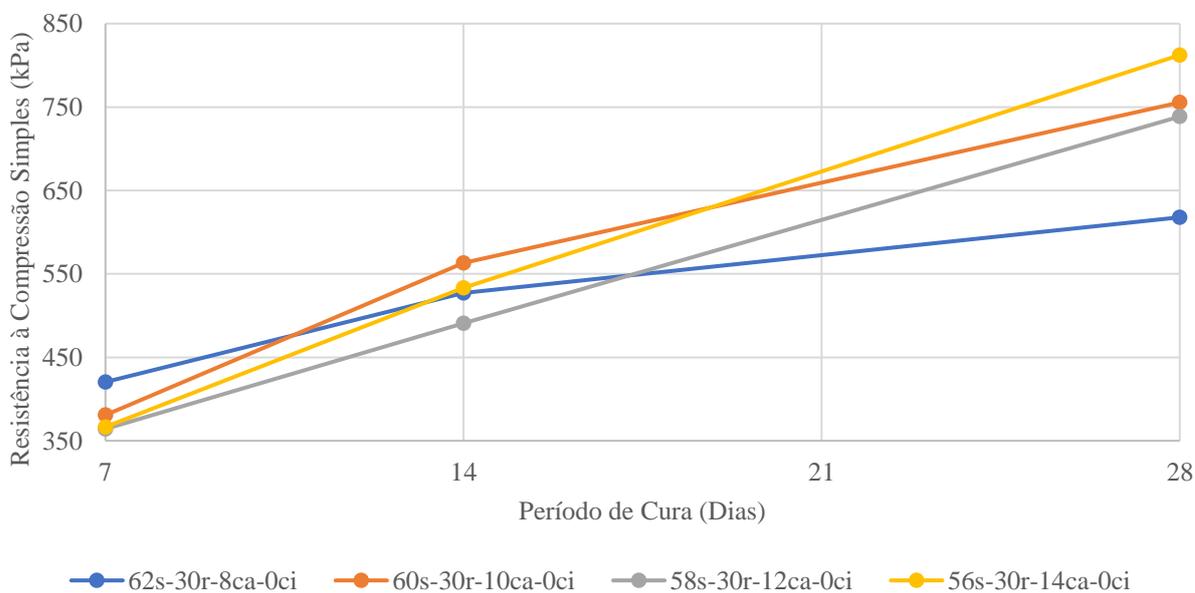
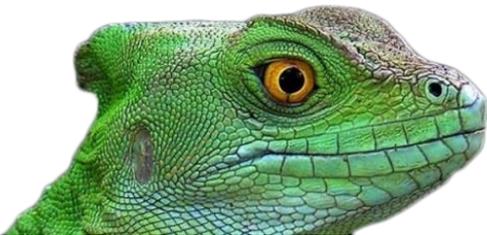


Gráfico 4 - RCS x Período de Cura (Cal)

Nota-se que, com o aumento do período de cura, houve ganho de resistência, similar a um comportamento linear. Desse modo, infere-se que, para períodos mais longos de cura, seria possível obter valores superiores de resistência à compressão simples.



A mistura com 8% de cal manifestou aproximadamente 68% da sua resistência final nos primeiros 7 dias de cura, enquanto as contendo 10% e 12 % de cal apresentaram em torno de 50%. A composição com 14% de cal expressou cerca de 45% da resistência final aos 7 dias de cura. Aos 14 dias de cura obteve-se aproximadamente 85% da resistência final para a mistura com 8% de cal, 75% para 10% de cal e 66% para 12% e 14% de cal.

No Gráfico 5 é possível observar as variações ocorridas na resistência em função do período de cura, para misturas que tiveram substituição de solo por cimento, somente.

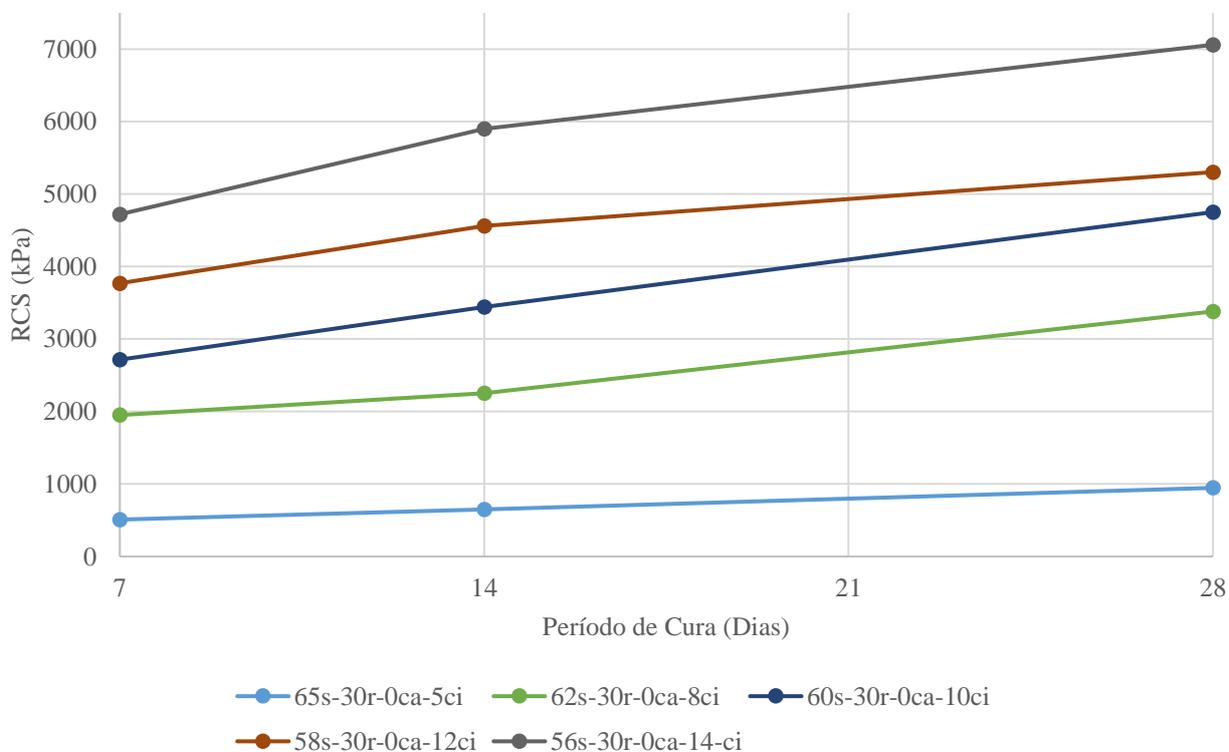


Gráfico 5 - RCS x Período de Cura (Cimento)

Já as misturas contendo cimento manifestaram em torno de 55% da sua resistência final nos primeiros 7 dias de cura, com exceção dos traços com 12% e 14% de cimento, que demonstraram 71% e 66%, respectivamente. Já as misturas contendo 5% e 8% de cimento manifestaram, aos 14 dias de cura, aproximadamente 67% da resistência final, enquanto os traços com 12% e 14% de cimento demonstraram aproximadamente 85%. A mistura com 10% de cimento apresentou 72% da resistência final aos 14 dias de cura.



O Gráfico 6, mostrado abaixo, expressa a absorção, em percentual, obtida por cada um dos traços, aos 28 dias de cura. O valor correspondente foi obtido pela média de 4 amostras, submetidas a imersão durante 24 horas.

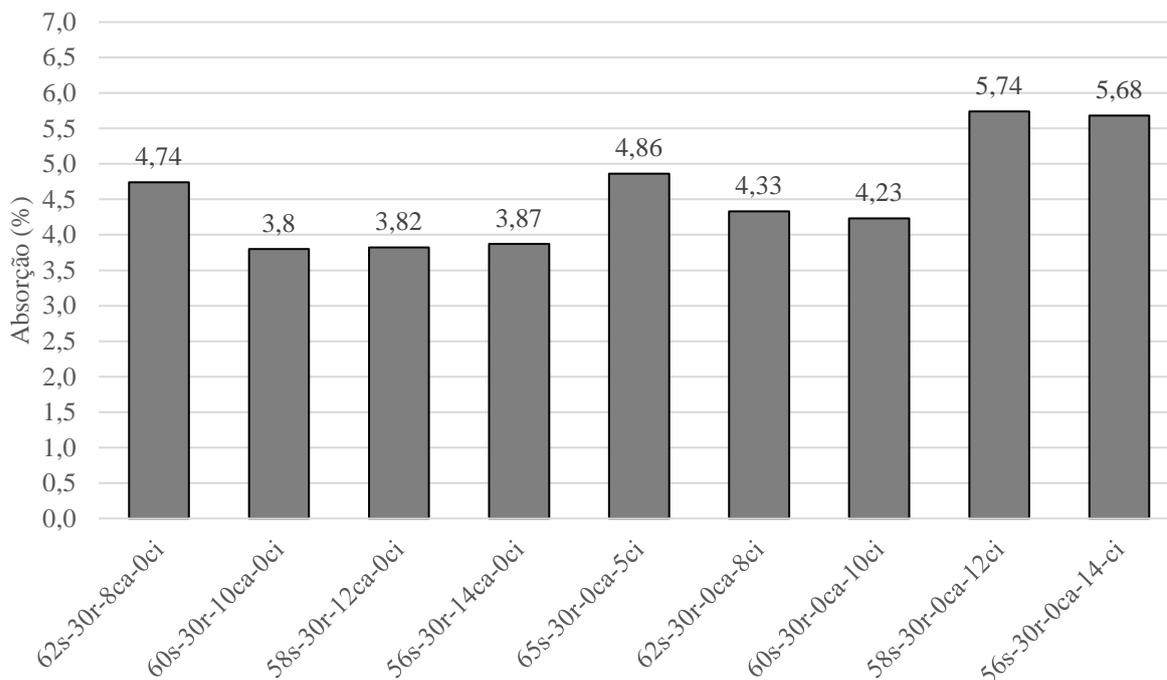


Gráfico 6 – Absorção

A análise permite inferir que a presença do cimento nas misturas expõe valores superiores de absorção, os quais chegaram 5,74 %. Os resultados encontrados demonstram grande capacidade absorvente das misturas, quando comparados a estudos similares já realizados na área.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A partir dos ensaios laboratoriais executados, e das suas respectivas análises, conclui-se:

O aumento do teor, tanto de cal como de cimento, proporciona aumento da resistência à compressão simples. Esse acréscimo demonstra-se mais evidente para os traços com presença de cimento, de modo a alcançar 7,06 MPa para a mistura composta por 56 % de solo, 30 % de carbonato de cálcio e 14 % de cimento.



O cimento proporcionou resistência de 947 kPa quando presente em 5 %, enquanto a cal apresentou 812 kPa quando em 14 % na mistura. Desse modo, o cimento demonstrou ser mais efetivo como agente aglomerante do que a cal.

O período de cura demonstrou ser extremamente importante para que ocorresse ganhos de resistência, a qual demonstrou ter acréscimo linear. Tal fato indica que, para períodos de cura mais longo, haveria continuidade dos ganhos de resistência, principalmente para as misturas em que há presença da cal.

Para todas as misturas foi possível alcançar elevados valores de resistência inicial, os quais apresentaram, aos 7 dias de cura, valores superiores a 45 % da resistência final, aos 28 dias de cura.

Diante disso, a aplicação do carbonato de cálcio em misturas com solo argiloso e agentes aglomerante demonstra ser vantajosa. Os benefícios proporcionados acontecem logo que o resíduo tem seu descarte evitado, reduzindo os danos causados ao meio ambiente. Além disso, a possibilidade de proporcionar melhores físicas e mecânicas ao solo torna o seu emprego viável, auxiliando em obras geotécnicas.

Agradecimentos

Agradeço o apoio financeiro fornecido por meio da bolsa de pesquisa do Programa de Bolsas Universitárias de Santa Catarina – UNIEDU (Art. 171 – FUMDES).

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

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

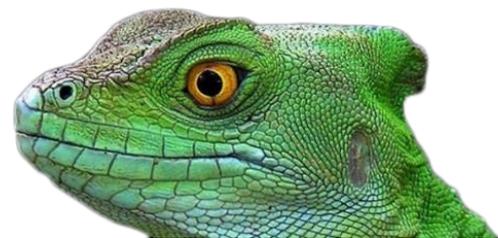
Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2017. NBR 6459. Solo – Determinação do limite de liquidez. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas. 1995. NBR 6502. Rochas e solo. Rio de Janeiro.

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

Associação Brasileira de Normas Técnicas. 2018. NBR 7181. Solo – Análise granulométrica. Rio de Janeiro.

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



- Bracelpa, Associação Brasileira de Celulose e Papel. 2011. Relatório Estatístico 2011/2012. Disponível em: <
http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/bitstream/handle/123456789/7743/Bracelpa-Relatorio_Estatistico-2011.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 04 maio. 2020.
- D'Almeida, Maria Luiza Otero *et al.* 2013. Celulose. Senai, São Paulo, 351p.
- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. 1994. ME 093. Solos – determinação da densidade real. Rio de Janeiro.
- Departamento Nacional de Estradas de Rodagem. 1994. PRO 003. Coleta de amostras deformadas de solo. Rio de Janeiro.
- Machado, Carlos Cardoso *et al.* 2007. Análise técnica e avaliação de trechos experimentais de mistura solo-lama de cal com vistas a aplicações em estradas florestais. Revista *Árvore*, Viçosa, v.31, n.2, p.265-274.
- Molina, Carlos Ernesto Chávez; Parreira, Alexandre Benetti; Fernandes Júnior, José Leomar. 2004. Comportamento mecânico de misturas de resíduo da fabricação de papel e solo para utilização na construção rodoviária. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 12 p.
- Rauschkolb, Guilherme. 2018. Estudo para utilização de resíduo gerado pela fabricação de celulose e papel no melhoramento de solo. Relatório de Estágio Supervisionado II, Graduação em Engenharia Civil, Universidade do Oeste de Santa Catarina, Joaçaba.
- Sartori, Guilherme. 2015. Estudo de estabilização de solos para fins de pavimentação na região de Campo Mourão. Trabalho de Conclusão de Curso, Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica do Paraná, Campo Mourão. Disponível em: <
http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6672/1/CM_COECI_2015_2_13.pdf>. Acesso em: 04 maio. 2020.
- Silva Júnior, Walter Sidronio da. 2010. Estudo para utilização de resíduo da fabricação de papel na construção rodoviária. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Transportes, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 210 p.
- Souza, Guilherme de. 2011. Comportamento mecânico de misturas de resíduos da fabricação de papel e solo da região de Joaçaba/SC para utilização na construção rodoviária. Projeto de Pesquisa, Curso de Engenharia Civil, Universidade do Oeste de Santa Catarina, Joaçaba, 108 p.



GESTÃO INTEGRADO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANO DE MACAÉ – RIO DE JANEIRO E A DESTINAÇÃO DOS RESÍDUOS TRATADOS

| ID 15673 |

1Anna Maria Freire Silva, 2Hélio Gomes Filho

*1Instituto Federal Fluminense- Iff, e-mail: annafreiree@hotmail.com; 2 Instituto Federal Fluminense- Iff, e-mail:
heliogomes58@gmail.com*

| RESUMO |

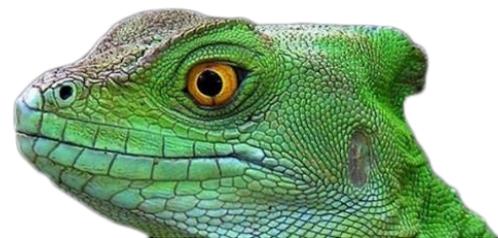
Apresenta-se como principal destinação de resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados na cidade de Macaé, município do estado do Rio de Janeiro, os aterros sanitários. Nesse cenário, este trabalho procurou estudar a gestão do tratamento dos RSU, bem como os projetos já implantados e em curso. Destacou-se que, a cidade, apesar de ser indicada por algum tempo como a Capital Nacional do Petróleo e tendo em suas receitas a apresentação de valores recebidos por esta indicação, tem como em todas as cidades do Brasil problemas relacionados ao tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Algumas soluções são apresentadas pelas Secretarias responsáveis (Meio Ambiente e Serviços Públicos) para o tratamento dos RSU através a projetos já implementados, mas em alguns casos suspensos, os quais tratam seus respectivos resíduos de formas separadas e não relacionadas a uma gestão integrada de tratamento de RSU destacando-se como maior problema o tratamento relacionado aos resíduos de serviços de saúde. A partir de pesquisa e informações obtidas o trabalho apresenta a possibilidade de implantação de tecnologia alternativa e complementares para o tratamento dos resíduos de serviços de saúde como a incineração sendo possível após implementação a geração de energia elétrica.

Palavras-chave: Resíduos; Tratamento.

| INTRODUÇÃO |

Apresenta-se nos dias atuais um consumo excessivo e uma maior procura relacionada a bens materiais, cada vez com tempos de duração mais curtos, sendo este comportamento estimulado pelo comércio e indústrias de consumo. Devemos pensar que mesmo sendo gerados benefícios para consumidores, a partir da inserção dos novos produtos no mercado, este tem consequências graves e preocupantes, indicadas principalmente no esgotamento dos recursos naturais e um aumento dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU).

Ressalta-se que a indicação do consumo e o descarte, elevado e descontrolado, de grande quantidade de materiais relaciona-se o gerenciamento da limpeza urbana como fator agravante e



com grandes incertezas nas cidades brasileiras. Os descartes inadequados dos resíduos sólidos aliados a questões não solucionadas de tratamento destes, apresenta problemas relacionadas a contaminação ambiental e a grande possibilidade de proliferação de vetores de doenças. Destacam-se também os desperdícios de material e de energia já que uma grande parte dos resíduos poderiam sofrer reaproveitamento indicando-se assim geração de renda.

Nos últimos anos, o crescimento da geração de RSU indicam aos órgãos públicos responsáveis uma grande preocupação sob a ótica do tratamento e destinação final dos rejeitos, esta preocupação intensificou-se após o a Lei 12.305 da política nacional dos resíduos sólidos (PNRS) em 02 de agosto de 2010, regulamentada pelo Decreto nº. 7.404/2010 (SOUZA, 2014).

A PNRS apresenta-se com intuito de obrigar as grandes indústrias e centros urbanos a dar destinação adequada a seus resíduos sólidos.

De acordo com Souza (2014), atualmente as organizações responsáveis pela produção podem sofrer pressões sociais por não adotarem, em suas políticas internas, uma postura ambientalmente responsável, sendo estas refletidas a partir de leis ambientais, incentivando a inovação e a transparência, alargando toda economia que conduzirá o progresso rumo à sustentabilidade, podendo assim criar um equilíbrio.

Logo, ratificada a importância do tratamento de RSU, apresenta-se neste artigo informações referentes ao assunto na cidade de Macaé. Macaé é um município brasileiro do estado do Rio de Janeiro, no Brasil, situado a 180 quilômetros a nordeste da capital do Estado. Sua população era de 256.672 habitantes em 2019. Possui uma área total de 1.215.904 km². É conhecida como a *Capital Nacional do Petróleo*.

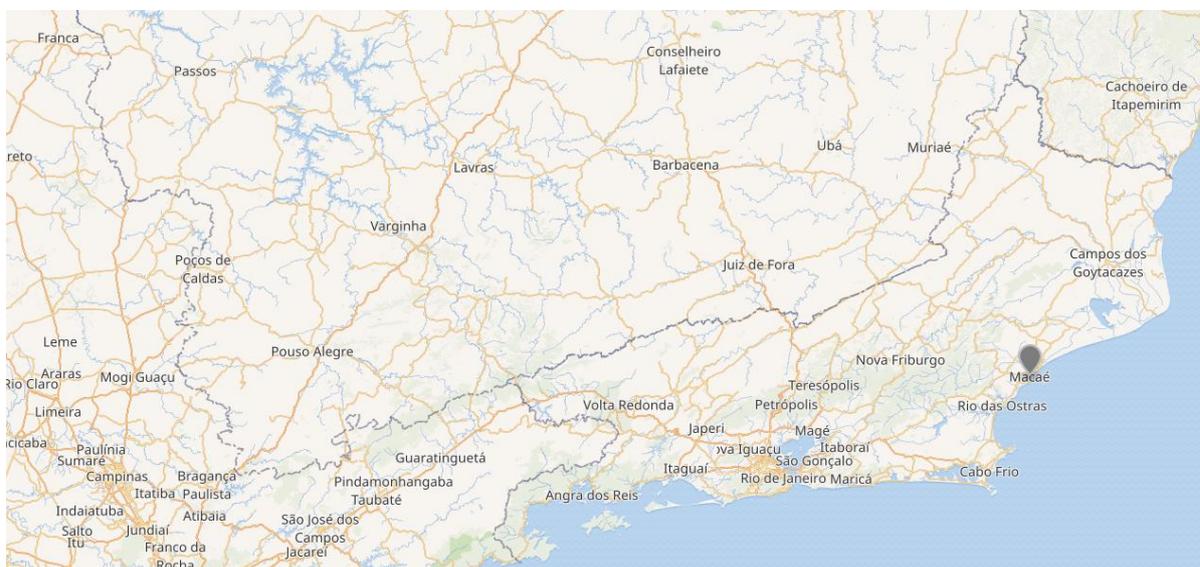


Figura 1 – Localização Geográfica de Macaé, Fonte: Google Maps, 2020



Entendemos a preservação ambiental como componente imprescindível da nossa sociedade, devendo encará-la como um princípio fundamental que qualquer um deve integrar ao seu comportamento e ao seu estilo de vida. Apesar de sabermos que o caminho que nos leva a um desenvolvimento econômico sustentável é difícil, lento e tortuoso, devemos entender que o conceito de sustentabilidade não deve indicar ou apresentar a obrigatoriedade do crescimento econômico e da atividade industrial, mas deve sim estimular a utilização racional dos recursos energéticos e das matérias disponíveis. Por indicação destes motivos o autor apresenta as práticas utilizadas na cidade de Macaé com o objetivo de realizar proposições que possam auxiliar no tratamento dos RSU de forma racional e sustentável.

A partir de conceitos e indicação apresentadas pelos autores citados, podemos afirmar que os termos “implantação de incineração”, “implantação de recuperação e reciclagem de resíduos”, refletem as modernas ambições dessa tecnologia no âmbito dos programas de gestão integrada de resíduos. A cidade de Macaé apresenta tratamentos de RSU relacionados à coleta e reciclagem simples sendo em sua maioria utilizado o aterro sanitário.

As utilizações de incineração eram consideradas fontes de poluição de grandes impactos. Mas, a partir de indicações de normas que apresentam vínculos com a preservação ambiental, as instalações desde seus projetos até a entrega das mesmas, já evoluíram e hoje são apresentadas como meio de prevenção, pois permitem solução para grandes quantidades de lixo.

Na conclusão são apresentadas opiniões do autor sobre as pesquisas realizadas e possíveis soluções/implementação de Unidade de Tratamento de Resíduos a partir de incineração. Ressalta-se que foi utilizado o método Qualitativo, sendo do ponto de vista de sua natureza uma Pesquisa Aplicada, do ponto de vista da forma de abordagem uma Pesquisa Qualitativa e do ponto de vista de seus objetivos uma Pesquisa Exploratória.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O artigo apresenta revisão bibliográfica sobre o tema abordado, informações adicionais sobre as organizações responsáveis pelo tratamento de resíduos da cidade de Macaé – Rio de Janeiro e seus destinos bem como outras entidades relacionadas ao tratamento de RSU na cidade.

As pesquisas de informações apresentadas neste artigo foram obtidas pelo autor através de visitas realizadas a Secretaria de Obras de Macaé, Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade, Secretaria Municipal de Serviços Públicos bem como contatos realizados com profissionais da Prefeitura de Macaé.



A Política Nacional de Resíduos Sólidos na Cidade de Macaé – Município do Estado do Rio de Janeiro

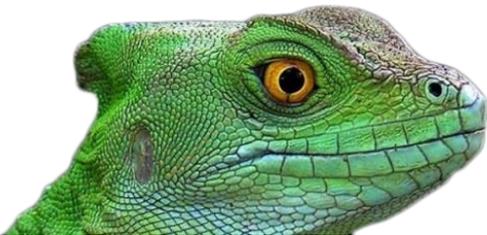
A principal Lei brasileira relacionada a resíduos sólidos é a Lei nº 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). A mesma contém instrumentos importantes para o avanço do País com referência no tratamento dos resíduos não sendo ligada somente aos termos ambientais, mas também nos âmbitos social e econômico.

A Lei apresenta informações sobre a redução de resíduos, indicando práticas de hábitos de consumo sustentáveis e incentivem a reciclagem, a reutilização e o tratamento dos resíduos sólidos, ressaltando importância da disposição ambientalmente correta dos rejeitos. Já na indicação do âmbito social, a lei propicia a inclusão de catadores de materiais recicláveis tanto na Coleta Seletiva, como na Logística Reversa dos resíduos e embalagens.

Em Macaé o tratamento de RSU é realizado pela prefeitura sendo o mesmo tratado a partir do Centro de Tratamento de Resíduos de Macaé (CTR Macaé) onde os resíduos são recebidos sendo realizados tratamentos quanto a sua segregação e destinação. De acordo com a prefeitura a mesma iniciou o desenvolvimento de um novo Aterro Sanitário – através das secretarias de Obras Públicas e de Serviços Públicos, e acompanhamento da Secretaria Municipal de Habitação e da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (MACAÉ, 2019). O novo aterro sanitário tem atividades previstas tais como usina de reciclagem de resíduos sólidos urbanos, unidade de tratamento de resíduos de serviços de saúde (chamado lixo hospitalar) além de estação de tratamento de efluentes líquidos para o tratamento do chorume produzido pelo aterro sanitário.

Em pesquisas realizadas junto à Secretaria Ambiental e de Serviços Públicos foi possível verificar que, atualmente, parte dos resíduos enviados ao CTR Macaé vem sendo segregados antecipadamente a partir de indicação dos processos de triagem (plásticos, metais, vidro e papel/papelão) sendo estes posteriormente tratados e destinados aos projetos já implementados na cidade. Os resíduos de serviços de saúde são segregados, antecipadamente, pelo Hospital Público de Macaé (HPM) e enviados ao CTR Macaé de duas formas, resíduos não contaminantes e resíduos contaminantes tratados. Para os casos de resíduos contaminantes tratados, estes sofrem “descontaminação” a partir do tratamento térmico por autoclavagem. A autoclavagem é um tratamento térmico que consiste em manter o material contaminado a uma temperatura elevada, através do contato com vapor de água e sob pressão durante tempo suficiente para destruir todos os agentes patogênicos (BRASIL, 2020).

De acordo com o HPM os resíduos indicados para o tratamento de autoclavagem têm como exemplos culturas de microrganismos, resíduos de laboratório de organismos geneticamente



modificados e instrumentais contaminados; resíduos resultantes de atividades de vacinação com microrganismos vivos ou atenuados; meios de cultura e instrumentais utilizados para transferência, inoculação ou mistura de culturas dentre outros. Não foi possível verificar a eficácia do referido tratamento sendo revisitada a área de destinação dos resíduos (CTR Macaé).

Observa-se na figura 2 que a parte de “coletas seletivas” e triagem (cooperativa) fazem parte de um processo Central de Tratamento de Resíduos.

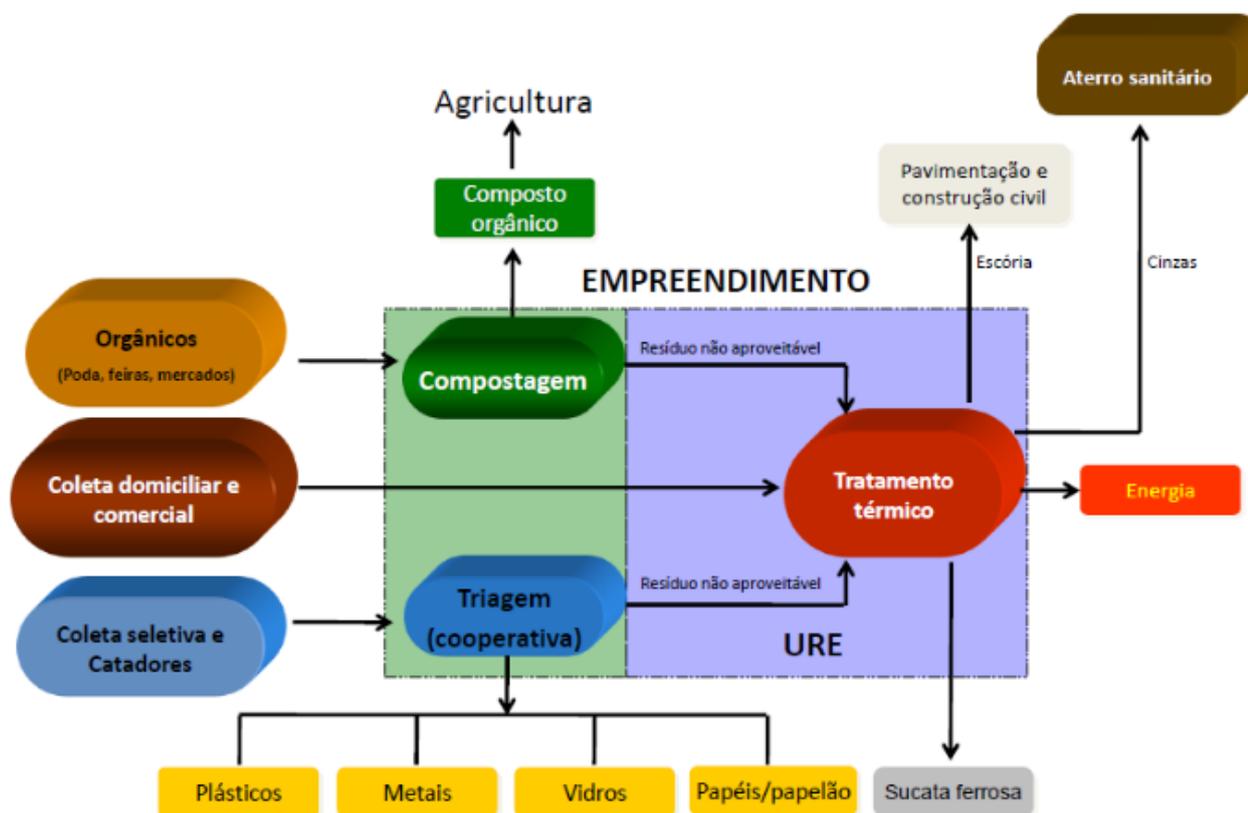


Figura 2 – Central de Tratamento de Resíduos, Fonte: BOLOGNESI, 2011

Tochetto (2005), apresenta como objetivos do tratamento térmico: destruir os componentes orgânicos, reduzir o volume dos resíduos e diminuir a geração de resíduos sólidos tóxicos em lixões e nos afluentes. Para Engebio (2010), no processo de tratamento térmico são gerados gases caloríficos (quantidade de energia por massa), podendo atribuir como fonte de energia. Um dos tipos de processos de tratamento térmico é o de incineração. O tipo desejado depende do resíduo gerado após a queima, que pode ser desde cinza, gás de síntese, “pedra” vitrificada e até escória.

As informações obtidas, em nova visita ao CTR Macaé, indicaram que os resíduos citados (resíduos de serviços de saúde) ao serem recebidos são indicados para “queima” em recipientes inadequados não sendo utilizado o processo de incineração. Cabe ressaltar que a “queima” simples



destes resíduos podem não estar atendendo a legislação e enviando ao meio ambiente (atmosfera) resíduos tóxicos (fumaça contaminada). Neste contexto aplica-se a possibilidade de criação e desenvolvimento de um centro de tratamento composto pelo processo de incineração para o novo Aterro Sanitário. Apesar de ser percebido alguns pontos circos a serem tratados, sob a ótica da política de tratamento de resíduos, Macaé apresenta algumas ações relacionadas a gestão destes e ações já implementadas.

A Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e Ações Propostas pela Prefeitura de Macaé

Podemos entender a gestão de resíduos como a adoção de um conjunto de ações adequadas nas etapas de coleta, armazenamento, transporte, tratamento, destinação final e disposição final, tendo como objetivo a diminuição da produção de resíduos, visando à preservação da saúde pública e a qualidade do meio ambiente.

Um dos pontos importantes a serem tratados na gestão integrada dos resíduos sólidos é a chamada educação ambiental. De acordo com pesquisas realizadas junto a Secretaria de Educação de Macaé, a educação ambiental está cada vez mais integrada ao ensino municipal. Plantar, colher e conhecer a importância de frutas, verduras e legumes faz parte das práticas ambientais em alguns espaços escolares e do dia a dia de alunos. De acordo com o secretário de Educação, Guto Garcia, o contato com a natureza faz com que as crianças e jovens vejam as consequências das ações humanas no ambiente e aprendam a ter uma postura adequada quanto ao ambiente. (MACAÉ, online, 2017)



Figura 3 – Educação Ambiental nas Escolas, Fonte: MACAÉ, online, 2017

De acordo com a Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade de Macaé (Sema) esta tem entre seus principais objetivos disseminar entre a população a consciência da necessidade diária da



preservação do meio ambiente orientando em todas as formas a busca de desenvolvimento sustentável da cidade, estado e país. A prefeitura de Macaé indica que é realizada a capacitação e qualificação de sua população a través de projetos e atividades relacionadas a preservação do meio ambiente. Apresenta-se como missão da Sema “apoiar o exercício da cidadania na elaboração e execução de políticas públicas, por meio da participação dos cidadãos na gestão dos recursos ambientais e nas decisões que afetam a qualidade do meio ambiente” e como propósitos “criar condições para a participação social de forma permanente, responsável e politizada nos processos de decisão sobre o acesso e uso dos recursos ambientais; realizar processos educativos com grupos sociais diretamente afetados pelas atividades de gestão ambiental, para que possam exercer o controle social da qualidade do ambiente no qual estão inseridos, como unidades de conservação, obras de saneamento e dragagem e no processo de licenciamento ambiental.”(MACAÉ, online, 2020)

Outro ponto importante a ser tratado na área de gestão integrada é a coleta seletiva. Barros (2016) apresenta informações que indicam que a coleta seletiva é um ponto importante que auxilia no desempenho da gestão do RSU e, também, um ponto fundamental para que o objetivo final da disposição dos resíduos seja realizado corretamente. Este processo tem como objetivo principal o direcionamento e segregação dos resíduos no ponto de origem e a realização de coleta dos materiais separadamente. Indica-se neste caso como uma forma de simples e eficiente de tratamento aplicado ao resíduo, que seja na separação dos materiais no início do processo, com observação para a classificação em orgânicos e inorgânicos, e na sequência a disponibilidade para a coleta.

Em 2010 a Prefeitura de Macaé implantou, através da Secretaria Municipal de Serviços Públicos (Semusp) o Projeto Coleta Seletiva de Lixo (MACAÉ, 2010) onde indicava como meta o atendimento de todo o município até o final de 2011. De acordo com o secretário (na época) de Serviços Públicos, George Jardim, destacava a importância da implantação do referido projeto com indicação primordial para a prefeitura começando por bairros de maiores populações. Seriam instalados coletores para papel/papelão (azul), plástico (vermelho), metal (amarelo) e vidro (verde) em pontos estratégicos do bairro. Indicava-se ainda, no momento, que a coleta dos resíduos não recicláveis (como papel sujo, fraldas descartáveis, cascas e restos de comida) continuava normalmente.



Figura 4 – Projeto Coleta Seletiva de Lixo, Fonte: MACAÉ, 2010

O secretário de Serviços Públicos informava que a partir da implantação do Projeto “Coleta Seletiva” seria possível identificar qual a redução no volume diário transferido para o Aterro Sanitário, localizado a época no Trevo dos 40 (estrada que liga Macaé a cidade de Campos dos Goytacazes). Informações destacavam que o segundo bairro a ser atendido seria o Mirante da Lagoa, localizado as margens da Lagoa de Imboassica (com uma área de 5 quilômetros quadrados, fazendo limite com o município de Rio das Ostras e está a 11,5 quilômetros do centro da cidade de Macaé), onde grande parte dos moradores são de classe média-alta

Notícia veiculada pelo jornal local O Debate (2017) apresentava a suspensão do serviço de coleta seletiva de lixo, prestado pela prefeitura, no bairro Mirante da Lagoa. De acordo com moradores “a coleta seletiva teria sido suspensa em 2015 e nunca mais voltou a ser feita. Não sendo indicado o motivo do ocorrido e não sendo apresentada informações. Indicado pelos moradores que ocorria somente o recolhimento do lixo normal três vezes por semana” (DEBATE, online, 2017). A partir de informações coletas foi observado que o mesmo ocorreu na Praia do Pecado - continuação da Praia dos Cavaleiros até encontrar-se com a Lagoa de Imboassica, já no limite com o município de Rio das Ostras, ideal para o surfe e para o *bodyboard*, sendo muito procurada também para a prática de pesca de mergulho e pesca de linha. De acordo com relato de moradores, na época, era uma maneira de ajudar o meio ambiente e também quem vive do reaproveitamento desses resíduos.



Figura 5 – Praia do Pecado, Fonte: DEBATE, online, 2017

De acordo com o publicado na Lei 12.305/2010, em seu artigo 35, determina-se que a partir do momento em que seja implantado um sistema de coleta seletiva, os consumidores e usuários devem atender a dois requisitos: acondicionar de modo adequado e de maneira específica os resíduos sólidos produzidos e destinados à coleta seletiva e disponibilizar de forma correta os resíduos sólidos com potencial para reutilização e reciclagem para a coleta ou devolução (BRASIL, online, 2010). Portanto a coleta seletiva é motivadora e facilitadora com base no artigo 35 da Lei 12.305/2010, que dispõe das obrigações dos consumidores, a partir de implantação do sistema de coleta seletiva, realizado pelo município, como proposta do plano municipal de gestão de resíduos sólidos.

A partir de iniciativa entre a empresa Macaense Ambiental Offshore e a Prefeitura de Macaé (O DEBATE, online, 2018) foi implantado novo projeto de coleta de seletiva nas praias da cidade, sendo incluída neste novo projeto a Praia do Pecado, anteriormente com a coleta seletiva não ocorrida. O projeto visava conscientizar a população sobre os riscos e danos que o ato de descarte incorreto de resíduos, em épocas de grande fluxo na cidade, pode gerar ao meio ambiente, sendo instalados coletores nas praias do Pecado e Cavaleiros (localizada no bairro de mesmo nome, reduto dos principais restaurantes e onde realizam-se as competições esportivas do FestVerão – com a presença de milhares de pessoas diariamente durante o evento). Ao todo foram instaladas 60 lixeiras (30 em cada praia) de 200 litros, identificadas com cores diferentes, sendo disponibilizadas em pontos estratégicos. Através delas, seria feito um estudo para saber a quantidade de resíduos coletados diariamente.



Figura 6 – Projeto Coleta Seletiva de Lixo nas Praias, Fonte: O DEBATE, 2018

Em outubro de 2018 a cidade de Macaé apresentou seus dados a partir de notícia veiculada onde indicava-se o registro que “entre o ano de 2014 até o mês de julho de 2018, 2.905 toneladas de pneus, 26.711 litros de óleo vegetal, 13.259 quilos de resíduos eletroeletrônicos e 24.912 lâmpadas fluorescentes” (MACAÉ, online, 2018), foram enviadas para reciclagem e destinação ambientalmente adequada. De acordo com informações relacionadas a cidade dispõe de programas de ações como Recicle seu Óleo (figura 7), de Coleta de Óleo Vegetal Usado; de Coleta de Resíduos Eletroeletrônicos; de Coleta de Pneus e Operação Papa-lâmpadas: coleta de Lâmpadas Fluorescentes sendo estes os responsáveis pela indicação dos números apresentados.



Figura 7 – Coleta Seletiva de Óleo, Fonte: MACAÉ, 2018

Como exemplo destacado acima a Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade de Macaé (Sema) oferece alternativas de destinação para alguns tipos de resíduos sólidos, orientando sobre os danos ao meio ambiente e à saúde relacionados ao descarte incorreto desses resíduos, até que fabricantes, importadores, distribuidores e comerciantes implementem a logística reversa, a Sema possui programas e ações de destinação de resíduos especiais - que por seu volume, peso, grau de



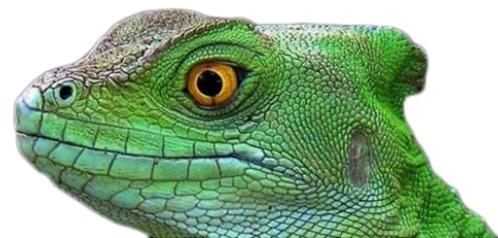
periculosidade ou degradabilidade, requerem procedimentos especiais para o seu manejo e destinação, considerando os impactos negativos e os riscos à saúde e ao meio ambiente.

O projeto Recicle seu Óleo trabalha em parceria com o PROVE - Programa de Reaproveitamento de Óleos Vegetais do Estado do Rio de Janeiro, sendo recebido pela Secretaria de Ambiente óleo vegetal em garrafa PET em 12 pontos de entrega voluntária. Todo material coletado é encaminhado para reciclagem, sendo usado como matéria-prima na produção de sabão, detergente e de fontes de energia alternativas, como o biodiesel.

A partir do crescimento da logística no mundo inteiro, uma área vem ganhando cada vez mais mercado são os processos de logística reversa. Cabe ressaltar que as organizações vêm se preocupando com o processo inverso dos seus produtos de pós-consumo e este vem se destacando principalmente com questões relacionadas ao meio ambiente. O processo de logística reversa já é utilizado a bastante tempo, porém não era acompanhado com a importância que deveria. Podemos indicar alguns exemplos desta atividade como exemplo o botijão de gás de cozinha, o recipiente de água mineral e a coleta de lixo orgânico e reciclável. De acordo com Tochetto (2005), a logística reversa pode ser entendida como área que trata dos aspectos de retornos de produtos, embalagens ou materiais ao seu local de origem de produção.

Relacionado ao tratamento de resíduos eletrônicos e a logística reversa dos mesmos a empresa Nova Recicle Logística Reversa apresenta seus serviços na cidade de Macaé indicando o atendimento às reais necessidades de seus clientes, destacando-se no setor de Reciclagem de Lixo Eletrônico não somente Reciclagem de Componentes Eletrônicos, Resíduos Eletrônicos Não Perigosos, Reciclagem de Materiais Eletrônicos, Coleta de Resíduos Eletrônicos em Universidades e Resíduos Eletrônicos, mas principalmente, Logística Reversa. A empresa indica parcerias para coletas destes tipos de resíduos e tratamento dos mesmos.

Outra atividade verificada referente a logística reversa foi observada a partir do Programa Municipal de Coleta e Destinação de Pneus Inservíveis (MACAÉ, 2019) desenvolvido pela Sema em parceria com a Reciclanip (uma entidade sem fins lucrativos criada pelos fabricantes de pneus novos, por meio da ANIP - Associação Nacional da Indústria de Pneumáticos) os quais estabeleceram um convênio de cooperação mútua com o objetivo de desenvolver ações conjuntas e integradas, visando a proteção do meio ambiente. No primeiro trimestre de 2019 foram indicados para a reciclagem 63 toneladas de pneus inservíveis e em 2018, foram coletados e encaminhados para reciclagem 207 toneladas de pneus. De acordo com a prefeitura “a Secretaria de Ambiente utiliza o caminhão Papa-Pneus que faz o recolhimento de pneus inservíveis em aproximadamente 70 borrhacharias do município, semanalmente, seguindo as rotas centro, norte, sul e serra, além de atender demandas de coleta fora da rota, como empresas, terrenos e residências.” (MACAÉ, 2019)



No Programa Municipal de Coleta e Destinação de Pneus Inservíveis, todos os pneus coletados são armazenados, temporariamente, no Galpão Barreto para indicação de volume necessário para retirada dos pneus pela Reciclanip. Informações disponibilizadas pela Sema indicam que atualmente, a principal destinação dada aos pneus é o co-processamento: pelo seu alto poder calorífico, cerca de 70% dos pneus inservíveis são utilizados como combustível alternativo em fornos de cimenteiras, em substituição ao coque de petróleo.



Figura 8 – Armazenamento de Pneus no Galpão Barreto, Fonte: MACAÉ, 2018

A Lei nº 12.305/2010 sugere que “todas as pessoas física ou jurídica, de direito público ou privado, responsáveis, direta ou indiretamente, pela geração de resíduos sólidos, que desenvolvam ações relacionadas à gestão integrada ou ao gerenciamento de resíduos sólidos” (BARTHOLOMEU et al., 2011, p. 23). Podemos afirmar, a partir de informações descritas na lei, que a PNRS relaciona instrumentos, metas e ações, com o foco na gestão integrada e no gerenciamento ambiental para os resíduos sólidos como exemplo a coleta seletiva.

A partir de pesquisas realizadas foi possível verificar que existem, na cidade de Macaé, projetos relacionados ao tratamento de RSU sendo alguns ainda ativos e sendo executados pelas respectivas Secretaria responsáveis pelo Meio Ambiente e Serviços Públicos. Cabe ressaltar que alguns pontos devem ser revistos, principalmente o ponto relacionado ao tratamento de resíduos de serviços hospitalares. Referente a este tratamento não foram encontrados dados sobre a gestão e tratamento de forma eficaz para os mesmos.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Apesar da cidade de Macaé ter projetos relacionados ao tratamento de RSU nota-se que a opção de destinação mais comum adotada é o aterro sanitário, tomando-se como base para tal indicação, a



criação de um segundo aterro sanitário na cidade. Talvez a decisão esteja baseada no fato dos aterros sanitários se apresentarem com baixos custos e por disponibilidade de áreas, em alguns momentos com pensamentos equivocados de grande disponibilidade de áreas. Não obstante ratifica-se a execução de práticas operacionais inadequadas, nos aterros sanitários, com possibilidades de grandes potenciais de poluição.

Observado a partir de consultas realizadas bem como pesquisas que o tratamento de RSU na cidade de Macaé pontos positivos relacionados ao tratamento de alguns tipos de resíduos como Recicle seu Óleo, de Coleta de Óleo Vegetal Usado; de Coleta de Resíduos Eletroeletrônicos; de Coleta de Pneus e coleta de Lâmpadas Fluorescentes mesmo que estes em alguns momentos estejam fora de operação (suspensos) ou questionados em sua divulgação.

Ratifica-se que uma boa gestão ou processo integrado de tratamento de RSU deve ser composto por principais pontos como exemplo triagem (apresentado neste artigo sendo realizado pelo CTR Macaé), compostagem (não sendo encontrado dados referentes a este item na cidade), aterro sanitário (conforme apresentado sendo disponibilizado o segundo na cidade), coleta seletiva (alguns projetos apresentados e indicados pelas secretarias responsáveis) e tratamento térmico (exemplo utilizado para os resíduos de serviços de saúde).

Preocupa a indicação do tratamento referente a resíduos de serviços de saúde onde não foi possível verificar a eficiência e efetividade destes tratamentos. Não foram encontrados dados ou informações sobre o tratamento de “queima” realizados pelos responsáveis ou o correto descarte destes tipos de resíduos. A partir dos estudos realizados e do exposto indica-se a possibilidade de desenvolvimento de um processo de incineração para a cidade de Macaé em atendimento ao tratamento dos resíduos de serviços de saúde.

A incineração (figura 9) utiliza em seu processo o oxigênio podendo alcançar temperatura média de 950 °C e os gases cerca de 1000 °C, tornando a sua aplicação eficaz na maioria dos casos no processo de tratamento de resíduo sólido (BARTHOLOMEU et al., 2011). Para Tochetto (2005), o uso de oxigênio alcança temperatura superior a 1000°C, o que possibilita a decomposição da matéria orgânica, alterando seu estado físico, químico e biológico, resultado na “inertização” do material em forma de cinzas.

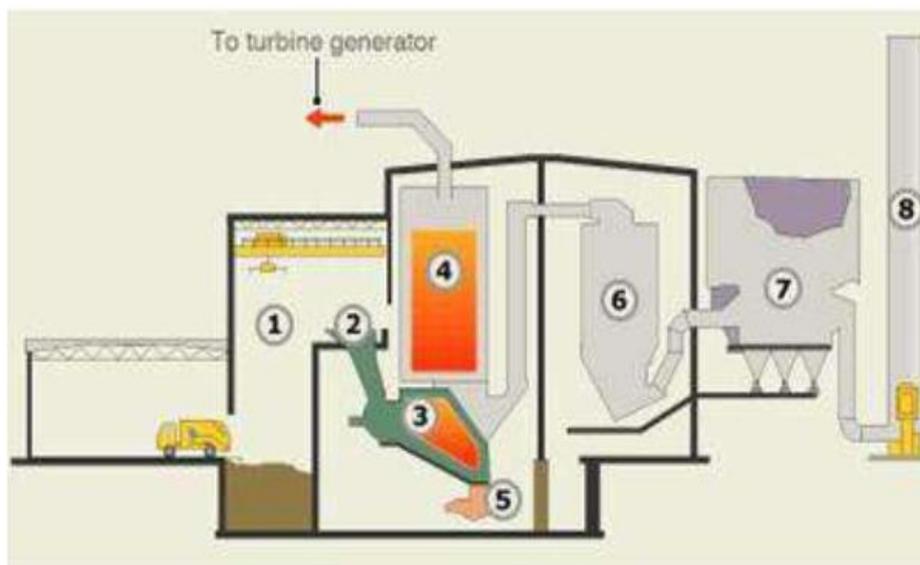
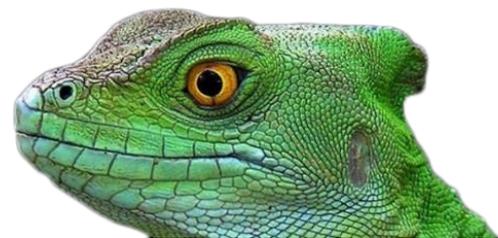


Figura 9 – Incineração, Fonte: SOUZA, 2011

O processo de tratamento de RSU por incineração poderia auxiliar no tratamento dos resíduos indicados, conforme observado transformando-os em resíduos inertes sem causar danos ao meio ambiente. Cabe ressaltar que usinas de incineração podem gerar entre 400 e 700 kWh por tonelada de RSU processadas o que pode ser utilizado em demais processos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- BAPTISTA, V. F. As políticas públicas de coleta seletiva no município do Rio de Janeiro: onde e como estão as cooperativas de catadores de materiais recicláveis? Revista de Administração Pública, Rio de Janeiro, v. 49, n. 1, p. 141-164, jan./fev. 2015.
- BARTHOLOMEU, D. B. et al. Logística ambiental: de resíduos sólidos. São Paulo: Atlas S.A., 2011. 250 p.
- BARROS, R. T. de V. Elementos de gestão de resíduos sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 2016.
- BRASIL. Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 2 de Ago.de 2010.
- BRASIL, MINISTÉRIO DA SAÚDE – Biblioteca Virtual em Saúde, Governo do Brasil, <http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/classificacao_risco_agentes_biol%C3%B3gicos>. Acesso em: 15 Jan. 2020
- BOLOGNESI, A., Tecnologia para tratamento térmico e recuperação energética de resíduos sólidos urbanos, Apresentação em Simpósio de Aproveitamento Energético dos Resíduos Urbanos, FIESP – 20 de Julho de 2011



ENGEBIO. Estado da arte do tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica. 2. ed. Minas Gerais: Feam, 2010. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/feam/relatorio_1_estado_da_arte_do_tratamento_termico.pdf>. Acesso em: 08 nov. 2019.

MACAÉ, 2010, Secretaria Municipal de Serviços Públicos da Prefeitura Municipal de Macaé (Semusp) – Macaé implanta Projeto Coleta Seletiva de Lixo, Disponível em: <<http://www.macaerj.gov.br/servicospublicos/leitura/noticia/macaer-implanta-projeto-coleta-seletiva-de-lixo>>. Acesso em: 22 abr. 2020.

MACAÉ, 2017, Secretaria de Educação da Prefeitura Municipal de Macaé (Seduc) – Rede Municipal investe na educação ambiental, Disponível em: <<http://macaerj.gov.br/semec/leitura/noticia/rede-municipal-investe-na-educacao-ambiental#prettyPhoto>>. Acesso em: 08 mai. 2020.

MACAÉ, 2018, Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade da Prefeitura Municipal de Macaé (Sema) – Macaé estimula reaproveitamento de resíduos sólidos, Disponível em: <<http://www.macaerj.gov.br/noticias/leitura/noticia/macaer-estimula-reaproveitamento-de-residuos-solidos>>. Acesso em: 24 abr. 2020.

MACAÉ, 2020, Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade da Prefeitura Municipal de Macaé (Sema) – Institucional, Disponível em: <<http://www.macaerj.gov.br/sema/conteudo?id=2542>>. Acesso em: 08 mai. 2020.

MACAÉ, 2019, Secretaria de Ambiente e Sustentabilidade da Prefeitura Municipal de Macaé (Sema) – Prefeitura coleta 63t de pneus inservíveis no primeiro trimestre, Disponível em: <<http://macaerj.gov.br/noticias/leitura/noticia/prefeitura-coleta-63t-de-pneus-inserviveis-no-primeiro-trimestre>>. Acesso em: 25 abr. 2020.

O DEBATE, 2017, ODEBATEON – Meio Ambiente: Coleta seletiva segue suspensa em Macaé, Disponível em: <<https://odebateon.com.br/site/noticia/detalhe/38763/meio-ambiente-coleta-seletiva-segue-suspensa-em-macaer>>. Acesso em: 25 abr. 2020.

O DEBATE, 2018, ODEBATEON – Projeto leva coleta seletiva às praias do Pecado e Cavaleiros, Disponível em: <<https://odebateon.com.br/site/noticia/detalhe/41028/projeto-leva-coleta-seletiva-as-praias-do-pecado-e-cavaleiros>>. Acesso em: 25 abr. 2020.

SOUZA, M. F. . Organizações produtivas: organizações produtivas. 2014. 33 f. Monografia (Especialização) - Curso de Organizações Produtivas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. Cap. 1. Disponível em: <http://200.144.182.130/iee/sites/default/files/Mayra_Ferrari_de_Souza.pdf>. Acesso em: 15 nov. 2019.

TOCCHETTO, M. R. L. Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais. 2005. 97 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química Industrial, Química – Ccne, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005. Cap. 42. Disponível em: <<http://www.blogdocancado.com/wp-content/uploads/2012/04/gerenciamento-de-residuos-solidosindustriais.pdf>>. Acesso em: 20 nov. 2019.



ANÁLISE MICROBIOLÓGICA DE SOLO COM APLICAÇÃO DE BAGAÇO DE LARANJA EM DIFERENTES CONCENTRAÇÕES

| ID 15698 |

1Giovana Lazzaretti, 2Laura Regina da Silva, 3Mateus Artur Huther, 4Guilherme Fortes, 5Fabio Santos Rangel Junior, 6Marcia Matsuoka Rosa, 7Nilton Cesar Mantovani, 8Hilda Hildebrand Soriani

1Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-mail: giuvalazzaretti@hotmail.com;

2Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-mail:

laurareginadasilvaschmitt@gmail.com; 3Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen,

e-mail: mateus-artur@hotmail.com; 4Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-

mail: guilhermefortes17@hotmail.com; 5Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen,

e-mail: fabiorangeleng@gmail.com; 6Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-

mail: marciamatsuoka@yahoo.com.br; 7Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-

mail: mantovani.nilton@gmail.com; 8Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e-

mail: hildasoriani@gmail.com

| RESUMO |

O suco de laranja possui grande importância na exportação brasileira e com o aumento no consumo de produtos naturais houve um incremento na produção de frutas e conseqüentemente o desenvolvimento de indústrias de suco. Porém, estas indústrias geram grande quantidade de resíduos, que podem ser aproveitados. Este trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade microbiológica de solo de mata nativa com aplicação de resíduo proveniente do processamento da laranja em diferentes concentrações. O solo utilizado foi coletado em área de mata nativa na camada de 0-20 cm, pertencente à Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen, e o resíduo de laranja foi coletado na Indústria de Sucos do Alto Uruguai (ISAU), localizada no município de Liberato Salzano-RS. O experimento foi constituído de cinco concentrações de resíduo e três tempos de coleta, com quatro repetições, sendo o tratamento testemunha constituído apenas por solo, sem a adição de bagaço, e os demais tratamentos com adição de 20, 40, 60 e 80% de bagaço adicionado ao solo (v/v) em três tempos de coleta diferentes: aos 0, 60 e 120 dias após a instalação do experimento (DAI). Os tratamentos foram acondicionados em vasos plásticos de 5L, em um sistema fechado e umedecido e homogeneizado periodicamente, ficando dispostos em casa de vegetação com temperatura controlada (25 ± 1 °C) durante 120 dias. As amostras coletadas foram armazenadas em geladeira a 4 °C até o momento da análise. As variáveis analisadas foram: a respiração basal (RB), a biomassa microbiana (BMS) e o quociente metabólico (qCO_2). O qCO_2 foi determinado através da relação entre a BMS e a RB. A análise dos dados foi realizada utilizando o programa estatístico SISVAR, com análise de regressão para as diferentes concentrações de resíduo e teste Tukey para os tempos de coleta. Para a primeira coleta, a RB apresentou ajuste linear dos dados, indicando que quanto maior a concentração de resíduo adicionado ao solo, maior a atividade respiratória, enquanto que para os dados da segunda coleta houve ajuste quadrático, e a terceira coleta apresentou ajuste linear dos dados, demonstrando que quanto maior a concentração de resíduo maior a respiração basal. Comparando-se o controle (100% solo) com o tratamento referente a 80% de resíduo, obteve-se acréscimos na RB de 2172%, 648% e de 524% na primeira, segunda e terceira coleta respectivamente. Para a variável BMS houve ajuste quadrático dos dados para a primeira coleta, enquanto as demais coletas não apresentaram ajuste e, comparando-se o controle (100% solo) com o tratamento referente à maior porcentagem de resíduo adicionado ao solo (80%), houve um aumento de 2643% na primeira coleta e 228% na segunda. Já na terceira coleta o tratamento que



apresentou maior acréscimo foi o tratamento com 60% de resíduo adicionado ao solo. Para o qCO_2 , a primeira coleta apresentou valor de qCO_2 mais elevado que as demais, indicando que a medida que o tempo foi passando e houve uma redução de material orgânico por degradação microbiana, ocorreu por consequência a estabilização do composto formado pelo solo+resíduo. Conclui-se que logo após a adição de diferentes concentrações de resíduo da indústria de suco de laranja ao solo, houve um aumento significativo da atividade microbiana (RB) do solo e sua população (BMS), e que na primeira coleta, as maiores concentrações de resíduo aplicado ao solo promoveram maiores acréscimos tanto para a respiração basal quanto para a biomassa microbiana. O qCO_2 foi reduzido com o passar do tempo, atingindo valores próximos ao controle já aos 60 DAI, demonstrando assim a estabilização do composto gerado pela adição de resíduo ao solo.

Palavras-chave: Biomassa microbiana; Respiração basal; Resíduo orgânico.

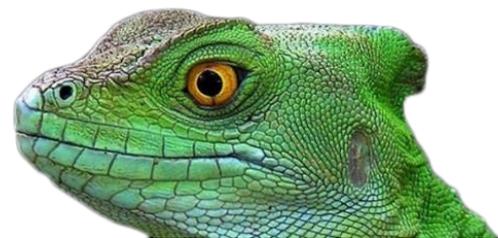
| INTRODUÇÃO |

O suco de laranja possui grande importância na exportação brasileira, sendo que cerca de 80% da fruta produzida no país é processada em forma de suco concentrado congelado. Segundo dados do IBGE (2020), o Brasil teve uma produção de 18 milhões de toneladas de laranja na safra 2019/2020. O processamento da fruta envolve tecnologias para que sejam aproveitados todos os componentes da laranja, isto é, além do suco extraído, outros produtos podem ser obtidos desse processamento como o óleo essencial e o suco de polpa, assim como o resíduo final utilizado como ração animal (EMBRAPA, 2005).

Com o aumento do consumo de produtos naturais houve um acréscimo na produção de frutas como a laranja e o crescente desenvolvimento de indústrias de suco. Porém, este tipo de indústria gera grande quantidade de resíduos, que podem ser aproveitados, como por exemplo, como fertilizante orgânico e substrato para plantas.

Os resíduos são compostos por cascas, sementes e bagaço, correspondendo a 50% da fruta e tem como principal destino a alimentação animal (REZZADORI; BENEDETTI, 2009). Este tipo de resíduo apresenta grande quantidade de água, dificultando assim, a coleta, o transporte e o armazenamento, trazendo limitações para seu uso. Mesmo sendo utilizado para a alimentação animal, a maior parte deste resíduo ainda fica inutilizada, devido ao alto custo de secagem (SOUZA; MARQUES, 2017).

Pelo fato deste resíduo ser orgânico, o bagaço de laranja, quando aplicado ao solo para se biodegradar, pode proporcionar um aumento de macro e micronutrientes no solo (TREUER et al., 2017), apresentando portanto, grande potencial na regeneração de florestas que sequestram uma quantidade significativa de carbono a baixo custo.



O bagaço de laranja pode ser usado, portanto, na recuperação de áreas degradadas, sendo assim, a adição deste resíduo ao solo poderia ser uma forma de disposição mais simples do que transformá-lo em ração animal, o que requer gastos com o processamento do material (CORREIA, 2017), ou ainda a realização de compostagem, que em grande escala necessita de maquinários para fazer a manutenção.

A destinação final ambientalmente correta dos resíduos que são gerados pelas indústrias é um dos principais desafios atualmente, devido ao alto potencial de contaminação. Com o desenvolvimento de políticas ambientais, a destinação ambientalmente sustentável dos resíduos é instigada, buscando-se novas tecnologias e destinos que possam ser capazes de suprir a demanda dos resíduos que são gerados. Uma das soluções encontradas para o passivo ambiental gerado pela indústria de suco de laranja é a

aplicação deste resíduo no solo (ANDRADE; ANDREAZZA; CAMARGO, 2016).

A qualidade do solo é considerada um importante indicador de sustentabilidade, sendo monitorada a partir de indicadores, seja ao longo do tempo ou em comparação com valores de pesquisas já desenvolvidas. Pode-se fazer o uso de indicadores biológicos para verificar modificações ocorridas no solo, pois os microrganismos exercem papel fundamental em vários processos do solo, como a ciclagem de nutrientes e a degradação da matéria orgânica por exemplo, além dos atributos biológicos serem extremamente dinâmicos, devido a sua sensibilidade em responder rapidamente as modificações que ocorreram no ambiente, sejam elas físicas ou químicas (SILVEIRA, 2011).

Este trabalho teve por objetivo avaliar a qualidade microbiológica de solo de mata nativa com aplicação de resíduo proveniente do processamento da laranja em diferentes concentrações, através de indicadores como a biomassa microbiana, a respiração basal, e o quociente metabólico.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O solo utilizado no experimento foi coletado na camada de 0-20 cm em área de mata nativa, pertencente à Universidade Federal de Santa Maria, campus de Frederico Westphalen-RS, e peneirado em malha de 4 mm.

O resíduo de laranja (bagaço) foi coletado na Indústria de Sucos do Alto Uruguai (ISAU), localizada no município de Liberato Salzano-RS, sendo que a coleta foi feita imediatamente após a extração do suco e do óleo da fruta. O bagaço de laranja foi seco ao ar e após moído em moinho forrageiro (Figura 1).



O experimento foi constituído de cinco tratamentos e quatro repetições, sendo o tratamento testemunha constituído apenas por solo, sem a adição de bagaço, e os demais tratamentos com adição de 20, 40, 60 e 80% de bagaço adicionado ao solo (v/v). Os tratamentos foram acondicionados em vasos plásticos de 5L, em um sistema fechado (com sacos plásticos em seu interior) para que não houvesse perdas de nutrientes por lixiviação (Figura 2). O substrato gerado pelo solo+resíduo foi umedecido periodicamente e homogeneizado, ficando dispostos em casa de vegetação com temperatura controlada (25 ± 1 °C) durante 120 dias. As coletas foram realizadas no tempo 0, 60 e 120 dias após a instalação do experimento e as amostras armazenadas em geladeira a 4 °C até o momento da análise.



Figura 1 - Moinho forrageiro utilizado para trituração do bagaço de laranja

A metodologia utilizada para avaliação da respiração basal (RB) foi a proposta por Silva, Azevedo e De Polli (2007), sendo necessárias algumas modificações devido à alta atividade encontrada na coleta 0 DAI. De acordo com esta metodologia, 50 g de solo foram acondicionadas em frascos de vidro hermeticamente fechados, contendo NaOH 1,5 M (concentração 3 x mais elevada do que a descrita pelos autores devido à alta atividade). Posteriormente as amostras foram incubadas no escuro à temperatura de 25 °C, por período de 7 dias, e após esse período, determinou-se a atividade respiratória com a adição de solução de BaCl₂ 10% (m/v), e titulação com HCl 1,5 M (também aumentada a concentração 3 x em relação a metodologia descrita).



Figura 2 – Vasos com os tratamentos (solo e solo+resíduo) em sistema fechado

O carbono oriundo da respiração basal foi determinado através da equação:

$$RBS = \frac{\frac{(Vb - Va) * M * 6 * 1000}{Ps}}{T}$$

Onde: *RBS* é a respiração basal (mg de C-CO₂ Kg⁻¹ solo hora⁻¹), *Vb* é o volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle, *Va* é o volume de ácido clorídrico gasto na titulação da amostra, *M* é a molaridade exata do HCl, *Ps* é a massa de solo seco, *T* é o tempo de incubação em horas.

A biomassa microbiana (BMS) foi determinada pelo método de extração, descrito por Silva, Azevedo e De Polli (2007), com modificações nas análises da coleta no tempo 0 devido à presença de grande quantidade de microrganismos.

A análise da BMS foi realizada em triplicatas, sendo subdivididas as amostras em seis sub-amostras, divididas entre fumigadas e não fumigadas. Imediatamente após a pesagem da amostra de solo (20 g), fez-se o uso de clorofórmio nas amostras destinadas à fumigação, permanecendo fechadas em local isento de luminosidade por um período de 24 horas. Após este período, as tampas dos frascos foram retiradas em capela de exaustão para que o clorofórmio evaporasse e fosse eliminado completamente.

Posteriormente, adicionou-se solução de K₂SO₄ 0,5 M em todos os frascos (fumigados e não fumigados), e as amostras foram agitadas por 30 minutos em agitador orbital. Após decantação, o



sobrenadante foi transferido para um papel filtro acoplado a funil e após a filtragem obteve-se o extrato de cada amostra, destinado para a quantificação do carbono microbiano.

Para a quantificação foram transferidos 8 mL do extrato previamente filtrado para um erlenmeyer (exceto para o tempo 0, no qual reduziu-se para 1 mL do extrato no tratamento com 80% de resíduo e 2 mL do extrato para os demais, sendo ajustados os valores através da equação para biomassa), e adicionou-se 2 mL de solução de $K_2Cr_2O_7$ 0,066 M (exceto para o tempo 0, no qual usou-se 6 mL no tratamento de 80% e 4 mL para os demais), 10 mL de H_2SO_4 P.A. e 5 mL de H_3PO_4 P.A., nesta ordem. Após resfriamento, adicionou-se cerca de 70 mL de água deionizada e depois 4 gotas de difenilamina e titulou-se sob agitação magnética com uma solução de sulfato ferroso amoniacal 0,033 M.

Para o cálculo da biomassa fez-se necessário determinar a molaridade exata da solução de sulfato ferroso amoniacal através da equação:

$$M1 = \frac{((M2 * V2) * 6)}{V1}$$

Onde: $M1$ é a molaridade exata padronizada do sulfato ferroso amoniacal, $M2$ é a molaridade exata do dicromato de potássio (0,066 M), 6 é a razão estequiométrica, $V1$ é o volume do sulfato ferroso amoniacal gasto nos brancos, $V2$ é o volume da alíquota de dicromato de potássio utilizada.

Após a padronização foi possível calcular o teor de C nos extratos fumigados e não fumigados através da equação:

$$C \text{ (mg C Kg}^{-1}\text{de solo)} = \frac{(Vb - Va) * M * 0,003 * V1 * 10^6}{Ps * V2}$$

Onde: C é o carbono extraído do solo, Vb é o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação do branco, Va é o volume de sulfato ferroso amoniacal gasto na titulação da amostra, M é a molaridade exata do sulfato ferroso amoniacal, $V1$ é o volume do extrator (K_2SO_4) utilizado, $V2$ é a alíquota pipetada do extrato, Ps é a massa de solo seco.

Para calcular a biomassa microbiana (BMS), utilizou-se a seguinte fórmula:

$$BMS-C \text{ (mg C microbiano kg}^{-1}\text{ solo)} = FC * kc-1$$



Onde: $BMS-C$ é a biomassa microbiana, FC é o fluxo obtido da diferença entre a quantidade de C ($mg\ kg^{-1}$) recuperada no extrato da amostra fumigada e a recuperada na amostra não fumigada, Kc corresponde ao fator de correção (0,33).

O quociente metabólico, segundo Anderson e Domsch (1993), é a razão entre a respiração basal e a biomassa microbiana do solo, geralmente utilizado para estimar a eficiência do uso de substrato pelos microrganismos presentes no solo, sendo assim um sensível indicador de estresse no solo quando a biomassa é afetada. Sua determinação se deu pela equação:

$$qCO_2 = \frac{RBS}{BMS * 10^{-3}}$$

Onde: qCO_2 é o quociente metabólico do solo ($mg\ C-CO_2\ Kg^{-1}\ BMS-C\ h^{-1}$), RBS é a respiração basal ($mg\ C-CO_2\ Kg^{-1}\ solo\ h^{-1}$), BMS é a biomassa microbiana ($mg\ C-CO_2\ Kg^{-1}\ solo$).

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, com 5 concentrações de resíduo (0, 20, 40, 60 e 80%) e 3 tempos de coleta (0, 60 e 120 dias após a instalação do experimento), com quatro repetições cada tratamento. A análise dos dados foi realizada utilizando o software SISVAR 5.7 (FERREIRA, 2011), no qual após realizada a análise de variância, os dados foram submetidos à análise de regressão para as diferentes concentrações de resíduo e teste Tukey para os tempos de coleta.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os resultados referentes à respiração basal do solo são apresentados na figura 3, que mostra a variável analisada em amostras de solo com a adição de resíduo em diferentes proporções (0, 20, 40, 60 e 80%) e diferentes tempos de coleta (aos 0, 60 e 120 DAI).

Observa-se que, para a primeira coleta (0 dias após a instalação) a respiração basal apresentou ajuste linear dos dados, indicando que quanto maior a concentração de resíduo adicionado ao solo, maior a atividade respiratória. Para os dados da segunda coleta houve ajuste quadrático, enquanto a terceira coleta apresentou ajuste linear dos dados, demonstrando que quanto maior a concentração de resíduo maior a respiração basal.

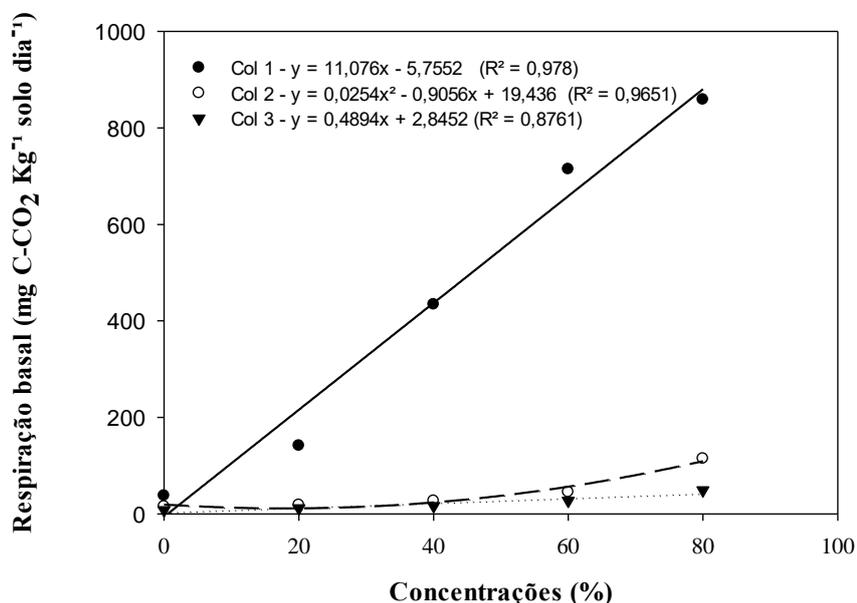
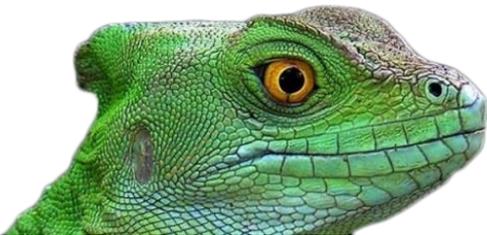


Figura 3 - Respiração basal do solo (mg C-CO₂ Kg⁻¹ solo dia⁻¹) com diferentes concentrações de resíduo (0, 20, 40, 60 e 80%) aplicados ao solo em diferentes tempos de coleta (0, 60 e 120 dias). Col 1 = coleta 1, aos 0 dias; Col 2 = coleta 2, aos 60 dias e Col 3 = coleta 3, aos 120 dias

Comparando-se o controle (apenas solo) com o tratamento referente a 80% de resíduo, obteve-se acréscimos de 2172%, 648% e de 524% na primeira, segunda e terceira coleta respectivamente.

Padilha et al. (2014), observaram crescimento linear da respiração dos microrganismos nas primeiras coletas, em seu estudo com adição de doses de subproduto de café, indicando que o aumento das doses proporciona elevação da respiração basal.

A maior atividade microbiana ocorre na fase inicial de decomposição de um material orgânico, devido a maior disponibilidade de nutrientes (GATIBONI et al., 2011), podendo indicar que a medida que os organismos decompõem este material orgânico, ocorre redução na liberação de C-CO₂ e por consequência redução nos valores da atividade respiratória.

De acordo com a tabela 1, observa-se que não houve diferença entre as coletas no tratamento controle (100% solo), já para os tratamentos com 20%, 40% e 60% de resíduo adicionado ao solo houve diferença entre a primeira coleta e as demais, sendo os maiores valores encontrados na primeira. No tratamento com adição de 80% de resíduo houve diferença entre as três coletas, com a primeira apresentando maior valor e a terceira o menor.



Tabela 1 – Respiração basal de solo (mg C-CO₂ Kg⁻¹ solo dia⁻¹) com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes concentrações (0, 20, 40, 60 e 80%) e em três coletas (aos 0, 60 e 120 dias após instalação do experimento - DAI). Letras diferentes indicam diferença significativa entre as coletas. Teste de Tukey, $\alpha=0,05$.

Respiração basal do solo (mg C-CO ₂ Kg ⁻¹ solo dia ⁻¹)					
Concentrações do resíduo (%)					
Coleta - DAI	0	20	40	60	80
1ª coleta - 0	37,81 a	141,36 a	433,92 a	714,57 a	858,84 a
2ª coleta - 60	15,33 a	18,62 b	26,99 b	45,00 b	114,49 b
3ª coleta - 120	7,85 a	11,66 b	16,33 b	27,32 b	48,96 c

Para a variável biomassa microbiana do solo (BMS), podemos observar na figura 4, que para a primeira coleta houve ajuste quadrático dos dados, enquanto as demais coletas não apresentaram ajuste.

Comparando-se o controle (100% solo) com o tratamento referente à maior porcentagem de resíduo adicionado ao solo (80%), observa-se um aumento de 2643% na primeira coleta e 228% na segunda. Já na terceira coleta o tratamento que apresentou maior acréscimo foi o tratamento com 60% de resíduo adicionado ao solo.

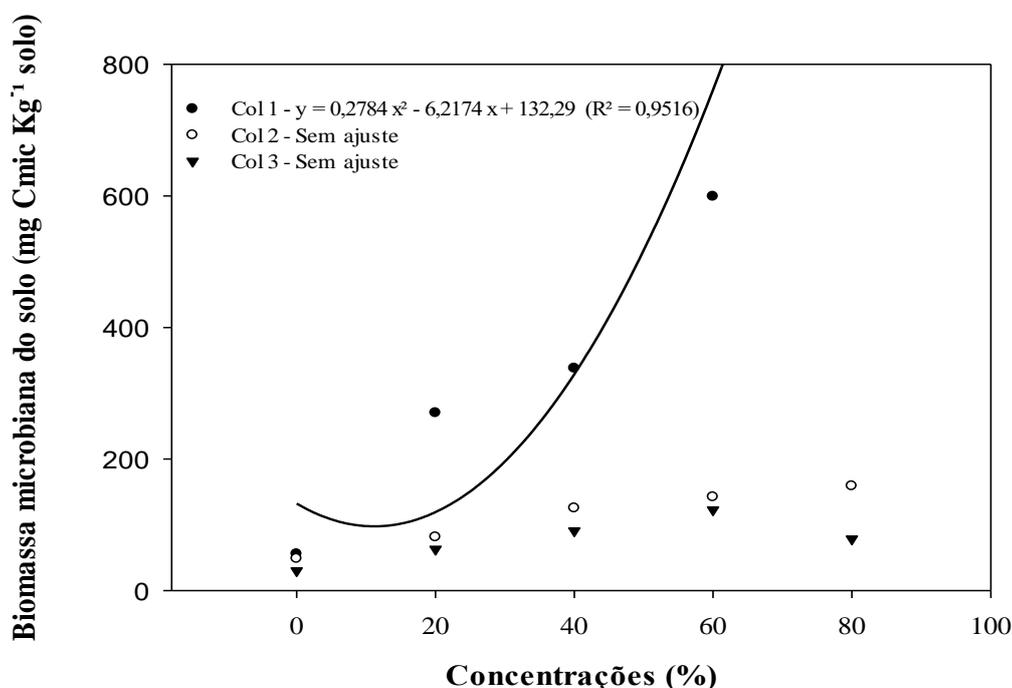
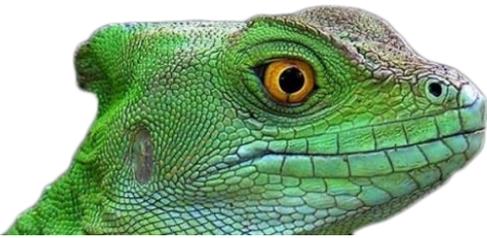


Figura 4 – Biomassa microbiana do solo (mg Cmic Kg⁻¹ solo) com diferentes concentrações de resíduo (0, 20, 40, 60 e 80%) aplicados ao solo em diferentes tempos de coleta (0, 60 e 120 dias). Col 1 = coleta 1, aos 0 dias; Col 2 = coleta 2, aos 60 dias e Col 3 = coleta 3, aos 120 dias



De acordo com estudo feito por Capuani et al. (2012), quando adicionados ao solo resíduos de algodão e torta de mamona, observou-se também acréscimos da atividade microbiana, que estão relacionados à atividade da biomassa microbiana, que por sua vez é aumentada quando se faz a adição de algum tipo de resíduo que contenha C ou N.

Análises de CO₂ são imprescindíveis para o estudo dos solos envolvendo as atividades biológicas, material orgânico em decomposição, determinação do conteúdo de carbonato e quantidade de biomassa microbiana (SOUTO et al., 2009). A utilização de resíduos orgânicos tem efeitos diversos sobre a biomassa microbiana do solo, que responde às mudanças de uso e práticas de manejo em curto espaço de tempo (GARCÍA-GIL et al., 2000).

De acordo com a tabela 2, podemos observar que não houve diferença entre as coletas nos tratamentos controle (100% solo), 20% e 40% de resíduo adicionado ao solo. Já para os tratamentos com 60% e 80% de resíduo adicionado houve diferença entre a primeira coleta e as demais, com maiores valores de biomassa microbiana na primeira coleta.

Tabela 2 - Biomassa microbiana de solo (mg Cmic. Kg⁻¹ solo) com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes concentrações (0, 20, 40, 60 e 80%) e em três coletas (aos 0, 60 e 120 dias após instalação do experimento - DAI). Letras diferentes indicam diferença significativa entre as coletas. Teste de Tukey, $\alpha=0,05$.

Biomassa microbiana do solo (mg Cmic. Kg⁻¹ solo)					
Concentrações do resíduo (%)					
Coleta - DAI	0	20	40	60	80
1ª coleta - 0	55,54 a	269,91 a	337,58 a	599,21 a	1495,99 a
2ª coleta - 60	48,51 a	81,10 a	125,30 a	142,03 b	158,96 b
3ª coleta - 120	30,13 a	62,78 a	90,89 a	122,67 b	78,53 b

Para o quociente metabólico do solo (qCO₂), não houve interação entre as fontes de variação (P=0,4794) e nem diferença significativa entre as concentrações de resíduo aplicadas (P=0,8120), como apresentado na figura 5, havendo apenas diferença significativa entre as coletas (P=0,0005), conforme mostrado na figura 6. De acordo com a figura 5, o tratamento que apresentou maior média foi o de 80% de resíduo aplicado (0,86 mg C-CO₂ g⁻¹ BMS-C h⁻¹) enquanto a menor média foi encontrada no tratamento controle (0,46 mg C-CO₂ g⁻¹ BMS-C h⁻¹).

Em relação à figura 6, comparando-se as três coletas, observamos que a primeira apresentou valor de qCO₂ mais elevado que as demais, indicando que a medida que o tempo foi passando e houve uma redução de material orgânico por degradação microbiana, ocorreu por consequência a estabilização do composto formado pelo solo+resíduo.

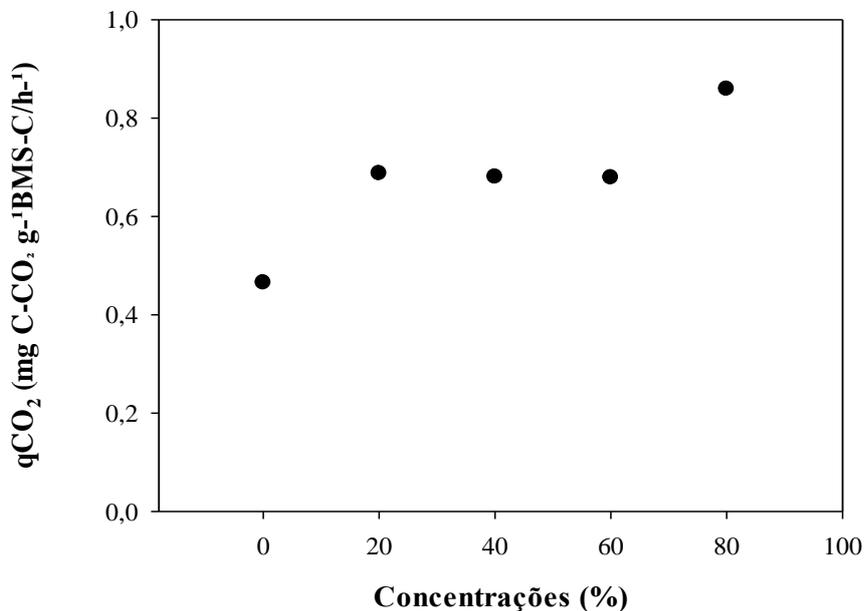


Figura 5 – Quociente metabólico de solo (qCO_2 , mg C-CO₂ g⁻¹ BMS-C h⁻¹) nas diferentes concentrações de resíduo (0, 20, 40, 60 e 80%) aplicados ao solo nas três coletas

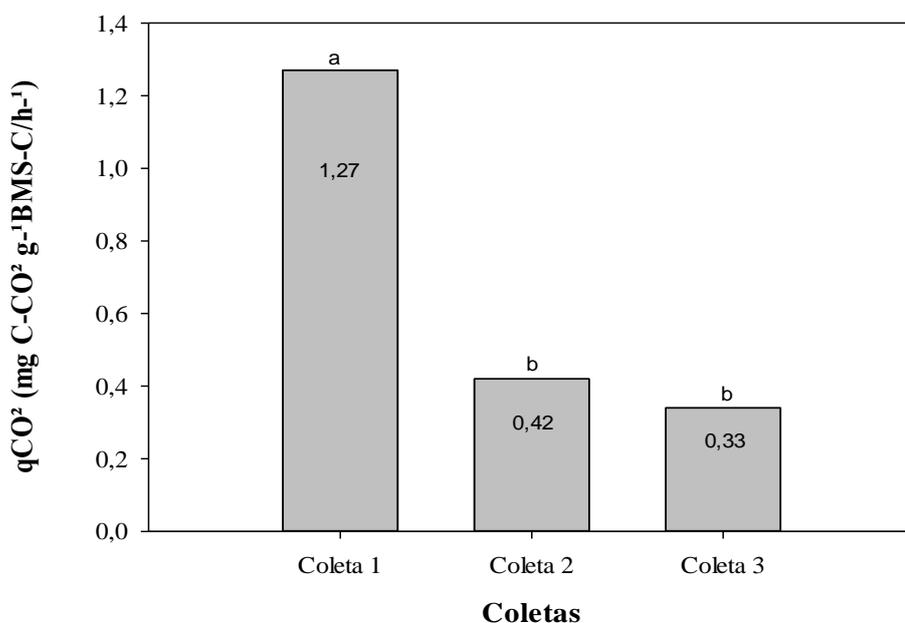


Figura 6 – Quociente metabólico de solo (mg C-CO₂ g⁻¹ BMS-C h⁻¹) com aplicação de resíduo (bagaço de laranja) em diferentes tempos de coleta. Coleta 1 = 0 DAI, coleta 2 = 60 DAI e coleta 3 = 120 DAI



Quanto menor for o valor do quociente metabólico (qCO_2), mais estável o ambiente, ou seja, mais próximo do equilíbrio, caso contrário, valores elevados de quociente metabólico, indicam um ambiente que tenha sofrido algum tipo de estresse (VIEIRA; CASTILHOS; CASTILHOS, 2011), ou seja, mais CO_2 liberado como resultado da ação de uma biomassa “não eficiente” atuando sobre o resíduo adicionado ao solo (QUADRO et al., 2011).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Logo após a adição de diferentes concentrações de resíduo da indústria de suco de laranja ao solo, observou-se um aumento significativo da atividade microbiana (respiração basal) do solo e sua população (biomassa microbiana).

Na primeira coleta, as maiores concentrações de resíduo aplicado ao solo promoveram maiores acréscimos tanto para a respiração basal quanto para a biomassa microbiana.

O estímulo inicial gerado pela adição do resíduo, ao crescimento da biomassa e respiração microbiana, observado pelo aumento do quociente respiratório, foi reduzido com o passar do tempo, atingindo valores próximos ao controle já aos 60 dias após a instalação do experimento.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Indústria de Sucos do Auto Uruguai-ISAU pela atenção e doação do resíduo utilizado neste trabalho e à Universidade Federal de Santa Maria, campus Frederico Westphalen pelo transporte do resíduo da indústria até a Universidade.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Anderson, T. H.; Domsch, K. H. 1993. The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as PH, on the microbial biomass of forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, Oxford, p. 393-395.

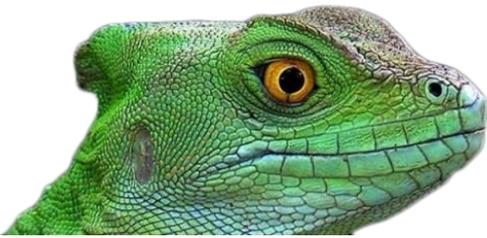
Andrade, L. C. de.; Andrezza, R.; Camargo, F. A. de O. 2016. Atividade microbiana em solos sob doses de lodo de estação de tratamento de efluentes de um aterro industrial. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 46, n. 2, p.267-272.

Capuani, S. et al. 2012. Atividade microbiana em solos, influenciada por resíduos de algodão e torta de mamona. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. v.16, p.1269-1274.

Correia, V. 2017. Área desmatada em parque da Costa Rica é reflorestada com restos de laranja. Brasília.



- Embrapa. 2005. Sistema de Produção para Pequenos Produtores de Citros do Nordeste. Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical. Sistema de Produção, nº 17. <https://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Citros/CitrosNEPequenosProdutores/index.htm>
- Ferreira, D. F. 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 35, n.6, p. 1039-1042.
- Garcia-Gil, J. C. et al. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 32, p. 1907-1913.
- Gatiboni, L. C. et al. 2011. Microbial biomass and soil fauna during the decomposition of cover crops in no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciência do solo*. v. 35, p. 1151-1157.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2020. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola (LSPA). <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistemico-da-producao-agricola.html?=&t=o-que-e>
- Padilha, K. M. et al. 2014. Indicadores biológicos de dois solos com a incorporação de subprodutos da agroindústria de café. *Revista Brasileira de Ciência do solo*.
- Quadro, M. S. et al. 2011. Biomassa e atividade microbiana em solo acrescido de dejetos suíno. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 17, n. 1-4, p. 85-93.
- Rezzadori, K.; Benedetti, S. 2009. Proposições para Valorização de Resíduos do Processamento do Suco de Laranja. São Paulo.
- Rezzadori, K.; Benedetti, S.; Amante, E. R. 2012. Proposals for the Residues Recovery: Orange Waste as Raw Material for New Products. *Food and Bioproducts Processing*, v. 90, p. 606-614.
- Silva, E. E.; Azevedo, P. H. S.; De-Polli, H. 2007. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo. *Seropédica/RJ. Embrapa Agrobiologia. Comunicado Técnico*, 98. 6p.
- Silveira, A. de O. 2011. Avaliação de metodologias para o monitoramento da qualidade do solo. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Porto Alegre/RS. 87p.
- Souto, P. C.; Bakke, I. A.; Souto, J. S.; Oliveira, V. M. de. 2009. Cinética da respiração edáfica em dois ambientes distintos no semi-árido da Paraíba, Brasil. *Revista Caatinga*, v.22, p.52-58.
- Souza, J. B. B.; Marques, L. 2017. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos por fungos *Pleurotus Ostreatus*. Trabalho de Graduação – Engenharias. 13p.
- Treuer, T. L. H. et al. 2017. Low-cost agricultural waste accelerates tropical forest regeneration. *Restoration Ecology*, v. 26, p. 275-283.
- Vieira, G. D'A.; Castilhos, D. D.; Castilhos, R. M. V. 2011. Atributos microbianos do solo após a adição de lodo anaeróbio da estação de tratamento de efluentes de parboilização do arroz. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, v. 35, p. 543-550.



ANÁLISE DE CICLO DE VIDA DOS PROCESSOS DE VALORIZAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES EM FLORIANÓPOLIS-SC PARA REDUÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

| ID 15712 |

1 LUIZ, Bruno Vieira; 2 SUSKI, Cássio Aurélio

1 Instituto Federal de Santa Catarina, e-mail:bruno.comcap@pmf.sc.gov.br; 2 Instituto Federal de Santa Catarina,
e-mail: cassio.suski@ifsc.edu.br

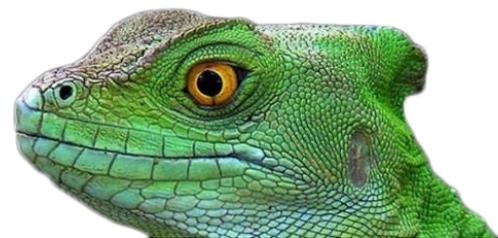
| RESUMO |

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tem relação direta com o aquecimento global, pois possibilita a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) oriundos da decomposição dos resíduos em sua destinação final. Além disso, ao permitir o reaproveitamento de materiais, a correta gestão dos resíduos reduz a exploração de matérias primas e evita gastos desnecessários de energia, o que diminui a geração de GEE associada aos processos de produção. Este estudo propõe a implantação de alternativas tecnológicas para a gestão dos RSU do município de Florianópolis-SC, utilizando ferramenta de Análise de Ciclo de Vida (ACV) para quantificar as emissões atuais de GEE, propondo cenários que contemplem tecnologias de tratamento visando à valorização dos resíduos por meio de compostagem, biodigestores anaeróbios, reciclagem, incineração com geração de energia e disposição em Aterro Sanitário. Foi estabelecido um cenário-base e, após, outros cinco cenários, oriundos da combinação das citadas técnicas em percentuais distintos. Posteriormente, foram analisadas as emissões de GEE de cada cenário por meio do software Waste Reduction Model (WARM). Os resíduos foram categorizados e modelados no software, permitindo a comparação da emissão entre os cenários propostos, nos quais foram incluídas alternativas tecnológicas de valorização de RSU, quantificando assim a redução de GEE. Demonstrou-se, de forma quantitativa e qualitativa, os benefícios ambientais do emprego das alternativas propostas, apresentando um modelo de gestão que se torna uma importante ferramenta para a escolha dos gestores quanto à configuração, ambientalmente mais adequada, a ser adotada. Os resultados obtidos permitem visualizar quais alternativas tecnológicas são potencialmente mais adequadas para a gestão de RSU visando à redução de emissão de GEE resultante do manejo dos RSU. Tal metodologia pretende estimular outros municípios a adotarem tecnologias alternativas, permitindo quantificar o ganho ambiental de acordo com a configuração mais adequada no âmbito local.

Palavras-chave: Análise de Ciclo de Vida; Resíduos Sólidos Urbanos; Gases de Efeito Estufa.

| ABSTRACT |

The management of municipal solid waste (MSW) is directly related to global warming, as it allows the reduction of greenhouse gases (GHG) emissions arising from the decomposition of waste in its final destination. In addition, by allowing the reuse of substances, the correct waste management reduces the exploitation of raw materials and avoids unnecessary energy expenditure, which reduces the generation of GHG associated with production processes. This article proposes the implementation of technological alternatives for USW



management in the city of Florianópolis-SC using a Life Cycle Assessment (LCA) methodology to quantify the current GHG emissions, proposing scenarios that promote waste valorization by using treatment technologies as composting, anaerobic digesters, recycling, incineration with energy generation and disposal in landfill. A base scenario will be established and, afterwards, five others, resulting from the combination of the aforementioned techniques in different percentages. Subsequently, the GHG emissions of each scenario will be analyzed using the Waste Reduction Model (WARM) software. The waste was categorized and modeled in the software, allowing the comparison of the emission between the proposed scenarios, in which technological alternatives for MSW valorization will be included, thus quantifying the reduction of GHG. We demonstrate the environmental benefits of the proposed alternatives, quantitatively and qualitatively, that form a management model which becomes an important tool for the manager's choice regarding the most environmentally appropriate configuration. The results allow us to visualize which technological alternatives are potentially more suitable for reduction of GHG emissions in USW management. The objective of this study is to stimulate municipalities to adopt alternative technologies in USW management with a methodology that quantifies the environmental gain according to the most appropriate configuration at the local level.

| INTRODUÇÃO |

O aquecimento global e a consequente necessidade de redução de emissão de GEE são importantes preocupações relacionadas ao clima e ao meio ambiente. A falta de investimentos, aliado à falta de informações e de projetos práticos por parte do poder público, justifica o lento avanço nas conquistas ambientais nesta área.

Para minorar os impactos negativos referentes à emissão de GEE, políticas públicas e programas governamentais devem ser compatibilizados com os princípios, objetivos, diretrizes e instrumentos da Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), instituída pela Lei nº 12.187/2009.

Dentre os objetivos e metas da PNMC está a redução de emissão de GEE relacionados à decomposição de resíduos sólidos, prevendo a criação de “medidas que estimulem o desenvolvimento de processos e tecnologias, que contribuam para a redução de emissões e remoções de gases de efeito estufa” (Art. 6º, XII).

O aumento da temperatura global é potencializado pelas ações antrópicas que interferem no efeito estufa natural do planeta devido ao aumento de emissões de GEE oriundos da queima de combustíveis fósseis pela exploração de recursos naturais em busca de matérias primas para fabricação de novos produtos e pela decomposição de resíduos em aterros sanitários e outras formas de disposição inadequadas. Os principais gases gerados pela decomposição dos RSU são o monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), dióxido de enxofre (SO₂) e gás metano (CH₄).

A gestão dos resíduos sólidos tem relação direta com o aquecimento global, seja minimizando as emissões de carbono pela decomposição dos resíduos, seja com o reaproveitamento dos materiais



evitando partes significativas dos processos de produção, os quais emitem direta ou indiretamente partículas que contribuem para o aumento do efeito estufa.

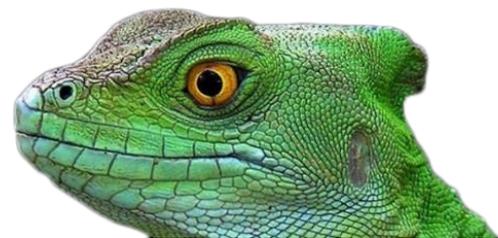
A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) - Lei nº 12.305/2010, coerentemente com a PNMC definiu entre os seus objetivos a adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas, como forma de minimizar impactos ambientais (Art. 7º, IV), e o incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados à melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, inclusive a recuperação e o aproveitamento energético (Art. 7º, XIV). O principal instrumento da PNRS, os Planos de Gestão de Resíduos Sólidos deverão incorporar a atenção a estas questões para minimizar os impactos ambientais do transporte de resíduos em geral (neste aspecto, reduzindo a emissão de CO₂) e da destinação dos resíduos orgânicos, como restos de alimentos, podas e rejeitos de indústrias alimentícias e agropastoris.

Portanto, essas políticas, através de suas diretrizes, objetivos e instrumentos se alinham e se unem em busca de um objetivo comum. Entretanto, apesar dos marcos regulatórios serem instituídos, o índice de reciclagem e recuperação energética no Brasil representa de 2 a 3% do total de resíduos gerados no país, sendo que do restante produzido, 59,1% são encaminhados para aterro sanitário, 22,9% para aterro controlado e 18,0% para lixões a céu aberto (ABRELPE, 2017).

No ano de 2019, a Prefeitura Municipal de Florianópolis realizou o beneficiamento de 4.091 toneladas de resíduos orgânicos, encaminhou para reciclagem 13.483 toneladas de recicláveis secos e destinou 194.729 toneladas de rejeitos para o aterro sanitário. Portanto, de todos os resíduos produzidos no município, apenas 7,15% foram desviados do aterro sanitário, muito aquém daquilo que poderia ser reaproveitado, muito embora esteja acima da média nacional (COMCAP, 2019).

Do ponto de vista de impacto ambiental, o aterramento de resíduos, mesmo que em aterros sanitários, é o pior cenário para disposição de resíduos sólidos urbanos em termos de emissão de gases de efeito estufa (IQBAL *et al.*, 2019; MOULT *et al.*, 2018).

Por isso, deve-se buscar alternativas tecnológicas que sejam mais eficientes do que a simples disposição dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários, que contemplem a reutilização, reciclagem e recuperação energética. A adoção de alternativas combinadas reduz significativamente a emissão de metano, gás carbônico e outros gases. Portanto, a geração de conhecimento e pesquisas na área é fundamental para subsidiar decisões de gestores quanto à adoção de alternativas tecnológicas. Ao contrário de outras áreas do saneamento, como tratamento de água e de esgoto, a temática de resíduos sólidos é insuficientemente estudada, havendo escassos investimentos e poucos pesquisadores nesta área.



Este estudo pretende avaliar, quantitativamente, o potencial de implantação de tecnologias alternativas com a consequente redução de gases de efeito estufa, buscando alcançar resultados satisfatórios no âmbito climático e ambiental.

A disposição de RSU (alimentos, vidro, metal, plásticos, embalagens, podas de árvores e rejeitos em geral) em locais ambientalmente inadequados, ou até mesmo em aterros sanitários, aumentam as emissões gasosas que causam o efeito estufa.

Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), a decomposição desses resíduos no ambiente gera gás metano, com potencial de aquecimento global 25 vezes maior comparado ao dióxido de carbono.

Se, por um lado, a PNMC estabeleceu a meta de redução entre 36,1 e 38,9% das emissões de GEE até 2020, a PNRS prevê o desvio de 20% de resíduos sólidos domiciliares dos Aterros Sanitários. O Decreto nº 7.390/2010, que regulamenta a PNMC, estabelece, além da adoção de fontes renováveis, a redução de emissão de GEE por meio do tratamento eficiente dos resíduos sólidos domiciliares, procedimento que, além da redução de emissão, incrementa a eficiência energética do processo.

O tratamento diferenciado dos resíduos permitirá ganhos ambientais, com a redução da quantidade emitida de GEE, salientando o equilíbrio entre a PNMC e a PNRS, bem como está relacionado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU (ODS) “Cidades e comunidades sustentáveis” (ODS11) e “Energia acessível e limpa” (ODS7).

O poder público possui papel fundamental no processo de gestão deste impacto negativo e deve contribuir à proteção ambiental, propondo e implantando políticas e ações práticas. O Decreto nº 7.404/2010, que regulamenta a PNRS, estabelece no Art. 35º que, “na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos, deverá ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos”. Portanto antes de se buscar alternativas de destinação e disposição final para os RSU, deve ser pretendida ao máximo a redução da geração de RSU.

Em relação ao tratamento e disposição final, a principal alternativa deve ser o tratamento diferenciado destes resíduos, aplicando-se técnicas de recuperação energética que tenham por objetivo a redução das emissões provocadas pela decomposição orgânica, promovendo tratamento em ambientes controlados, além do reaproveitamento de recicláveis secos e recuperação energética dos rejeitos. Processos como o reaproveitamento energético através geração de energia elétrica e/ou térmica com digestores, bem como com incineradores com geração de energia contribuem com a eficiência energética e o controle sobre a emissão de GEE, evitando o lançamento do gás metano na atmosfera, que representa o gás com maior potencial de provocar o efeito estufa.



O estudo propõe a utilização de tecnologias em cenários plausíveis, quantificando o quanto representa a redução de GEE em cada um deles, ou seja, alternativas que sejam possíveis de serem efetivamente implementadas, demonstrando a vantagem ambiental de cada uma delas em relação ao cenário-base.

Busca-se demonstrar a necessidade de investimento por parte dos gestores públicos em tecnologias de tratamento de resíduos para que seja possível alcançar metas e resultados esperados no controle de emissão de GEE relacionados ao aproveitamento energético e ao tratamento de biomassa. Também se espera que as ferramentas de modelagem e ACV deste trabalho possam ser difundidas para propor mudanças de gestão dos RSU em outros municípios.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O presente estudo utilizou a ferramenta de ACV desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency – EPA*) dos Estados Unidos da América, voltado à gestão municipal de RSU, especialmente nos processos de valorização dos resíduos sólidos domiciliares - recicláveis, orgânicos e rejeitos, permitindo o comparativo entre um cenário base e cenários alternativos, fornecendo aos gestores uma modelagem de tecnologias de modo a obter a melhor configuração, visando à redução da emissão de gases de efeito estufa.

O desenvolvimento do estudo foi dividido em 3 etapas:

- Etapa 1: estabelecimento dos cenários;
- Etapa 2: análise da emissão de GEE de cada cenário; e
- Etapa 3: comparação quantitativa entre os cenários.

Na etapa 1, o estabelecimento dos cenários foi construído propondo a combinação de diferentes tratamentos: reciclagem, compostagem, digestão anaeróbica, aterro sanitário e incineração com geração de energia (GE). Os cenários foram construídos aplicando gradativamente novas tecnologias e ampliando os quantitativos em cada uma delas.

Esta combinação permitiu, por meio de modelagem, utilizando ferramentas de ACV dos resíduos, quantificar em termos de emissão de toneladas de CO₂ equivalente qual o melhor cenário do ponto de vista ambiental, o seja, identificando a combinação de tecnologias que representará a menor taxa de emissão de GEE.

O cenário-base representa a opção de utilização exclusiva do aterro sanitário para encaminhamento de todos os RSU e servirá como base para comparação dos benefícios ambientais progressivos adotados pelo uso das tecnologias propostas.



O cenário 1 foi construído com os valores que atualmente o município apresenta em sua gestão, tendo como base o ano de 2019, sendo 91,72% encaminhados ao Aterro sanitário, 6,35% à reciclagem e 1,93% à compostagem (COMCAP, 2020).

O cenário 2 está próximo à gestão atualmente aplicada em Florianópolis, utilizando as mesmas tecnologias adotadas atualmente, aumentando apenas os quantitativos, servindo como uma visão de curto prazo. Já o cenário 3 representa o alcance às metas de desvio do aterro sanitário a longo prazo, mantendo as alternativas de reciclagem e compostagem, e incluindo a digestão anaeróbia para tratamento dos resíduos orgânicos.

No cenário 4 entra a alternativa de reaproveitamento energético através de incineração com geração de energia. O cenário 5 representa a aplicação total das tecnologias propostas, excluindo o encaminhamento de resíduos para aterro sanitário.

A Tabela 1 e a Figura 1 a seguir apresentam o quantitativo de encaminhamento de RSU para cada tipo de tratamento para cada um dos cenários:

Tabela 1: Cenário base e propostos.

Tratamento	Cenário Base	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5
Aterro Sanitário	100,00%	92,85%	75,00%	50,00%	30,00%	0,00%
Reciclagem	0,00%	5,22%	10,00%	20,00%	30,00%	30,00%
Compostagem	0,00%	1,93%	10,00%	10,00%	10,00%	10,00%
Digestão Anaeróbia	0,00%	0,00%	5,00%	10,00%	10,00%	10,00%
Incinerção com GE	0,00%	0,00%	0,00%	10,00%	20,00%	50,00%

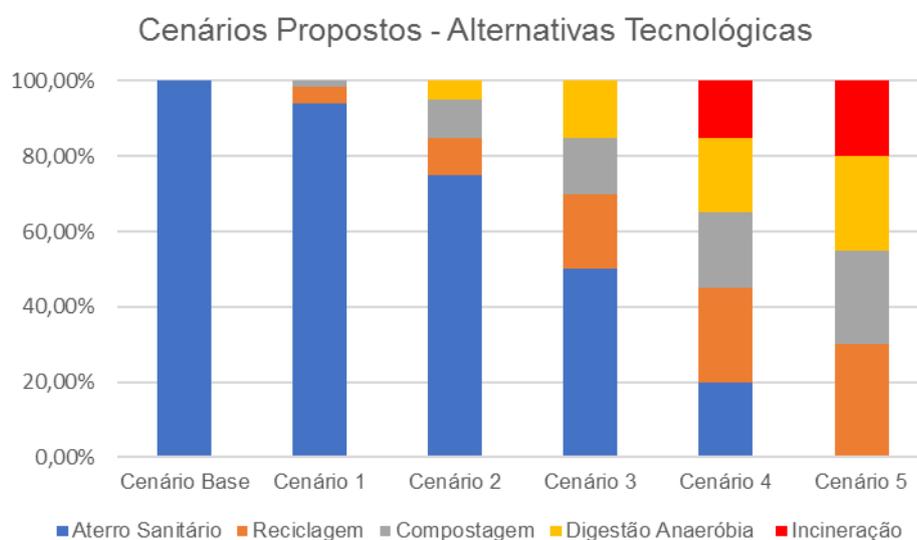
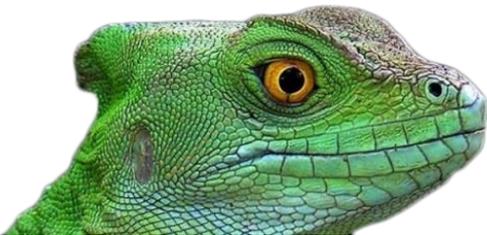


Figura 1: Cenário base e os 5 cenários propostos com a distribuição das tecnologias propostas



Na etapa 2 foi realizado o cálculo da emissão de GEE utilizando o software WARM, desenvolvido pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), o qual possui base de dados contendo a ACV dos diversos resíduos que compõe os RSU e considera o balanço de massa de gases de efeito estufa em termos de emissão de dióxido de carbono equivalente expresso em toneladas, para cada cenário proposto.

A entrada de valores no software consistiu no lançamento da quantidade de resíduos coletados por tipo de material, sendo disponíveis 60 materiais, produtos e categorias mistas (plásticos, metais, papéis, orgânicos, por exemplo). O quantitativo de RSU foi o total coletado no município de Florianópolis, com dados fornecidos pela COMCAP, o qual possui dados históricos das coletas convencional, seletiva, de resíduos orgânicos, de rejeitos, etc. Também foi possível a segregação dos valores em termos das diferentes categorias de materiais para entrada no software, já que o município realizou em 2017 a caracterização dos resíduos produzidos, através de seu Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) instituído pelo Decreto nº 17.910/2017.

Na etapa 3 foi realizado o comparativo dos quantitativos de geração de GEE de cada cenário e de cada tipo de tratamento proposto, avaliando a configuração mais vantajosa, permitindo visualizar a contribuição de cada alternativa tecnológica.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Conforme estabelecido na metodologia, a geração de RSU em Florianópolis-SC, que no ano de 2019 representou 212.303 toneladas, foi distribuída pelos cenários propostos, conforme figuras 2 a 7:

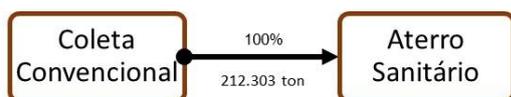


Figura 2: Cenário Base



Figura 3: Cenário 1

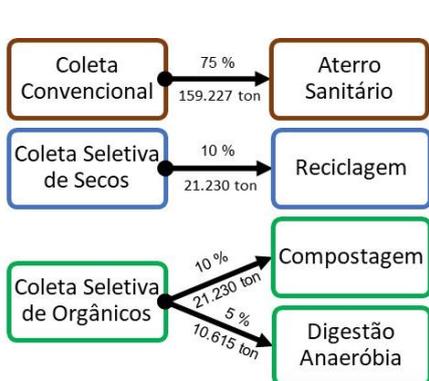


Figura 4: Cenário 2

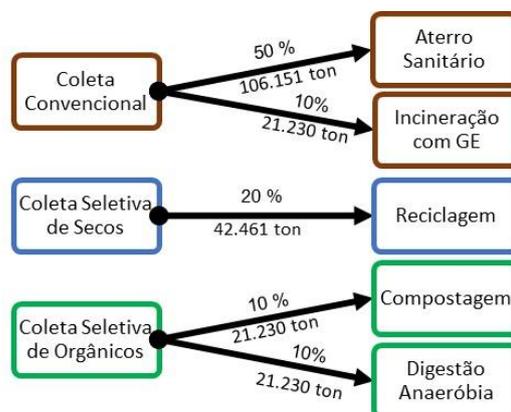


Figura 5: Cenário 3

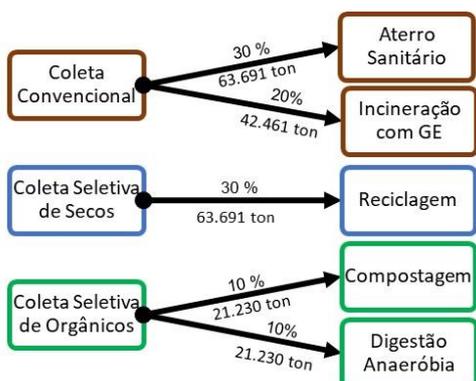


Figura 6: Cenário 4

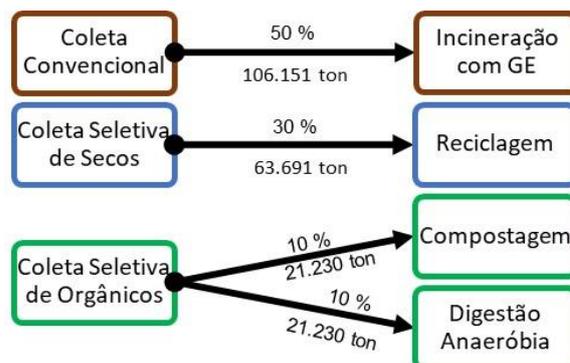


Figura 7: Cenário 5

Com os dados de geração de RSU no ano de 2019 no município de Florianópolis, os resíduos foram categorizados utilizando como base a caracterização de resíduos, publicado pelo Município através do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (Decreto nº 17.910/2017), o qual realizou amostragem gravimétrica dos resíduos coletados em todas as regiões do município obtendo-se a composição dos RSU em termos percentuais, conforme Figura 8 a seguir.

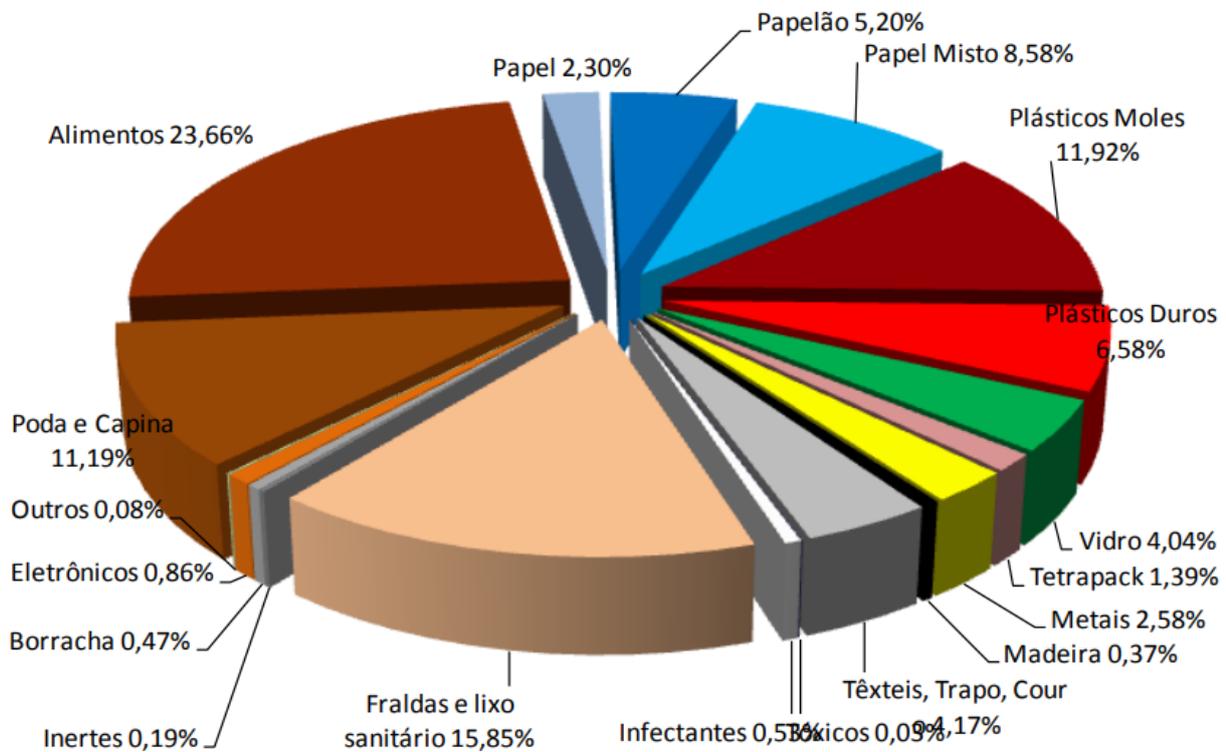
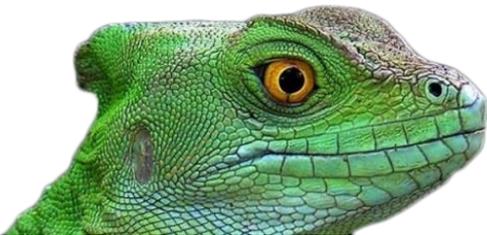


Figura 8: Caracterização dos RSU de Florianópolis-SC
 Fonte: Plano Municipal de Coleta Seletiva de Florianópolis, PMF, 2017

Após a modelagem no software WARM, foram obtidos os totais de GEE, em termos de toneladas métricas de gás carbônico equivalente - $TMCO_2eq$, por cenário e por tratamento, conforme Tabela 2 a seguir:

Tabela 2: Quantitativo de resíduos e de emissão por cenário e por tratamento.

Tratamento	Cenário Base		Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3		Cenário 4		Cenário 5	
	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$	Qtde RSU	Emissão $MTCO_2Eq$
Aterro Sanitário	212.303	50.740	197.123	49.467	159.227	37.636	106.151	27.025	63.691	20.195	0	0
Reciclagem	0		11.082	-26.223	21.230	-50.199	42.461	-100.395	63.691	-150.600	63.691	-150.600
Compostagem	0		4.097	-722	21.230	-3.983	21.230	-3.983	21.230	-3.983	21.230	-3.983
Digestão Anaeróbia	0		0		10.615	-739	21.230	-1.478	21.230	-1.478	21.230	-1.478
Incineração	0		0		0	0	21.230	2.015	42.461	4.030	106.151	5.644
Total		50.740		22.522		-17.285		-76.813		-131.836		-150.417



Desta forma, com a implantação gradativa de tecnologias para o tratamento, a figura 9 mostra o comparativo entre os cenários:

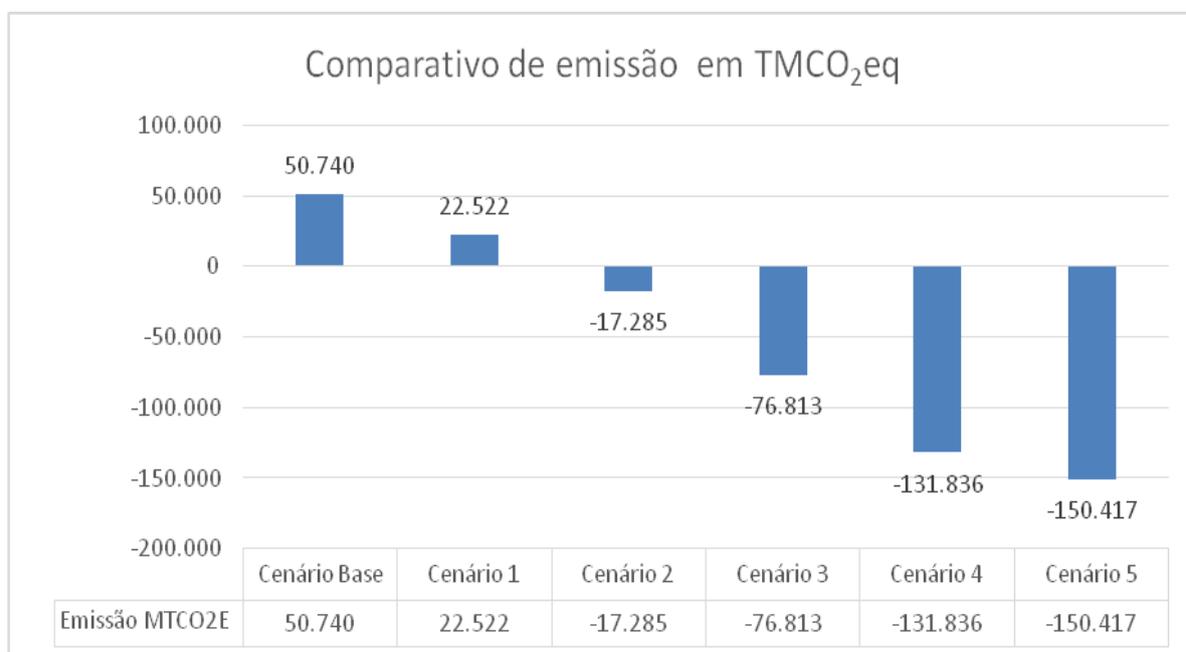


Figura 9: Total de emissão de GEE dos cenários

Valores negativos de emissão de GEE significam a síntese de carbono pela alternativa proposta. Ou seja, processos que resultam em valores negativos de T_{MCO₂Eq}, significam que após realizado o balanço energético, há síntese de carbono ao invés de emissão.

Conforme esperado, o tratamento que mais emite GEE é o aterro sanitário, visto que o cenário base é o que mais emite GEE, na ordem de 50.740 T_{MCO₂eq}, e o que menos emite é o cenário 5, o qual não prevê o encaminhamento de nenhum RSU para este destino, ou seja, -150.417 T_{MCO₂eq}, sendo 4 vezes mais eficiente em termos de emissão de GEE.

A alternativa de tratamento dos resíduos orgânicos, por meio da compostagem, resulta em eficiência energética não apenas considerando a produção de gases durante o processo de decomposição, pois a aplicação do composto orgânico resultante aumenta a qualidade do solo, resultando em menor quantidade necessária de fertilizantes sintéticos, e, também, diminui a erosão do solo e reduz o uso de herbicidas. Outros benefícios são: a eficiência energética obtida pela diminuição de consumo de água; o aumento da capacidade produtiva do solo; e, o aumento da atividade microbiana, que resulta em um solo de maior qualidade (California Environmental Protection Agency, 2017). Portanto, considera-se a redução de emissão de GEE do processo global, demonstrando a diminuição de emissão nas demais etapas de utilização do composto em solo para agricultura e na redução do uso de fertilizantes e agrotóxicos, conforme pode ser verificado na Figura

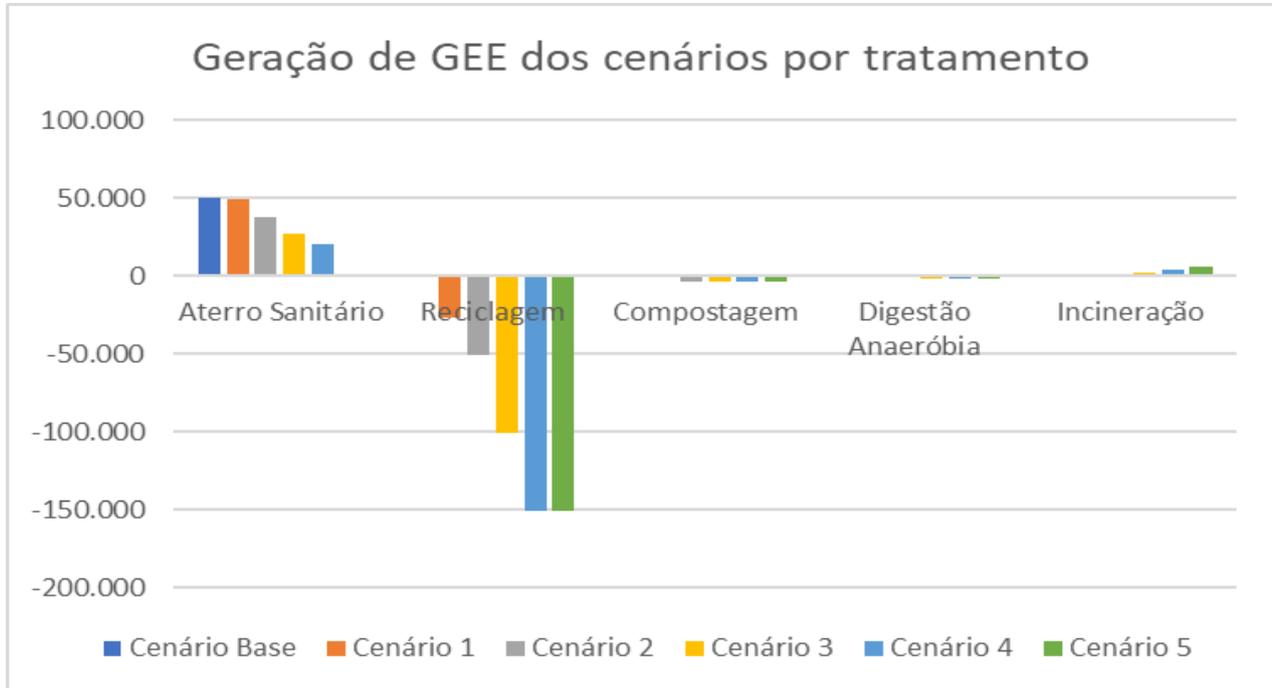


Figura 10: Total de emissão de GEE, em TCMCO₂eq, por tipo de tratamento e cenário

Os ganhos potenciais relacionados à redução de emissão de GEE com a aplicação de cada tecnologia, os quais puderam ser verificados pela redução das emissões nos cenários propostos após a modelagem destes, em resumo, consiste em:

Reciclagem: a redução de exploração de matéria prima para gerar novos produtos, além de preservar os recursos naturais, acarreta a redução de energia gasta para produzir novos produtos. O caminho alternativo ao aterramento de parte dos RSU – destinar novamente à indústria como matéria prima, demanda menor gasto com a exploração dos recursos naturais, transporte e beneficiamento, ocasionando redução significativa de emissão de GEE.

Compostagem: o tratamento dos resíduos orgânicos, por meio da compostagem, resulta em eficiência energética não apenas na produção de gases durante o processo de decomposição. Isso porque, a aplicação do composto orgânico resultante aumenta a qualidade do solo, resultando em menor quantidade necessária de fertilizantes sintéticos, e, também, diminui a erosão do solo e reduz o uso de herbicidas. Outros benefícios são: a eficiência energética obtida pela diminuição de consumo de água; o aumento da capacidade produtiva do solo; e, o aumento da atividade microbiana, que resulta em um solo de maior qualidade. Portanto, espera-se significativa redução de emissão de GEE no processo global, demonstrando menor emissão nas demais etapas de utilização do composto em solo para agricultura e na redução do uso de fertilizantes e agrotóxicos.



Digestão anaeróbica: com benefícios similares à opção de compostagem, a digestão de RSU orgânicos sob temperatura e umidade controladas em reatores anaeróbicos devidamente dimensionados, permite o reaproveitamento energético através da captação e transformação em energia elétrica e/ou térmica com o beneficiamento o gás metano gerado no processo.

Incineração: a transformação de rejeitos em energia térmica, ao contrário do que habitualmente se imagina, ocasiona redução de gases de efeito estufa. Do ponto de vista energético, o tradicional encaminhamento ao Aterro Sanitário desperdiça todo potencial de geração de energia dos resíduos, deixando-os decompor ao longo do tempo, gerando emissão de GEE e outros impactos ambientais. Do contrário, a geração de energia através desta massa, substitui outras fontes de geração energia, como termoelétricas, por exemplo.

O aterramento dos resíduos, além de gerar impactos em sua disposição, como efluentes líquidos e gasosos, finda o ciclo dos materiais que ali se encontram, os quais poderiam se transformar em outros materiais ou serem recuperados energeticamente, como geração de energia.

A reciclagem da fração seca demonstrou ser a alternativa que, quantitativamente, representa a maior redução de emissão de GEE. Analisando o ciclo de vida dos produtos, a reinserção destes materiais na cadeia produtiva em substituição da exploração de novas matérias primas justifica esta significativa contribuição. Há de se ressaltar também que a reciclagem tem, além da importância ambiental, um papel social muito importante, gerando oportunidade à parcela da população que se encontra em situação vulnerável, gerando emprego e renda a centenas de famílias no Município. Cita-se também a redução de custo ao poder público, já que o transporte e aterramento dos RSU tem o custo atual de R\$ 156,81 por tonelada – referente ao ano de 2019. Portanto, a reciclagem dos resíduos secos provém ganhos em três esferas: ambiental, social e econômica.

Quanto ao aterro sanitário, demonstra-se a pior alternativa quanto ao balanço de emissão de GEE, visto que nesta alternativa se finda a vida útil dos resíduos, restando a estes apenas a degradação, não havendo qualquer reaproveitamento energético.

Quanto à compostagem e a digestão anaeróbia, ambas alternativas apresentaram-se de maneira positiva quanto à redução de emissão de GEE, principalmente quando comparado ao aterro sanitário, muito embora esteja limitado apenas ao tratamento da matéria orgânica presente nos RSU.

A incineração com geração de energia, ao contrário do que se comumente se imagina, também se mostrou mais eficiente, emitindo uma quantidade menor de GEE do que a disposição em aterros. Isto se justifica em função do balanço energético considerado na ACV no qual, apesar de haver emissão de gases para a atmosfera durante a incineração, há produção de energia elétrica e/ou térmica, o que substituirá outras fontes de geração de energia, havendo neste caso síntese de carbono, gerando, após balanço, emissão de GEE pouco significativa.



A alternativa de redução na fonte não foi abordada pelo presente estudo, pois é um tema complexo e depende, dentre outros fatores, de políticas públicas que determinem mudanças desde a exploração de matérias primas e manufatura industrial, limitando ou alterando as características, sobretudo, de produtos e embalagens.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A modelagem dos cenários propostos demonstrou que a adoção de alternativas tecnológicas distintas do usual destino final em aterros sanitários é ambientalmente mais favorável em termos de emissão de GEE.

Independente da configuração adotada pelos municípios, visto que a incorporação de novas tecnologias depende de orçamento e logística de operação do sistema específico, os resultados obtidos indicam que deve ser recomendada a seguinte ordem de prioridade quanto à gestão dos RSU: reciclagem, compostagem, digestão anaeróbia, incineração com geração de energia e, por último, a disposição final em aterros sanitários.

Evidencia-se que, para mitigar a contribuição negativa da gestão de RSU no efeito estufa, devem ser avaliadas as alternativas de maneira global, realizando comparativo entre elas, no qual ferramentas de ACV dos RSU podem prover de informações tanto o gasto energético e emissão de GEE para a geração, quanto da destinação final.

Como a modelagem de cenários alternativos na gestão de RSU com base na ACV dos materiais é um tema novo e pouco difundido, espera-se que este seja abordado pelos gestores em um futuro breve, a partir de trabalhos e publicações realizados sobre o tema.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ABRELPE. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, 2017.

BASU, Prabir. Biomass Gasification and Pyrolysis: Practical Design and Theory. Burlington: Ed. Elsevier, 2010.

BELGIORNO, V. et al. Energy from gasification of solid wastes. Waste Management, v. 23, n. 1, p. 1-15, 2003. ISSN 0956-053X.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009 Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). Diário oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Legislativo, Brasília, DF, 29 dez 2009, Seção 1, Edição Extra, p. 109.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Diário oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Legislativo, Brasília, DF, 3 ago 2010, Seção 1, p. 3.



- BRASIL. Decreto nº 7.390, de 09 de dezembro de 2010. Diário oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 10 dez 2010, Seção 1, p. 4.
- CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method For Estimating Greenhouse Gas Emission Reductions From Diversion Of Organic Waste From Landfills To Compost Facilities, 2017.
- CHHITI, Y.; KEMIHA, M., Thermal Conversion of Biomass, Pyrolysis and Gasification: A Review. 2013. The International Journal of Engineering And Science, v. 2, n.3 p. 75-85.
- FLORIANÓPOLIS. Decreto Municipal nº 17.910, de 22 de agosto de 2017. Plano Municipal Integrado de Resíduos Sólidos. Diário oficial do município de Florianópolis, Poder Executivo, Florianópolis, SC, 22 ago 2017, Edição 2011, p. 6.
- IBGE. Pesquisa Nacional do Saneamento Básico, 2008.
- IQBAL, A. et al. Integrated municipal solid waste management scheme of Hong Kong: A comprehensive analysis in terms of global warming potential and energy use. Journal of Cleaner Production, v. 225, n. 2019, p. 1079–1088, 2019.
- MOULT, J. A. et al. Greenhouse gas emissions of food waste disposal options for UK retailers. Food Policy, v. 77, n. November 2017, p. 50–58, 2018.
- PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). Mudança do Clima 2007: Adaptação e Vulnerabilidade. Contribuição do Grupo de Trabalho II ao Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas. Sumário para políticos. Genebra. 2007.
- STANTEC CONSULTING Ltd., Waste to Energy: A Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices – Final Report. Burnaby, BC, 2011.



RECICLAGEM DE POLIURETANO: REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

| ID 15713 |

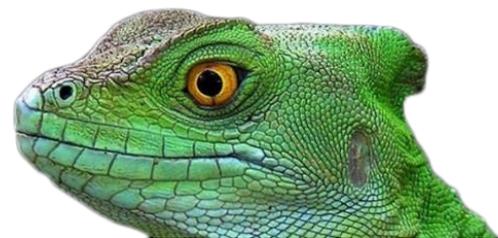
¹Daiene Dorfey, ¹Pamela Metz Coimbra da Silva, ¹Fernando Dal Pont Morisso, ¹Carlos Leonardo
Pandolfo Carone, ¹Vanúsca Dalosto Jahno

¹Universidade Feevale, e-mail: daienedorfey11@gmail.com; pami2000.ev@gmail.com;
morisso@feevale.br; carloscarone@feevale.br; vanusca@feevale.br

| RESUMO |

O poliuretano (PU) é um material versátil, com diversas aplicações e o armazenamento dos seus resíduos gerados, pós-produção e pós-uso, é oneroso, pois o mesmo ocupa uma grande área devido a sua baixa densidade e baixa biodegradabilidade, sendo uma ameaça ao meio ambiente. Portanto, o gerenciamento e reprocessamento de resíduos de PU são, atualmente, uma necessidade. O trabalho teve como objetivo avaliar trabalhos práticos que estudem formas de reciclagem de diferentes tipos de poliuretano a partir de uma revisão sistemática de artigos. A primeira etapa do trabalho foi a definição da pergunta: Como o poliuretano pode ser reciclado? A pesquisa foi realizada na base de dados Scopus, entre os anos 2016-2020, utilizando as palavras chave “polyurethane” e “recycling” e limitando para artigo como tipo de documento encontrado. Os documentos foram classificados em ordem de número de citações e o ponto de corte foi definido através do índice H. Os títulos e resumos foram lidos e os trabalhos que não se enquadravam nos critérios de elegibilidade, foram excluídos. Os artigos que seguiram para leitura completa tiveram dados coletados e conteúdos avaliados. Com a realização da pesquisa, foram encontrados 218 documentos, tendo o maior número de publicações ocorrido em 2019 (61 artigos) e sendo a China foi o país que apresentou o maior número de estudos, totalizando 57 artigos publicados no período avaliado, enquanto o Brasil teve 10 artigos publicados. Com o ponto de corte definido pelo índice H, foram obtidos 22 artigos que foram submetidos à avaliação do conteúdo através da leitura dos títulos e resumos. Aqueles que se enquadravam no tema proposto e nos critérios de elegibilidade, seguiram para leitura completa e avaliação do conteúdo. Após a avaliação dos títulos e resumos, 19 artigos foram excluídos e 3 seguiram para leitura completa. Foi investigado o emprego de glicerina bruta da produção de biodiesel como agente de decomposição para a reciclagem de PU. Usar um grande excesso de resíduos de PU na glicerina pode trazer benefícios na redução de resíduos do mesmo. Além disso, outras vantagens do processo são o gerenciamento de glicerina residual da produção de biodiesel e a possibilidade de uso de gliceroliso na síntese de PU, substituindo em parte os polióis petroquímicos. Foi relatado um estudo do isolamento de vários fungos filamentosos ambientais com capacidade de degradar vernizes de PU a base de poliálcool poliéster e poliéter, bem como espumas sólidas de PU a base de poliálcool poliéter, com altos valores de capacidade de degradação. Várias espécies pertencentes ao complexo *Cladosporium cladosporioides* foram os melhores degradadores de PU.

Palavras-chave: Resíduos; Glicerólise; Fungos.



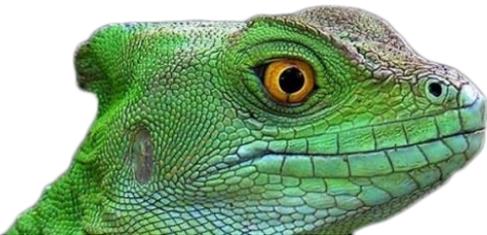
| INTRODUÇÃO |

O lixo marinho é um desafio global e estima-se que haja, no mínimo, 5,25 trilhões de partículas de plásticos no ambiente marinho, pesando, aproximadamente, 268.940 toneladas (ERIKSEN et al., 2014). Em 2018, a produção global de plásticos quase atingiu 360 milhões de toneladas, sendo a maior parte na China (30%) e a América Latina foi responsável por 4%. Na Europa, a produção de plásticos quase atingiu 62 milhões de toneladas. A indústria europeia de plásticos teve uma balança comercial positiva de mais de 15 bilhões de euros em 2018. Qualquer que seja sua origem, no final de sua vida útil, os materiais plásticos são recursos importantes que podem ser usados na forma de novos materiais ou como fonte alternativa de energia, uma vez usada em instalações de recuperação de energia. Em 2018, 9,4 milhões de toneladas de resíduos pós-consumo de plástico foram coletadas na Europa para serem recicladas (PLASTICS EUROPE, 2019).

A produção de produtos de poliuretano (PU) na América do Sul, em 2017, foi de 705.075 toneladas e a previsão é de que sejam atingidas 798.080 toneladas em 2022, sendo o Brasil o maior mercado de poliuretano da América do Sul. O Brasil foi responsável, em 2017, por 67% da produção (IAL CONSULTANTS, 2018).

Atualmente, os processos de reciclagem de polímeros atraem a atenção do mundo da pesquisa e da indústria como resultado direto da aplicação das legislações ambientais. Alguns anos atrás, o aterro sanitário era a alternativa mais usada no final da vida útil do produto. No entanto, a aplicação maciça das leis ambientais provocou um aumento na pesquisa de seu tratamento de resíduos (SIMÓN et al., 2016).

O PU, um dos polímeros mais versáteis inventado pelo homem, é sintetizado por uma grande variedade de precursores, gerando quase infinitos tipos de materiais, de elastômeros e vernizes a componentes altamente resistentes, utilizados em automóveis, espumas, plásticos semirrígidos e fibras têxteis. Devido à sua versatilidade, os PUs são amplamente utilizados em diferentes atividades humanas como substitutos da madeira ou metal e em outros produtos inovadores. No entanto, as vantagens oferecidas por esses polímeros estão relacionadas ao problema causado por seu acúmulo após o final de sua vida útil (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016). Os PUs são degradados lentamente e estima-se que leve centenas de anos para que as moléculas de PU retornem ao ambiente (GAUTAM; BASSI; YANFUL, 2007). Além disso, não existem sistemas limpos ou eficazes para a sua disposição, já que a incineração gera emissões de gases tóxicos e a reciclagem tem o inconveniente de que, após alguns ciclos, o material se torne inútil, terminando em locais de despejo (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).



Os poliuretanos convencionais são geralmente obtidos de diisocianatos ou poli isocianatos, polióis e extensores de cadeia, conforme mostra a Figura 1.

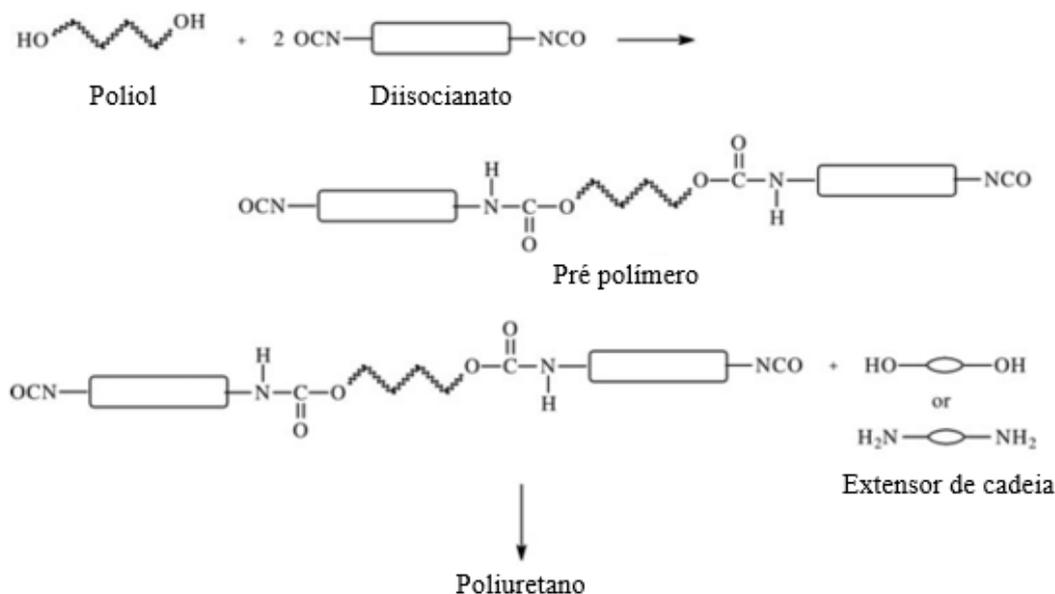
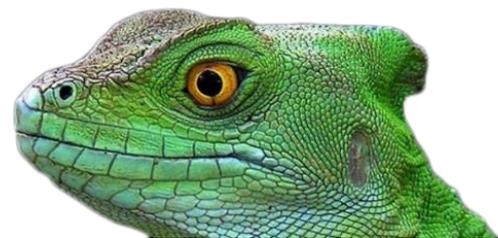


Figura 1: Esquema da produção de poliuretano (adaptado de SOBCZAK, 2015)

O PU pode ser classificado principalmente em espumas e nos denominados CASEs (Revestimentos (do inglês, “Coatings”), Adesivos, Selantes e Elastômeros). Além disso, as espumas podem ser divididas em materiais flexíveis e rígidos (SIMÓN et al., 2016).

No final de sua vida útil, os PUs são queimados ou dispostos em aterros. Entretanto, durante a combustão, os poliuretanos são degradados e liberam isocianatos que se decompõem principalmente no HCN, uma substância venenosa (SAUNDERS, 1959). Nos aterros, os poliuretanos sofrem reação de hidrólise que produz aminas tóxicas (CORNILLE et al., 2017).

Os processos de reciclagem física são inúteis para a maioria das especialidades de poliuretano devido à sua natureza termoestável e, como consequência, os processos de reciclagem química são os melhores a serem utilizados (SIMÓN et al., 2016). Portanto, o trabalho teve como objetivo analisar os trabalhos práticos que estudem formas de reciclagem de diferentes tipos de poliuretanos, a partir de uma revisão sistemática da literatura, entre os anos 2016-2020.



| METODOLOGIA |

A revisão sistemática foi realizada de acordo com Ham-Baloyi; Jordan (2015) e Moher et al. (2009). A primeira etapa do trabalho foi a definição da pergunta: Como as diversas formas do poliuretano podem ser recicladas?

A busca foi realizada na base de dados internacional Scopus, utilizando as palavras chave “polyurethane” e “recycling”, limitando o tipo de documento para artigo e com publicação entre os anos 2016-2020. Os critérios de elegibilidade foram definidos da seguinte forma: o tipo de documento deveria ser artigo, o material estudado deveria ser o poliuretano, o estudo deveria abordar sobre a reciclagem desse material e o ano da publicação deveria ser entre 2016-2020.

Os documentos encontrados foram classificados em ordem de número de citações e o ponto de corte foi definido através do índice H (HIRSCH, 2005). Os títulos e resumos foram lidos e, aqueles que não se enquadravam nos critérios de elegibilidade, foram excluídos. Os que seguiram para leitura completa tiveram dados coletados e conteúdos avaliados.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

A partir da pesquisa realizada na base de dados Scopus, foram encontrados 218 documentos. Desses, o ano de 2019 foi o de maior quantidade de publicações, totalizando 61 artigos publicados. No ano de 2018 foram publicados 53 artigos, e 33 e 37 artigos foram publicados nos anos 2017 e 2016, respectivamente. Em 2020, haviam sido publicados 34 artigos na última data da pesquisa (10 de maio de 2020), como mostrado na Figura 2.

Dos artigos encontrados, a China foi o país que apresentou o maior número de estudos, totalizando 57 artigos publicados no período avaliado, seguida pela Polônia (25 artigos publicados), Estados Unidos (16 artigos), Coreia do Sul (15 artigos), Espanha (14 artigos), Alemanha (11 artigos), Índia (11 artigos), Brasil (10 artigos), República Checa (10 artigos) e Japão (9 artigos).

Com o ponto de corte definido pelo índice H, foram obtidos, portanto, 22 artigos que foram submetidos à avaliação do conteúdo através da leitura dos títulos e resumos. Aqueles que se enquadravam nos critérios de elegibilidade seguiram para leitura completa e avaliação do conteúdo.

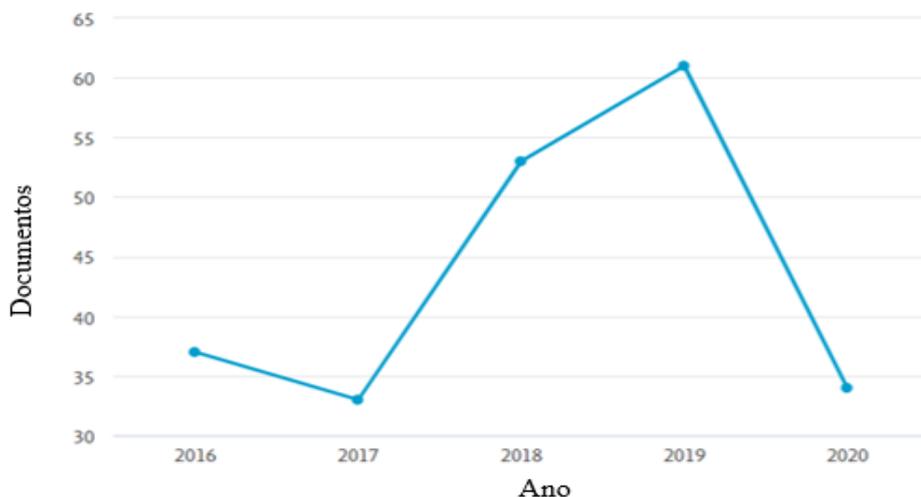
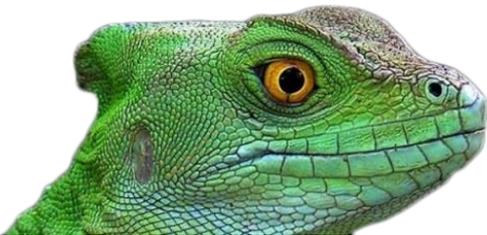


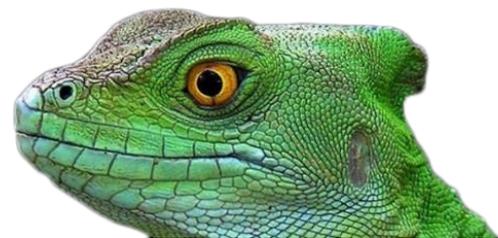
Figura 2: Quantidade de documentos publicados por ano

Dos 22 artigos avaliados, apenas 3 foram submetidos à leitura completa e 19 foram excluídos. As exclusões ocorreram com artigos de revisão da literatura (1 artigo), por se tratar de estudos de produção de poliuretano com maior facilidade de reciclagem (8 artigos) ou desenvolvimento de produtos para remoção de poluentes (5 artigos). Dois artigos foram excluídos por serem estudos sobre produção de poliuretano utilizando matérias primas recicladas e três artigos foram excluídos por não terem relação com o tema em estudo, como mostra o Quadro 1.

Dos três trabalhos selecionados para leitura completa, dois tratam da utilização de reciclagem química, através da glicerólise, e um dos artigos aborda sobre a utilização de fungos para reciclagem de poliuretanos, conforme mostra o Quadro 2.

Os PUs são um grupo de plásticos que possuem uma ampla variedade de aplicação devido às suas diferentes estruturas que dependem dos substratos usados e os mecanismos de reação. O PU é um material versátil, com diversas aplicações, e pode ser obtido na forma de espuma (rígida, flexível, viscoelástica), elastômeros, adesivos, revestimentos, entre outros.) armazenamento de resíduos de PU gerados, pós-produção e pós-uso, é oneroso e não deve ser praticado no futuro. Isso ocorre porque o PU ocupa uma grande área devido a sua baixa densidade e baixa biodegradabilidade, sendo uma ameaça ao meio ambiente. Além disso, o PU é um material caro (comparado ao polietileno), portanto é interessante a reutilização desse material após o consumo ou dos resíduos gerados durante o processamento. Portanto, o gerenciamento e reprocessamento de resíduos de PU são, atualmente, uma necessidade (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

Os PUs são degradados lentamente e estima-se que leve centenas de anos para que as moléculas de PU retornem ao ambiente (GAUTAM; BASSI; YANFUL, 2007). Além disso, não existem



sistemas limpos ou eficazes para a sua disposição, já que a incineração gera emissões de gases tóxicos e a reciclagem tem o inconveniente de que, após alguns ciclos, o material se torne inútil, terminando em locais de despejo (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).

Ano de publicação	Autores	Excluído	Motivo da exclusão
2016	Zhang, J., Kong, Q., Yang, L., Wang, D.-Y.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2016	Xu, W.M., Rong, M.Z., Zhang, M.Q.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2018	Zhang, Z.P., Rong, M.Z., Zhang, M.Q.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2016	Lü, X., Cui, Z., Wei, W., (...), Huang, J., Liu, J.	x	Desenvolvimento de produto para remoção de poluentes
2017	Feng, L., Yu, Z., Bian, Y., (...), Shi, X., Chai, C.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2016	Schneiderman, D.K., Vanderlaan, M.E., Mannion, A.M., (...), Macosko, C.W., Hillmyer, M.A.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2018	Xia, C., Li, Y., Fei, T., Gong, W.	x	Desenvolvimento de produto para remoção de poluentes
2017	Chen, X., Wang, W., Jiao, C.	x	Utilização de produto reciclado em PU
2016	Datta, J., Kopczyńska, P.	x	Revisão da literatura
2017	Hu, Y., Zhu, Y., Wang, H., (...), Yuan, R., Zhao, Y.	x	Desenvolvimento de produto para remoção de poluentes
2016	D'Angelo, G., Thom, N., Lo Presti, D.	x	Tema
2016	Xia, N.N., Rong, M.Z., Zhang, M.Q.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2018	Wang, X., Pan, Y., Shen, C., Liu, C., Liu, X.	x	Desenvolvimento de produto para remoção de poluentes
2016	Kopczyńska, P., Datta, J.		
2018	Fang, Y., Du, X., Jiang, Y., (...), Cheng, X., Wang, H.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2017	Fortman, D.J., Brutman, J.P., Hillmyer, M.A., Dichtel, W.R.	x	Desenvolvimento de produto que facilite reciclagem
2016	Álvarez-Barragán, J., Domínguez-Malfavón, L., Vargas-Suárez, M., (...), Aguilar-Osorio, G., Loza-Tavera, H.		
2018	Kim, J.H., Joshi, M.K., Lee, J., Park, C.H., Kim, C.S.	x	Desenvolvimento de produto para remoção de poluentes
2016	Javed, M.R., Buthe, A., Rashid, M.H., Wang, P.	x	Tema
2016	Simón, D., de Lucas, A., Rodríguez, J.F., Borreguero, A.M.		
2016	Mayyas, M., Pahlevani, F., Handoko, W., Sahajwalla, V.	x	Tema
2017	Gaidukova, G., Ivdre, A., Fridrihsone, A., (...), Cabulis, U., Gaidukovs, S.	x	Desenvolvimento de produto a partir de material reciclado

Quadro 1: Relação do ano de publicação, autores, trabalhos excluídos a partir da leitura de títulos e resumos e motivo da exclusão



Ano de publicação	Autores	Tipo de PU	Reciclagem	Reação	Agente de decomposição
2016	Kopczyńska, P., Datta, J.	Elastômero	Química	Glicerólise	Glicerol
2016	Simón, D., de Lucas, A., Rodríguez, J.F., Borreguero, A.M.	Espumas flexíveis de alta resiliência (HR)	Química	Glicerólise	Glicerol
2016	Álvarez-Barragán, J., Domínguez-Malfavón, L., Vargas-Suárez, M., (...), Aguilar-Osorio, G., Loza-Tavera, H.	Verniz Impranil e Espuma	Biológica	Hidrólise	Fungos

Quadro 2: Relação dos artigos avaliados

Os PUs são sintetizadas a partir de polióis e isocianatos e, dependendo do tipo de poliálcool usado, os PUs podem ser do tipo poliéster (PS) ou poliéter (PE) (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016). Atualmente, a ideia é introduzir componentes renováveis (como óleos vegetais) (DATTA; GŁOWIŃSKA, 2014) ou reciclados para reduzir a parcela de substratos derivada de combustíveis fósseis. Logo, a introdução de semi-produtos químicos reciclados para produção do PU parece ser uma forma promissora (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

No entanto, a preparação de PU depende de vários fatores químicos (número OH, teor de água, massa molar) e fatores mecânicos. A viscosidade dos componentes utilizados e do sistema final é um fator muito importante para o processamento de PU. Conhecer o comportamento reológico é importante durante a produção desses materiais, já que parâmetros como a agitação, distribuição e bombeamento do produto levam a uma variedade de taxas de cisalhamento. Os estudos de reologia podem ser muito úteis na seleção dos programas de temperatura e pressão usados no processamento de materiais poliméricos, incluindo misturas reativas de PU (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

A reciclagem química de plásticos se baseia na decomposição desses polímeros por meio de calor, agente químico ou agente catalítico, para produzir produtos que variam de monômeros químicos a misturas de compostos, podendo ser uma fonte de produtos químicos ou combustíveis (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016). Processos de reciclagem de material de alimentação podem ser classificados em três áreas principais: reciclagem para combustíveis (gasolina, gás liquefeito de petróleo e óleo diesel), reciclagem para monômeros e reciclagem para químicos industriais (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016). Na reciclagem de matérias-primas de PUs, os grupos uretano, ureia e biuretos são tratados por reações químicas com um agente de decomposição especial. Os métodos de reciclagem químicos mais conhecidos são hidrólise (agente químico: água) (MAHONEY; WEINER;



FERRIS, 1974), glicólise (glicóis) (HEKMATJOO et al., 2015), alcoólise (álcoois), acidólise (ácidos orgânicos) e aminólise (aminas) (CZUPRYŃSKI et al., 2002; ZIA; BHATTI; AHMAD BHATTI, 2007). A glicerina também vem sendo proposta como um agente de decomposição com resultados promissores (NIKJE; NIKRAH, 2007).

Os intermediários obtidos da decomposição de PU, normalmente chamados re-poliol, diferem entre si dependendo do agente de decomposição (DATTA, 2012), catalisador (MOLERO; DE LUCAS; RODRÍGUEZ, 2006), temperatura de reação (MOLERO; DE LUCAS; RODRÍGUEZ, 2008) e razão entre o material residual e agente de reação (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016). Esse último influencia nas propriedades físicas (mudança no número de OH, densidade, viscosidade) e estrutura química dos semi-produtos de decomposição obtidos. Porém, os semi-produtos possuem, normalmente, propriedades semelhantes às dos substratos comerciais, podendo ser utilizados para a produção de novos materiais de PU, como elastômeros, contendo re-polióis em substituição a uma parte ou totalmente aos polióis comerciais (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

O processo de reciclagem de produtos químicos mais interessante e estendido para PU é a glicólise. Consiste em uma reação de transesterificação, na qual o grupo éster unido ao carbono carbonil do uretano é trocado pelo grupo hidroxil do glicol (SIMÓN et al., 2016).

Nos últimos anos, a produção de biodiesel se tornou um assunto de interesse. O biodiesel é produzido na reação de transesterificação de óleo vegetal ou gordura animal com um álcool (por exemplo, metanol) na presença de catalisador alcalino, como mostra a Figura 2. A glicerina é obtida como subproduto da produção de biodiesel, sendo que para cada litro de biodiesel produzido, são gerados 200-250 g de glicerina como resíduo. A maioria das aplicações potenciais da glicerina requer processos de refino complexos e dispendiosos para obter glicerol puro para processamento adicional. Portanto, encontrar a aplicação e o desenvolvimento corretos de glicerina bruta é problemático, mas vantajoso por razões econômicas e ambientais (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

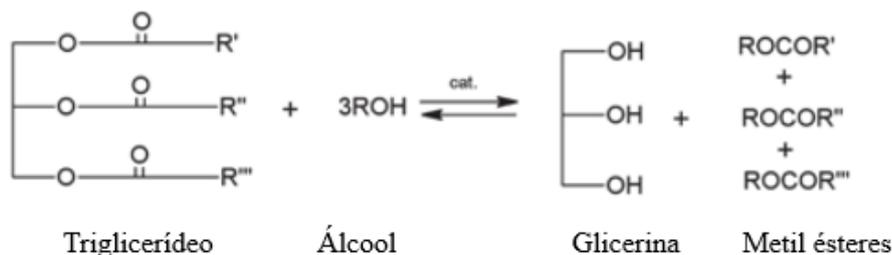
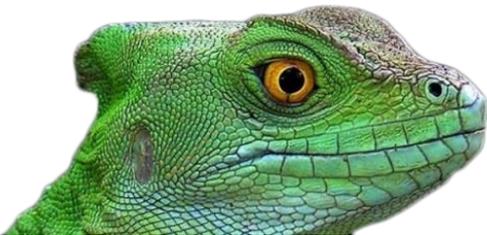


Figura 2: Transesterificação de triglicerídeos (óleo vegetal ou gordura animal) com álcool, produzindo biodiesel, onde R', R'' e R''' são longas cadeias de hidrocarbonetos (adaptado de KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016)



Kopczynska e Datta (2016) estudaram a glicerólise de resíduos de PU elastoméricos usando glicerina bruta com 60% de pureza como agente de decomposição. Os semi-produtos obtidos foram caracterizados por cromatografia de permeação em gel (GPC), espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) e espectroscopia ^1H RMN, DSC, TGA e medidas reológicas, a fim de investigar a estrutura química e propriedades térmicas e examinar o efeito da razão de massa de PU e glicerina na qualidade dos glicerolisatos.

No processo de glicerólise, a glicerina bruta com três grupos OH substitui por intercâmbio o grupo éter ou éster do uretano (Figura 3), resultando em um re-poliol, semelhante ao polioliol virgem usado para produzir o PU, e subprodutos como carbamatos e diaminas de baixa massa molar (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016).

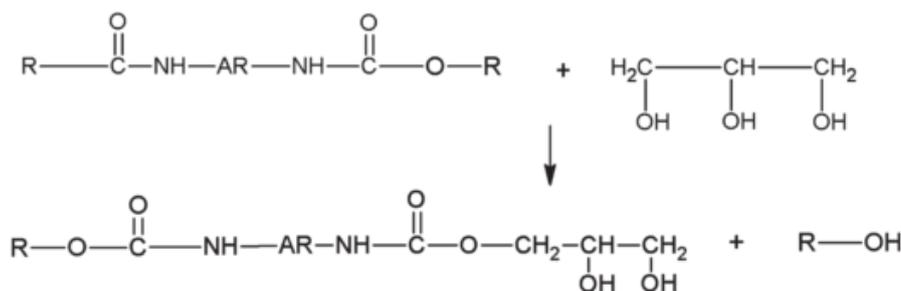
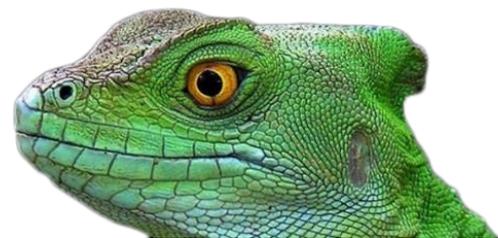


Figura 3: Esquema de decomposição de PU por meio de glicerol, onde AR é o restante do MDI e R é o restante do poliéster (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016)

O processo de glicerólise tem muitas vantagens porque combina o gerenciamento de dois componentes de resíduos em um processo: resíduos de PU e glicerina bruta. No estudo, a influência do PU/GL nas propriedades do glicololisado foi examinada. Os espectros de FTIR confirmaram que o PU/GL tem uma influência insignificante na composição química dos glicerolisatos. Geralmente, as estruturas químicas dos glicerolisados são bastante semelhantes às do polioliol virgem. A Tg dos semi-produtos obtidos é semelhante para todos os glicerolisados, na faixa de -65 a -60 °C, e é característica do baixo valor dos polióis utilizados na síntese de PU. Pode-se presumir que a incorporação desses glicerolisados em novos sistemas de PU não causaria perdas das propriedades térmicas. A decomposição de PU resultou em glicerolisatos com massa molar variando de 700 a 1020 gmol^{-1} (KOPCZYŃSKA; DATTA, 2016). Com o trabalho, os autores observaram que o processo de glicerólise é adequado para a reciclagem de PU.

Atualmente, a produção de espuma com alta resiliência (HR) começou a aumentar acentuadamente como consequência do amplo campo de aplicação que apresenta esse tipo de espuma. As espumas HR estão envolvidas em espumas flexíveis de PU com propriedades de alto desempenho para maior conforto, suporte e durabilidade. As espumas HR apresentam um melhor



fator de suporte (que é a principal função que uma espuma pode proporcionar), maior resistência à fadiga e maior durabilidade em comparação com a espuma convencional e, por esse motivo, sua popularidade está aumentando continuamente, proporcionando um importante incremento dos resíduos gerados. As espumas HR são produzidas por polióis de poliéter de cadeia longa com maior massa molar (4000-6000 g/mol) e uma proporção maior de óxido de etileno do que no caso das espumas convencionais (BEHRENDT; NABER, 2009).

Logo, SIMÓN et al. (2016) estudaram estender o processo de glicólise, desenvolvido para espumas flexíveis convencionais e viscoelásticas, para espumas HR, com as mesmas condições e agentes de clivagem, para valorizar o desperdício de espuma sem a necessidade de uma coleta seletiva ou uma etapa de separação anterior. Diferentes agentes de clivagem (DEG, glicerol 99% PS e glicerol bruto) foram analisados. Como resultado das reações de quimólise, duas fases foram obtidas. As fases superiores foram constituídas principalmente pelo polioliol, enquanto as fases inferiores consistiram em vários subprodutos da glicólise e no excesso de agentes de transesterificação. O glicerol bruto proporcionou uma fase superior com menor concentração de subprodutos e agente de glicólise e, como resultado, com uma proporção maior do polioliol recuperado que apresenta número hidroxil semelhante ao dos polióis brutos, sem necessidade de purificação. Portanto, o uso de glicerol aumenta o rendimento de recuperação de polioliol em comparação com o desempenho mostrado pelo DEG. Os resultados indicaram o glicerol bruto como a melhor alternativa do ponto de vista técnico, ambiental e econômico para realizar o processo de degradação dos resíduos de espuma de PU flexível de HR. Além disso, espumas de PU flexíveis e rígidas foram sintetizadas com sucesso, independentemente do agente de clivagem empregado, utilizando as fases superiores da glicólise e as inferiores, respectivamente.

Os poliuretanos termoplásticos (TPU) são muito versáteis e amplamente utilizados em diversas áreas da indústria, como automotiva, construção, engenharia, calçados, mangueiras e tubos, medicina, fios e cabos (SCHELLEKENS et al., 2014; WAN et al., 2015). A grande quantidade de TPU resulta em dois sérios desafios para a sociedade: perigo de incêndio e poluição ambiental. Portanto, formas de reduzir os perigo de incêndio do TPU e de reciclar de forma sustentável o TPU obtendo materiais de alto valor agregado são vitais para a sociedade humana e para o meio ambiente (ZHANG et al., 2016).

A maioria dos TPU com retardantes de chama não sofrem queima não intencional durante o seu ciclo de vida, logo, outro sério problema de poluição ambiental deve ser observado devido ao enorme volume de consumo do TPU com esses aditivos. Portanto, o descarte de resíduos de TPU é uma preocupação importante (ZHANG et al., 2016). A tecnologia de descarte de resíduos de TPU consiste principalmente em três tipos: aterro, incineração e reciclagem (CREGUT et al., 2013). O



descarte em aterro leva a um desperdício de recursos terrestres devido à baixa densidade do TPU, além de ser muito difícil de decompor em condições naturais. Já a incineração produz gases venenosos e causam poluição atmosférica e riscos para a saúde pública (FUKAYA et al., 2006).

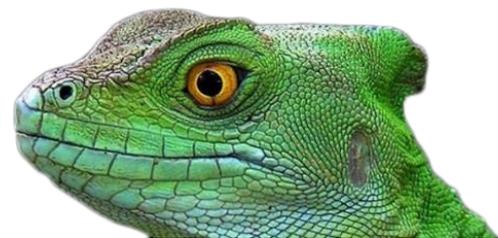
Para reduzir o volume e a quantidade de resíduos de TPU, diferentes métodos de reciclagem têm sido utilizados. Uma das formas mais eficazes de reciclar resíduos de TPU é moer e reincorporar em novos produtos. Embora esse processo seja interessante para a reciclagem de resíduos industriais, não é adequado para tratar TPU com composição diversificada (ZHANG et al., 2016).

A biodegradação de PUs por bactérias e fungos é estudada desde os anos 80 (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016), sendo que muitos dos fungos degradadores de PU a base de polioli poliéster foram coletados de PU a base de polioli poliéster enterrados no solo em condições de laboratório ou em sistemas de compostagem (BARRATT et al., 2003; COSGROVE et al., 2007), enquanto outros foram encontrados crescendo em solo contaminado com PU (LOREDO-TREVIÑO et al., 2011).

As espumas de PU produzidas com polioli poliéster são amplamente utilizadas devido à sua resistência e baixo custo de produção. As propriedades de proteção e amortecimento da espuma a tornam o material ideal para aplicações de embalagem, e seu conforto, suporte e resiliência a tornam uma escolha clara para produtos de construção, equipamentos automotivos e vestuário, cuidados com a saúde, e produtos médicos, de esportes e lazer. Este material, no entanto, é mais recalcitrante ao ataque de fungos do que o PU a base de polioli poliéster. Portanto, existe uma necessidade urgente de desenvolver processos biotecnológicos para a biodegradação de PU, particularmente para o PU a base de polioli poliéster altamente recalcitrante. Para isso, o primeiro requisito é isolar microrganismos com alta capacidade de atacar PU e caracterizar sua atividade biológica no polímero (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).

Álvarez-Barragán et al. (2016) relatam oito novas cepas de fungos isoladas de amostras ambientais que são capazes de degradar Impranil (um verniz PU a base de polioli poliéster) e Poly Lack (um verniz de PU a base de polioli poliéster) e reduzir o peso (até 65%) de espumas sólidas de PU a base de polioli poliéster altamente recalcitrantes. A identificação de produtos de degradação gerados por ação fúngica, que podem ser recuperados para serem usados como substratos para a nova síntese de PU, tornaria mais valioso o desenvolvimento de processos biotecnológicos para a biodegradação e reciclagem de PU.

Para o desenvolvimento do estudo, Álvarez-Barragán et al. (2016) isolaram fungos coletados de amostras ambientais de diferentes fontes: solo do jardim (T), espumas em decomposição de PU coletadas em um depósito de lixo municipal (Bordo Poniente, Ciudad Nezahualcóyotl, Estado do México, México) (BP), fluxo de ar natural do laboratório em ambiente interno (A1) e ao ar livre (A2) e colônias de fungos que crescem no isolamento de PU de uma parede da câmara fria (A3). A



utilização fúngica do Impranil como fonte de carbono e a hidrólise foram avaliadas qualitativamente e quantitativamente. Dois tipos de espumas de PE-PU (A e B), utilizados para produção comercial de amortecimento de colchão, foram testados quanto à degradação por fungos. Ambas as espumas foram sintetizadas a partir de polioli poliéter a base de óxido de propileno/ óxido de etileno e polioli poliéter a base de óxido de propileno/ óxido de etileno com copolímero estireno-acrilonitrilo, usados em diferentes proporções, e polimerizados com tolueno diisocianato. A espuma A continha um retardador de chama halogenado.

Todos os 31 fungos que cresceram e formaram halos de degradação no meio sólido Impranil foram avaliados para análise quantitativa da degradação do Impranil. Todas as linhagens de fungos foram capazes de degradar Impranil em diferentes extensões, com valores que variaram de 6% a 99%. Foi realizado um segundo experimento quantitativo de degradação do Impranil, no qual foram analisados os 15 isolados de fungos que apresentaram os maiores níveis de degradação do Impranil. Esta análise mostrou valores de degradação de 40% a 87%. As oito linhagens melhor degradantes foram identificadas pela taxonomia clássica e por métodos de biologia molecular, permitindo a identificação precisa de linhagens como *Penicillium chrysogenum* e *Aspergillus fumigatus*, apresentando níveis de degradação entre 74% e 78%. Da mesma forma, foi observado que as seis melhores cepas degradadoras de PU pertencem ao complexo *Cladosporium cladosporioides*, sendo possível a identificação das espécies: *Cladosporium pseudocladosporioides*, *Cladosporium tenuissimum*, *Cladosporium asperulatum*, tendo essas apresentado degradação em nível maior de 80%, e *Cladosporium montecillanum* (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).

Para explorar se as oito melhores cepas degradadoras de Impranil também poderiam ser eficazes para degradar espumas sólidas de PE-PU, eles foram submetidos a decompor dois tipos de espumas sólidas, que eram similares em composição, mas diferentes em densidade e com uma das espumas contendo um retardador de chama. Foram registradas alterações na forma e estrutura das peças de espuma e as perdas de peso foram medidas após a incubação com os fungos selecionados. A espuma com retardador de chama foi menos degradada do que a espuma sem retardador de chama, com perda de peso de 6 a 25,9% e 10 a 65%, respectivamente. *Cladosporium tenuissimum* foi significativamente a cepa mais degradante para a espuma com o retardante de chama (25,9%) e a espuma sem o retardante de chama (65,3%) (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).

As seis melhores linhagens de degradação de PU que os autores isolaram foram identificadas como membros do complexo *Cladosporium cladosporioides*. As quatro espécies diferentes identificadas foram coletadas em diversos ambientes: solo do jardim, ar externo, uma parede isolada de PU em uma sala fria e um depósito de lixo. O fato de seis das oito melhores linhagens de fungos degradantes de PU serem isoladas de diferentes fontes ambientais e pertencerem ao mesmo gênero



sugere fortemente que a capacidade de degradação de PU pode ser baseada na fisiologia, bioquímica e genética do gênero.

A análise das alterações químicas geradas por fungos degradadores de PU fornece formas de prever o mecanismo que os fungos exibem para atacar o polímero durante a biodegradação. Os decréscimos no sinal de carbonila (1.729 cm^{-1}) observados nos espectros de FTIR estão relacionados ao ataque de ligações éster presentes na fração polioliol, bem como ao ataque de grupos uretanos (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016). Os resultados mostram que ocorrem reações hidrolíticas sobre cadeias alifáticas contendo ligações éster no segmento polioliol, e no diisocianato de hexametileno, sugerindo que a recuperação de precursores de PU a serem reutilizados para a síntese de novas moléculas de PU pode ser viável. Apesar de haver formas químicas para degradar o PU, nesses processos é necessário o uso de produtos químicos e alta energia térmica, gerando gastos e poluição significativos. Portanto, o uso de linhagens de fungos para degradar resíduos de PU pode ser um sistema ecológico, econômico e sustentável para recuperar precursores de PU para reciclagem (ÁLVAREZ-BARRAGÁN et al., 2016).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Com a leitura dos artigos obtidos a partir de uma busca sistemática na literatura, foram observados estudos de alternativas que podem ser empregadas para a reciclagem de diferentes tipos de poliuretanos, visto que, por ser um material versátil, é amplamente utilizado. Com o aumento da produção desses materiais, aumenta a quantidade de resíduos gerados durante a produção ou após o uso e, por ser um material de baixa densidade, uma grande área é necessária para dispor esse material em aterros, que é o destino mais utilizado atualmente. Com isso, é fundamental encontrar novas maneiras de trabalhar com esses resíduos. A reciclagem química se mostrou uma opção interessante, utilizando o glicerol, um subproduto obtido a partir da produção do biodiesel, para a quebra da molécula de poliuretano, recuperação das matérias-primas e sua reutilização para produção de novos produtos de poliuretano. Porém, dependendo do agente utilizado, pode ser necessária uma purificação, o que causaria gasto de energia e custos. Portanto, a reciclagem biológica também vem a ser uma alternativa viável, com a utilização de fungos para a realização da decomposição do poliuretano.



Agradecimentos

Os Autores gostariam de agradecer ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Universidade Feevale pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ÁLVAREZ-BARRAGÁN, J. et al. Biodegradative activities of selected environmental fungi on a polyester polyurethane varnish and polyether polyurethane foams. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 82, n. 17, p. 5225–5235, 2016.
- BARRATT, S. R. et al. Fungi are the predominant micro-organisms responsible for degradation of soil-buried polyester polyurethane over a range of soil water holding capacities. *Journal of Applied Microbiology*, v. 95, n. 1, p. 78–85, 2003.
- BEHRENDT, G.; NABER, B. W. The Chemical Recycling of Polyurethanes (Review). *Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy*, v. 44, n. 1, p. 3–23, 2009.
- CORNILLE, A. et al. A perspective approach to sustainable routes for non-isocyanate polyurethanes. *European Polymer Journal*, v. 87, p. 535–552, 2017.
- COSGROVE, L. et al. Fungal communities associated with degradation of polyester polyurethane in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 73, n. 18, p. 5817–5824, 2007.
- CREGUT, M. et al. New insights into polyurethane biodegradation and realistic prospects for the development of a sustainable waste recycling process. *Biotechnology Advances*, v. 31, n. 8, p. 1634–1647, 2013.
- CZUPRYŃSKI, B. et al. The utilization of egid polyurethane-polyisocyanurate foams by the combined alcoholysis-aminolysis process. *Polimery/Polymers*, v. 47, n. 2, p. 104–109, 2002.
- DATTA, J. Effect of glycols used as glycolysis agents on chemical structure and thermal stability of the produced glycolysates. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, v. 109, n. 2, p. 517–520, 2012.
- DATTA, J.; GŁOWIŃSKA, E. Effect of hydroxylated soybean oil and bio-based propanediol on the structure and thermal properties of synthesized bio-polyurethanes. *Industrial Crops and Products*, v. 61, p. 84–91, 2014.
- ERIKSEN, M. et al. Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *Plos Medicine*, v. 10, p. 1–15, 2014.
- FUKAYA, T. et al. Reheating decomposition process as chemical recycling for rigid polyurethane foam. *Polymer Degradation and Stability*, v. 91, n. 11, p. 2549–2553, 2006.
- GAUTAM, R.; BASSI, A. S.; YANFUL, E. K. A review of biodegradation of synthetic plastic and foams. *Applied Biochemistry And Biotechnology*, v. 141, n. 2, p. 85–108, 2007.
- HAM-BALOYI, W.; JORDAN, P. Systematic review as a research method in post- graduate nursing education. *Health SA Gesundheit*, v. 21, n. 0, p. 120–128, 2015.
- HEKMATJOO, N. et al. Modeling of glycolysis of flexible polyurethane foam wastes by artificial neural network methodology. *Polymer International*, v. 64, n. 9, p. 1111–1120, 2015.



- HIRSCH, J. E. An index to quantify an individual's scientific research output. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 102, n. 46, p. 16569–16572, 2005.
- IAL CONSULTANTS. PU chemicals and products in South America 2018. IAL Consultants, 2018.
- KOPCZYŃSKA, P. PRODUCT OBTAINED VIA CRUDE GLYCERINE DEPOLYMERISATION OF POLYURETHANE ELASTOMER: STRUCTURE CHARACTERISATION AND RHEOLOGICAL BEHAVIOUR; DATTA, J. Single-phase product obtained via crude glycerine depolymerisation of polyurethane elastomer: structure characterisation and rheological behaviour. *Polymer International*, v. 65, n. 8, p. 946–954, 2016.
- LOREDO-TREVIÑO, A. et al. Polyurethane as substrate for fungal strains. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, v. 2, n. 2, p. 52–58, 2011.
- MAHONEY, L. R.; WEINER, S. A.; FERRIS, F. C. Hydrolysis of Polyurethane Foam Waste. *Environmental Science and Technology*, v. 8, n. 2, p. 135–139, 1974.
- MOHER, D. et al. Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. *Plos Medicine*, v. 6, n. 7, 2009.
- MOLERO, C.; DE LUCAS, A.; RODRÍGUEZ, J. F. Recovery of polyols from flexible polyurethane foam by “split-phase” glycolysis with new catalysts. *Polymer Degradation and Stability*, v. 91, n. 4, p. 894–901, 2006.
- MOLERO, C.; DE LUCAS, A.; RODRÍGUEZ, J. F. Recovery of polyols from flexible polyurethane foam by “split-phase” glycolysis: Study on the influence of reaction parameters. *Polymer Degradation and Stability*, v. 93, n. 2, p. 353–361, 2008.
- NIKJE, M. M. A.; NIKRAH, M. Glycerin as a new glycolysing agent for chemical recycling of cold cure polyurethane foam wastes in “split-phase” condition. *Polymer Bulletin*, v. 58, n. 2, p. 411–423, 2007.
- PLASTICS EUROPE. *Plastics - the Facts 2019*. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://www.plasticseurope.org/en/resources/market-data>>.
- SAUNDERS, J. H. *The Reactions of Isocyanates and Isocyanate Derivatives at Elevated Temperatures* Rubber Chemistry and Technology, 1959.
- SHELLEKENS, Y. et al. Tin-free catalysts for the production of aliphatic thermoplastic polyurethanes. *Green Chemistry*, v. 16, n. 9, p. 4401–4407, 2014.
- SIMÓN, D. et al. Glycolysis of high resilience flexible polyurethane foams containing polyurethane dispersion polyol. *Polymer Degradation and Stability*, v. 133, p. 119–130, 2016.
- SOBCZAK, M. *Biodegradable Polyurethane Elastomers for Biomedical Applications – Synthesis Methods and Properties* Biodegradable Polyurethane Elastomers for Biomedical Applications – Synthesis Methods and Properties. *Polymer-Plastics Technology and Engineering*, v. 54, n. 2, p. 155–172, 2015.
- WAN, S. et al. Synergistic toughening of graphene oxide-molybdenum disulfide-thermoplastic polyurethane ternary artificial nacre. *ACS Nano*, v. 9, n. 1, p. 708–714, 2015.
- ZHANG, J. LAYERED C. ULTRATHIN NANOSHEET-BASED POLYURETHANE NANOCOMPOSITES WITH REDUCED FIRE HAZARD: F. ECO-FRIENDLY FLAME RETARDANCE TO SUSTAINABLE RECYCLING et al. Few layered Co(OH)₂ ultrathin nanosheet-based polyurethane nanocomposites with reduced fire hazard: From eco-friendly flame retardance to sustainable recycling. *Green Chemistry*, v. 18, n. 10, p. 3066–3074, 2016.
- ZIA, K. M.; BHATTI, H. N.; AHMAD BHATTI, I. Methods for polyurethane and polyurethane composites, recycling and recovery: A review. *Reactive and Functional Polymers*, v. 67, n. 8, p. 675–692, 2007.



COCOS NUCIFERA L. A REVIEW OF THEIR BIOMASS IN BRAZIL

| ID 15717 |

1Lucas Santos Azevedo, 2Simone Ramires

Federal University of Rio Grande do Sul, e-mail: radialistalucasazevedo@outlook.com; Federal University of Rio Grande do Sul, e-mail: simone.ramires@ufrgs.br

| ABSTRACT |

The biomass generated by the production of coconut is a big problem. The residues of the coconut industry reach 47% of the production of coconut, being represented mainly by Shell and post the bark. In coastal cities, the husks representing up to 80% of the garbage collected. The tank is inappropriate for this residue can cause bad smell, degrade the landscape, putting at risk the environment and contribute to the proliferation of mosquitoes other transmitters of disease. If burned without the proper control produces substances polluting the environment.

The cost of the provision of this type of material in landfills varies from R\$ 60.00 to R\$ 130.00 per tonne.

Some researchers, as well as organs, are studying ways to employ the biomass of green coconut (epicarp, mesocarp and endocarp) in the correct way, without harming the environment.

The objective is to make a general review of biomass of coconut from its origin to the domestication, wild production to alternatives for reuse of residue to the circular economy of same.

Used for the construction of this work theoretical research to scientific papers by means of digital servers, such as 'Google Scholar' and 'cielo'.

Inconclusividade observed as the wild origin of coconut, because the findings scattered around the world, being the oldest finding found in Colombia dating from the middle to the end of the Paleocene (65 - 55 million years ago). Since its introduction in Brazil in the period after the Portuguese colonization, it was spread throughout the Brazilian territory, focusing mainly in coastal regions, North and Northeast. Morphologically is divided into Giants, dwarves and hybrids. Currently, Brazil is the largest producer per hectare in the world and the fourth in the ranking of total production, bit the top of Sri Lanka.

There are several works in the literature describing different ways of using the residues of coconut, with options ranging from the production of artisan objects, Making memories, use of natural fiber filters, renewable energy production, manufacture of briquettes, cooling of photovoltaic plates, among others, thereby demonstrating sustainable reuse alternatives for their biomass.

The main obstacle to biorrefinária de coco is the logistics required to manage and allocate coconut waste to the place of its reuse of an economically viable form, which can be addressed by supporting nFederal Law 12,305 of 2010 with the implementation of an ERP platform for a reverse logistics more sustainable and economically viable.

Palavras-chave: Cocos núcifera L.; strategic basic research; production engineering.



| INTRODUCTION |

Coconut Tree grows best at altitudes below 1000 m and near the coastal regions, where the average temperature is between 23-34°C, with the absence of temperatures below 15°C and relative humidity between 60 and 90%. The annual precipitation must be greater than 1500mm, preferably distributed throughout the year. You can have growing in a variety of soils, provided that the soil has a good drainage (Carr, 2011).

Correct Summerhayes (2018), the coco was a major food crops of ancient populations of the western Pacific. Although fundamental to the success of colonization and sustainability of the peoples of the Pacific, its history is little known, and their presence recorded by only a handful of archaeologists.

Cocos nucifera L., long was exploited by people from the western Pacific, provided food, drink, oils, medicines and materials used for daily life for the manufacture of houses, kitchen utensils, carpets, canoes, sails for boats, ropes fans and baskets, just to mention some of their uses.

Considered a plant of multiple features, especially the range of products that can be exploited, has worldwide recognition as a vegetable resource vital for all humanity. It is pervasive in virtually all continents, being found between parallels 23°N and 23°S in over 200 different countries (FOALE; HARRIES, 2009) apud (MARTINS; JUNIOR, 2014).

Since its introduction in Brazil in the period after the Portuguese colonization, it was spread throughout the Brazilian territory, focusing mainly in coastal regions, North and Northeast. Currently, Brazil is the largest producer per hectare in the world and the fourth in the ranking of total production, bit the top of Sri Lanka.

Approximately 90% of the production of coconut in the world comes from small farmers with areas of up to 5 hectares, being practically, that this production is consumed internally, in producer countries. In Brazil, approximately 70% of the holding of coconut tree runs in properties up to 10 ha (SIQUEIRA; Aragon; TUPINAMBÁ, 2002) and MARTINS; JUNIOR, 2014).

The residual biomass generated by the production of coconut is a big problem, because the waste from the coco reaches 47% of production, represented primarily by the bark and bark powder (BACONGUIS, 2007). In coastal cities husks representing up to 80% of the garbage collected. Improper tank of this residue can cause bad smell, degrade the landscape, risk to the environment and contribute to the proliferation of insects and other transmitters of disease, and is burned without the proper control produces substances polluting the environment.



There are several works in the literature describing different ways of using the residues of coconut. It seeks through this a revision on the origin, production and alternatives for the use of residues of the coconut in the future projects.

| MATERIALS AND METHODS |

This study is a survey of strategic basis, conducted through surveys of academic articles, by means of digital servers such as 'Google Scholar' and 'SciELO'.

Origins of wild coconut

The origin of the coco has left many perplexed, since Europeans first observed its presence of Madagascar to South America.

De Candolle, in his publication of 1885 *Origin Of Fruits Plants* discusses the arguments of the time, about a probable origin American or Asian. Argues that previously thought that the arguments in favor of Western Europe were the strongest. However, he said: 'Now, with more information and greater experience in similar issues, I am inclined to the idea of an origin in the Indian Archipelago'.

Carl Sauer in 1952 pointed out the debate regarding the origin and identification of coconut in *Agricultural Origins and Dispersals*. In 1968 at a symposium focused on pre-colubianos contacts, publishing later in 1971 in *Man Across the Sea*, Carl Sauer apud Summerhayes (2018) defends a multiple origin for the coconut, based on identification of multiple centers of geographical distribution of the plant through time. The identification of biogeographical centers was in fashion during this period and was based on the temporal and spatial distribution of species. These studies date back to the Russian botanist Vavilov in 1926 and his classic *Studies on the Origins of Fruits Plants* apud Summerhayes (2018) argued that the roots of a plant (domestic and wild) was where was the greatest genetic diversity of this. As School (2017), however, the area of origin is debate because the coconut trees have existed for a long time. Fossilized remnants dating back to the Miocene (23 - 5.3 million years ago) were found in the North Island, New Zealand, and small coconuts-type nuts in other areas of New Zealand dating to the eocene (56 - 36 million years ago), and Oligocene (36 - 26 million years ago). School in *The Coconut: Treatment, Origins and Spread*, also reports cocos-type nuts fossilized in India dating to the Late Cretaceous Period (76 - 62 million years ago). J.F. Rigby apud Summerhayes (2018), shows fossil deposits of coco-type fruit was identified in the city of chinchila, Australia, dating from the late Pliocene/ beginning of the



Pleistocene (5 - 1.5 million years), even as School (2017), the other was found in Colombia dating from the middle to the end of the Paleocene (65 - 55 million years ago). In accordance with Harries (1990 and 1991), the problem is that there is no continuous records of these findings. Harries, analyzing wild species, and taking the basis of biogeography, archeology and biology proposes its origin as being from somewhere in the southwest Pacific in fragmented continent of Lord Howe Rise to the complex of Norfolk Ridge, which has been submerged for 15 million years ago, and points to the origin of the coco households belonging to Malaysia- in the islands between the Southwest Asia and the western Pacific. As School (2017), others prefer an African origin/western Indian Ocean. Id. Chapter 8, discusses in detail the various stories give 'origin' of the coconut. Definitely, there is no consensus about the origin of the coconut, which were used for different types of data such as morphology and genetics.

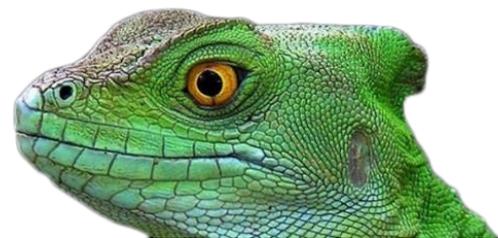
Origin and genetics of domestic coconut

There is little doubt that the coco tamed was derived from the wild form by human selection before spread across the Pacific. The wild form can float and disperse over large areas, and the float to an island, they focus on the edge around the watermark. The mesocarp fibrous and thick of wild form allows you to float and a longer germination. Harris in 'the evolution' notes that these coconuts may germinate after 110 days 'floating (even more than 200 days)'. The issue of natural dispersal is influenced by how the coco is brought to the beach because the coconut will only survive if the seedling growth. (Allaby 2011) In Genes, Language and Culture History in the Southwest Pacific, observes that the wild form is adapted to the dispersion around the Oceania. Correct (HARRIES; BAUDOUIN; Gasthof Rössle, 2004), Harries (1978) and Allaby (2007) the domesticated form would be the result of human selection of shapes with thinner bark for later planting in the interior.

What is interesting is the idea of greater varieties in the remote islands of Oceania where what is called 'introgressiva HYBRIDIZATION' occurs when the domesticated form is brought to a group of islands containing only the wild form.

The genetic analysis of coconut adds a different dimension to the assessment of the origins of the coconut. Of interest is the observation of school in the coconut that says that the majority of more than 20 studies conducted at coco using techniques of molecular biology, were made, more in the nature of the test the suitability of various techniques and establish the priority of the author in using a particular technique.

Many different molecular techniques have been applied from RFLP (length polymorphism of restriction fragment polymorphism), AFLP (amplified fragment length) and microsatellite (SSR marked by sequence) for more advanced sequencing DNA, once it became more accessible. To Allaby in Origins of Plant Exploitation, up to the moment, molecular research is inconclusive, although they note that 'marcadores that distinguish varieties tonganesa FIJIAN and the rest of the Pacific, as well



as specific markers for Papua New Guinea (PNG) using AFLP and simple sequence repeats. Allaby argues that 'the current genetic evidence generally favors an origin of Southwest Asia to the domesticated form of coconut', while acknowledging that the situation has become more complex as more 'phylogenetic-based techniques' were used. (Lebrun et al., 1998) and Allaby (2007) This actually proved to be the case. Although the first rflp data have been used to distinguish groups of African/ Pacific Ocean, this technique does not differentiate between the Oceania Next and Malaysia. Gunn, Baudouin and Olsen (2011) points out that more recent advances in DNA sequencing, with everything, confirms the thesis of two separate populations or subpopulations genetic:

The Pacific Ocean.

Indian and Atlantic ocean basins

Reports on the analysis of DNA from 1322 accessions of coco home (with unique identifiers within a database of DNA sequence) arising out of coconuts collected to represent the geographical and phenotypic diversity.

The results argue for two separate genetic subpopulations, indicating independent origins of cultivation of coconut. They observed that the coconut Pacific has 'ubestruturata', while 'the genetic traits that are more clearly associated with the selection under the human cultivation (habit of dwarf, pollination, and morphology of the fruit nui will)' emerged only in the Pacific. Of importance is the observation that those coconuts as 'mistura genetics' between the two subpopulations (Pacific And Indo-Atlântico) are found in the southwest Indian Ocean. They interpret this as 'consistent with human introductions of cocos Pacific along the ancient trade route linking austronésica Madagascar and Southwest Asia'. From this, then propose two geographic origins of cultivation of coco: Island of Southwest Asia and the margins of Africa in the Indian subcontinent.

As Summerhayes (2018), the problem with this interpretation is common to the majority of genetic data or DNA which were presented by scientists: the problem of 'equifinalidade', i.e., the possibility that two behaviors or different processes could lead to the same result. The term also has implications for the historians when different historical processes result in a similar outcome or social formation. The pattern shown by the DNA can be explained also by using other behavioral models. DNA data, when combined with archaeological data and palinológicos, empirically demonstrated the first evidence of the domestication of coconut in the western Pacific, with subsequent mixing with wild populations in other places. The oldest evidence, as demonstrated for any coco of south Asia is from the holocene medium (approximately 6 thousand years) in comparison with more than 20 thousand years to those found in the western Pacific.

According the Pereira et al. (2003) studying the extent of genetic diversity and genetic relationships between populations / 94 varieties of coco (51 43 Giants and dwarfs), representing the entire range of geographic distribution / cultivation of coconut, evaluates 12 pairs of microsatellite primers of coconut. observing a high level of genetic diversity in the collection with the genetic diversity average of 0.647 ± 0.139 , with the average genetic diversity of Giants 0.703 ± 0.125 and 0.374 ± 0.204 of dwarves. The phenetic tree based on genetic distances of DAD



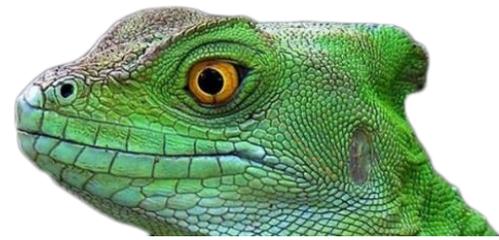
regrouped all the 94 varieties / populations in two main groups, with one group comprising all the giants of South-East Asia, Pacific, west coast of Panama, and all the Dwarves and the other giants of South Asia, Africa and the Indian Ocean coast in Thailand. The distribution of alleles of dwarves highlighted a unique position of dwarf palm trees of the Philippines showing as much variation as the giant group. The grouping of all the Dwarves representing all the geographical distribution of the culture, with giants of East Asia and the Pacific, and the distribution of alleles among the giants and Dwarfs, suggest that the Dwarves originated from the giant forms, and also that of the giants of East Asia and the Pacific. Giants of the Pacific Islands registered the highest level of genetic diversity (0.6 ± 0.26) with the largest number of alleles among all regions.

Cultivation in Brazil

The coconut palm does not exist in Brazil When discovered by the Portuguese in 1500. And the first references appear in the "Treaty Descriptive of Brazil," written by Gabriel Soares de Souza in 1587, which says: "The palm trees that give the coconuts if you do well in Bahia, better than in India, because getting into a coconut beneath the earth, the palm tree that it is born gives coco at five and six years, and in India did not give these plants, fruits in twenty years" (Bondar, 1955) apud (SIQUEIRA; Aragon; TUPINAMBÁ, 2002).

Second Candolle (1885), 'the nut and coconut is abundant on the coast of hot regions of Asia, the islands south of the continent and in similar regions of Africa and America; but it can be said that she date in Brazil, in the West Indies and the west coast of Africa from an introduction that occurred approximately three centuries'. Floor And Marcgrafl seem to admit that the species is foreign to the Brazil without saying this so positive. Of Martius, who published a very important job on the PALMACEAE and travelled through the provinces of Bahia, Pernambuco and others, says: 'where the cocoa nourishes, does not say that it is wild.'

The coconut tree was introduced in Brazil in 1953 through the state of Bahia, hence the name coco-of-bay, with material from the island of Cape Verde. It is likely that has origin in India or Sri Lanka, which were introduced in Mozambique. After a few years, new introductions of coconut trees were carried out in countries such as Malaysia, Ivory Coast and others. From Bahia, the coconut trees spread along the coast of the Northeast, particularly by being a fruitful typical of tropical climate where found favorable conditions for cultivation, and subsequently ended up bringing in other regions of the country. In 1990, the cultivation of coconut was restricted to the Northern and Northeastern regions. In the present day, what is seen is the cultivation of coconut trees in almost all the Brazilian territory (MARTINS; JUNIOR, 2014).



Introduction of hybrid coconut palm in Brazil

As Siqueira, Aragon and Tupinambá (2002), hybridization is the intersection between genetically distinct individuals, and the choice of the parents, is made from the objectives of the activity to be developed.

From May 1938 to November 1951, José Pereira de Miranda Room has developed the first breeding program with coconut trees in Brazil, conducting surveys, autopolinizações and junctions, besides studying the floral biology and characterization of fruit.

Other crossing programs were and are being made from here in Brazil. We adopted worldwide methods of obtaining hybrids, based on combining ability among individuals and phenotypic selection for characters with high heritability. The process of hybridisation may be described as follows:

- a) Introductions are made to obtain the maximum genetic variability;
- b) Hybrids with different varieties and ecotypes are produced and evaluated in comparative tests. The best ones are reproduced for seed production.

Morphology and form

Based on the shape/morphology of coconut, HARRIES Disseminations in the evolution and Classification of EOLIAN NUCIFERA, in 1978, divided the coconuts in two types:

- The NIU kafa, comprising 'oblong fruits, triangular, with a large proportion of fibrous bark'.
- The NIU will, composed of rounded fruit, 'many times colored, with a large proportion of endosperm liquid'.

The use of the term niu to separate the two forms of coconut is defined by Harris based on linguistic diversity. Niu and its variations are argued Harris, the AUSTRONESIAN words for the coconut of Mali and to all areas of the Pacific. He noted that in isolated islands of rennell, Rotuma and Wallis, a variety of coco with high core and containing 600 - 700g of water was called niu will. The same name was used in a Toga, and Samoa. It was this variety that was used by the polynesians on their long journeys, almost certainly because the liquid content was greater than the niu kafa crumb, and the largest provided more sustenance. The variety niu kafa, on the other hand, he observed, was more resistant and thick. This bark, when prepared was ideal for uniting the canoes and ropes, because there rotted easily in sea water. On land, the braided rope of niu kafa connected the woods of homes and day be used for construction of fish traps, helmets and body armor. Harris says that the coconut naturally developed is the niu kafa and the 'coconut selected under cultivation' is the niu is going. (GUNN; BAUDOUIN; Olsen, 2011) the form niu kafa is seen as 'the most ancestral



morphology reflecting the natural selection of oceanic dispersal', while the form *niu vai* is argued as the reflex 'da selection under the human cultivation'. Thus, it was domesticated coconut shell with its thinner and round, and with the largest fruit which was transported by humans in its colonization of the Oceania Remote.

Correct Gunn, Baudouin and Olsen (2011), the coconuts also have traditionally been classified in varieties "dwarf" and "gigantees" based on the habit of trees. 'Goblins' represent approximately 5% of coconut trees and are cultivated throughout the world; they are typically found near human habitation and feature traces closely associated to human selection: slow growth of the trunk, pollination and fruit production *niu goes*. The coconuts 'Giants' Most common are crossing and growing faster than the 'Goblins', resulting in greater height in reproductive maturity. Many 'giants' are grown for the production of copra for extraction of oil and coconut fiber; although actively cultivated, these varieties do not have obvious traits of domestication of dwarves self-pollinators.

As Peace, Pedroza and Oliveira (2017) and other authors, the different species of domestic coconut, the coconut palm giant, the dwarf coconut and the hybrid has its aracterísticas distinct.

The hybrid, fruit of espécies suparacitadas is characterized by the production of large fruits with higher production of water and pulp, producing early on average from the third year.

The giant coconut begins to florecer and produces fruit from the sixth year, and may reach up to 18 meters and fruit with varying sizes. Its cross pollination is, being a plant of easy adaptation to possess a period of reproduction that can last up to 60 years and with an annual production of 50 to 80 fruits.

The dwarf coconut grows about 10 m, is a plant pest, suscetivel suffers from lack of water, but possesses a large fruit with a greater quantity of pulp and water, with economic productivity of 40 years, production of 100 to 120 fruits per autopolimização annual and fertilization.

The species *Cocos nucifera L.*, common name California, presents the root system fasciculated characteristic of Monocotiledônias plants, has roots in primary, secondary and terceárias in a radius of 1m and depth of 0.2 to 0.6m. Being that the roots tercerárias produce radícolas with diameter of 1 to 3 mm, its stem type is not branched stipe, and resistant that secures their leaves protecting the terminal bud.

The bark of the green coconut and parts described as:

- Epicarp: outer layer("shell" of the fruit).
- The mesocarp: layer located between the epicarp and endocarp, part rich in fibers.
- The endocarp: (layer petraea) most internal that the epicarp, is the heckling dura that surrounds the seed possess carpelos where form the embryo.
- Albumen: (endosperm) nutritive tissue in the seed.

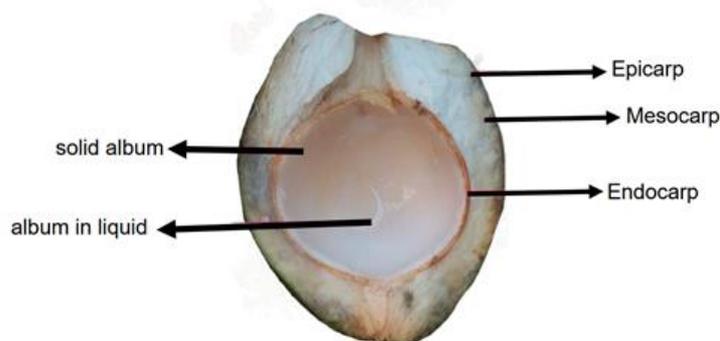
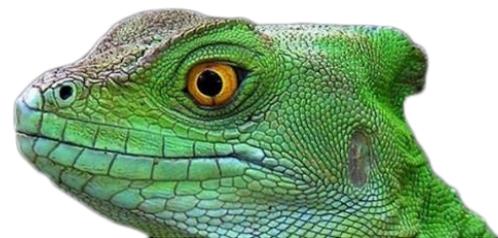


Figura 1: longitudinal coco, illustrating the respective parties

The fruit of coqueiro is composed of albumen liquid (coconut water), albumen, solid or almond, endocarp popularly known as “quengas” and the bark. The carbonized represents on average 57% of the fruit being composed by the mesocarp (fiber and dust) and epicarp (most external layer).

The ALBUMEN liquid is formed after 2 months of the inflorescence, reaching a volume of 300 to 600 ml and the with the ripening of the fruit occurs the formation of albumen, solid and liquid volume decreases.

The mesocarp is the fibrous material of fruit, which presents high elasticity and resistance to moisture and high climatic variations being formed of lignin and cellulose degradation slow.

Production of green coconut in the world and in Brazil

According to Martins and Junior (2014), its commercial exploitation that has occurred in approximately 90 countries, where are the largest plantations and best cultivation conditions such as soils, intense solar radiation, good humidity and rainfall well distributed. The coconut palm is considered a plant of multiple features, especially the range of products that can be exploited, gaining worldwide recognition as a vegetable resource vital for all humanity. It is pervasive in virtually all continents, being found between parallels 23°N and 23°S in over 200 different countries (FOALE; HARRIES, 2009) apud (MARTINS; JUNIOR, 2014).

The coconut is a culture typically tropical. Approximately 84% of the area planted with coconut trees in the world lies in tropical Asia, and the remaining 16% are in African countries, Latin America, Oceania and the Caribbean. The data in table 3 show the production of green coconut in major producing countries



Table 1: main producing countries.

Country	Cultivated Area (ha)	Production (t)	Yield (kg/ha)
Indonesia	3,260,015	18,983,378	58,231
Philippines	3,612,304	14,049,131	38,892
INDIA	2,081,000	11,469,837	55,117
Brazil	234,012	2,649,246	108.629
Sri Lanka	409,224	2,575,230	62,930
Vietnam	148,106	1,499,228	101,227
Papua New Guinea	204,763	1,202,792	58,741
Mexico	183,794	1,158,978	63,059
Thailand	119.00	895,000	46,615

Adapted from Faostat (2017)

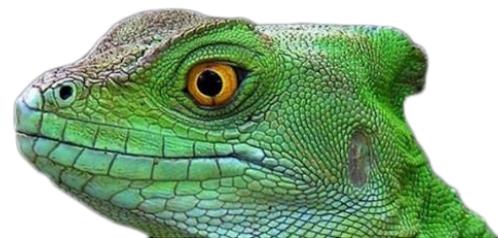
Approximately 90% of the production of coconut in the world comes from small farmers with areas of up to 5 hectares, being that this production is almost consumed internally, in producer countries. In Brazil, approximately 70% of the holding of coconut tree runs in properties up to 10 ha (SIQUEIRA; Aragon; TUPINAMBÁ, 2002) and MARTINS; JUNIOR, 2014).

Brazil currently occupies the fourth position in the world ranking of production of green coconut, producing approximately 2.343 million tons in a harvested area a little higher to 215.6 thousand hectares (FAOSTAT, 2017).

The Brazilian production of coco is highlighted in the states of the northeast region. Table 4 brings the largest Brazilian producers according to the Índice Brasileiro de Geografia e Estatísticas (Municipal Agricultural Production, 2014)

In total, were produced in Brazil 1,946,073 tonnes (WFP, 2014) in the year 2014 and 2,649,246 tons (FAOSTA, 2017). The state of Bahia is responsible for the greatest national production, contributing to more than 28% of national production. The state of Ceará is in second place, with almost 13% of national production. The brazilian northeast figure as a geopolitical region with greater production, totaling about 70% of production in Brazil.

According to Rosa et al (2002), 80% to 85% of the gross weight of the coconut is represented by shell, the remainder being the usable portion, understood by the albumen and coconut water. Comparing this data with the production of coconut for the year 2017 (FAOSTA, 2017), it can be estimated that are produced annually more than 50 million tonnes of waste (biomass). This is a huge amount of waste generated and should be administered in the correct way and with a view to energy production and conservation of the environment.



Import and export in Brazil

Although Brazil import predominantly dry coconut syrup, there are some initiatives of export of coconut, both fresh coconut water. In accordance with KIN (2010), from 2002 until 2006, there was an increase of 19% in exports of fresh coconut. The behavior of Brazilian export market over the years demonstrates a float. Situation also notes with the countries of destination of exports of Brazilian coconut, where the main ones are the Netherlands, Portugal Spain and the United States. The average for the period of 2005 to 2013 there is a volume of fruit exported around 200 thousand pounds of coco exported (Martins and Junior 2014).

Commercial use of the fruit

Although Brazil import predominantly dry coconut syrup, there are some initiatives of export of coconut, both fresh coconut water. In accordance with KIN (2010), from 2002 until 2006, there was an increase of 19% in exports of fresh coconut. The behavior of Brazilian export market over the years demonstrates a float. Situation also notes with the countries of destination of exports of Brazilian coconut, where the main ones are the Netherlands, Portugal Spain and the United States. The average for the period of 2005 to 2013 there is a volume of fruit exported around 200 thousand pounds of coco exported (Martins and Junior 2014).

Problems generated by biomass of coconut

The biomass generated by the production of coconut is a big problem and for Baconguis (2007), emphasizes that the waste industry of coco reaches the 47% of the production of coconut, being represented mainly by Shell and post the bark. In coastal cities, in accordance with Bitencourt & Pedrotti (2008), cited by Mota et al. (2015), the husks representing up to 80% of the garbage collected. Silveira (2008) mentions that the tank is inappropriate for this residue can cause bad smell, degrade the landscape, putting at risk the environment and contribute to the proliferation of mosquitoes other transmitters of disease. If burned without the proper control produces substances polluting the environment.

In accordance with the standard Agência Brasileira de Normas Técnicas (NBR 10004/1996), which provides for the classification of waste, the coconut husk (main solid waste generated in the production chain of coconut) fits as a residue class II (non inert waste, biodegradable or fuel). The cost of the provision of this type of material in landfills varies from R\$ 60.00 to R\$ 130.00 per tonne (FIESP, 2011).



Characterization of residual biomass

The fruit of the coconut tree is composed of albumen liquid (water-coconut), albumen, solid or almond, endocarp (popularly known as "quenga") and bark.

According to Rosa et al (2002), 80% to 85% of the gross weight of the coconut is represented by shell, the remainder being the usable portion, understood by the albumen and coconut water. The bark is composed of the mesocarp (fiber and dust) and epicarp (most external layer of husk) (ANEEL, 2002). The mesocarp of the fruit, consisting of approximately 30 % fiber and 70 % of powder, basically consists of lignin and cellulose of slow degradation, taking from eight to ten years to decompose in nature. The EPICARP is generally used in the manufacture of jewelry, handbags and handicrafts (NUNES; SAINTS; SANTOS, 2007)

The coconut fiber is a lignocellulosic fiber obtained from the fibrous mesocarp of coconut, fruit of coconut (*Cocos nucifera*) grown extensively in the tropics (Ishizaki et al., 2006). The coconut fibers are composed mainly by Cellulose (44%), hemicelluloses (12%) lignin (33%) and extractive (6%), 3 which makes this material an interesting raw material for the production of chemicals and/or biofuel of high added value, in the context of the call of lignocellulose biorefinery (RENCORET et al., 2013).

The lignin is an aromatic macromolecule, highly irregular in its constitution, amorphous, has elemental composition of carbon, hydrogen and oxygen. It is a polymer complex responsible for the formation of cell wall that has a high molecular weight and structural basis units phenyl-propane and is probably linked to the polysaccharides (polioses) of wood. The lignin has an important role in the transport of water, nutrients and metabolic disorders, being responsible for the mechanical resistance in plants. Cellulose is a polysaccharide of fibrous characteristic, located within the cells of plants. Presents empirical molecular formula (C₆H₁₁O₅).

The hemicellulose is composed of polymers of different units of sugars that form branched chains and short. It is responsible for about 25 to 35% of the composition of biomass and features numerous applications from bio-materials (films, fibers, biocompósitos), chemical products such as chemical additives to pharmaceutical products for the treatment of epidermal lesions, Peace, Pedroza and Oliveira (2017).

The following table provides a comparison between different types of lignocellulosic biomass:

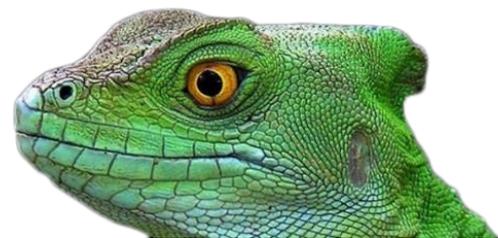


Table 2: Chemical composition of different biomass.

Lignocellulosic Biomass	% Cellulose	% Hemicelluloses	% Lignin
Sugarcane Straw	40-44	30-32	22-25
Sugarcane Bagasse	32-48	19-24	23-32
Hardwood	43-47	25-35	16-24
Softwood	40-44	25-29	25-31
CornStalk	35	25	35
CornCob	45	35	15
Cotton	95	2	0,3
WheatStraw	30	50	15
Sisal	73,1	14,2	11
Rice Straw	43,3	26,4	16,3
CornStover	38-40	28	jul/21
CoconutFiber	36-43	0,15-0,25	41-45
Banana TreeFiber	60-65	06/ago	05/out
BarleyStraw	31-45	27-38	14-19
coconut fiber	44	11	33

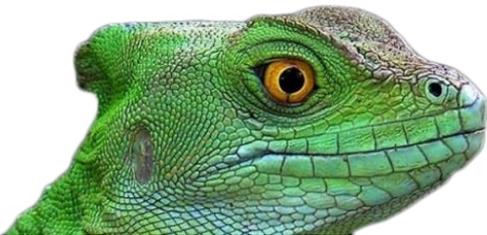
Adapted Santos (2013).

Alternatives for the use of residues of coco

A circular economy is based on the principles of designing waste and pollution, keep products and materials in use and regenerate natural systems (FOUNDATION, 2020), thus to rethink the economic practices of the present society inspired by the functioning of nature itself. It is inseparable from innovation and design of products and systems. It includes a framework for sustainable development based on the principle of "close the life cycle" of products, allowing a reduction in the consumption of raw materials, energy and water. Promotes the development of new relations between the companies, which are to be both consumers and suppliers of materials that are re-incorporated into the productive cycle (LEITÃO, 2015).

In Brazil, the law No 594 of 24 December 1948 grants incentives to the use of coconut fiber. Any business legally established for industrial exploitation of fiber, with the use of national raw material, has exemption from import tax and customs duties. To enjoy the benefits, companies will be obliged to undergo prior to examination and approval by the Ministry of Labor, Industry and Commerce all plans, allow the visits of students of certain courses, when accompanied by teachers and does not entail disruption of service among other obligations.

Some researchers, as well as organs, are studying ways to employ the biomass of green coconut (epicarp, mesocarp and endocarp) in the correct way, without harming the environment.

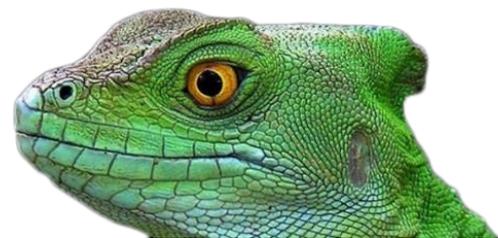


There are several ways to reuse this residue, by means of grinding the bark for the removal of dust and fiber, which can be used in the manufacture of various industrial byproducts, agricultural, craft and even generate energy, adding value and reducing the accumulation of cocons discarded (GONÇALVES, 2019), the options ranging from the production of artisan objects, Making memories, use of natural fiber filters, renewable energy production, manufacture of briquettes, among others (Mota et al., 2015).

The following table provides various possibilities of using this residue considering its parts:

Table 3. Possibilities for use of waste.

Part of the biomass	Destination for biomass	Bibliographic reference
The endocarp	Material of pyrolysis for charcoal production	Andrade et al (2004)
The mesocarp	Removal of reactive dye gray BF-2R	Rocha et al (2012)
Fiber	Agricultural substrate	Carrijo, Liz & makishima (2002)
	Material of pyrolysis for charcoal production	Andrade et al (2004)
	Application in composite materials	Leo (2012)
	Activated charcoal	Macedo (2005)
	Use in asphaltic mix	Vale (2007)
	Production of screens and webs	
	Soil protection	
	Production of paper	
	Environmentally sound materials for civil construction	
		Cooling of photovoltaic plates
	Complementation of animal feed	Vale (2007)
Shell	Production of bio-oil	Mota et al. (2015)
	Charcoal	
	Fuel gas	
	Charcoal	Vale; Barroso; quirinius (2004)
	Chips or chips	Lopes; Brito; Moura (2016)
	Coal	Baconguis (2007)
	Ethanol from 2ª geração	(RAMALHO; GUARIEIRO; VIEIRA, 2016)
Bark powder	Sorbent material for the detoxification of industrial effluents	Pin (2005)
Bark powder	Bio-oil	Figueiredo (2011)
Bark powder	Agricultural substrate	Rosa et al (2002)
Bark powder	Bioadsorbente material of low cost for treatment of industrial effluents contaminated with toxic metals	Sousa et al (2007)



| FINAL COMMENTS |

Logistics being seen as the flow of materials from production to consumption, there is a need for reverse logistics of consumption for reuse. After reaching the final consumer, the product may move up to three different destinations:

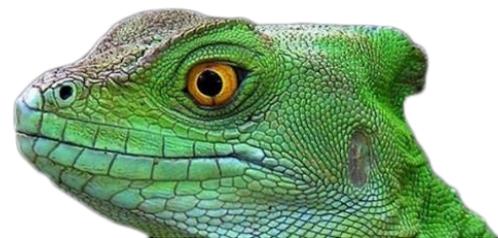
- Go to a safe disposal, such as location of sanitary landfill and specific deposits.
- A destination insecure, being discarded in nature (polluting the environment).
- Or, return to a reverse distribution chain (faé et al., 2006).

Reverse logistics of the shell of coconut is not new. The coconut producing families in small properties dry the residue and place them on the inside of the stove the firewood to produce energy. Business opportunities are promoted through creative projects to ensure best use of resources that are consumed (GONÇALVES, 2019). The main obstacle to biorrefinária de coco is the logistics required to manage and allocate coconut waste on a large scale to the place of its reuse of an economically viable (BECKER et al., 2016); (LOPES, 2018). However, Federal Law 12,305 of 2010, provides for the restructuring of the management systems and management of municipal solid waste, implementing technologies for recovery and treatment of waste. However, the Brazilian federal law no. 12,305, of 2010, provides for the restructuring of the management systems and solid waste management, implementing technologies for recovery and treatment of waste. In this case, to support the restructuring of the management of waste, in particular the solid waste from coconut, the need and possibility of implementation of collection is required for the solid waste collection may occur correct and separately (at least in two fractions: wet and dry) according to their characteristics (BECKER et al., 2016). Lim (2011), discusses the viability of employing with empirical evidence (ERP) for the practice of a logistics and supply chain more sustainable, in an effort to reduce the environmental impact and, at the same time, reduce logistics costs and the costs of production, noting that companies can gain a competitive advantage with the use of ERP platform, with a better management of the resources of the company. Enterprise Resource Planning (ERP) is presented as a solution for a cleaner and more sustainable in terms of logistics strategy and supply chain management through the integration of all business functions together with the help of ICT (Information and Communication Technologies) for a more transparent and efficient exchange of data and instructions. It is therefore concluded that the logistical challenge of redirecting the residual biomass in Brazil can be addressed by implementing strategies supported in federal law 12,305 together with a logistics platform ERP, developing a system more sustainable.



| REFERENCES |

- "Crops". FAOSTAT. Countries - Select All; Regions - World + (Total); Elements - Production Quantity; Items - Coconuts; Years - 2016 Disponível em: Acessado em 23 outubro 2018
- "Crops". FAOSTAT. Countries - Select All; Regions - World + (Total); Elements - Production Quantity; Items - Coconuts; Years - 2017 Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/> Acessado em 30 outubro 2019
- ALLABY, Robin. 2007. Origins of Plant Exploitation in Near Oceania: A Review. Oxford University Press: Genes, Language, and Culture History in the Southwest Pacific, New York, p.181-194.
- ANDRADE, Azarias Machado de et al. Out. 2004. Pirólise de resíduos do coco-da-baía (*Cocos nucifera* Linn) e análise do carvão vegetal. Rev. Árvore, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 707-714.
- BACONGUIS, Santiago R. 2007. Abandoned Biomass Resource Statistics in the Philippines. In: 10TH NATIONAL CONVENTION ON STATISTICS (NCS), 10., 2007, Mandaluyong. Abandoned Biomass Resource Statistics in the Philippines. Mandaluyong: 10th National Convention On Statistics. p. 1 - 12.
- BECKER, Renan et al. 29 jun. 2016. Productivity potential and coconut waste quality for biorefining. *Agronomy Science And Biotechnology*, [s.l.], v. 2, n. 1, p.11-20. Editora Mecenaz Ltda. <http://dx.doi.org/10.33158/asb.2016v2i1p11>.
- BECKER, Renan; QUEIROZ, Taiane Nunes de; SANTOS, Fernando; PEREIRA, Marlon Cristian Toledo; BOHRER, Robson; DULLIUS, Jeane; VILARES, Matheus; MACHADO, Grazielle. Productivity potential and coconut waste quality for biorefining. *Agronomy Science And Biotechnology*, [s.l.], v. 2, n. 1, p. 11, 29 jun. 2016. Editora Mecenaz Ltda. <http://dx.doi.org/10.33158/asb.2016v2i1p11>.
- CANDOLLE, Alphonse de. 1885. Origin of cultivated plants. By Alphonse de Candolle. *The International Scientific Series*, [s.l.], p.430-432. D. Appleton., <http://dx.doi.org/10.5962/bhl.title.29067>.
- Carr M. 2011. The water relations and irrigation requirements of coconut (*Cocos nucifera*): a review. *Experimental Agriculture* 47(1): 27–51.
- CARRIJO, O. A.; LIZ, R. S.; MAKISHIMA, N. 2002. Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. *Horticultura Brasileira*, Brasília, v. 20, n. 4, p. 533-535.
- Faé MI, Ribeiro GM and Schwartz Filho AJ. 2006. Industry location for coconut recycling. In: International Conference on Industrial Logistics. Proceedings ICIL'2006, Kaunas,1: 65-71.
- FIGUEIREDO, Aneliése Lunguinho. 2011. Pirólise termoquímica de pós da fibra de coco seco em um reator de cilindro rotativo para produção de bio-óleo. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ciência e Engenharia de Petróleo, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rn.
- FOUNDATION, Ellen Macarthur. Circular Economy. 2020. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/what-is-the-circular-economy>. Acesso em: 18 maio 2020.
- GONÇALEZ, Joaquim Carlos. 31 mar. 2016. APROVEITAMENTO DA CASCA DO COCO-VERDE (*Cocos nucifera* L.) PARA PRODUÇÃO DE POLPA CELULÓSICA. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 26, n. 1, p.321-330. Universidade Federal de Santa Maria. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509821126>.
- GONÇALVES, Max Filipe Silva. LOGÍSTICA REVERSA DO RESÍDUO DE COCO VERDE – UMA ABORDAGEM SOBRE POSSIBILIDADES DE REAPROVEITAMENTO. *Logs: LOGÍSTICA E OPERAÇÕES GLOBAIS SUSTENTÁVEIS*, São Paulo, p. 198-220, 29 mar. 2019.



- GROSSI, Elton Carlos. 2015. Produção de etanol de segunda geração a partir de um derivado de celulose. Dissertação Apresentada Ao Programa de Pós-graduação em Tecnologias Química e Biológica do Instituto de Química da Universidade de Brasília, [s.l.], p.1-75. Biblioteca Central da UNB. <http://dx.doi.org/10.26512/2015.03.d.18579>.
- GUNN, Bee F.; BAUDOUIN, Luc; OLSEN, Kenneth M. 22 jun. 2011. Independent Origins of Cultivated Coconut (*Cocos nucifera* L.) in the Old World Tropics. *Plos One*, [s.l.], v. 6, n. 6, p.1-8. Public Library of Science (PLOS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0021143>.
- HARRIES, H. C. Jul. 1978. The evolution, dissemination and classification of *Cocos nucifera* L. *The Botanical Review*, [s.l.], v. 44, n. 3, p.265-319. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02957852>.
- HARRIES, H.c.; GREEN, Editor. Alan H.. Wild, Domestic and Cultivated Coconuts. World Bankt Technical Paper Number 136: Coconut Production: Present Status and Priorities for Research, Washington, Dc, p.137-146, 1991.
- HARRIES, Hugh C. 1990. Malesian origin for a domestic *Cocos nucifera*. *The Plant Diversity Of Malesia*, [s.l.], p.351-357. Springer Netherlands. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-2107-8_29.
- HARRIES, Hugh C.; CLEMENT, Charles R. 23 dez. 2013. Long-distance dispersal of the coconut palm by migration within the coral atoll ecosystem. *Annals Of Botany*, [s.l.], v. 113, n. 4, p.565-570. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mct293>.
- HARRIES, Hugh; BAUDOUIN, Luc; CARDENA, Rolando. Floating, Boating and Introgression: Molecular techniques and the ancestry of coconut palm populations on Pacific Islands. *Ethnobotany Research And Applications*, [s.l.], v. 2, p.37-53. Botanical Research Institute of Texas. <http://dx.doi.org/10.17348/era.2.0.37-53>.
- INDICADORES IBGE. 31 dez. 2004. estatística da produção agrícola. Rio de Janeiro: IBGE, 2006-. Disponível em: < https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/6/lspa_pesq_2017_Dez.pdf>. Acesso em: out. 2018 https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/pam/2014/default_xls.shtm
- ISHIZAKI, Marina H. et al. 2006. Caracterização mecânica e morfológica de compósitos de polipropileno e fibras de coco verde: influência do teor de fibra e das condições de mistura. *Polímeros*, [s.l.], v. 16, n. 3, p.182-186. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0104-14282006000300006>.
- LEÃO, Rosineide Miranda. 2012. TRATAMENTO SUPERFICIAL DE FIBRA DE COCO E APLICAÇÃO EM MATERIAIS COMPÓSITOS COMO REFORÇO DO POLIPROPILENO. 2012. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Mecânicas, de Engenharia Mecânica, Universidade de Brasília, Brasília.
- LEBRUN, P. et al. 1998. Genetic diversity in coconut (*Cocos nucifera* L.) revealed by restriction fragment length polymorphism (RFLP) markers. *Euphytica*, [s.l.], v. 101, n. 1, p.103-108. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1018323721803>.
- LEITÃO, Alexandra. Economia circular: uma nova filosofia de gestão para o séc. XXI. *Portuguese Journal Of Finance, Management And Accounting*. Lisboa, p. 149-171. 02
- LIM, Marcus. Sustainable Logistics and Supply Chain for Biomass harvesting using ERP Platform. 2011. 33 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Sustainable Development, Institutionen För Geovetenskap Uppsala, Uppsala, 2011.
- LOPES, Morgana Evair Nunes Mendes. O APROVEITAMENTO DA BIOMASSA DA CASCA DO COCO VERDE PARA PRODUÇÃO DE BRIQUETES E GERAÇÃO DE ENERGIA. *Revista Diálogos & Ciência*, Salvador, p. 51-76, nov. 2018.



- MACEDO, Jeremias de Souza. 2005. Aproveitamento dos resíduos do beneficiamento de fibras de coco na obtenção de um eco-material: carbono ativado mesoporoso. 2005. 109 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Química, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão.
- MARTINS, C. R.; JÚNIOR, L. A. J. 2011. Evolução da produção de coco no Brasil e o comércio internacional – Panorama 2010. Embrapa, Aracaju – SE.
- MARTINS, Carlos Roberto; JESUS JÚNIOR, Luciano Alves de. Ago. 2014. Produção e Comercialização de Coco no Brasil Frente ao Comércio Internacional: Panorama 2014. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, Se, p.01-53.
- MOTA, Francisco de Assis da Silva et al. 2015. A BIOMASSA DO COCO VERDE (Cocos nucifera). In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA, 1., 2015, Fortaleza. Anais. Fortaleza: Ufc. p. 1-4.
- NAYAR, N Madhavan. 2017. Origins. The Coconut, [s.l.], p.117-144 id 268-271. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-809778-6.00007-3>.
- NAYAR, N Madhavan. 2017. Origins. The Coconut, [s.l.], p.145-183. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-809778-6.00008-5>.
- NAYAR, N Madhavan. 2017. Paleobotany and Archeobotany. The Coconut, [s.l.], p.51-65. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-809778-6.00004-8>.
- NAYAR, N.m. 2014. Phylogeny of the Genus Oryza L. Origin And Phylogeny Of Rices, [s.l.], p.37-57. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-417177-0.00003-6>.
- PAZ, Elaine da Cunha Silva; PEDROZA, Marcelo Mendes; OLIVEIRA, Luciana Rezende Alves de. 1 jun. 2017. Alternativa De Exploração Sustentável Dos Resíduos Do Coco Verde Para A Produção De Energia. Revista Brasileira de Energias Renováveis, Ribeirão Preto, v. 6, n. 2, p.318-345. Universidade Federal do Parana. <http://dx.doi.org/10.5380/rber.v6i2.49041>.
- PERERA, L. et al. 02 mar. 2003. Studying genetic relationships among coconut varieties/populations using microsatellite markers. Euphytica, Netherlands, v. 132, n. 1, p.121-128.
- PINO, G. A. H. 2005. Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (Cocos nucifera). Mestrado em Engenharia Metalúrgica – PUC – Rio de Janeiro.
- RAJASEKAR, R.; PRASANNA, P.; RAMKUMAR, R. 20 jun. 2019. Efficiency of solar PV panel by the application of coconut fibres saturated by earthen clay pot water. Environmental Technology, [s.l.], p.1-8. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2019.1629181>.
- RAMALHO, José Julio Araújo; GUARIEIRO, Lilian Lefol Nani; VIEIRA, Érika Durão. 2016. Análise do Potencial de Uso da Fibra de Coco Verde (Cocos Nucifera) para Produção de Etanol de Segunda Geração. Faculdade Senai Cimatec: II Workshop de Gestão, Tecnologia Industrial e Modelagem Computacional, N.i., p.20-21.
- RENCORET, Jorge et al. 26 fev. 2013. Structural Characterization of Lignin Isolated from Coconut (Cocos nucifera) Coir Fibers. Journal Of Agricultural And Food Chemistry, [s.l.], v. 61, n. 10, p.2434-2445. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/jf304686x>.
- ROCHA, Otidene Rossiter Sá da et al. 2012. Avaliação do processo adsorptivo utilizando mesocarpo de coco verde para remoção do corante cinza reativo BF-2R. Quím. Nova, São Paulo, v. 35, n. 7, p. 1369-1374.
- ROSA, M. F.; BEZERRA, F. C.; CORREIA, D.; SANTOS, F. J. S.; ABREU, F. A. P.; FURTADO, A. A. L.; BRÍGIDO, A. K. L.; NORÕES, E. R. V. 2002. Utilização da casca de coco como substrato agrícola. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical. 24 p. (Documentos, 52)



- Santos F., Colodete J. and Queiroz J. 2013. Bioenergia e Biorrefinaria: Cana-de-açúcar e espécies florestais. UFV, Viçosa, 551p.
- SAUER, Carl O. 1952. AGRICULTURAL ORIGINS AND DISPERSALS. The American Geographical Society, New York, p.27-27.
- SIQUEIRA, Luiz Alberto; ARAGÃO, Wilson Meneses; TUPINAMBÁ, Evandro Almeida. Nov. 2002. A introdução do coqueiro no Brasil. Importância histórica e agrônômica. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária: Embrapa Tabuleiros Costeiros, Aracaju, Se, p.1-24.
- SOUSA, Francisco W. et al. Out. 2007. Uso da casca de coco verde como adsorbente na remoção de metais tóxicos. Química Nova, [s.l.], v. 30, n. 5, p.1153-1157. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-40422007000500019>.
- SUMMERHAYES, Glenn R. 8 out. 2018. Coconuts on the Move: Archaeology of Western Pacific. The Journal Of Pacific History, [s.l.], p.1-22. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/00223344.2018.1520082>.
- VALE, A. T. do; BARROSO, R. A.; QUIRINO, W. F. 2004. Caracterização da biomassa e do carvão vegetal do coco-da-baía (Cocos nucifera L.) para uso energético. Biomassa & Energia, Viçosa, v. 1, n. 4, p. 365-370,.
- VALE, Aline Colares do. 2007. Estudo Laboratorial Da Viabilidade Do Uso De Fibras De Coco Em Misturas Asfálticas Do Tipo Sma. 147 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia de Transportes, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.
- ZAFAR, Salman. 2018. Energy Potential of Coconut Biomass. Disponível em: <<https://www.bioenergyconsult.com/coconut-biomass/>>. Acesso em: 22 out. 2018.



VERMICOMPOSTAGEM EM PEQUENA ESCALA COMO ALTERNATIVA DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS ORGÂNICOS DE ORIGEM DOMÉSTICA

| ID 15722 |

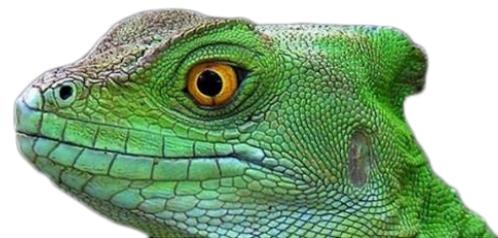
**1Zilda Diani da Rosa Leal, 2Miguel David Fuentes-Guevara, 3Jayne da Silva Andrade, 4Érico Kunde
Corrêa, 5Luciara Bilhalva Corrêa**

1Universidade Federal de Pelotas, e-mail: diannileal@gmail.com; 2Universidade Federal de Pelotas, e-mail:
miguelmigue@hotmail.com. 3Universidade Federal de Pelotas, e-mail: jayneandrade2@gmail.com. 4Universidade
Federal de Pelotas, e-mail: ericokundecorrea@yahoo.com.br. 5Universidade Federal de Pelotas, e-mail:
luciarabc@gmail.com

| RESUMO |

O aumento populacional expressivo tem afetado cada vez mais a geração dos resíduos sólidos no mundo. No Brasil, o modelo atual de gestão de resíduos sólidos é insustentável, havendo a necessidade urgente de mudar alguns paradigmas vigentes, sobretudo em relação ao engajamento da população, ao custeio dos serviços e à governança político-institucional. Entre os diversos constituintes dos resíduos sólidos, a parcela orgânica tem se destacado, pois corresponde a mais da metade do total gerado. Como alternativa de tratamento desses resíduos orgânicos, a vermicompostagem domiciliar pode contribuir para aumentar o aproveitamento da fração orgânica gerada nas residências brasileiras. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi desenvolver um sistema de vermicompostagem em pequena escala, perfeitamente adaptável a casas e apartamentos, e avaliar sua qualidade e desempenho durante três meses. Cada vermicomposteira foi composta por duas caixas plásticas de 18L com tampa, 2kg de composto maturado e 100 minhocas da espécie *Eisenia foetida*. Sobras de legumes, frutas e hortaliças trituradas foram adicionadas semanalmente, ao menos uma vez por semana, e cobertas com serragem de madeira crua. O acompanhamento da qualidade do vermicomposto ocorreu através da avaliação dos parâmetros físico-químicos (pH e temperatura) ao longo do processo de vermicompostagem estabelecido em quatro coletas, em conjunto com a análise de fitotoxicidade, utilizando como organismo teste sementes de *Lactuca sativa* sp (alface). Como resultado, destaca-se que a vermicompostagem em pequena escala tem potencial de contribuir com a redução do volume de resíduos doméstico destinados ao aterro sanitário e ainda foi verificado qualitativamente a eficiência do sistema a partir da ausência de maus odores e vetores. O vermicomposto doméstico analisado nas diferentes coletas feitas durante o experimento teve um comportamento de temperatura e pH esperado de acordo a literatura. Em relação à análise de fitotoxicidade, a vermicompostagem não apresentou risco para as sementes de alface, classificando o vermicomposto como não fitotóxico com valores de índice de germinação acima de 80%.

Palavras-chave: Aproveitamento de resíduos; *Lactuca Sativa L.*; Fitotoxicidade.



| INTRODUÇÃO |

O aumento populacional expressivo de seres humanos no mundo e suas respectivas ações antrópicas vêm sendo amplamente discutidos na atualidade (SANTOS et al., 2020). Este crescimento populacional tem levado ao aumento da oferta e da procura por alimentos que, por sua vez, influenciam os sistemas agropecuários e agroindustriais a aumentarem a sua produção, para suprir a demanda da população e, conseqüentemente, todo sistema de produção acaba gerando mais resíduos (SANTOS et al., 2016).

No Brasil, o panorama realizado pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), em 2012, observou que os principais materiais que integram os resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil são os resíduos sólidos orgânicos (RSO), que correspondem a aproximadamente 51% do total coletado em um ano (ABRELPE, 2012). De acordo com a ABRELPE (2019), o modelo atual da gestão dos resíduos sólidos no país é insustentável, havendo a necessidade urgente de mudar alguns paradigmas vigentes, sobretudo em relação ao engajamento da população, ao custeio dos serviços e à governança político-institucional.

Visando a sustentabilidade da gestão dos RSU, no Brasil surgiu a Lei 12.305 de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Essa normatividade restringe os materiais que devem ser dispostos em aterros sanitários, sendo permitidos apenas aqueles materiais que tenham esgotados todas as possibilidades de recuperação e tratamento (GUIDONI et al., 2013). Esta lei ainda atribui a responsabilidade aos geradores de realizar o manejo correto desses resíduos, a destinação final adequada para os resíduos recicláveis, reutilizáveis ou passíveis de compostagem, bem como a disposição final dos rejeitos em aterros sanitários (PERUCHIN et al., 2013).

Neste sentido, é conhecido que a fração orgânica dos RSU pode ser tratada ou aproveitada através de processos como incineração, digestão anaeróbia e compostagem ao invés de ser aterrada, visto que em muitas ocasiões quando estes resíduos são dispostos em lixões eles são degradados em condições não controladas que podem gerar impactos ambientais negativos através do não tratamento do chorume e pela emissão de metano (PIRES, 2013). Dentro das formas de aproveitamento, tratamento e valorização da fração orgânica dos resíduos destacam-se os processos de compostagem e vermicompostagem, considerados ideais para se obter a estabilização da matéria orgânica em melhores condições e de forma mais rápida (LOUREIRO et al., 2007; GUIDONI et al., 2013; COTTA et al., 2015).

A compostagem é um processo controlado de decomposição aeróbia, por meio da ação de microrganismos, com oxidação e oxigenação de uma massa heterogênea de matéria orgânica, em condições que permitem o desenvolvimento de três fases: uma inicial e rápida (fase mesofílica) onde



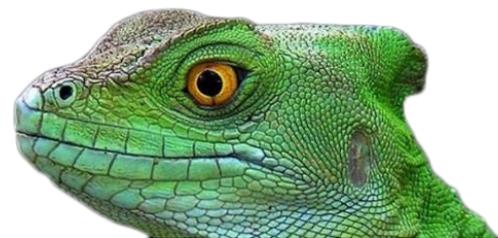
o composto é considerado imaturo ou cru, seguido pela segunda fase de bioestabilização (fase termofílica), para finalmente atingir a terceira fase de humificação e mineralização de determinados componentes da matéria orgânica, o qual pode ser considerado o fim do processo de compostagem (PRÁ et al., 2009; COTTA et al., 2015).

Por outro lado, a estabilização da matéria orgânica dos resíduos orgânicos também pode ser alcançada através do metabolismo de algumas espécies de minhocas ao se alimentarem desse material, constituindo assim, o processo denominado como vermicompostagem (COTTA et al., 2015). A degradação dos RSO na vermicompostagem ocorre dentro do organismo das minhocas, a qual se dá através de bactérias simbióticas que ficam localizadas principalmente em seus nefrídios. Deste material ingerido pelas minhocas, parte é utilizado para a sua sobrevivência e reprodução, e o restante é excretado na forma de coprólitos que podem ser usados como adubo orgânico (VAZ, 2017). O vermicomposto é o nome dado ao composto constituído pela mistura de matéria orgânica humificada e excrementos das minhocas (FARIAS, 2001).

É possível perceber através dos estudos realizados por Farias (2001) que a conversão de resíduos orgânicos por minhocas pode ou não ser realizada com o auxílio de tratamento prévio como a compostagem. Os microrganismos presentes no sistema digestivo das minhocas podem decompor o substrato diretamente, usando a energia obtida para sua sobrevivência, além de utilizar o substrato como um sítio de fixação, enquanto obtêm suas necessidades nutricionais do meio que os cerca (FARIAS, 2001).

A espécie *Eisenia foetida*, conhecida popularmente como minhoca Vermelha da Califórnia é a mais utilizada pelos produtores de vermicomposto em virtude da sua habilidade de converter resíduos orgânicos pouco degradados em material estabilizado, além de sua extraordinária proliferação e rápido crescimento (AQUINO, ALMEIDA e SILVA, 1992). De acordo com os estudos realizados por Aquino, Almeida e Silva (1992) vários materiais orgânicos podem ser utilizados para a criação dessas minhocas, como: resíduos orgânicos domésticos, restos de vegetais e esterco em geral. Contudo, materiais fibrosos, que possuem alta relação carbono/nitrogênio (C/N) e conseqüentemente são pobres em nitrogênio, criam limitações para o desenvolvimento da vermicultura.

Dessa forma, este processo possui parâmetros que precisam ser controlados e que podem influenciar diretamente o produto final, como a umidade, o pH, a temperatura, a aeração, a relação (C/N) e o tamanho das partículas, que se estiverem fora dos padrões necessários determinados pelas metodologias e legislações respectivas, podem levar a ações prejudiciais quando o produto final é destinado no solo, e conseqüentemente afetando a fauna e a flora (PRÁ et al., 2009; GUEVARA et al., 2017).



Como a vermicompostagem é um processo biológico de decomposição da matéria orgânica, a presença de água é imprescindível para as necessidades fisiológicas dos organismos, os quais não sobrevivem na sua ausência. No início do processo de decomposição, ocorre uma fase fitotóxica pela formação de ácidos orgânicos que tornam o meio mais ácido do que o da própria matéria prima utilizada, necessitando assim equilibrar o pH para evitar possíveis impactos ambientais negativos. Com a formação de ácidos húmicos através da vermicompostagem, há a reação entre esses ácidos e os elementos químicos básicos, como consequência, o pH do composto se eleva à medida que o processo se desenvolve, passando pelo pH 7 (neutro) e alcançando pH superior a 8 (básico) enquanto houver nitrogênio amoniacal no meio.

Outro fator importante para a qualidade do composto é o equilíbrio da relação C/N já que o principal objetivo do processo é criar condições para fixar nutrientes, de modo a serem posteriormente utilizados como adubo. (MARAGNO, TROMBIN e VIANA, 2007). Além disso, o local onde será realizado o processo de vermicompostagem deve possibilitar uma boa drenagem, visto que é necessário manter a umidade em torno de 75%. Um método simples para avaliar-se de forma empírica a umidade adequada do material, é realizar um teste sensorial, tomando um punhado do material e apertando-o no interior da mão, observando-se se a água escorre, o qual indica um excesso de umidade. No caso da mão ficar somente úmida, significa que a umidade encontra-se dentro dos limites corretos. Caso não se umedeça a mão, indica que o material está com falta de umidade (AQUINO, ALMEIDA e SILVA, 1992).

Na legislação brasileira é comum encontrar limites dos valores máximos e mínimos para alguns desses parâmetros, como por exemplo, o estabelecido na Instrução Normativa nº 25 de 2009 que traz as normas sobre as garantias e tolerâncias que os compostos destinados à agricultura devem conter, entre outras especificações (BRASIL, 2009; MASSUKADO e SCHALCH, 2015). No processo de vermicompostagem faz-se necessário ter o conhecimento e o controle sobre alguns parâmetros, como: o tamanho dos resíduos orgânicos que serão colocados na vermicompostagem, o tipo de resíduos orgânicos, bem como a temperatura, a umidade e a relação C:N desses resíduos antes da inoculação das minhocas (FARIAS, 2001; QUINTELA, 2014).

Uma das diferenças entre o sistema de compostagem convencional e vermicompostagem no início do processo é a redução da espessura da pilha, a fim de evitar temperaturas acima de 35°C que inviabilizaria a sobrevivência das minhocas (AQUINO, ALMEIDA e SILVA, 1992). O local escolhido para iniciar o processo de vermicompostagem deve ser arejado, distante de possíveis predadores e agentes estressantes ou inibidores, assim como a altura da vermicomposteira utilizada deve estar em torno de 0,30m do chão para que não haja um aquecimento elevado do material, pois tais fatores, podem levar a fuga ou até mesmo o óbito das minhocas (FARIAS, 2001).



De acordo com Miranda et al. (2011), o material humificado obtido através da vermicompostagem quando disposto no solo pode trazer alguns benefícios como, a maior capacidade de troca de cátions, a mineralização mais lenta, a maior retenção de umidade e o aumento de três a onze vezes do teor de fósforo assimilável, de potássio e magnésio trocáveis. O processo favorece ainda a multiplicação de microrganismos que tornam a fermentação de restos vegetais ainda mais rápida, disponibilizando mais facilmente os nutrientes que podem ser melhor aproveitados pelas plantas (MIRANDA et al., 2011).

A vermicompostagem doméstica consiste em um sistema simples e de fácil operação, perfeitamente adaptável a casas e apartamentos. É um método que permite realizar a vermicompostagem de resíduos orgânicos no local de origem, evitando os impactos ambientais negativos e os gastos econômicos associados à coleta, ao transporte e à destinação final dos resíduos orgânicos domiciliares em aterros sanitários (QUINTELA, 2014).

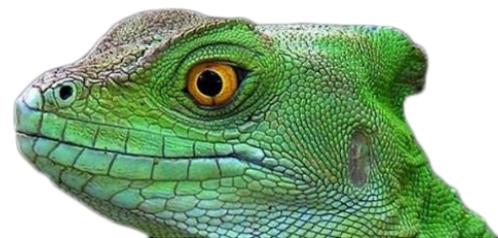
De acordo com os estudos realizados por Quintela (2014), atualmente existem algumas empresas que comercializam kits para vermicompostagem doméstica que possuem pequenas diferenças entre os seus produtos, no entanto, o princípio de funcionamento dos sistemas é idêntico. Esse sistema consiste em vermicomposteiras formadas por três ou mais recipientes iguais, encaixados um sobre o outro e interligados por furos existentes na base das caixas, podendo ser adaptado e usado por grandes geradores (QUINTELA, 2014; AMORIN et al., 2016; VAZ, 2017; RIBEIRO, 2019).

Frente ao anteriormente exposto, este trabalho teve por objetivo avaliar o potencial de uso da vermicompostagem em pequena escala como forma de tratamento dos resíduos orgânicos de origem doméstica por meio do monitoramento dos parâmetros físico-químicos e da sua fitotoxicidade ao longo do processo.

| MATERIAL E MÉTODOS |

O experimento foi realizado no município de Pelotas, localizado na região Sul do Estado do Rio Grande do Sul (Brasil). O local escolhido para manter as vermicomposteiras e realizar as análises do experimento foi o laboratório de resíduos e ecotoxicologia do Núcleo de Educação, Pesquisa e Extensão em Resíduos e Sustentabilidade (NEPERS) da Universidade Federal de Pelotas (UFPEL).

Os resíduos orgânicos utilizados no experimento foram coletados uma vez por semana em uma residência localizada no município de Pelotas, no período de novembro de 2019 a fevereiro de 2020. A residência possui quatro moradores, na faixa etária de idade entre 16 e 60 anos. Os resíduos que



predominaram foram as cascas de banana, mamão, batata e cenoura. Estes resíduos foram armazenados em um refrigerador do laboratório até serem depositados nas vermicomposteiras.

Antes de iniciar o experimento, foi realizado um teste para definir a quantidade máxima de resíduos orgânicos que seriam adicionados nas vermicomposteiras. O objetivo do teste era adicionar 500g de resíduos orgânicos picados (dimensões menores) por dia até preencher todo o espaço disponível nas vermicomposteiras. No entanto, após o quarto dia de adição de resíduos foi observado um aumento expressivo na umidade do processo que poderia prejudicar o seu funcionamento e atividade das minhocas. Assim, foi suspensa a adição de resíduos até estabilizar a umidade. Após duas semanas observando essa fase de teste, foi decidido que seriam adicionados no experimento 500g de resíduos orgânicos picados, por semana, em cada vermicomposteira, com a finalidade de evitar o aumento excessivo da umidade e a geração de chorume.

Os resíduos orgânicos passaram por uma fase de segregação e pesagem antes de serem depositados nas vermicomposteiras. Os resíduos cítricos, restos de alimentos cozidos, sementes e caroços foram descartados como rejeito, ficando assim apenas com restos de vegetais crus, cascas de frutas não cítricas e cascas de legumes e ovos. Após a segregação, os resíduos foram picados e pesados até atingirem a quantidade determinada. As minhocas utilizadas no experimento foram doadas pelo laboratório do NEPERS, onde existe uma vermicomposteira mantida pelos alunos e professores para possíveis experimentos realizados no local. Elas são da espécie *Eisenia Foetida*, popularmente conhecida como minhoca Vermelha da Califórnia.

A vermicomposteira desenvolvida para este experimento foi montada em duas caixas poliméricas com as seguintes dimensões: 41,5cm de comprimento, 35cm de largura e 17cm de altura. As caixas foram encaixadas uma em cima da outra com uma tampa em cima (Figura 1.a e 1.b). Foram feitos 30 furos de aproximadamente 4mm (milímetro) de diâmetro na base da caixa de cima, permitindo que o chorume fosse drenado para a caixa inferior caso fosse gerado. O sistema se manteve isolado para entrada de moscas e outros insetos através da tampa, mas se permitiu o fluxo de ar mediante furos de 3mm feitos nas laterais da caixa na parte superior.



a)



b)

Figura 1: a) Vista frontal da Vermicomposteira; b) Vista lateral da Vermicomposteira.

Diante disso, foi realizada a montagem de duas composteiras no mesmo sistema como antes mencionado. A área total ocupada pelas duas composteiras foi de aproximadamente 0,5 m², considerando que as duas composteiras ficaram posicionadas no chão (Figura 2). Foi realizado um tratamento com duas repetições, assim cada vermicomposteira recebeu uma identificação: composteira 1 e composteira 2



Figura 2: Vermicomposteiras utilizadas no experimento

Na caixa superior de cada composteira, onde seriam depositados os resíduos, foi primeiramente colocado no fundo uma camada de 2kg de um vermicomposto já maturo e úmido (Figura 3), retirado de uma vermicomposteira em operação, para abrigar as minhocas utilizadas no experimento. Seguidamente, foram adicionadas 100 minhocas da espécie *Eisenia Foetida* ao vermicomposto maturo nas respectivas caixas.



Figura 3: Vermicomposto maduro utilizado para iniciar o processo de vermicompostagem

A operação dos sistemas foi composta pelas seguintes etapas: segregação inicial dos resíduos orgânicos pelos moradores da residência, coleta e transporte dos resíduos do local de geração até o local do experimento, segregação no laboratório entre resíduos compostáveis e cítricos, trituração, pesagem e adição de resíduos nas composteiras.

Para instruir os moradores sobre a segregação inicial dos resíduos foi realizada uma breve conversa sobre quais resíduos deveriam ser separados, explicando o objetivo do trabalho e os benefícios que ele poderia trazer. Além disso, para evitar possíveis falhas nessa etapa, foi desenvolvida e entregue à família uma lista com os resíduos que poderiam ser utilizados na vermicompostagem. A coleta dos resíduos junto aos geradores foi realizada uma vez por semana, nas sextas-feiras e o transporte até o local dos experimentos foi realizado em uma caixa sob refrigeração em um automóvel. A indisponibilidade de horário e a necessidade do carro para realizar o transporte inviabilizou que as coletas fossem realizadas três vezes na semana. Dessa forma, nas sextas-feiras os resíduos eram coletados, transportados e preparados para a adição da semana, quando necessário.

A segregação dos resíduos no laboratório, realizada nas sextas-feiras, envolveu a retirada dos resíduos cítricos e a trituração dos resíduos compostáveis, seguido da pesagem em bandejas plásticas (Figura 4). Após a adição respectiva de resíduos nas vermicomposteiras, os resíduos restantes eram armazenados em sacos plásticos já com a quantidade certa e mantidos em local refrigerado para adição do resto durante a semana, caso fosse necessário (Figura 5).



Figura 4: Pesagem da parcela destinada a vermicomposteira



Figura 5: Resíduos embalados para serem armazenados no refrigerador

Na adição de resíduos às vermicomposteiras, os resíduos sempre foram colocados em um dos cantos da caixa, evitando espalhá-los por toda a superfície, conforme apresentado por Quintela (2014) e ilustrado na Figura 6. Após a colocação dos resíduos, estes eram cobertos totalmente com serragem para diminuir odores, umidade e evitar a aproximação de vetores. A viragem e mistura do composto foi feita sempre antes de adicionar novos resíduos na composteira, e quando o composto tinha alto conteúdo de umidade (Figura 7).



Figura 6: Composto antes e depois de colocar os resíduos na caixa



Figura 7: Vermicomposteiras antes e depois da revira do composto

Para a avaliação da qualidade do processo de vermicompostagem foi necessário realizar o monitoramento de alguns parâmetros físico-químicos e a determinação da fitotoxicidade do composto. O monitoramento da temperatura foi realizado com um termômetro digital, todos os dias úteis da semana, em função do experimento ter ficado em um laboratório da faculdade e não abrir nos fins de semana e feriados. As medições foram realizadas em três pontos da vermicomposteira, no canto esquerdo, no meio e no canto direito, obtendo-se assim a média da temperatura.

Para a análise dos demais parâmetros foram estabelecidas 4 coletas ao longo do experimento em cada composteira, considerando-se como o tempo zero do experimento o dia da montagem das composteiras. A primeira coleta de amostras (coleta 1) foi feita após a mistura dos resíduos e do vermicomposto maturo no tempo zero do experimento. As coletas subsequentes ao longo do



experimento foram realizadas depois de iniciada a montagem da vermicompostagem, após um mês (coleta 2), após dois meses (coleta 3) e após três meses (coleta 4), com o objetivo de fazer a análise temporal dos parâmetros ao longo do processo. Todas as análises físico-químicas e de fitotoxicidade foram realizadas em triplicata com ajuda dos equipamentos e materiais disponibilizados no laboratório do NEPERS da Cotada - UFPel para obter-se o valor médio de cada parâmetro.

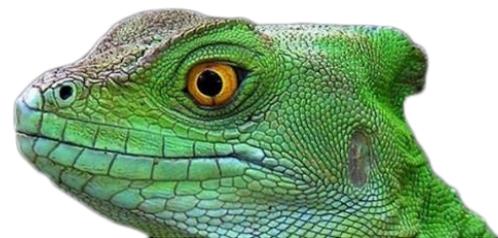
A determinação do pH foi feita nas quatro coletas do experimento de acordo com a metodologia de Tedesco et al. (1995), o método é realizado mediante a pesagem de 10 gramas de cada amostra e adicionados em 100 ml de água destilada conforme a relação 1:10 (m/v), seguidamente a solução foi agitada durante 60 min e deixada em repouso durante 3 horas para permitir a sedimentação do material grosseiro e a correta estabilização e medição do pH com ajuda de um pHmetro digital (marca Technopon modelo mPA-210).

A análise da fitotoxicidade do composto foi feita nas quatro coletas estabelecidas e avaliada de acordo com o método de Zucconi et al. (1981) e Tiquia & Tam (1998), com adaptações, o qual consiste em usar sementes recomendadas pelas diretrizes de ensaios de efeitos ecológicos como organismo teste (GUEVARA et al.; 2019).

A partir da solução agitada que foi utilizada para a medição do pH, foi realizado o método da fitotoxicidade, no qual a solução foi filtrada com ajuda de papel filtro (Whatman n. 3 BioAmerica®, Miami, FL, EUA), previamente colocado em um funil e instalado em um erlenmeyer para coleta do extracto da solução das amostras. Previamente, dez sementes de alface (*Lactuca sativa L.*) foram distribuídas em placas de Petri de 9 mm de diâmetro sobre papel filtro, às quais lhes foi colocada uma alíquota de 5 mL da solução (filtrada) da amostra a analisar. Para cada amostra fizeram-se três repetições. Também foram determinados os controles (brancos) em triplicata para a semente utilizada como organismo teste, com a aplicação de 5 mL de água destilada na placa contendo as respectivas 10 sementes.

Na sequência, as placas foram fechadas com papel Parafilm para evitar a perda de umidade e, por fim, foram levadas à incubadora (BOD) a 25 °C, na ausência de luz, durante 48 horas. Após 48 horas, as placas de Petri foram retiradas da BOD para a contagem das sementes germinadas, considerando apenas aquelas que obtiveram comprimento de raiz superior a 1 mm, e também para medir os comprimentos de suas radículas por meio da utilização de um paquímetro digital com precisão de 0,1 mm.

Para avaliar a fitotoxicidade das amostras do experimento, se selecionou o parâmetro de índice de germinação (IG), conforme metodologia apresentada por Guevara et al. (2019), na qual é necessário determinar primeiramente os seguintes parâmetros indicadores: germinação relativa das sementes (Equação 1) e alongamento relativo das raízes (Equação 2), obtendo-se assim o índice de



germinação (Equação 3). No estudo, os valores do parâmetro IG superiores a 80% foram considerados como não fitotóxicos (MENDES et al., 2016; GUEVARA et al., 2019).

$$GR (\%) = (NSC / NSB) * 100 \quad (1)$$

Em que: GR (%): Germinação relativa; NSC: Número de sementes germinadas no extrato do composto; e NSB: Número de sementes germinadas no grupo controle.

$$AR (\%) = (\sum ARC / \sum ARB) * 100 \quad (2)$$

Em que: AR (%): Alongamento relativo da radícula; ARC: Alongamento das radículas no composto (mm); e ARB: Alongamento das radículas no grupo controle (mm).

$$IG (\%) = (GR * AR) / 100 \quad (3)$$

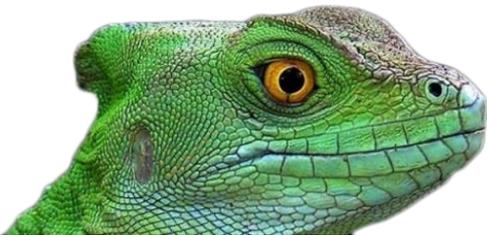
Em que: IG (%): Índice de Germinação; GR (%): Germinação relativa; e AR (%): Alongamento relativo da radícula.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os resultados obtidos no processo de avaliação da qualidade da vermicompostagem em pequena escala, utilizando resíduos orgânicos domésticos de uma residência com quatro moradores, e serragem como matéria seca, referem-se ao acompanhamento dos seguintes parâmetros: temperatura, pH e fitotoxicidade.

Verificou-se que a segregação dos resíduos, realizada pelos moradores da residência, foi satisfatória, pois não houve nenhum material inadequado misturado aos resíduos orgânicos destinados à vermicompostagem. Entretanto, antes da adição de resíduos às vermicomposteiras, foi realizada uma segunda segregação para retirar os resíduos cítricos. De acordo com Quintela (2014), a taxa de reprodução das minhocas é maior em sistemas operados sem resíduos cítricos, com alimentação difusa e resíduos triturados.

Durante o processo de vermicompostagem também foram feitas análises qualitativas mediante testes sensoriais, como: observação da presença de vetores, percepção da presença de odores e percepção da textura do composto, os quais também indicam a qualidade do processo. Um



meio prático de avaliar se o material está pronto é através da análise qualitativa mediante a observação visual e manipulação do material no tacto. A constatação de pequenas partículas formadas, como se o material estivesse peneirado, indica que ele foi totalmente trabalhado pelas minhocas (AQUINO, ALMEIDA e SILVA, 1992). Dentre os indicadores qualitativos do processo, é importante destacar que não houve odores ruins associados às vermicomposteiras.

Analisando os resultados físico-químicos das vermicomposteiras percebe-se que a temperatura ambiente não influenciou na temperatura interna das composteiras, porque à medida que a temperatura do ambiente oscilava, a mesma não exercia fortes variações na temperatura da vermicomposteira, nem sobre o desenvolvimento do processo de vermicompostagem em estudo (Figura 8). Isto significa que o sistema de caixas estabelecidos não sofreu prejuízos por fatores externos mesmo em dias de verão, quando as temperaturas do ambiente são mais altas, visto que a primeira e a segunda coleta ocorreram na primavera e as seguintes no verão.

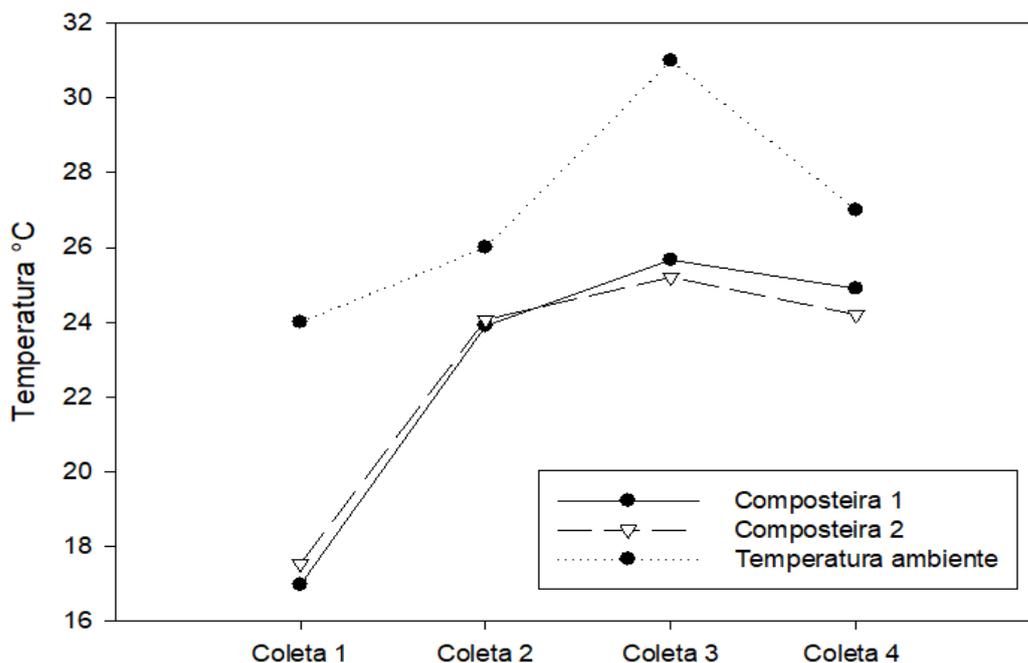


Figura 8: análise temporal da temperatura da vermicompostagem e sua relação com a temperatura ambiente

Observa-se também que as temperaturas desenvolvidas nas vermicomposteiras foram muito semelhantes, mantendo-se estáveis após o primeiro mês de vermicompostagem. Houve uma variação significativa da primeira coleta para a segunda pois a primeira coleta foi feita imediatamente após a montagem do experimento, e a temperatura dos resíduos após serem reservados no refrigerador pode ter influenciado na temperatura do sistema. Segundo Quintela



(2014) a temperatura dos sistemas de vermicompostagem de pequena escala não variam muito em relação à temperatura ambiente quando a volumetria das caixas é baixa, tendo suas reações exotérmicas rapidamente dissipadas em razão do baixo volume de resíduos que recebe.

Na Figura 9 é apresentado o comportamento do pH nas quatro coletas feitas durante o experimento. De acordo com a literatura consultada, o pH tende a diminuir durante o processo de vermicompostagem dos resíduos orgânicos domésticos com presença de esterco ou serragem, iniciando com um pH alcalino entre 9,0 e 8,0, logo após a adição de resíduos e do tempo transcorrido no processo, o pH tende a neutralidade em torno de 7,0 (COTTA et al., 2015; VAZ, 2017). Albanell et al. (1988) atribuíram a diminuição do pH à produção de dióxido de carbono (CO₂) e ácidos orgânicos pela atividade microbiana ocorrida durante o processo de vermicompostagem (COTTA et al., 2015).

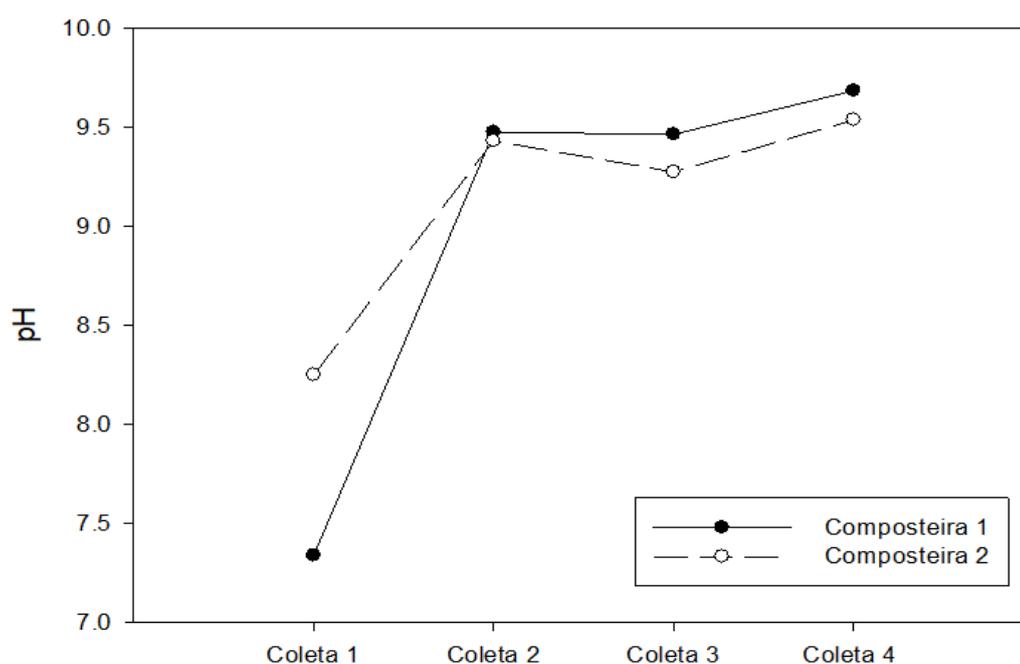
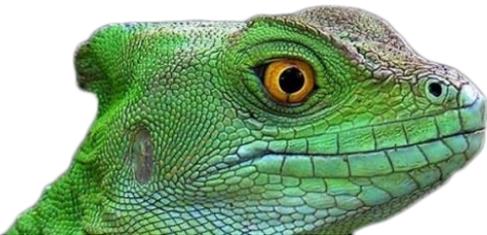


Figura 9: análise temporal do comportamento do pH na vermicompostagem

De maneira geral, o pH nas duas composteiras durante a coleta 1 variou entre 7,0 e 8,5, indicando um composto com caráter neutro para alcalino. Com o passar do tempo, na coleta 2 nas duas vermicomposteiras o pH subiu para um valor médio de 9,5 tornando-se alcalino. Seguidamente nas coletas restantes e nas duas vermicomposteiras, o pH teve tendência a aumentar, atingindo valores médios de pH acima de 9,5. Este comportamento pode estar relacionado a constante adição de resíduos (ao menos uma vez por semana) até a última coleta.

De acordo com o relatado por Maragno, Trombin e Viana (2007), o experimento teve um comportamento de pH esperado. Os autores explicam que o composto permanece nesta faixa de pH



enquanto houver nitrogênio amoniacal no meio, reduzindo-se o pH logo após o nitrogênio do sistema ser transformado em sua forma mineral de nitrato. Porém como a adição de resíduos foi feita até a última coleta analisada, isso nos indica que o vermicomposto não atingiu o ponto de maturação. De acordo com a IN SDA/MAPA 25/2009, o valor de pH no vermicomposto precisa ser maior ou igual à 6,0, portanto, o vermicomposto ainda atende a legislação neste quesito.

De forma geral, os resultados obtidos para análise de fitotoxicidade de cada coleta através do índice de germinação, mantiveram-se acima do 80%, indicando que o vermicomposto doméstico analisado não possui efeitos fitotóxicos em nenhuma das etapas de tratamento (MENDES et al., 2016). Uma possível explicação à não fitotoxicidade, a qual não era esperada, é que o processo foi iniciado com ajuda de um vermicomposto maturado de outra vermicomposteira, o qual poderia contribuir com a redução do efeito das substâncias fitotóxicas no meio, por causa do efeito de diluição das substâncias orgânicas na massa total do composto, substâncias essas que podem apresentar caráter fitotóxico. Os resultados encontrados para o índice de germinação (IG) estão ilustrados na Figura 10.

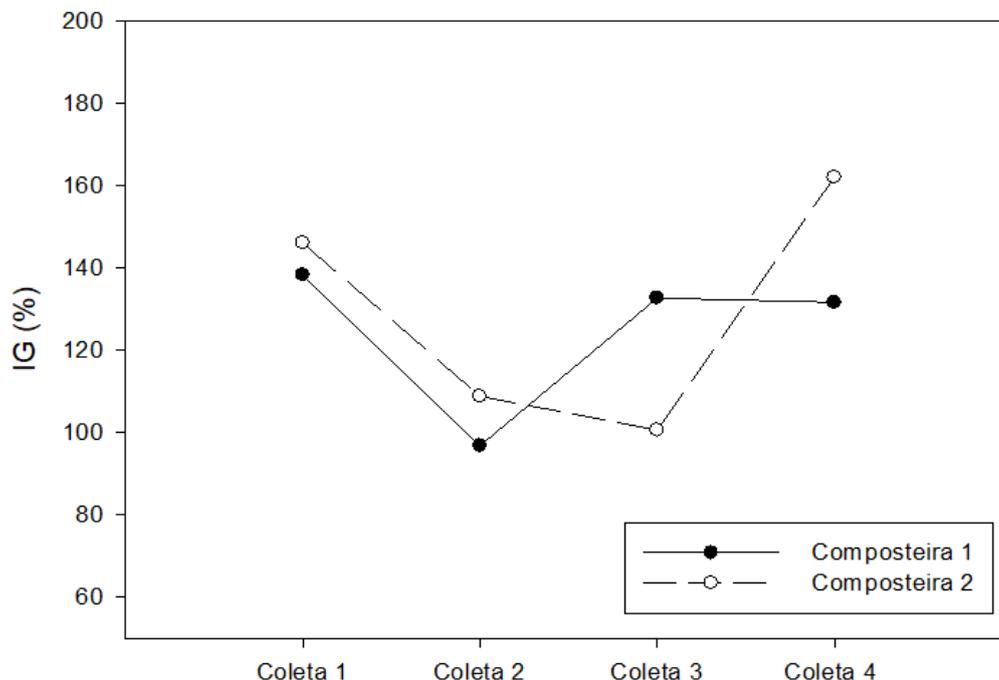
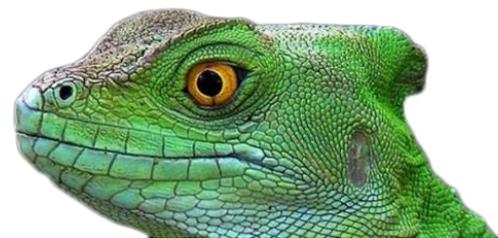


Figura 10: análise temporal do comportamento do IG do vermicomposto

Foi possível analisar uma diferença significativa no índice de germinação entre as coletas estabelecidas durante o processo nas duas vermicomposteiras. Esse resultado pode ter sido afetado por diversos fatores, entre eles o pH. De acordo com Guevara et al. (2019) o aumento do pH pode ter



influência no IG de sementes de alface, o qual se relaciona com a moderada salinidade do meio, que pode afetar a dormência e, conseqüentemente, atrasar a germinação das sementes, mas não sendo prejudiciais.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A utilização de sistemas de vermicompostagem em pequena escala como alternativa de tratamento e aproveitamento dos resíduos orgânicos de origem doméstica deve incluir uma etapa de capacitação dos moradores responsáveis pela preparação dos alimentos, com o objetivo de garantir a correta segregação dos resíduos compostáveis e a eficiência do processo. Além disso, recomenda-se a elaboração e entrega de uma lista informando os tipos de resíduos que devem ser segregados.

A área necessária para operação de uma vermicomposteira doméstica é pequena, de modo que este sistema pode ser operado tranquilamente em apartamentos e casas. Em caso de necessidade de se operar duas composteiras devido ao volume de resíduos gerado, verificou-se que a área utilizada ocupou cerca de 0,5 m², no entanto, as mesmas podem ser dispostas uma em cima da outra, de modo que a área superficial ocupada será ainda menor.

Para que a operação dos sistemas de vermicompostagem em pequena escala não esteja associada a odores ruins, recomenda-se que a adição de resíduos nas composteiras seja realizada de forma difusa, por exemplo, pouca quantidade de resíduos adicionados ao menos uma vez por semana. Para usuários residenciais, é aconselhado possuir um recipiente de 1 litro para reservar os resíduos gerados dentro do refrigerador, de modo que não sejam adicionadas grandes quantidades de resíduos, de uma vez só, nas composteiras.

Para evitar a presença de vetores como moscas, é necessário manter as vermicomposteiras sempre fechadas quando não estiverem sendo colocados resíduos. Além disso, os resíduos adicionados ao processo devem sempre ser cobertos com material seco, como a serragem ou folhas secas para contribuir com o controle da umidade, pois as moscas tendem a depositar seus ovos em superfícies úmidas.

O experimento teve um comportamento de pH esperado, porém a adição difusa de resíduos até o final do processo impediu a finalização da vermicompostagem, indicando que o vermicomposto não atingiu o ponto de maturação. O vermicomposto doméstico analisado nas diferentes coletas feitas durante o experimento não apresentou risco para as sementes de alface, uma vez que os

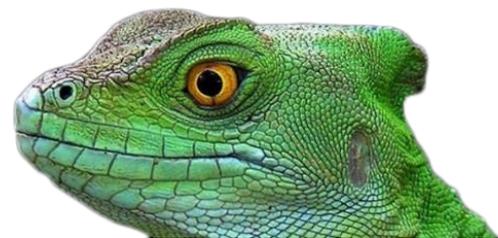


parâmetros indicadores (germinação das sementes, alongamento das raízes e índice de germinação) permaneceram acima do 80%, o que classifica o vermicomposto como não fitotóxico.

As análises químicas e de fitotoxicidade no vermicomposto são necessárias para analisar o efeito de certos compostos sobre os organismos teste que podem ocasionar riscos ambientais. Dessa forma, o ensaio de fitotoxicidade é uma metodologia de fácil execução para a avaliação do vermicomposto doméstico, servindo como indicador da qualidade do vermicomposto antes da disposição no solo ou como adubo em cultivos agrícolas sem causar impactos negativos.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais; 2012. Panorama dos Resíduos sólidos no Brasil 2012. São Paulo.
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais; 2019. Panorama dos Resíduos sólidos no Brasil 2017. São Paulo.
- ALBANELL, E.; PLAIZATS, J.; CABRERO, T.; 1988. Chemical changes during vermicomposting (*Eisenia fetida*) of sheep manure mixed with cotton industrial wastes. *Biology and Fertility of Soils*, v. 6, p. 266-269.
- AMORIN, V. F.; GARCIA, N. L., SILVA, F. A. L., SILVA, M. T., OLIVEIRA, R. F.; 2016. Vermicompostagem doméstica como alternativa na decomposição de resíduos orgânicos. Associação Brasileira de Eng Sanitária e Ambiental-ABES.
- AQUINO, A. M., ALMEIDA, D. L., SILVA, V. F.; 1992. Utilização de minhocas na estabilização de resíduos orgânicos: Vermicompostagem. Embrapa Agrobiologia-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).
- CARLESSO, W. M.; RIBEIRO, R.; HOEHNE, L.; 2012. TRATAMENTO DE RESÍDUOS A PARTIR DE COMPOSTAGEM E VERMICOMPOSTAGEM. *Revista Destaques Acadêmicos*, [S.l.], v. 3, n. 4, ISSN 2176-3070.
- COTTA, J. A. O.; CARVALHO, N. L. C.; BRUM, T. S.; REZENDE, M. O. O.; 2015. Compostagem versus vermicompostagem: comparação das técnicas utilizando resíduos vegetais, esterco bovino e serragem. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 20, n. 1, p. 65-78.
- FARIAS, C. A.; 2001. Resíduos orgânicos alternativos nos processos de compostagem e vermicompostagem. Tese de Doutorado defendida na Universidade Federal de Viçosa.
- GUEVARA, M. D. F.; MELLO, A. G.; CORRÊA, É. K.; GUEDES, H. A. S.; CORRÊA, L. B.; NAZARI, M. T.; 2019. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. *Revista DAE*, núm. 216, vol. 67.
- GUEVARA, M. D. F.; PAZ, M. F.; HOFMEISTER, P. P.; GUIDOTTI, R. M. M.; ARAUJO, T. R.; NEVES, W. T.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K.; 2017. Reduction of phytotoxicity of organic compost. *International Journal of Development Research*, vol. 7, pp.15134-15139.
- GUIDONI, L. L. C.; BITTENCOURT, G.; MARQUES, R. V.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K.; 2013. COMPOSTAGEM DOMICILIAR: IMPLANTAÇÃO E AVALIAÇÃO DO PROCESSO. *TECNO-LÓGICA*, Santa Cruz do Sul, v. 17, n. 1, p. 44-51.



- LOUREIRO, D. C.; AQUINO, A. M.; ZONTA, E.; LIMA, E.; 2007. Compostagem e vermicompostagem de resíduos domiciliares com esterco bovino para a produção de insumo orgânico. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v. 42, n. 7, p. 1043-1048.
- MARAGNO, E. S.; TROMBIN, D. F.; VIANA, E.; 2007. O uso da serragem no processo de minicompostagem. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 4, p. 355-360.
- MASSUKADO, L. M.; SCHALCH, V.; 2015. Avaliação da qualidade do composto proveniente da compostagem da fração orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. *Rev. Dae*, v. 183.
- MENDES, P. M.; BECKER, R.; CORRÊA, L. B.; BIANCHI, I.; PRÁ, M. A.; LUCIA, T.; CORRÊA, E. K.; 2016. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. *Journal of Environmental Management*, 167, 156-159.
- MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO; 2009. Instrução Normativa nº 25 - Aprova as Normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura, na forma dos Anexos à presente Instrução Normativa.
- MIRANDA, R. S.; MELLO, A. H.; MANESCHY, R. Q.; MICHELOTTI, F.; 2011. Produção de vermicomposto a partir da criação de minhocas *Eisenia foetida* como alternativa de produção para agricultura familiar. *Revista Agroecossistemas*, v. 3, n. 1, p. 90-95.
- PRÁ, M. A. D.; CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B.; LOBO, M. S.; SPEROTTO, L.; MORES, E.; 2009. Compostagem como alternativa para gestão ambiental na produção de suínos. Porto Alegre: Editora Evangraf Ltda, 144 p.
- PERUCHIN, B.; GUIDONI, L. L. C.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K.; 2013. Gestão de resíduos sólidos em restaurante escola. *Tecno-Lógica*, Santa Cruz do Sul, v. 17, n. 1, p. 13-23.
- PIRES, C. S.; 2013. O tratamento dos resíduos orgânicos como cumprimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos: análise dos planos municipais da bacia do Alto Tietê. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- QUINTELA, L. S.; 2014. Avaliação do processo de vermicompostagem doméstica para tratamento da parcela orgânica dos resíduos sólidos domiciliares. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- RIBEIRO, M. F. F.; 2019. USO DA VERMICOMPOSTAGEM COMO FORMA DE DESTINAÇÃO DE ORGÂNICOS. Artigo Científico apresentado ao Centro Universitário de Goiás - Uni-ANHANGUERA como requisito parcial para obtenção do título de Tecnólogo em Gestão Ambiental.
- SANTOS, J. B. L.; SÁ, V. S.; MOREIRA, C. R.; DOMINGOS, W. C. X.; MAIA, T. S.; BOMBA, J. P.; CAMPOLINO, M. L.; 2016. Aumento na demanda alimentar populacional e implantação de compostagem como ação mitigadora e sustentável. *Revista Brasileira de Ciências da Vida*, v. 4, n. 1, 2016.
- SANTOS, K. L.; PANIZZON, J.; CENCI, M. M.; GRABOWSKI, G.; JAHNO, V. D.; 2020. Perdas e desperdícios de alimentos: reflexões sobre o atual cenário brasileiro. *Braz. J. Food Technol.*, Campinas, v. 23.
- TEDESCO, J.M.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A. BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S.; 1995. Análise de solo, plantas e outros materiais. Porto Alegre: Departamento de solos da faculdade de Agronomia, UFRGS.
- TIQUIA, S., TAM, N.; 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresour. Technol.* 65 (1), 43-49.
- VAZ, A. C. N.; 2017. Avaliação de dois modelos de vermicompostagem para gerenciamento de resíduos orgânicos crus e aplicação como tema de educação ambiental no ensino formal. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.



ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V.; 2019. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 24, n. 2, p. 219-228.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M.; 1981. Evaluating toxicity of immature compost. Biocycle 22, 54-57.



RESÍDUOS SÓLIDOS TÊXTEIS PRÉ-CONSUMO ORIUNDOS DA INDÚSTRIA DE CONFECÇÃO: GESTÃO, SUBPRODUTOS E APLICAÇÕES

| ID 15727 |

1 Maria Concebida Pereira, 2 Maristela Silva Martinez

1Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP – Campus Ribeirão, e-mail:maria.pereira@ifsuldeminas.edu.br;

2Universidade de Ribeirão Preto – UNAERP- Campus Ribeirão, e-mail: mmartinez@unaerp.br

| RESUMO |

A ideia do estudo foi levantar e quantificar os resíduos têxteis pré-consumo provenientes da transformação dos tecidos em peças do vestuário, e apresentar as possibilidades do reaproveitamento, da reciclagem, dos subprodutos derivados desses processos e a aplicações desses no mercado. A cadeia têxtil e de confecção possui forte influência econômica em muitos países, inclusive no Brasil. É fonte de geração de trabalho e renda para muitas famílias, principalmente, para as mulheres que são a maioria da mão de obra empregada no setor. Sendo importante também como geradora do primeiro emprego para milhares de pessoas. A produção anual de milhões de peças do vestuário e o modelo de consumo atual exercem uma pressão cada vez maior sobre os ecossistemas ambientais, tanto no consumo exorbitante de matérias-primas, quanto na geração de resíduos nos processos de produção e pós-consumo. A metodologia utilizada se caracteriza em uma pesquisa exploratória, buscando mais informações a respeito dos resíduos têxteis, em publicações científicas, disponíveis na rede mundial de computadores – internet, em publicações oficiais do setor têxtil e confecção, em sites oficiais do governo e também em sites de empresas recicladoras de resíduos têxteis. Para levantamento dos dados foram utilizadas palavras-chaves no site de pesquisa Google, conforme descrição pormenorizada na seção material e métodos. Não existem muitos dados oficiais, cientificamente comprovados, sobre os resíduos têxteis pré-consumo gerados na indústria confeccionista. A geração de resíduos é inevitável nos processos fabris, no caso do setor confeccionista não é diferente, por mais que as técnicas de modelagem se aprimorem ou se utilizem das novas tecnologias no setor de corte, sempre haverá um percentual de sobra de tecido na produção de peças do vestuário. A quantidade de resíduos gerados nos processos produtivos, varia de acordo com cada segmento, com a peça produzida e com a matéria-prima utilizada, porém para se produzir uma peça do vestuário, em média, 20% da matéria-prima (tecido) vira resíduo no setor de corte, mesmo com a utilização dos mais sofisticados softwares de modelagem e encaixe. A produção brasileira de peças do vestuário confeccionadas em 2019, foi de 5,5 bilhões, calculando o percentual de desperdício em cada peça confeccionada, o resultado é equivalente a 1,1 bilhão de peças que deixaram de ser confeccionadas e viraram resíduos pré-consumo, ou seja, caso hipotético de 100% de aproveitamento da matéria-prima/tecido, equivaleria dizer que o país teria produzido 6,6 bilhões de peças do vestuário em 2019. Fato que demonstra a preocupante situação dos resíduos têxteis no país. A atual falta de gerenciamento, da maioria desses resíduos, faz com eles sejam descartados inadequadamente nos aterros municipais, agravando ainda mais a situação dos mesmos. Não obstante o quantitativo de resíduos têxteis gerados no país, boa parte das indústrias recicladoras nacionais preferem importar de outros países para abastecer sua produção diária, por estarem limpos, separados por cor, por composição e enfardados. Muitos produtos e subprodutos derivam dos processos de reutilização e reciclagem dos resíduos têxteis, tais como elementos filtrantes,



geossintéticos, feltros, mantas acústicas e térmicas, peças automotivas, não tecidos, cobertores, fios, tecidos, artefatos artesanais, etc. São aplicados na indústria automobilística, de móveis, de colchoaria, de bichos de pelúcia, em obras de engenharia, em projetos sociais, no artesanato, entre outros. É possível acreditar em uma economia circular para o setor têxtil-confecção, no que tange os resíduos têxteis, desde que todos os envolvidos, indústrias, poder público, consumidores e academia assumam suas responsabilidades e busquem alternativas conjuntas. Os resultados alcançados atenderam ao objetivo proposto uma vez que, foi possível levantar, minimamente, estimativas do quantitativo de resíduos têxteis gerados pelo setor têxtil-confecção no Brasil, bem como, identificar tratamentos e aplicações dos subprodutos dos resíduos têxteis, em nível industrial, além do artesanato.

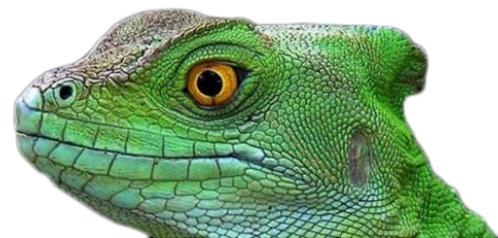
Palavras-chave: Resíduos têxteis; Pré-consumo; Subprodutos.

| INTRODUÇÃO |

A utilização de tecidos está presente na vida humana desde os primórdios, mesmo as civilizações mais antigas já dominavam o manuseio das fibras naturais na produção de fios para costurar as peles dos animais para proteger o corpo das intempéries. Com o tempo passaram a dominar as técnicas de entrelaçamento dos fios transformando-os em tecidos, substituindo as peles dos animais. Com a invenção da máquina de fiar, do tear a vapor e da lançadeira volante a indústria têxtil revolucionou o modo de produção dos tecidos contribuindo, significativamente, com a Revolução Industrial inglesa, sendo responsável pela expansão da industrialização em vários países, inclusive no Brasil. (PEZZOLO, 2013).

Existe hoje no mercado uma infinidade de fibras têxteis, as quais, podem ser agrupadas em dois grandes grupos: naturais e não naturais. As fibras naturais se subdividem em três subgrupos: vegetais, animais e minerais. As fibras naturais de origem vegetal derivam das sementes, dos caules, das folhas ou frutos de plantas, as mais conhecidas e comercializadas são as de algodão, de linho, de juta e de rami. As de origem animal são obtidas dos pelos e secreções de animais como a lã e a seda. As de origem mineral como a crisotila, a crocidolita, o basalto e o amianto, tem como base os silicatos, estes por serem consideradas altamente tóxicas são proibidos em diversos países. Além disso, alguns autores não consideram as fibras minerais como fibras têxteis por não possuírem características próprias para fiação e tecelagem. (PEZZOLO, 2013; LOBO, et al, 2014).

As fibras não naturais (também conhecidas como fibras químicas) podem ter origem artificial ou sintética. As fibras artificiais são produzidas em laboratório, podendo ser de origem celulósica ou proteica e se dividem em dois subgrupos as fibras regeneradas, exemplos, viscose, modal e liocel, e as fibras modificadas, exemplo, acetato. As fibras sintéticas também são produzidas em laboratório

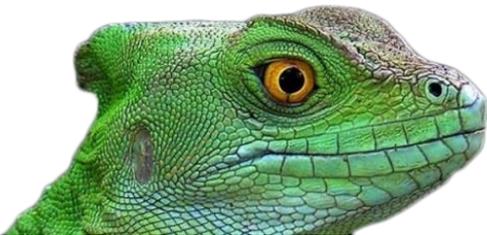


a partir da síntese de polímeros petroquímicos, exemplos, poliéster, poliamida (*nylon*), elastano, (*lycra*), polipropileno, acrílico. (PEZZOLO, 2013; LOBO, et al, 2014).

A produção de fibras têxteis teve um aumento exponencial nas últimas décadas, passando de 8,0 milhões de toneladas em 1950 para 80,1 milhões de toneladas em 2010. As fibras químicas vêm ganhando mercado em produção e consumo, em 1950 foram produzidas 1,6 milhão de toneladas, no ano de 2010 foram registrados 53,8 milhões de toneladas (IEMI 2012). Na produção de tecidos as misturas das fibras naturais e químicas, são cada vez mais utilizadas para proporcionar conforto estético e físico aos tecidos e aos usuários. A mistura das fibras, embora tragam benefícios aos usuários, dificulta os processos de reciclagem dos resíduos pré e pós-consumo.

Anualmente milhões de toneladas de resíduos têxteis pré e pós-consumo são descartados em todo o mundo. Resíduo têxtil pré-consumo consiste nos resíduos industriais desperdiçados durante o processo de fabrico dos tecidos e do vestuário, (BENTO, 2013). Esse resíduo é classificado como não perigoso, desde que não seja contaminado durante o processo produtivo, (ABNT, NBR 10004, ANEXO H A010, 2004). Devidamente separado e gerenciado é passível de ser reaproveitado ou reciclado. Podendo entrar novamente na cadeia têxtil para produção de fios e tecidos ou alimentar outras cadeias produtivas transformando-se em novos produtos. O resíduo têxtil pós-consumo consiste nas roupas, cortinas, tapetes, lençóis, toalhas, uniformes, etc. descartados após o uso pelo consumidor, por ter chegado ao final de um ciclo de vida, por obsolescência ou dano, (BENTO, 2013). Esse tipo de resíduo, devidamente separado e gerenciado, também é suscetível ao reaproveitado e a reciclagem.

Preocupações com a preservação e conservação dos recursos ambientais tem sido a tônica nas últimas décadas e nos últimos anos vem ganhando destaca nas agendas políticas ao redor do mundo. Os meios de produção que utilizam recursos naturais em seus processos de transformação estão sendo impelidas a adotar tecnologias e processos produtivos menos agressivos ao meio ambiente. A busca por soluções que minimizem os impactos ambientais, na utilização dos recursos e na gestão adequado dos resíduos gerados ao longo da cadeia, pré e pós-consumo, torna-se primordial para a sobrevivência da espécie humana sobre a Terra. O setor têxtil e de confecção é considerado hoje o segundo maior poluidor dos ecossistemas do mundo, com a crescente demanda do consumo, da produção e da obsolescência programada dos produtos, ocorre também o aumento na geração de resíduos, em destaque nesse trabalho, aqueles gerados durante os processos industriais.



Cadeia têxtil

O setor têxtil se divide em pelo menos três segmentos: a indústria de fibras e filamentos; a indústria têxtil e a indústria de confecção, (DEPEC, 2016). A indústria de fibras e filamentos abrange os setores agropecuário e químico. A indústria têxtil responde pelos processos de fiação, tecelagem e beneficiamento dos tecidos. A indústria de confecção transforma os tecidos em produtos acabados entregues ao consumidor. A produção da indústria de confecção nacional se divide em: 80% vestuário (roupas de lazer, esportiva, social, profissional, moda íntima, moda praia, entre outras); 11% linha lar (cama, mesa e banho, incluindo cortinas e tapetes); 3% meias e acessórios; 6% outros (sacarias, redes, lonas), (DEPEC, 2016). Para melhor entendimento dos elos da cadeia têxtil e confecção veja a figura 1.

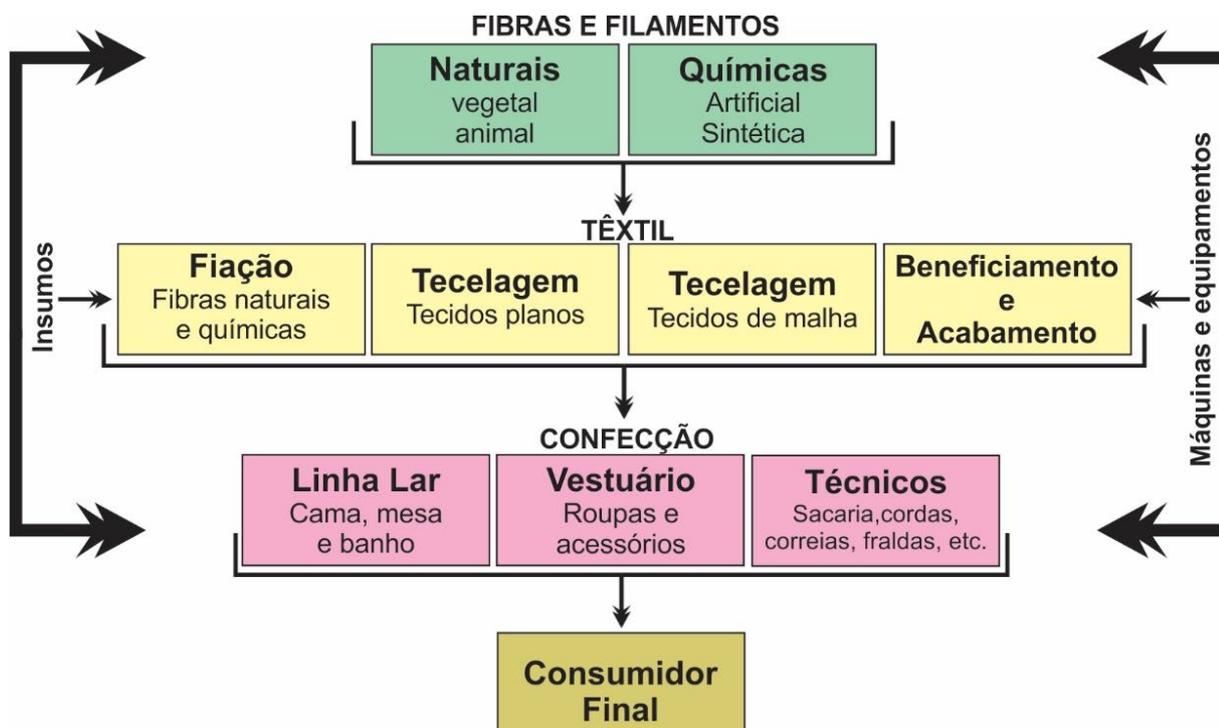


Figura 1: Principais elos da cadeia têxtil – confecções. Fonte: Elaborado pelas autoras, 2020, baseado em DEPEC, 2016

Atualmente o Brasil constitui-se como o quarto maior parque produtivo têxtil e confecção no mundo, no ano de 2019 teve uma produção média de 5,5 bilhões de peças do vestuário e 1,2 milhão de toneladas de produção têxtil, com 1,5 milhão de empregos diretos e outros 8 milhões indiretos, é o segundo setor que mais gera o primeiro emprego. Seu parque fabril constitui-se de uma cadeia completa que vai desde a produção das fibras aos desfiles de moda, percorrendo a fiação, a tecelagem, a confecção, o atacado e o varejo. (TEXBRASIL, ON-LINE).



Os resíduos têxteis

As características físico-químicas dos resíduos têxteis variam de acordo com o tipo de fibra que constitui o tecido. Na indústria de confecção o setor responsável pelo maior volume de desperdício de tecido é o de corte. Nesse setor os moldes das peças são distribuídos sobre papel ou tecido e encaixados uns aos outros, como se fosse um quebra cabeça, para conseguir o melhor aproveitamento do tecido, porém, por mais próximos que estejam ainda restarão espaços negativos entre eles que não serão utilizados na peça. Esses negativos resultarão nas sobras de tecidos no ato do corte. Essas sobras caracterizam-se como principais resíduos têxteis pré-consumo do processo fabril das peças do vestuário. Na Figura 2 é possível visualizar os espaços entre os moldes. Os espaços em branco ilustram o negativo entre os moldes que resultarão nos resíduos têxteis da indústria de confecção.

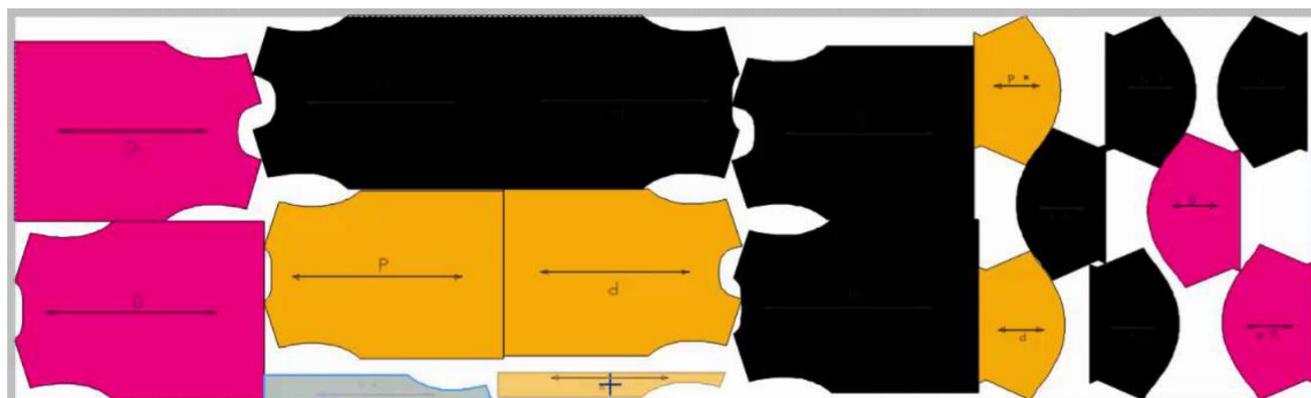


Figura 2: Caracterização das sobras de tecido no encaixe dos moldes no setor de corte. Fonte: Adaptado de Audaces, 2016. (<https://www.youtube.com/watch?v=9ZiLCyTJow>)

A quantidade de resíduos desperdiçado em cada corte variam de acordo com o segmento da indústria, com o tamanho e tipo de modelo cortado, com a técnica de encaixe e enfesto utilizado, (enfesto são as camadas de tecido estendidas, formando uma pilha de tecidos sobre a mesa, para o corte de várias peças simultaneamente). Nos processos informatizados é possível simular vários encaixes, sem perder muito tempo, e escolher aquele com maior índice de aproveitamento do tecido, diminuindo assim as sobras de tecido em cada enfesto/corte. Há quem defenda modelagens com desperdício zero, denominada de *zero waste fashion*, no entanto, essa técnica ainda é utilizada em experimentações acadêmicas ou por uma parte muito pequena de indústrias confeccionistas, para um público ainda bastante restrito. Essa técnica, além de limitada, não elimina totalmente a geração de resíduo durante o processo produtivo. A geração de resíduo é inerente a atividade, independente

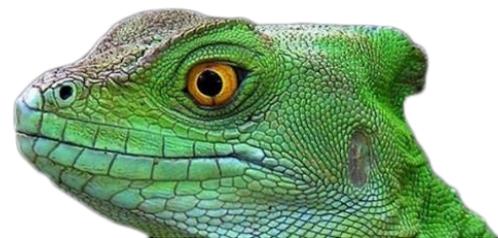


da técnica utilizada. O fato é que o desperdício de tecido no setor de corte é uma realidade na indústria de confeccionados mundo a fora.

Há uma estimativa do Sinditêxtil – SP (2012), que o Brasil produz por ano um total de 175 mil toneladas de resíduos têxteis porém, não foi possível checar a cientificidade dessa informação, ou seja, não foi possível saber quais os critérios e embasamentos foram utilizados para se obter esse dado. O mesmo acontece com o dado do Sebrae (2014), que alega uma estimativa de geração de 170 mil toneladas de retalhos por ano. Na realidade falta um diagnóstico do quantitativo de resíduos têxteis gerados na indústria de confeccionados pré e pós-consumo no Brasil, assim como na maioria dos países.

Algumas pesquisas vêm buscando quantificar os resíduos têxteis pré-consumo gerados na produção nacional de confeccionados. Motta, et al (2011) empregando o painel *Delphi* chegou a um percentual médio de 20% de desperdício de material têxtil no setor de corte, em diversos segmentos do vestuário. Utilizando o dado de consumo, no ano de 2009, de 2.119.888 toneladas de fios e filamentos convertidos em tecidos planos e malha, extraindo o percentual de desperdício encontrado, permitiu considerar que no ano de 2009 foram produzidas, aproximadamente, 423.987 toneladas de resíduos têxteis na indústria de confeccionados no Brasil. Pereira (2017), utilizando dados de desperdício têxtil, descritos na literatura, apurou um percentual médio de desperdício de tecidos no setor de corte de 22,8%, cruzando com o dado da produção mundial de 47,7 milhões de toneladas de confeccionados no ano de 2012, estimou-se 10,86 milhões de toneladas de resíduos têxteis gerados mundialmente naquele ano. Empregando o mesmo cálculo na produção brasileira de 1,9 milhão de toneladas de confeccionados no ano de 2014, chegou-se a uma estimativa de 433,2 mil toneladas de resíduos têxteis no país. Apesar da quantidade de resíduos têxteis gerados no Brasil todos os anos, as empresas recicladoras importam resíduos de outros países. Conforme Pereira (2017), no ano de 2015 e nos dois primeiros meses de 2016 o país importou, aproximadamente, 108 mil toneladas de retalhos e aparas têxteis. Diante dessas informações ficam as perguntas: o que fazer com tanto resíduo? É possível reaproveitá-lo ou reciclá-lo? Por que há importação desses resíduos, sendo que o país produz um volume imenso deles?

A primeira coisa que se pensa é o seu reaproveitamento para o artesanato em projetos sociais fomentados por ONGs, entidades filantrópicas, prefeituras, por artesãos, etc. No entanto, somente o artesanato não é capaz de absorver os milhares de quilos de resíduos têxteis gerados diariamente pelas indústrias confeccionistas. Obviamente, a absorção de parte desses resíduos na produção do artesanato é muito importante, principalmente na geração de trabalho e renda para diversas pessoas e famílias. O que se quer dizer é que pela quantidade exorbitante gerada diariamente, se faz



necessário (re)pensar em uma gestão desses resíduos em outro nível, ou seja, é preciso de soluções industriais em grande escala.

Economia linear e economia circular

Até recentemente o modo de produção da indústria de confecção baseava-se, unicamente, em um modelo de economia linear. Esse tipo de economia tem por princípios produzir, utilizar e descartar. A figura 3 ilustra a perspectiva do modelo de economia linear de produção, consumo e descarte.



Figura 3: Economia linear. Fonte: Ideia circular, 2018

Esse é um modelo de economia que traz risco iminente de esgotamento das matérias-primas pois, para manter o crescimento econômico a produção depende da exploração dos recursos naturais finitos. Além dos problemas associados a exploração desenfreada do meio ambiente, o volume de resíduos de produção, de consumo e de produtos inutilizados potencialmente poluidores descartados de forma incorreta, trazem desequilíbrio para os ecossistemas e os seres vivos. (IDEIA CIRCULAR, 2018).

Nas últimas décadas um novo modelo econômico de produção e consumo, conhecido como Economia Circular, representada na figura 4, vem se popularizando entre as empresas e os formuladores de políticas. Esse modelo busca dissociar o desenvolvimento econômico global do consumo de recursos finitos. Se caracteriza como uma economia que é restaurativa e regenerativa, um ciclo contínuo de desenvolvimento positivo que preserva e aprimora o capital natural, otimizando os recursos produtivos, minimizando riscos sistêmicos dos recursos naturais finitos, criando fluxos renováveis e estimulando a efetividade dos sistemas para a externalidades negativas desde a concepção do produto, (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017).

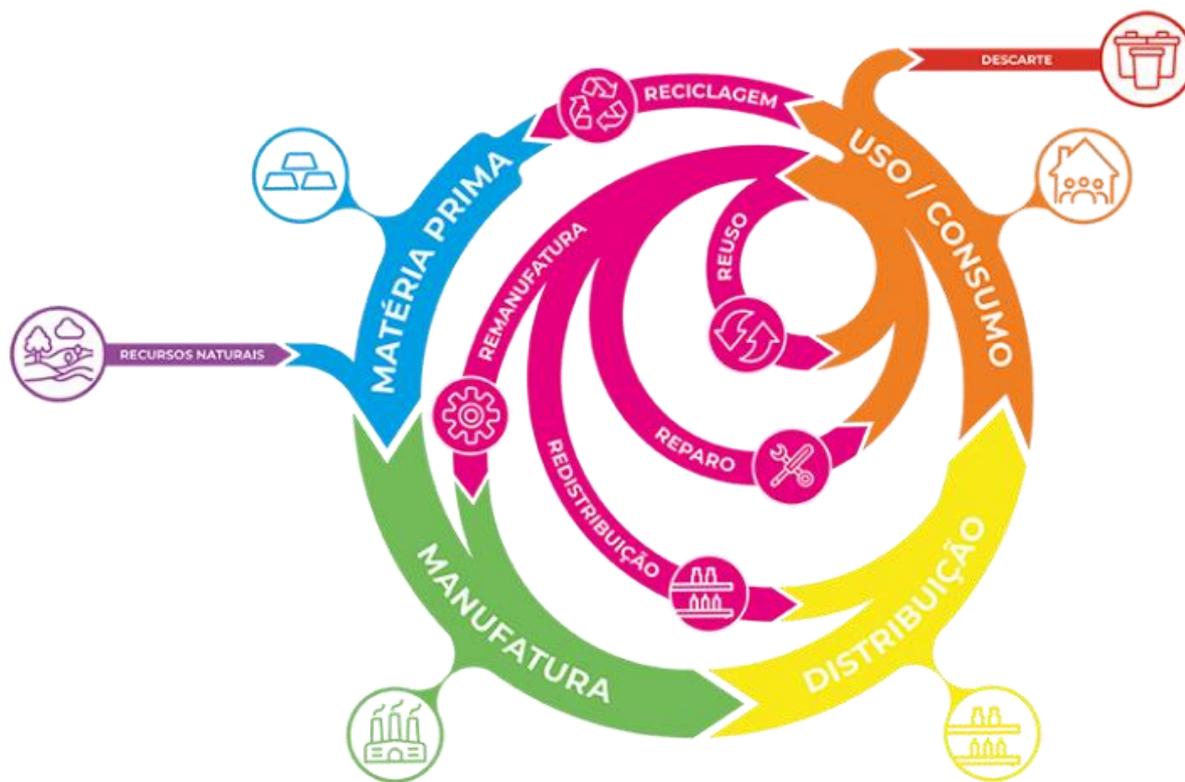
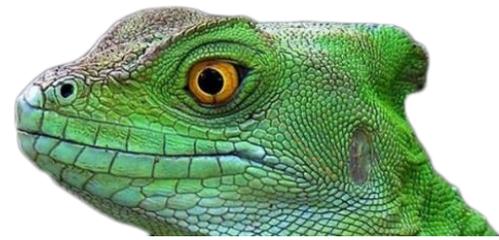


Figura 4: Economia Circular. Fonte: Ideia circular, 2018

Nesse sistema a atividade econômica não se limita a reduzir os impactos negativos da economia linear, representa uma mudança nos modos de produção e consumo, gerando oportunidades econômicas e de negócios, proporcionando benefícios ambientais e sociais, (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017). Provavelmente, uma economia circular sem desperdício e sem utilização de novos materiais será impossível de se conseguir, mas, manter os materiais, o máximo possível, dentro de um ciclo poderá reduzir, consideravelmente, o uso de novos recursos naturais virgens.

Gestão, subprodutos e aplicações dos resíduos têxteis

O processo de gestão dos resíduos da indústria de confecção é semelhante à de outros resíduos industriais. Para a adequada gestão e gerenciamento dos seus resíduos o primeiro passo é um relatório completo para conhecer todos os resíduos gerados na empresa, onde são gerados, quantidades geradas, se são perigosos ou não, se precisam de cuidados especiais ou não, etc. Como afirma Tamborlin; Dalfo (2016, p. 396) “só se gerencia aquilo que se conhece, só se conhece aquilo que se mede”. A partir do diagnóstico e das características dos resíduos é possível elaborar um, ou mais, fluxograma de gerenciamento, a exemplo da figura 5, padronizando as ações de manuseio,



segregação, transporte, tratamento, destinação e disposição de cada um dos resíduos, dentro de um plano de ação, dimensionado em curto, médio e longo prazo, obedecendo as normas e regulamentos legais que recaem sobre cada um dos resíduos gerados na indústria confeccionista.

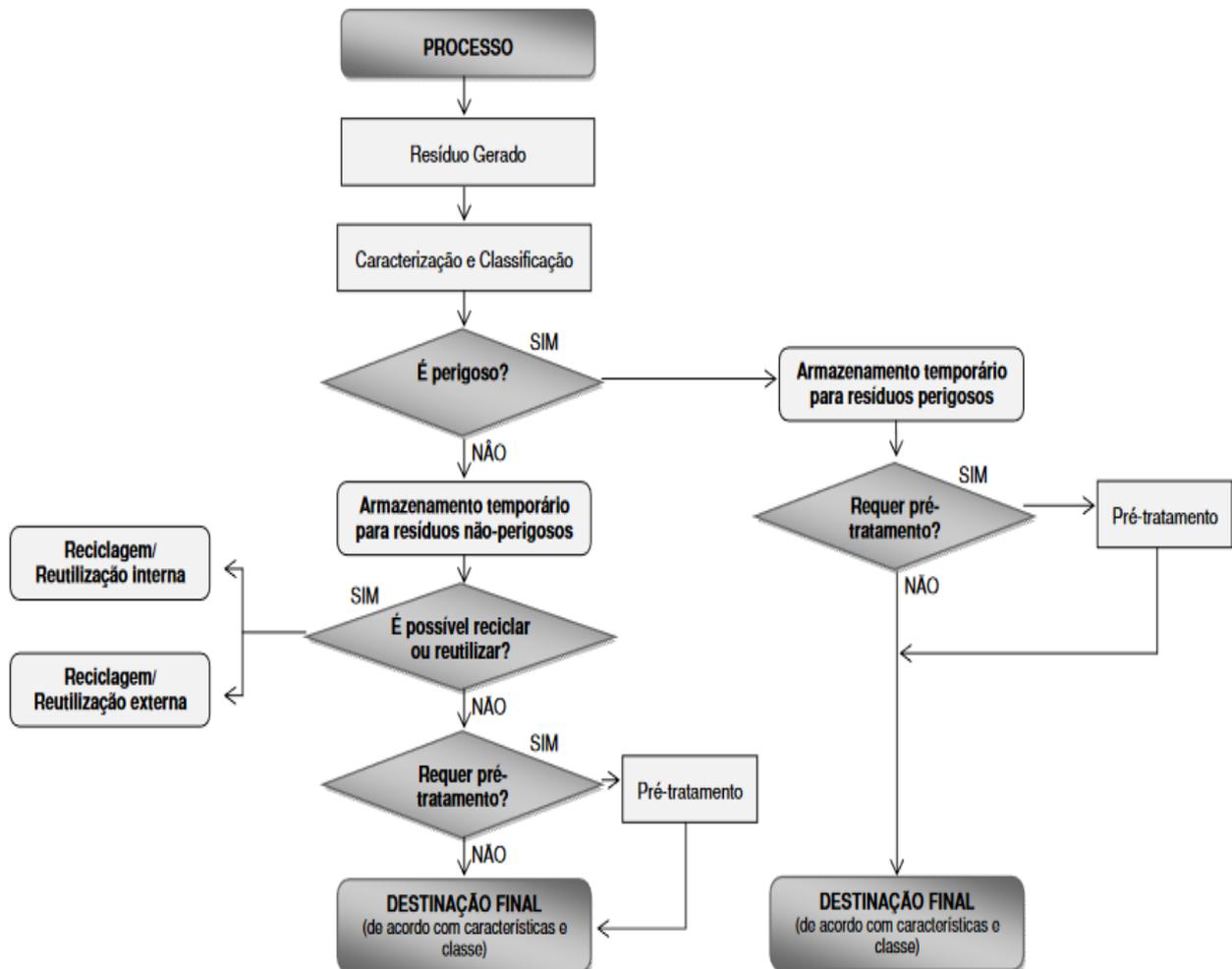
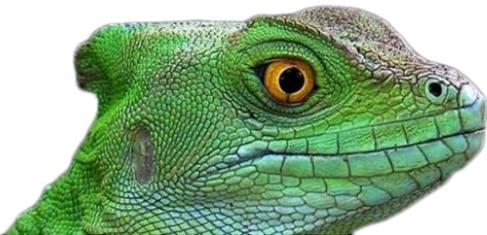


Figura 5: Fluxograma de Gerenciamento de resíduos sólidos. Fonte: Maroun, 2006, p.7, apud Simião, 2011, p. 134

O ideal é adotar medidas preventivas de eliminação ou minimização dos resíduos na fonte. De acordo com a legislação brasileira, mais especificamente no artigo 9º da Política Nacional dos Resíduos Sólidos - PNRS, Lei 12.305/2010, há uma hierarquia de prioridade para a gestão e o gerenciamento de resíduos, são eles: “não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos” (BRASIL, 2010). Ainda de acordo com a legislação os resíduos devem ser segregados na fonte geradora, sendo de responsabilidade da indústria a gestão e o gerenciamento dos resíduos gerados por ela, independente do porte e da quantidade gerada diariamente.

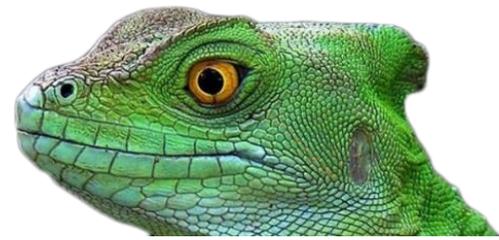


A característica inservível do resíduo têxtil para a indústria de confecção, já que não apresenta mais nenhuma serventia em seu processo produtivo, pode se tornar subproduto dotado de valor econômico, com a oportunidade de ser inserido em um novo produto ou processo. Existem três métodos ou processos para reutilização e reciclagem de resíduos têxteis pré e pós-consumo são eles: mecânica, química e compósito. Todos eles escalonados industrialmente. O processo mecânico é o mais utilizado nos processos de reciclagem têxtil. No Brasil podem ser encontradas, aproximadamente, trinta empresas que trabalham com esse método, boa parte delas estão concentradas no vale do Itajaí em Santa Catarina. (PEREIRA, 2017). A figura 6 mostra o processo mecânico de reciclagem dos resíduos têxteis.



Figura 6: Processo mecânico de reciclagem dos resíduos. Adaptado de Renovar Têxtil e JFFibras. Fonte: <https://www.renovartextil.com.br/#!/up> e <https://jffibras.com.br/index.php>

O processo químico para reciclagem dos resíduos têxteis vem sendo estudado há bastante tempo, mas em termos de aplicação industrial, pelo menos nacionalmente, é utilizado para regenerar a fibra sintética de poliamida (*nylon*) – (primeira fibra têxtil sintética produzida). No processo de reciclagem química da poliamida, patenteada no Brasil em 2013, o resíduo têxtil a ser processado é separado manualmente e dividido em lotes, em seguida é colocado no cesto da máquina, a qual é fechada hermeticamente, introduz-se nitrogênio e solvente (*Dimethylformamide*) a quente e à 90°C numa relação de banho de seis partes de solvente para uma de tecido, após algumas etapas o polímero de poliamida é recuperado em sua forma pura, sem modificar sua estrutura molecular, podendo ser utilizado na fabricação de fibras para a indústria têxtil ou plástico de engenharia.



(HEILBERG, 2013). O que é interessante nesse processo é que o polímero de poliamida pode ser recuperado indefinidamente. A empresa responsável pela reciclagem da poliamida a partir de resíduos têxteis é a H3 POLÍMEROS, localizada na capital paulista. Esta foi a única indústria do gênero encontrada no país.

Muitos produtos derivam do processamento dos resíduos têxteis, tanto do pré quanto do pós-consumo. Os subprodutos e aplicações a partir desses resíduos, são bastante diversificados. Estão presente no nosso dia a dia e nem nos damos conta disso. Para facilitar a compreensão foi elaborado a figura 7, a qual demonstra as possibilidades de aplicações dos resíduos têxteis que passam pelo processamento mecânico para reutilização e reciclagem, a partir das fibras que os compõem.

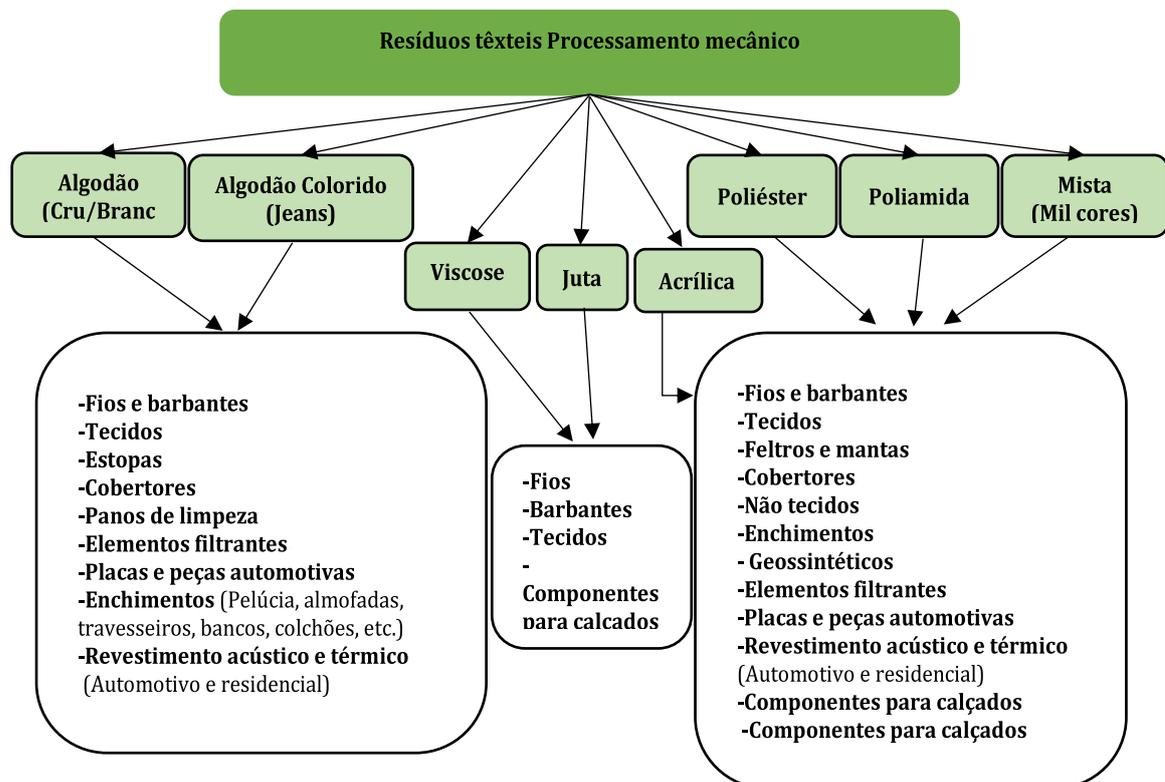


Figura 7: Possibilidades de aplicação dos resíduos têxteis processados mecanicamente. Fonte: Elaborado pelas autoras

Os resíduos têxteis podem entrar ainda como ingrediente em materiais compósitos, para dar maior resistência aos mesmos. Nesse processo os resíduos têxteis são triturados, ou desfibrados, e incorporados a materiais matrizes, como os metais, os polímeros, as cerâmicas e o carbono, (SILVA, 2020). Um exemplo desse tipo de material é o *Wootex* (madeira têxtil), o produto é feito de resíduos de tecidos velhos e sacolas plásticas, o produto foi desenvolvido e patentado pela *VIVE Textile Recycling Company*, empresa da estrutura do *Grupy VIVE*, um dos maiores consócios de empresas da



Europa, com sede em Kielce na Polônia, (CUNHA, 2016, ON-LINE). O material tem alta resistência mecânica e às condições climáticas, e já é produzido em escala industrial. Exemplo, do *Wootex* pode ser conferido na Figura 8.



Figura: 8 Wootex, madeira têxtil. Fonte: <http://wootex.dk/>, 2019

Nos processos de reciclagem químicos os produtos resultantes são reintroduzidos no mercado na forma de matéria-prima secundária, entrando novamente na cadeia produtiva. No caso da poliamida, citada acima, retornam para as indústrias: automobilística, eletroeletrônica, construção civil, moveleira, têxtil, resinas, etc. (H3POLÍMEROS, ON-LINE).

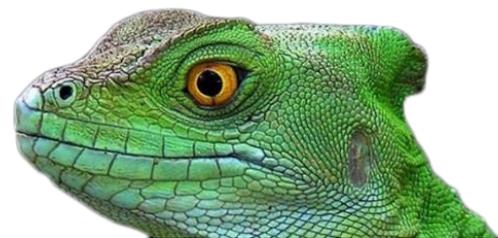
| MATERIAL E MÉTODOS |

A ideia do estudo foi levantar e quantificar os resíduos têxteis pré-consumo provenientes da transformação dos tecidos em peças do vestuário, e apresentar as possibilidades do reaproveitamento, da reciclagem, dos subprodutos derivados desses processos e a aplicações desses no mercado.

A metodologia utilizada se caracteriza em uma pesquisa exploratória, buscando mais informações a respeito dos resíduos têxteis, em publicações científicas, disponíveis na rede mundial de computadores – internet, em publicações oficiais do setor têxtil e confecção, em sites oficiais do governo e também em sites de empresas recicladoras de resíduos têxteis.

Para levantamento dos dados sobre os resíduos têxteis e sua gestão foram utilizadas, no site de pesquisa Google acadêmico, as palavras chaves: “resíduos têxteis”, “reciclagem têxtil”, “*waste textiles*”, “*reuse textiles*”, “*textiles recycling*”, entre outras. Foram considerados, nos resultados, as publicações a partir de 2010, ano em que foi promulgada a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS Lei 10.305/2010.

Na busca de dados oficiais do setor têxtil-confecção, foram utilizadas no site de pesquisa Google, as palavras-chave: “indústria têxtil”, “indústria de confecção”, “dados do setor têxtil”, entre



outras. Já para obtenção de informações sobre os produtos, subprodutos e aplicações dos resíduos têxteis, foram utilizadas as palavras-chave: “desfibrado têxtil”, “recicladoras de resíduos têxteis”, “reciclagem têxtil”.

Em cada resultado de busca fez-se uma leitura prévia dos títulos observando a data da publicação, caso se enquadrasse nos princípios pré-estabelecidos, partia-se para uma leitura rápida do resumo, sendo de interesse para aprofundamento da leitura, registrava-se os dados em uma planilha Excel dividida em quatro colunas: título, endereço eletrônico, data de consulta e observações pertinentes. Em um segundo momento partiu-se para leitura aprofundada do material selecionado para levantamento dos dados, os quais foram posteriormente tratados e registrados.

A dificuldade encontrada, limitante da pesquisa, foi a divergência dos dados oficiais, e mesmo nas pesquisas acadêmicas, sobre os resíduos têxteis gerados no país. Por outro lado, essas limitações justificam a importância de se investir em pesquisas mais aprofundadas sobre a questão.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O setor têxtil e de confecção tem destaque no cenário mundial no setor econômico, as cifras de milhões e bilhões incrementam o Produto Interno Bruto – PIB de muitos países. No setor socioeconômico destaca a geração de trabalho e renda de muitas famílias, principalmente das mulheres e daqueles que buscam o primeiro emprego. Ao mesmo tempo vem ganhando destaque, negativamente, na desvalorização da mão de obra, as condições inadequadas de trabalho e o emprego de mão de obra infantil. Destaque negativo também nas questões ambientais, sendo o segundo setor que mais polui e degrada o meio ambiente ao longo de sua cadeia produtiva. Nesse contexto fica evidente que é preciso (re)pensar os modos de produção, assumindo o desafio de minimizar os aspectos e impactos indesejáveis, promovendo mudanças em direção a sustentabilidade social, ambiental e econômica.

Com relação a Política Nacional de Resíduos Sólidos os resíduos têxteis ainda precisam de um olhar especial por parte do setor público e da conscientização dos setores e dos atores envolvidos. Mesmo sendo uma obrigatoriedade legal para as indústrias a gestão dos resíduos gerados por elas, para as pequenas indústrias de confecção essa obrigatoriedade pode inviabilizar o negócio. Há muito a caminhar no sentido dos acordos setoriais e implementação de incentivo fiscais para viabilizar a gestão dos resíduos das micro e pequenas empresas confeccionistas, bem como das recicladoras têxteis.

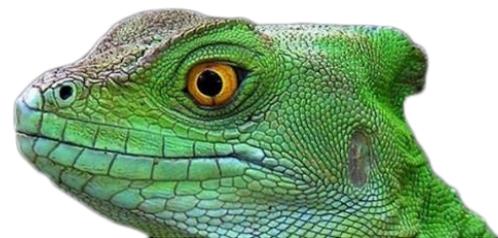


Levando em consideração o volume da produção de confeccionados, em um intervalo de tempo e no aglomerado de indústrias do setor, a situação dos resíduos têxteis pré-consumo se torna ainda mais preocupante. Mesmo com a utilização de softwares nos setores de modelagem e encaixe, a etapa de corte ainda é a que mais desperdiça matéria-prima, em média 20% do tecido da peça vira resíduo (lixo). A produção brasileira de peças do vestuário confeccionadas em 2019, foi de 5,5 bilhões, calculando o percentual de desperdício em cada peça confeccionada, o resultado é equivalente a 1,1 bilhão de peças que deixaram de ser confeccionadas e viraram resíduos pré-consumo, ou seja, caso hipotético de 100% de aproveitamento da matéria-prima/tecido, equivaleria dizer que o país teria produzido 6,6 bilhões de peças do vestuário em 2019.

Outra questão levantada é que o fato de haver importação, desse tipo de resíduo, faz recair sobre ele valoração econômica. Nesse contexto alguns autores apontam que a falta de uma coleta estruturada e uma gestão adequada dos resíduos têxteis na coleta e segregação, dificulta os processos de reutilização e reciclagem dos resíduos no país e induz as empresas recicladoras optarem pela importação de países que entregam tais resíduos limpos, separados por cor, por composição e enfardado. Vale ressaltar ainda que somente uma indústria recicladora de resíduos têxteis, levantadas na pesquisa, foi fundada depois da Política Nacional de Resíduos Sólidos, ou seja depois de 2010, todas as outras são anteriores, algumas com mais de 30 anos no mercado, o que reforça ainda mais o valor econômico de tais resíduos. Mais do que atender a legislação essas indústrias enxergaram nesses resíduos um nicho de mercado.

Foi possível observar que todos os resíduos têxteis são passíveis de reutilização e reciclagem, independente da sua composição. Existem vários processos e métodos de (re)processamento dos resíduos, industrialmente, e muitos produtos e subprodutos derivam dos mesmos, podendo ser aplicados como matérias-primas em diversas industriais, incluindo a própria indústria têxtil. Fatos que fazem acreditar na viabilidade de uma economia circular para o setor.

Os resultados alcançados atenderam ao objetivo proposto uma vez que, foi possível levantar, minimamente, estimativas do quantitativo de resíduos têxteis gerados pelo setor têxtil-confeccção no Brasil, bem como, identificar tratamentos e aplicações dos subprodutos dos resíduos têxteis, em nível industrial, pois, como foi visto, somente o artesanato não consegue dar conta da demanda do quantitativo de resíduos têxteis pré-consumo gerados diariamente.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A gestão correta de resíduos têxteis, além de ser uma maneira de ajudar com a preservação do meio ambiente, é lei que, se não cumprida é passível de sanções penais. A maioria das indústrias confeccionistas, por falta de conhecimento ou por negligência, ainda eliminam seus resíduos sem o devido tratamento. Mesmo depois de dez anos de vigência da Lei federal 12.305/2010, que delibera sobre a responsabilidade da gestão dos resíduos industriais é comum encontrar nas portas das fábricas de confecção, no fim do expediente, sacos de retalhos para serem recolhidos pelo serviço de coleta de resíduos urbanos. Dispostos junto a esses nos aterros dos municípios os danos ambientais são inevitáveis uma vez que, a maioria dos municípios brasileiros ainda não dispõe de aterro sanitário. Além de diminuir a vida útil dos aterros devido ao volume, aumenta o custo com a manutenção dos maquinários, que trabalham nos aterros, com as constantes quebras ocasionadas pelo enrosco dos resíduos têxteis nas engrenagens e peças das máquinas. A falta de incentivos, de leis municipais, de fiscalização, de cobrança pelo poder público contribui para o agravamento da situação.

É preciso pensar e repensar o ciclo de vida do produto do vestuário, uma vez que este está intimamente ligado ao meio ambiente em todos os seus processos, desde a fibra que o constitui até seu descarte pós-consumo. Como diz Barrueco (2015, ON-LINE), “o ciclo de tudo que descartamos não acaba quando jogamos as coisas no lixo. Não acaba nunca, na verdade, e quanto mais sabemos a respeito, mais podemos tomar decisões conscientes e entender os mecanismos nos quais estamos todos inseridos.”. Um sinal positivo foi o aumento nas publicações científicas sobre os resíduos têxteis nos últimos anos. Para geri-los, assim como qualquer outro resíduo, é preciso conhecê-los, quantificá-los, compreender e mensurar os impactos, positivos e negativos que eles causam à sociedade e ao meio ambiente. Nesse sentido a responsabilidade é de todos coletiva ou individualmente, é da indústria, do poder público, da academia, mas, também da sociedade.

Para que ocorra uma efetiva economia circular na cadeia têxtil-confecção, os resíduos têxteis precisam ser valorizados como matéria-prima secundária no mercado de recicláveis, como acontece com as latinhas de alumínio, o papel, o papelão e o plástico. Incentivos fiscais devem ser criados para estimular fabricantes e recicladores e assim evitar a disposição inadequada de toneladas de resíduos têxteis nos aterros municipais. É necessário também investir em pesquisas e em novas tecnologias para reciclagem de têxteis, a exemplo, da reciclagem da poliamida.

Percebe-se fundamental a continuidade e o aprofundamento dessa pesquisa, visando o delineamento de novas estratégias capazes de permitir a efetiva implementação do gerenciamento



dos resíduos têxteis, para as micro e pequenas empresas no segmento confeccionista, para a consecutiva proteção dos recursos naturais ambientalmente vulneráveis.

Agradecimentos

Ao apoio institucional para dedicação exclusiva as atividades do doutorado proporcionada a autora pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais – IFSULDEMINAS.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

ABNT. NBR 10.004: (2004). Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 71 p.

BARRUECO, Caroline. Como Mulheres Indianas Reciclam as Roupas Descartadas pelo Ocidente. 2015. Disponível em: <<https://noosfera.com.br/como-mulheres-indianas-reciclam-as-roupas-descartadas-pelo-ocidente/>> Acesso em: 9 abr. 2020.

BENTO, Antônio José Figueiredo. Sistema Integrado de Gestão de Resíduos de Vestuário Usado para Portugal: SIGVETU. 2013. Disponível em: <<https://comun.rcaap.pt/handle/10400.26/14223>> Acesso em: 04 fev. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei 9605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em: 30 mar. 2020.

CUNHA, Renato. Wootex – Novo material reciclado feito de resíduos de tecidos e sacolas plásticas. Disponível em: <<https://www.stylourbano.com.br/wootex-novo-material-reciclado-feito-de-residuos-de-tecidos-e-sacolas-plasticas/>> Acesso em: 07 maio 2020.

DEPEC – Departamento de Pesquisa e Estudos Econômicos. Bradesco. Têxtil e confecção, abril, 2016. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/19080744-Depec-departamento-de-pesquisas-e-estudos-economicos-textil-e-confeccoes-maio-de-2016.html>> Acesso em: 13 maio 2016.

ELLEN MacArthur Foundation. Economia circular. 2017. Disponível em: <<https://www.ellenmacarthurfoundation.org/pt/economia-circular/conceito>> Acesso em: 04 maio 2020.

HEILBERG, Ronaldo Daniel. Processo de reciclagem de nylon contido em tecidos. BR n. PI 1104317-2 A2, 13 de agosto de 2013. Disponível em: <<https://www.escavador.com/patentes/225438/processo-de-reciclagem-de-nylon-contido-em-tecidos?page=2>> Acesso em: 08 maio 2020.

H3POLÍMEROS. Materiais. On-line. Disponível em: <<http://www.h3polimeros.com.br/materiais.html>> Acesso em: 04 maio 2020.

IDEIA CIRCULAR – O que é economia circular? 2018. Disponível em <<https://www.ideiacircular.com/economia-circular/>> Acesso em: 28 abr. 2020.



- IEMI – INSTITUTO DE ESTUDOS E MARKETING INDUSTRIAL LTDA. Relatório Setorial da Indústria Têxtil Brasileira. São Paulo, Brasil, v.1, n.12, 2012. 160p.
- LOBO, Renato Nogueiro; LIMEIRA, Erika Thalita Navas Pires; MARQUES, Rosiane do Nascimento. Fundamentos da tecnologia têxtil: da concepção da fibra ao processo de estamparia. 1. ed. São Paulo: Érica, 2014. 120 p.
- MOTTA, W. H; ALMEIDA, L. N.; LUCIDO, L. A. Logística reversa de resíduos sólidos: uma proposta aplicada a indústria de confecção de vestuário. 2011. Disponível em: <http://www.abepro.org.br/biblioteca/enegep2011_TN_STO_135_857_18143.pdf> Acesso em: 04 fev. 2020.
- PEREIRA, Maria Concebida. O lixo do luxo: um modelo para o tratamento dos resíduos têxteis de polos de indústrias de confecções. Curitiba: CRV, 2017. 172p.
- PEZZOLO, Dinah Bueno. Tecidos: história, tramas, tipos e usos. 4. ed. rev. e atual. São Paulo: Senac São Paulo, 2013. 328 p.
- SEBRAE- Serviço. Retalhos de tecidos: no lugar do desperdício, negócios sustentáveis. 2014. Disponível em: <<https://respostas.sebrae.com.br/retalhos-de-tecidos-no-lugar-do-desperdicio-negocios-sustentaveis/>> Acesso em: 31 mar. 2020.
- SILVA, André Luiz da. Compósito. 2020. Disponível em: <<https://www.infoescola.com/materiais/composito/>> Acesso em: 07 maio 2020.
- SIMIÃO, Juliana. Gerenciamento de resíduos sólidos industriais em uma empresa de usinagem sobre o enfoque da produção mais limpa. Dissertação ((Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2011.
- SINDITEXTIL-SP. Retalho Fashion. Em notícia. Julho 2012. Ano VII. Nº 25. Disponível em: <www.sinditextilsp.org.br> Acesso em: 25 mar. 2016.
- TAMBORLIN, Norberto; DALFOVO, Oscar. Gestão organizacional: pequenas ideias, grandes soluções, casos práticos. 2ª ed. Blumenau: Edição do Autor, 2016.
- TEXBRASIL – Programa de Internacionalização da Indústria da Moda Brasileira. Dados da indústria têxtil e de confecção referentes a 2019. Disponível em: <<http://texbrasil.com.br/pt/imprensa/dados-da-industria-textil-e-de-confeccao-em-2015/>> Acesso em: 30 mar. 2020.
- UNIETHOS. Sustentabilidade e Competitividade na Cadeia da Moda. 2013. Disponível em: <http://www.siteuniethos.org.br/wp-content/uploads/2013/11/UNIETHOS_03_versao_digital.pdf > Acesso em: 22 abr. 2020.



RESÍDUOS DE CASCA DE ARROZ DO RIO GRANDE DO SUL: ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS APLICÁVEIS

| ID 15736 |

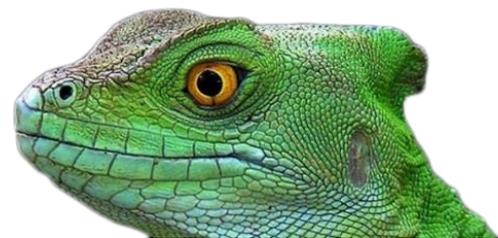
1Michel Vinicius Flach, 2Eduarda Krauspenhar, 3Carlos Leonardo Pandolfo Carone, 4Fernando Dal Pont Morisso, 5Vanusa DalostoJahno

1Universidade Feevale, e-mail: flachmichel@gmail.com; 2Universidade Feevale, email: eduardaakrauspenhar@gmail.com; 3Universidade Feevale, email: carloscarone@feevale.br; 4Universidade Feevale, email: morisso@feevale.br; 5Universidade Feevale, email: vanusca@feevale.br

| RESUMO |

Os resíduos de biomassa, como a casca de arroz, são gerados em grandes quantidades no planeta, sendo necessário o desenvolvimento tecnológico para que se reduza o impacto negativo da disposição inadequada destes materiais, possibilitando a incorporação em cadeias de valor. Neste contexto, o Brasil é um dos maiores produtores de arroz mundial, sendo o Rio Grande do Sul o destaque de produção nacional, o que permite observar que há necessidade de desenvolvimento de tecnologias para manejo deste resíduo no estado, devido a dualidade entre os problemas ambientais que podem haver pela incorreta destinação destes materiais, ou o oposto, que é o potencial de desenvolvimento de cadeias de valor a partir destes materiais de biomassa. Ressaltando-se que, para haver a gestão adequada destes materiais, necessita-se de investimento em pesquisa e desenvolvimento. No presente trabalho, apresentam-se tecnologias que podem ser aplicadas para os resíduos da casca de arroz, entre estas, há àquelas que, devido as características do estado do Rio Grande do Sul, possuem maior potencial de desenvolvimento. Neste sentido, é feita a apresentação e discussão sobre as tecnologias disponíveis e, principalmente, verifica-se que há necessidade de investimento para o desenvolvimento de materiais, por meio de reciclagem mecânica dos resíduos de casca de arroz, devido aos benefícios ambientais, econômicos e sociais deste tipo de tecnologia, já que há potencial de reintrodução da casca de arroz a cadeias de valor e a não geração de resíduos durante o processamento, diferente do que ocorre com os processos de queima da casca, por exemplo, onde geram-se os resíduos de cinzas de casca de arroz. Outras tecnologias são apresentadas, como a pirólise, a utilização da casca de arroz para obtenção de adsorventes, biocarvão, nanomateriais e outros produtos de engenharia. Desta forma, ampliando também a discussão acerca da problemática relacionada aos resíduos da casca de arroz, buscando contribuir para que sejam realizadas pesquisas e desenvolvimento tecnológico com o intuito de reintroduzir este material de biomassa a cadeias de valor.

Palavras-chave: Meio Ambiente, Reciclagem, Casca de Arroz.



| INTRODUÇÃO |

O crescimento da população mundial, somando ao incremento contínuo da demanda por bens e serviços, faz com que sejam necessários recursos e energia em escala crescente (QUISPE et al., 2017). Observando este cenário, não se pode deixar de avaliar todo e qualquer recurso disponível e, então, o fato de haver uma produção mundial de aproximadamente 140 bilhões de toneladas métricas de biomassa anualmente, a partir da agricultura, demonstra que a utilização adequada deste tipo de recurso natural, é um dos mais importantes temas para a gestão ambiental mundial (MARTIRENA e MONZÓ, 2018).

Desta quantidade de biomassa disponível, uma parcela é encontrada na forma de casca de arroz, um dos materiais lignocelulósicos mais abundantes (ULLAH et al., 2019). Porém, devido a uma série de fatores, a casca de arroz, um subproduto do processamento agroindustrial do arroz, é tratada atualmente como um resíduo indesejável, sendo responsável em algumas regiões do planeta, especialmente os países de terceiro mundo, por uma contribuição negativa sobre o meio ambiente, causando a poluição da água, terra e ar, devido à disposição inadequada ou a queima a céu aberto, como formas de eliminação deste tipo de resíduo (BASTA et al., 2019; KWON et al., 2019).

Importante salientar que o Brasil é um dos maiores produtores de arroz do planeta (NADALETI, 2019) e, portanto, assim como nos demais países produtores de arroz, têm-se a oportunidade de desenvolver aplicações tecnológicas para os resíduos de casca de arroz, já que estes são materiais de fonte renovável e que podem fornecer bioprodutos e energia. Observa-se que o desenvolvimento tecnológico é crescente e estratégico, em diversas regiões e países, os quais buscam aplicações diversas para seus recursos de fontes renováveis (ABAIDE et al., 2019).

A busca por iniciativas para o aprimoramento da gestão dos recursos, é tema recorrente em diversos fóruns de discussão e ações são tomadas, com o intuito de desenvolver práticas para a ampliação da sustentabilidade global. Neste sentido, um marco importante, foi a assinatura pelos países membros da Organização das Nações Unidas (ONU), dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) e da adesão à Agenda 2030, onde foram definidos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável e 169 metas universais para acabar com a pobreza, promover a prosperidade e o bem-estar para todos, proteger o meio ambiente e enfrentar as mudanças climáticas até o ano de 2030 (ONU, 2015). Dentre os objetivos e metas determinados na Agenda 2030, podem ser citadas algumas iniciativas a serem tomadas, como a promoção do crescimento econômico sustentado, inclusivo e sustentável, a promoção da industrialização eficiente, tecnológica e ambientalmente adequada, o fomento a pesquisas científicas e inovação, melhorando a capacidade tecnológica, particularmente nos países em desenvolvimento. Cita-se ainda a busca pela gestão



sustentável e uso eficiente dos recursos naturais, a redução da geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso, além do manejo adequado dos produtos químicos e de todos os resíduos, reduzindo sua liberação para o ar, água e solo, minimizando seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente (ONU, 2015).

Verifica-se atualmente, a busca por maior eficiência da gestão dos recursos, e a preocupação relacionada aos resíduos agrícolas é encarada com novo olhar. A eficiência do gerenciamento destes materiais, volta-se para a necessidade de desenvolvimento e implementação de tecnologias e processos, com vista a introdução destes recursos naturais, em cadeias de valor e não mais para a simples disposição correta (MOAYEDI et al., 2019). Este fato é relacionado a capacidade única dos recursos de biomassa serem consumidos de diversas maneiras diferentes, como na forma de materiais, produtos químicos, combustíveis, calor, energia e eletricidade. São materiais que possuem uma forte tendência de aumento da sua importância com o passar dos anos. Os resíduos de biomassa, serão continuamente melhor gerenciados, promovendo o desenvolvimento dos locais que realizarem as adequações e inovações necessárias ao uso, observando-se, que o gerenciamento adequado, principalmente nas economias em desenvolvimento é insuficiente, causando efeitos danosos ao meio ambiente e a sociedade local (ARENAS et al., 2019).

Destaca-se ainda, que os materiais de biomassa, tem chamado a atenção de pesquisadores, devido ao potencial para substituir materiais metálicos e sintéticos em diversas aplicações, por possuírem características como baixo peso, não toxicidade, grande disponibilidade, baixo custo e biodegradabilidade. Exemplifica-se o potencial de aplicação da biomassa, observando o aumento gradual de compósitos que utilizam fibras naturais, como agentes de reforço, para diversas aplicações de engenharia, como em artigos esportivos ou no setor automotivo e marinha. Isto ocorre, pois mesmo ainda utilizadas em menor quantidade, como agentes de reforço em compósitos, as fibras naturais possuem significativas propriedades de resistência e rigidez, quando comparadas as fibras sintéticas como fibras de vidro, rayon e nylon. Mas, há ainda diversos desafios, que estão ligados principalmente a compatibilidade entre o polímero e o resíduo nos compósitos obtidos (BORAH e DUTTA, 2018; BISHT e GOPE, 2018).

Tratando-se do resíduo da casca de arroz, uma das tecnologias mais utilizadas atualmente, é a queima para a geração de energia. A combustão direta e a pirólise rápida, são as tecnologias de geração de energia mais estudadas, sendo a combustão direta empregada em maior escala, devido ao menor investimentos e baixa complexidade. Mesmo assim, nos países em desenvolvimento, há ainda poucas unidades que fazem uso da geração de energia com a casca de arroz. Outro agravante, é a composição da casca de arroz, pois ao utilizar um processo de queima da casca de arroz para a geração de energia, gera-se outro resíduo, que são as cinzas da casca de arroz, que possuem



diferentes características e também grande disponibilidade (LAWAL et al., 2019; QUISPE et al., 2017).

Resíduos de Casca de Arroz no Setor Agrícola Brasileiro

No Brasil, a produção de arroz tem grande importância no setor primário, com volume de arroz em casca produzido no País na safra 2018/2019, da ordem de 10.449 toneladas. O estado do Rio Grande do Sul é o destaque no âmbito nacional, com produção de 7.389 toneladas no período, em torno de 70% da produção nacional (MAPA, 2019). Porém, durante o processamento do grão para obtenção do arroz comercial, são geradas grandes quantidades de resíduos, entre estes, o de maior volume, são as cascas de arroz, que correspondem a cerca de 20% a 22% do seu peso (ABAIDE et al., 2019; NADALETI, 2019). Na Figura 1 podem ser observadas as etapas básicas até a obtenção do arroz descascado e consequente geração dos resíduos das cascas do arroz.

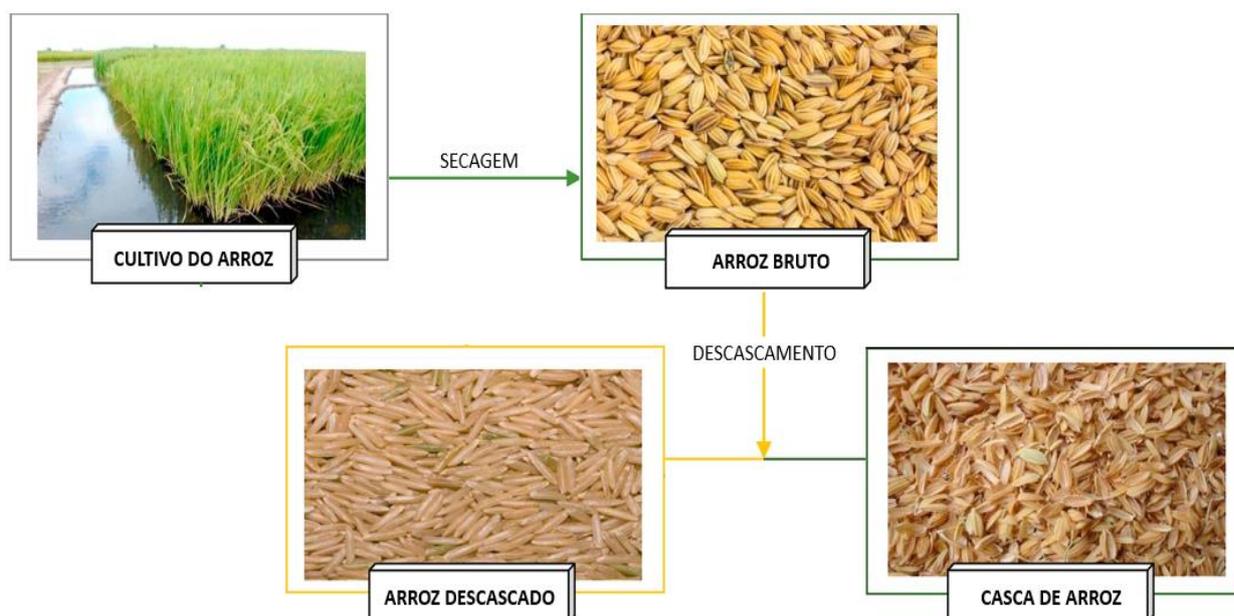


Figura 1. Etapas para obtenção de arroz descascado
Fonte: Adaptado de Abaide et al., 2019

Além da grande quantidade de geração deste tipo de resíduo, há fatores que dificultam sua aplicação ou reutilização já no setor agrícola, devido ao fato da casca de arroz apresentar dificuldade de degradação natural, pois possui superfície abrasiva irregular e quantidade expressiva de sílica, além de não ser indicada para utilização como alimento de animais, devido aos baixos valores nutricionais (VARALA et al., 2019; THOMAS, 2018). Como consequência das dificuldades de aplicação da casca de arroz, têm-se que a maior parte do resíduo é queimado ou descartado no meio ambiente,



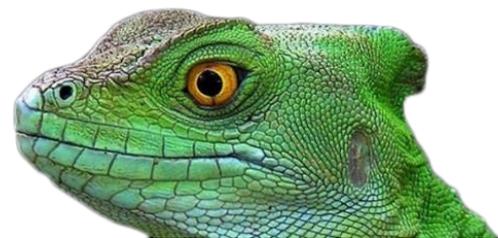
principalmente em países do terceiro mundo, gerando impactos ambientais como a poluição do ar, da água e do solo, impactando diretamente para as mudanças climáticas globais (BASTA et al., 2019; KWON et al., 2019).

Assim, para fundamentar a necessidade de aplicação de recursos na pesquisa e desenvolvimento de tecnologias para o tratamento, disposição ou utilização dos resíduos de cascas de arroz, podem ser buscadas as políticas públicas de proteção ao meio ambiente no Brasil. Observa-se na leitura da legislação brasileira, que há avanços e ampliação do caráter de preservação e defesa ambiental no País. No que diz respeito a legislação que envolve entre outros, os resíduos sólidos, podem ser citadas leis como a nº 6.938/1981 (BRASIL, 1981), que instituiu a Política Nacional do Meio Ambiente. Na Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, também foram abordadas questões relativas ao meio ambiente como “a conservação da natureza, a defesa do solo e dos recursos naturais, a proteção do meio ambiente e o controle da poluição” (BRASIL, 1988). Após muitas discussões, movimentos políticos e sociais no Brasil, instituiu-se a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010 que aborda os “princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos”. Alguns de seus princípios são “o desenvolvimento sustentável, a visão sistêmica na gestão dos resíduos sólidos, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social”.

Como objetivos da PNRS pontuam-se “a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, incentivo à indústria da reciclagem, gestão integrada de resíduos sólidos, estímulo à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto”. E, como instrumentos da PNRS citam-se: “a cooperação técnica e financeira entre os setores público e privado para o desenvolvimento de pesquisas de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos, a pesquisa científica e tecnológica e os sistemas de logística reversa” entre outros (BRASIL, 2010). Verifica-se principalmente a partir dos objetivos e instrumentos da PNRS, que inovação e tecnologia devem ser geradas no País, para mitigar os efeitos nocivos dos resíduos de casca de arroz, buscando a valorização destes materiais de biomassa.

Tecnologias para o Tratamento dos Resíduos de Casca de Arroz

O desenvolvimento de tecnologias para o tratamento de resíduos de biomassa, em especial, os resíduos de casca de arroz, é alvo de investigações constantes. Uma das alternativas tecnológicas, é a geração de energia a partir dos resíduos de biomassa, já que estes materiais, são as únicas fontes sustentáveis de carbono conhecidas. Pesa ainda, o fato de haver uma infraestrutura avançada para a



geração de energia, que pode ser utilizada para os resíduos de biomassa, diferente de outras fontes renováveis, como a energia solar, que necessitam de novos equipamentos e maior desenvolvimento (BURRA e GUPTA, 2019). Observa-se que há algumas décadas já são realizadas pesquisas profundas para o aprimoramento de sistemas de combustão da casca de arroz, que geralmente convertem eficientemente a casca de arroz em energia por meio de equipamentos como o combustor de leito fluidizado, combustor de vórtice e combustor de ciclone. Dentre estes, os sistemas de combustão de leito fluidizado são utilizados amplamente, pois oferecem vantagens, como baixas emissões e alta eficiência de combustão. A tecnologia é aplicada largamente para a combustão de carvão e incineração de resíduos (CHOKPHOEMPHUN et al., 2019).

Com o intuito de avaliar os impactos ambientais da utilização de resíduos de casca de arroz em substituição ao carvão, para a geração de energia, Quispe et al., (2019) realizaram uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e concluíram que os impactos ambientais para a geração de 1 MJ (megajoule) obtido da casca de arroz, são menores que os da geração de 1 MJ obtido do carvão, incluindo elementos nas categorias de aquecimento global, acidificação e eutrofização. Porém, a biomassa na forma original, apresenta baixa densidade, impactando em altos custos de transporte e armazenamento, desta forma, reduzindo sua eficiência como fonte de energia e, para tanto, estudos também vem sendo realizados para a compactação deste resíduos, na forma de pellets ou briquetes (DESHANNAVA et al., 2018; LUBWAMA et al., 2019; MARRUGO et al., 2019).

Além da combustão da casca de arroz, há possibilidade de submeter o resíduo a processos de pirólise, neste sentido, Zhang S. et al. (2019) avaliaram o pré-tratamentos da casca de arroz com o intuito de otimizar o processo e a obtenção dos produtos da pirólise, como bio-óleo, gás não condensável e carvão vegetal. Concluíram em seu estudo, que um pré-tratamento combinado de lavagem e torrefação, melhorou significativamente o potencial de utilização termoquímica da casca de arroz para combustíveis e produtos químicos por pirólise e que, inclusive, o carvão da casca de arroz obtido, pode ser usado para preparar produtos de sílica, devido ao seu alto teor de sílica. Este tipo de estudo, corrobora com o exposto por Arenas et al., (2019), os quais inferem que a biomassa é um recurso que será altamente estratégico no futuro próximo, já que é capaz de produzir calor, eletricidade, combustíveis e produtos químicos.

Martirena e Monzó (2018), indicam que é crescente o uso de resíduos agrícolas para geração de energia, principalmente em indústrias de processamento de arroz e açúcar, pois os materiais para estas são abundantes e econômicos, para uso como combustível. Porém, associado à solução para a destinação de resíduos de casca de arroz por combustão, está a geração de um novo tipo de resíduo, que são as grandes quantidades de cinzas de casca de arroz produzidas, as quais possuem atualmente poucas aplicações, já que as propriedades da cinza como cristalinidade, reatividade e propriedades



pozolânicas, dependem das condições de combustão, as quais são definidas geralmente com vistas a obtenção de energia e não às características das cinzas (SONAT et al., 2019; MARTIRENA e MONZÓ, 2018).

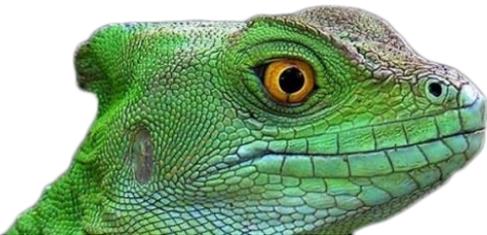
Entretanto, salienta-se que a cinza da casca de arroz para uso principalmente em argamassas, por exemplo, necessita de características adequadas e alta qualidade, desta forma, tanto processos de pré-tratamento das cinzas, quanto o controle de combustão são necessários (OLUTOGE E ADESINA, 2019). Corroborando com o exposto, Muthuikrishnan et al., (2019) assinalam que a utilização de processo de queima descontrolados, gera cinzas da casca de arroz com pouca sílica amorfa, e partículas de casca não queimadas, afetando a qualidade dos materiais compósitos. Enquanto que Martiena e Monzó (2018), apontam que há muitos trabalhos de pesquisa realizados sobre o uso das cinzas agrícolas para aplicações na construção civil, porém pouco sucesso é visto em aplicações práticas de escala industrial, já que a qualidade das cinzas na prática industrial, não é adequada a aplicação, e portanto, encontra-se como um passivo ambiental.

Conforme verificado, as tecnologias que visam a geração de energia com o uso da casca de arroz, enfrentam problemas de cunho ambiental devido, entre outras questões, a geração de um novo resíduo que são as cinzas de casca de arroz. Desta forma, tecnologias que utilizem a casca de arroz, por meio da incorporação ou aplicação integral, são potencialmente interessantes para a reintrodução da casca de arroz a cadeias de valor. Para ampliação dos potenciais métodos de aplicação deste recurso natural, houve um crescimento no volume de pesquisas e desenvolvimento de tecnologias, para a utilização da casca de arroz como carga de reforço, em matrizes poliméricas. Observando-se desafios ligados principalmente a compatibilidade entre a matriz polimérica e o resíduo nos compósitos obtidos (BISHT e GOPE, 2018).

No Quadro 1, podem ser observados alguns estudos que tratam de tecnologias de reciclagem mecânica dos resíduos de casca de arroz. Observa-se, que a incorporação de casca de arroz é alvo de estudos, por exemplo, para modificação de propriedades de compósitos com poliolefinas, como nas pesquisas de Zhang Q. et al., (2019) e Hidalgo-Salazar e Salinas (2019), os quais utilizaram em seus estudos a casca de arroz como carga de reforço, gerando aumento das propriedades mecânicas com relação a resistência à tração e flexão. Porém, houve redução do alongamento na ruptura (ZHANG Q. et al., 2019) e da resistência ao impacto (HIDALGO-SALAZAR e SALINAS, 2019). Assim observando, que a utilização da casca de arroz como carga deve ser verificada para cada aplicação desejada, já que ocorre a modificação das características e propriedades dos materiais obtidos.



Compósito	Considerações	Autor/Ano
Polipropileno (PP) e Casca de Arroz.	Compósitos obtido por extrusão, seguido de moldagem por injeção. Alteração das propriedades do PP. Aumento dos módulos de tração e flexão, com redução do alongamento para ruptura.	Hidalgo-Salazar e Salinas, 2019.
Polietileno de Alta Densidade (PEAD) e Casca de Arroz.	Compósitos obtidos por extrusão, seguido de moldagem por pressão e temperatura. Comparação com compósitos de PEAD/Amendoim e PEAD/Casca de Noz. Para todos os compósitos, o aumento do teor de fibras gerou aumento da resistência à flexão e tração, reduzindo a resistência ao impacto. Comparativamente, o compósito de PEAD/Casca de Arroz apresentou as melhores propriedades mecânicas.	Zhang Q. et al., 2019.
Resina Epóxi, Fibras Naturais e Casca de Arroz.	Obtido pela mistura dos insumos, derramamento em molde e cura, obtendo-se placas. Como resultado, a adição da carga de casca de arroz gerou melhora no desempenho mecânico e de desgaste nos compósitos epóxi a base de fibras naturais.	Kumar S. et al., 2019.
Resina Epóxi, Fibra de Vidro e Casca de Arroz.	No estudo foi verificado que a adição da casca de arroz melhorou consideravelmente a resistência dos compósitos, fortalecendo a matriz polimérica. Foi verificado que a incorporação da casca de arroz melhorou a eficiência do processo de furação das placas, de tal forma que a casca de arroz atua como um lubrificante durante a perfuração, desta forma reduzindo tempo e desgaste no processo de perfuração.	Jayaprakash et al., 2019.
Polihidroxibutirato (PHB) e Casca de Arroz.	Compósitos obtidos por meio de uma câmara de mistura de reômetro. Comparação com compósitos PHB/Casca de Amêndoas e PHB/Ervas Marinhas. No trabalho foram avaliadas propriedades como barreira à água, capacidade de termoformagem e desintegração por compostagem controlada, com vista a aplicação como embalagens de alimentos. Sendo que todas as fibras foram avaliadas como satisfatórias para a aplicação, reforçando o compósito sem alterar a cristalinidade.	Sánchez-Safont et al., 2018.
Ecovio® (polímero biodegradável) e Casca de Arroz.	Compósitos biodegradáveis obtido por meio de prensagem a quente. Comparação com compósitos contendo casca de trigo, fibras de madeira ou fibras de resíduos têxteis. Para o emprego dos biocompósitos desenvolvido na forma de materiais para isolamento interno em edifícios, todos mostraram-se adequados.	Muthuraj et al., 2019.



Compósito	Considerações	Autor/Ano
Poliuretano (PU) e Casca de Arroz.	Compósitos obtidos por colagem e prensagem. Comparação com outros painéis compostos contendo sobras de cortiça, pneus em fim de vida, palha de café, resíduos de papel, tapetes de fibras têxteis e sobras de lã, montados com técnicas semelhantes. Verificou-se que o desempenho térmico e acústico dos painéis foi comparável aos produtos tradicionais. E em análise do ciclo de vida, conforme ISO 14040, os painéis de PU/Casca de Arroz e PU/ Palha de Café, demonstraram os melhores resultados.	Buratti et al., 2018.
Incorporação de Resíduos de EVA e Casca de Arroz em Misturas Cimentícias.	O estudo propôs a substituição de areia por resíduos de EVA e casca de arroz em misturas cimentícias, para aplicação em subpisos, para redução de propagação de sons de impacto. Os resultados demonstraram que a utilização dos resíduos mostrou-se favorável a atenuação acústica, como impacto e vibrações, além da redução da densidade do subpiso, desta forma, reduzindo a carga sobre a estrutura.	Borges et al., 2018.
Polivinil Álcool (PVA) e Casca de Arroz em Misturas Cimentícias.	Fibras de PVA e Casca de Arroz foram utilizados como parte dos agregados finos em compósitos cimentícios, avaliando a densidade, absorção de água, além do comportamento à flexão e resistência à compressão destes. Foram observados principalmente vantagens quanto redução do peso, absorção de energia e flexão dos compósitos.	Pakravan et al., 2018.
Casca de Arroz e Ligante Formaldeído.	Placas obtidas pela mistura com formaldeído e prensagem com temperatura. Comparação com outros painéis de partículas obtidos com resíduos de casca de ovo, casca de mandioca e casca de palmiste. Avaliando as propriedades físicas de absorção de água e dilatação da espessura, além das propriedades mecânicas como módulo de ruptura e módulo de elasticidade. De acordo com os resultados, materiais desenvolvidos no estudo, são adequados para aplicação em interiores e componentes de móveis.	Adediran et al., 2019.

Quadro 1: Tecnologias de Reciclagem Mecânica dos Resíduos de Casca de Arroz

Nos estudos acerca da utilização de casca de arroz em compósitos de matriz epóxi, visto na Tabela 1, Jayaprakash et al., (2019) obteve materiais com melhores características mecânicas e de usinagem em comparação ao material epóxi tradicional. De maneira análoga, Kumar S. et al. (2019), verificaram um incremento do desempenho mecânico e ao desgaste de compósitos epóxi adicionados de casca de arroz. No que diz respeito ao objetivo de desenvolver materiais de isolamento, Muthuraj et al., (2019) e Sánchez-Safont et al., (2018), obtiveram materiais adequados,



pela mistura de casca de arroz e polímeros biodegradáveis, enquanto Buratti et al., (2018), desenvolveu os compósitos com poliuretano. Adediran et al., (2019), desenvolveram ainda, painéis de partículas com a casca de arroz e formaldeído como ligante. Já Borges et al., (2018) e Pakravan et al., (2018), utilizaram a casca de arroz como substituto de agregados finos em concretos, verificando a redução do peso do material, além da atenuação acústica (BORGES et al., 2018) e melhora da absorção de energia e flexão dos compósitos (PAKRAVAN et al., 2018).

Quanto as tecnologias de processamentos para a obtenção dos compósitos, citadas nos trabalhos apresentados na Tabela 1, verifica-se diferentes possibilidades metodológicas, como a utilização de processos de extrusão, seguida de moldagem por injeção (HIDALGO-SALAZAR e SALINAS, 2019) ou moldagem por pressão e temperatura (ZHANG Q. et al., 2019). Tratando-se dos compósitos com resina epóxi, a metodologia consiste na mistura, dispersão, derramamento em molde e cura (KUMAR S. et al., 2019; JAYAPRAKASH et al., 2019). Para a obtenção dos compósitos, com o intuito de aplicação como materiais de isolamento, foram utilizados pelos autores processos de prensagem (SÁNCHEZ-SAFONT et al., 2018; MULTHURAJ et al., 2019; BURATTI et al., 2018), assim como no desenvolvimento do painéis de partículas (ADEDIRAN et al., 2019). Por fim, nos compósitos cimentícios com adição da casca de arroz, manteve-se o processo de mistura padrão e posterior cura (BORGES et al., 2018; PAKRAVAN et al., 2018).

Demais aplicações tecnológicas para os resíduos de casca de arroz, podem ser vistos no Quadro 2. Cita-se a utilização de adsorventes baseados em resíduos de casca de arroz para remoção de íons tóxico (VARALA et al., 2019), corantes sintéticos (RACHNA et al., 2019), cromo e níquel (BASU et al., 2019), níquel, cobre e chumbo da água (KUMAR e SHARMA, 2019; KUMAR R. et al., 2019), além de adsorção e remoção de nitratos e fosfatos (SHUKLA et al., 2019).

Verifica-se também o desenvolvimento de biocarvão, por pirólise controlada da casca de arroz (SHI et al., 2019; ZHANG H. et al., 2019), nanocelulose a partir da casca de arroz (DOMINIC et al., 2019; BARANA et al., 2019) e sílica nanométrica (KWON et al., 2019). Por fim, cita-se a síntese de carbetos de silício, a partir dos resíduos da casca de arroz (ALWEENDO et al., 2019), a obtenção de sílica ultra pura, utilizando pré-tratamentos com álcalis e ácidos, seguidos de combustão controlada (AZAT et al., 2019) e o potencial da casca de arroz como material para desenvolvimento de componentes de baterias íon-lítio (SHI et al., 2020; YU et al., 2019) e íon-sódio (RYBARCZYK et al., 2019).



Aplicação	Considerações	Autor/Ano
Adsorvente para Tratamento de Água.	Biossorvente para remoção de íons Tório. Obtido por processo de moagem.	Varala et al., 2019.
	Biossorvente para remoção de Corante. Obtido pelo tratamento da casca de arroz com Hidróxido de Sódio (NaOH).	Rachna et al., 2019.
	Biossorvente para remoção de Níquel e Cromo. Obtido pela extração da celulose da casca de arroz utilizando soda e posterior revestimento da celulose com ácido úmico.	Basu et al., 2019.
	Biossorventes para remoção de Níquel, Cobre e Chumbo. Obtidos pela funcionalização da celulose da casca de arroz.	Kumar e Sharma, 2019; Kumar R. et al., 2019.
Biocarvão	Biossorvente para remoção de nitratos e fosfatos. Biocarvão adsorvente, obtido pela pirólise por microondas da casca de arroz.	Shukla et al., 2019.
	Biocarvão para imobilização de Cobre e Cádmio no solo. Obtido pela pirólise da casca de arroz, pré-impregnada com fosfato de potássio.	Shi et al., 2019.
	Biocarvão para imobilização de Cobre e Cádmio no solo. Obtido pela pirólise da casca de arroz, pré-impregnada com fosfato de potássio.	Zhang H. et al., 2019.
Nanomateriais	Aplicação de nanocelulose derivada de casca de arroz na vulcanização de borracha natural, substituindo o negro de fumo. Foi verificada uma sinergia entre a nanocelulose e o negro de fumo, melhorando a resistência, durabilidade e tenacidade dos compósitos de borracha.	Dominic et al., 2019.
	Sílica nanométrica foi obtida por tratamento ácido e térmico da casca de arroz. O material obtido foi utilizado como fase de dispersão em um fluido eletro-responsivo, exibindo excelente desempenho em testes reológicos.	Kwon et al., 2019.
	Obtenção de nanocristais de celulose a partir da celulose da casca de arroz, extraída por processo de biorefinaria, gerando como subproduto uma mistura lignina/sílica.	Barana et al., 2019.
Obtenção de Carbetto de Silício	Sintetizado a partir da casca de arroz em diferentes temperaturas e tempos de retenção, sem o uso de catalizadores. O pó de carbetto de silício sintetizado era uma mistura de bigodes e partículas.	Alweendo et al., 2019.
Obtenção de Sílica Ultra Pura	O estudo buscou desenvolver sílica de alta pureza a partir da casca de arroz, utilizando pré-tratamentos com álcalis e ácidos, seguidos de combustão controlada.	Azat et al., 2019.
Baterias	Obtenção de carbono poroso a partir da casca de arroz, submetido a processos de ativação. Materiais com potencial para a utilização em ânodos de baterias íon-lítio.	Shi et al., 2020. Yu et al., 2019.
	Síntese de carbono duro pela carbonização da casca de arroz por pirólise. Materiais com potencial para a utilização em ânodos de baterias íon-sódio.	Rybarczyk et al., 2019.

Quadro 2: Tecnologias para Aplicação de Resíduos de Casca de Arroz



Tecnologias de Reciclagem para Aplicação no Rio Grande do Sul

Com o objetivo de realizar uma discussão acerca das tecnologias adequadas, de manejo eficiente dos resíduos de casca de arroz, gerados nas agroindústrias de processamento de arroz do Rio Grande do Sul, é necessário levar em conta as informações técnicas discutidas ao longo do trabalho. Desta forma, entende-se que as tecnologias para a geração de calor ou energia, pela queima do resíduo, apresentam-se como alternativa potencial. Para melhor entendimento da aderência desta tecnologia à realidade das empresas no estado, pode-se observar as conclusões de Nadaleti (2019), que elaborou um estudo de caso, em uma das dezenas de indústrias do estado. O autor infere que o investimento em energia renovável, custa principalmente mais do que as fontes tradicionais porém, avança, informando que as energias renováveis, geram impactos positivos nas áreas econômica, ambiental e social. Nos dados do estudo, as informações indicam para a viabilidade da utilização de tecnologias de geração de energia, com retorno de investimento igual a dois anos.

Além do investimento nas agroindústrias, para a utilização de tecnologias de geração e energia por combustão, verifica-se que há infraestrutura instalada para a combustão de fontes tradicionais de carbono, como queima de carvão e, nestas instalações, também pode ser realizada a queima dos resíduos de casca de arroz (BURRA e GUPTA, 2019). neste sentido, pode ser citado estudo onde foi realizada uma ACV da substituição do carvão por casca de arroz. Quispe et al., (2019) verificaram que os impactos ambientais para a geração de semelhante energia obtida da casca de arroz, são menores com relação ao obtido com carvão.

Porém, a casca de arroz, diferente de outros agroresíduos e materiais de biomassa, possui um quantidade considerável de sílica, desta forma, os processos tecnológicos que visam a obtenção de energia ou calor, sem considerar a qualidade das cinzas de casca de arroz obtidas, acabam gerando grandes quantidades de resíduos como resultado do processo de queima, então, reduzindo o apelo ambiental e econômico sobre estas tecnologias (SONAT et al., 2019; MARTIRENA e MONZÓ, 2018).

Importante ressaltar que o Brasil é um dos maiores produtores de arroz mundial, e o estado do Rio Grande do Sul é responsável por 70% da produção nacional, algo em torno de 7000 toneladas. Ou seja, levando em consideração que a geração de casca de arroz corresponde entre 20% e 22% do peso total, têm-se, somente no Rio Grande do Sul, um volume de aproximadamente 1400 toneladas deste resíduos (MAPA, 2019; ABAIDE et al., 2019; NADALETI, 2019).

Assim, deve haver investimento para o desenvolvimento e incremento de tecnologias de manejo deste material, as quais podem ser no sentido de queima e combustão, para a geração de energia, calor ou bioprodutos. Mas, apresenta-se como alternativa com alto potencial de aplicabilidade, a utilização de resíduos de casca de arroz em compósitos poliméricos, verificando que



há desafios quanto as propriedades dos materiais obtidos. Neste tipo de processo reciclagem, o resíduo da casca de arroz, que é um material abundante, com baixa densidade, não tóxico, de baixo custo e biodegradável, é utilizado em sua totalidade, sem a geração de sub-resíduos, como ocorre no processo de queima (BORAH e DUTTA, 2018; BISHT e GOPE, 2018).

Verifica-se ainda, com os estudos apresentados ao longo do texto, que há diferentes metodologias e tecnologias, que podem ser utilizadas para a reciclagem mecânica dos resíduos de casca de arroz, cita-se aqui, a utilização de processos de extrusão, seguida de moldagem por injeção (HIDALGO-SALAZAR e SALINAS, 2019) ou moldagem por pressão e temperatura (ZHANG Q. et al., 2019). Onde os autores verificaram a modificação de propriedades dos compósitos com poliolefinas, sendo a casca de arroz aplicada como carga de reforço, gerando aumento das propriedades mecânicas com relação a resistência à tração e flexão. Verificado que a incorporação destes resíduos pode gerar a modificações adequada para a aplicação dos compósitos para diferentes aplicações.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

Observa-se que os processos de queima para geração de calor, energia e outros subprodutos são atualmente os principais alvos de investimento e desenvolvimento tecnológico, no que diz respeito aos resíduos da casca de arroz. O intuito deste trabalho foi apresentar e discutir tecnologias alternativas e, principalmente, demonstrar que há necessidade de investimento para o desenvolvimento de materiais, por meio de reciclagem mecânica dos resíduos de casca de arroz, devido aos benefícios ambientais, econômicos e sociais deste tipo de tecnologia, já que há potencial de reintrodução da casca de arroz a cadeias de valor e a não geração de resíduos durante o processo tecnológico, diferente do que ocorre com os processos de queima da casca, onde geram-se os resíduos de cinzas de casca de arroz.

Ao longo do trabalho, foram apresentadas ainda, diversas outras tecnologias, como a pirólise para a obtenção de maior gama de bioprodutos a partir da casca de arroz, porém com necessidade de investimentos maiores. Também foram trazidas, tecnologias como a utilização da casca de arroz para obtenção de adsorventes, biocarvão, nanomateriais e outros produtos de engenharia.

Desta forma, ampliando também a discussão acerca da problemática relacionada aos resíduos da casca de arroz, buscando contribuir para que sejam realizadas pesquisas e desenvolvimento tecnológico com o intuito de reintroduzir este material de biomassa a cadeias de valor.



Agradecimentos

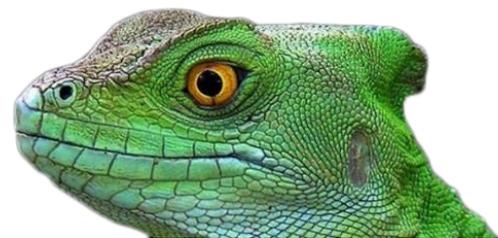
Os Autores gostariam de agradecer ao CNPq e a Universidade Feevale pelo apoio recebido.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABAIDE, Ederson R.; TRES, Marcus V.; ZABOT, Giovani L.; MAZUTTI, Marcio A. 2019. Reasons for processing of rice coproducts: Reality and expectations. *Biomass and Bioenergy*, v. 120, p. 240-256.
- ADEDIRAN, Adeolu A.; OLAWALE, Olamide; OJEDIRAN, John; ALADEGBOYE, Segun; ATOYEBI, Olumoyewa D.; AKINLABI, Esther T.; OLAYANJU, Tajudeen M. A. 2019. Properties of agro-based hybrid particle boards. *Procedia Manufacturing*, v. 35, p. 442-446.
- ALWEENDO, Shatumbu T.; JOHNSON, Oluwagbenga T.; SHONGWE, Mxolisi B.; KAVISHE, Frank P.L.; BORODE, Joseph O. 2019. Synthesis, Optimization and Characterization of Silicon Carbide (SiC) from Rice Husk. *Procedia Manufacturing*, v. 35, p. 962-967.
- ARENAS, Cindy N.; NAVARRO, María V.; MATÍNEZ, Juan D. 2019. Pyrolysis kinetics of biomass wastes using isoconversional methods and the distributed activation energy model. *Bioresource Technology*, v. 288.
- AZAT, S.; KOROBEINYK, A. V.; MOUSTAKAS, K.; INGLEZAKIS, V. J. 2019. Sustainable production of pure silica from rice husk waste in Kazakhstan. *Journal of Cleaner Production*, v. 217, p. 352-359.
- BARANA, Davide; ORLANDI, Marco O.; SALANTI, Anika; CASTELLANI, Luca; HANEL, Thomas; ZOIA, Luca. 2019. Simultaneous synthesis of cellulose nano crystals and a lignin-silica biofiller from rice husk: Application for elastomeric compounds. *Industrial Crops and Products*, v. 141.
- BASU, Hirakendu; SAHA, Sudeshna; MAHADEVAN, Iyer A.; PIMPLE, Mehzabin V.; SINGHAL, Rakesh K. 2019. Humic acid coated cellulose derived from rice husk: A novel biosorbent for the removal of Ni and Cr. *Journal of Water Process Engineering*, v.32.
- BASTA, Altaf H.; LOTFY, Vivian F.; HASANIN, Mohamed S.; TRENS, Philippe; EL-SAIED, Houssni. 2019. Efficient treatment of rice by products for preparing high-performance activated carbons. *Journal of Cleaner Production*, v. 207, p. 284-295.
- BISHT, Neeraj e GOPE, P. C. Effect of Alkali Treatment on Mechanical Properties of Rice Husk Flour Reinforced Epoxy Bio-Composite. 2018. *Materials Today: Proceedings*, v. 5, p. 24330-24338.
- BORAH, Jyotishmoy e DUTTA, Nobarun. Development and Properties Evaluation of Betel Nut Fibres Composite Material. 2018. *Materials Today: Proceedings*, v. 5, p. 2229-2233.
- BORGES, Joice K.; PACHECO, Fernanda; TUTIKIAN, Bernardo; OLIVEIRA, Maria F. 2018. An experimental study on the use of waste aggregate for acoustic attenuation: EVA and rice husk composites for impact noise reduction. *Construction and Building Materials*, v. 161, p. 501-508.
- BRASIL. 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981.
- _____. 1988. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. 1988.
- _____. 2010. Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Lei n. 12.305, de 02 de agosto de 2010.



- BURATTI, C.; BELLONI, E.; LASCARO, E.; MERLI, F.; RICCIARDI, P. 2018. Rice husk panels for building applications: Thermal, acoustic and environmental characterization and comparison with other innovative recycled waste materials. *Construction and Building Materials*, v. 171, p. 338-349.
- BURRA, Kiran R. G.; GUPTA, Ashwani K. 2019. Modeling of biomass pyrolysis kinetic susings equential multi-stepreaction model. *Fuel*, v. 237, p. 1057-1067.
- CHOKPHOEMPHUN, Suriya; EIAMSA-ARD, Smith; PROMVONGE, Pongjet; CHUWATTANAKUL, Varesa. 2019. Rice husk combustion characteristics in a rectangular fluidized-bed combustor with triple pairs of chevron-shaped discreteribbed walls. *Case Studies in Thermal Engineering*, v. 14.
- DOMINIC, Midhun; JOSEPH, Rani; BEGUN, P.M. S.; KANOTH, Bipinbal P.; CHANDRA, Julie; THOMAS, Sanmariya. 2019. Green tire technology: Effectof rice husk derived nanocellulose (RHNC) in replacing carbon black (CB) in natural rubber (NR) compounding. *Carbohydrate Polymers*.
- HIDALGO-SALAZAR, Miguel A. e SALINAS, Elizabeth. 2019. Mechanical, thermal, viscoelastic performance and product application of PP- rice husk Colombianbiocomposites. *Composites Part B: Engineering*, v. 176.
- DESHANNAVER, Umesh B.; HEGDE, Prasad G.; DHALAYAT, Zeba; PATIL, Vyjayanti; GAVAS, Suchit. 2018. Production and characterization of agro-based briquettes and estimation of calorific value by regression analysis: An energy application. *Materials Science for Energy Technologies*, v. 1, p. 175-181.
- JAYAPRAKASH, V.; SIVASARAVANAN, S.; RAJA V.K. B.; ANISH, M.; RAMAN, Nirmal; LAXMAN, Nirmal. 2019. Optimization of drilling parameters of epoxy/rice husk composite material. *Materials Today: Proceedings*.
- KWON, Seung H.; PARK, In H.; VU, Cuong M.; CHOI, Hyoung J. 2019. Fabrication and electro-responsive electrorheological characteristics of rice husk-based nanosilica suspension. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 95, p. 432-437.
- KUMAR, Sandeep; MER, Krishan K. S.; GANGIL, Brijesh; PATEL, Vinay K. 2019. Synergy of rice-huskfilleronphysico-mechanicalandtribologicalpropertiesofhybridBauhinia-vahlii/sisal fiberreinforcedepoxycomposites. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 8, p. 2070-2082.
- KUMAR, Rajesh e SHARMA Rajeev K. 2019. Synthesis and characterization of cellulose based adsorbents for removal of Ni(II), Cu(II) and Pb(II) ions from aqueous solutions. *Reactive and Functional Polymers*, v. 140, p. 82-92.
- KUMAR, Rajesh; SHARMA Rajeev K.; SINGH, Anirudh P. 2019. Grafting of cellulose with N-isopropylacrylamide and glycidylmethacrylate for efficient removal of Ni(II), Cu(II) and Pd(II) ions from aqueous solution. *Separation and Purification Technology*, v. 219, p. 249-259.
- LAWAL, Abdul Q. T.; NINSIIMA, Emmanuel; ODEBIYI, Oluwasegun S.; HASSAN, Abdurrahman S.; OYAGBOLA, Ismail A.; ONU, Peter; YUSUF, Danjuma A.; JAPYEM, Eric. 2019. Effect of Unburnt Rice Husk on the Properties of Concrete. *Procedia Manufacturing*, v. 35, p. 635-640,
- LUBWAMA, Michael; YIGA, Vianney A.; MUHAIRWE, Frank; KIHEDU, Joseph. 2019. Physicalandcombustionpropertiesofagriculturalresiduebio-charbio-compositebriquettes as sustainable domestic energy sources. *Renewable Energy*.
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2019. Sumário Executivo: Arroz em Casca. Posição: Novembro/2019.
- MARRUGO, Gloria; VALDÉS, Carlos F.; GÓMES, Carlos; CHEJNE, Farid. 2019. PelletizingofColombianagro-industrialbiomasseswithcrudeglycerol. *Renewable Energy*, v. 134, p. 558-568.
- MARTIRENA, F. e MONZÓ, J. 2018. Vegetable ashes as Supplementary Cementitious Materials. *Cementand Concrete Research*, v. 114, p. 57-64.



- MOAYEDI, Hossein; AGHEL, Babak; ABDULLAHI, Mu'azu M.; NGUYEN, Hoang; RASHID, Ahmad S. A. 2019. Applications of rice husk ash as green and sustainable biomass. *Journal of Cleaner Production*, v. 237.
- MUTHUKRISHANAN, Shravan; GUPTA, Souradeep; KUA, Harn W. 2019. Application of rice husk biochar and thermally treated low silica rice husk ash to improve physical properties of cement mortar. *Theoretical and Applied Fracture Mechanics*, v. 104.
- MUTHURAJ, Rajendran; LACOSTE, Clément; LACROIX, Patrick; BERGERET, Anne. 2019. Sustainable thermal insulation biocomposites from rice husk, wheat husk, wood fiber sand textile waste fibers: Elaboration and performances evaluation. *Industrial Crops and Products*, v. 135, p. 238-245.
- NADALETI, Willian C. 2019. Utilization of residues from rice parboiling industries in southern Brazil for biogas and hydrogen-syngas generation: Heat, electricity and energy planning. *Renewable Energy*, v. 131, p. 55-72.
- OLUTOGE, Festus A.; ADESINA, Peter A. 2019. Effects of rice husk ash prepared from charcoal-powered incinerator on the strength and durability properties of concrete. *Construction and Building Materials*, v. 196, p. 386-394.
- ONU, Organização das Nações Unidas. 2015. *Objetivos do Desenvolvimento Sustentável: Agenda 2030*.
- PAKRAVAN, H. R.; JAMSHIDI, M.; JEDDI, A.A.A. 2018. Combination of ground rice husk and polyvinyl alcohol fiber in cementitious composite. *Journal of Environmental Management*, v. 215, p. 116-122.
- QUISPE, Isabel; NAVIA, Rodrigo; KAHHAT, Ramzy. 2017. Energy potential from rice husk through direct combustion and fast pyrolysis: A review. *Waste Management*, v. 59, p. 200-210.
- QUISPE, Isabel; NAVIA, Rodrigo; KAHHAT, Ramzy. 2019. Life Cycle Assessment of rice husk as an energy source. A Peruvian case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 209, p. 1235-1244.
- RACHMA, K.; AGARWAL, Anupam; SINGH, N.B. 2019. Rice husk and Sodium hydroxide activated Rice husk for removal of Reactive yellow dye from water. *Materials Today: Proceedings*, v. 12, p. 573-580.
- RYBARCZYK, Maria K.; LI, Yunming; QIAO, Mo; HU, Yong-Sheng; TITIRICI, Maria-Magdalena; LIEDER, Marek. 2019. Hard carbon derived from rice husk as low cost negative electrodes in Na-ion batteries. *Journal of Energy Chemistry*, v. 29, p. 17-22.
- SÁNCHEZ-SAFONT, Estefanía L.; ALDUREID, Abdulaziz; LAGARÓN, José M.; GÁMEZ-PÉREZ, José; CABEDO, Luis. 2018. Biocomposite of different ligno cellulosic wastes for sustainable food packaging applications. *Composites Part B: Engineering*, v. 145, p. 215-225.
- SHI, Jun; LIN, Nan; LIU, Debo; WANG, Yue; LIN, Haibo. 2020. Preparation of C/SnO₂ composite with rice husk-based porous carbon carrier loading ultrasmall SnO₂ nanoparticles for anode in lithium-ion batteries. *Journal of Electroanalytical Chemistry* v. 857.
- SHI, Junxiani; FAN, Xiaoliang; TSANG, Daniel C. W.; WANG, Fei; SHEN, Zhengtao; HOU, Deyi; ALESSI, Daniel S. 2019. Removal of lead by rice husk bio chars produced at different temperatures and implications for their environmental utilizations. v. 235, p. 825-831.
- SHUKLA, Neha; SAHOO, Diptiprakash; REMYA, Neelancherry. 2019. Biochar from microwave pyrolysis of rice husk for tertiary wastewater treatment and soil nourishment. *Journal of Cleaner Production*, v. 235, p. 1073-1079.
- SONAT, C.; UNLER, C. 2019. Development of magnesium-silicate-hydrate (M-S-H) cement with rice husk ash. *Journal of Cleaner Production*, v. 211, p. 787-803.



- THOMAS, Blessen S. 2018. Green concrete partially comprised of rice husk ash as a supplementary cementitious material – A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 82, p. 3913-3923.
- ULLAH, Zahoor; MAN, Zakaria; KHAN, Amir S.; MUHAMMAD, Nawshad; MAHMOOD, Hamayoun; GHANEM, OuahidB.; AHMAD, Pervaiz; SHAH, Mansoor-UH.; RASHID, Mamoon-Ur; RAHEEL, Muhammad. 2019. Extraction of valuable chemicals from sustainable rice husk waste using ultrasonic assisted ionic liquids technology. *Journal of Cleaner Production*, v. 220, p. 620-629.
- VARALA, Sayanasri; RAVISANKAR, Vivek; AL-ALI, Maha; POWNCEBY, Mark I.; PARTHASARATHY, Rajarathinam; BHARGAVA, Suresh K. 2019. Process optimization using response surface methodology for the removal of thorium from aqueous solutions using rice-husk. *Chemosphere*, v. 237.
- YU, Kaifeng; WANG, Yu; WANG, Xiaofeng; LIU, Weiping; LIANG, Jicai; LIANG, Ce. 2019. Preparation of porous carbon nanomaterials for lithium-ion battery from rice husk. *Materials Letters*, v. 253, p. 405-408.
- ZHANG, Han; SHAO, Jingai; zhang, Shihong; zhang, Xiong; chen, Hanping. 2019. Effect of phosphorus-modified biochar on the mobilization of Cu (II), Cd (II), and As (V) in paddy soil. *Journal of Hazardous Materials*, V. 390.
- ZHANG, Qingfa; LI, Yukang; CAI, Hongzhen; LIN, Xiaona; YI, Weiming; ZHANG, Jibing. 2019. Properties comparison of high density polyethylene composites filled with three kinds of shell fibers. *Results in Physics*, v. 12, p. 1542-1546.
- ZHANG, Shuping; ZHU, Shuguang; ZHANG, Houlei; LIU, Xinzhi; ZHANG, Huiyan. 2019. Evaluation of pyrolysis behaviour and products properties of rice husk after combined pretreatment of washing and torrefaction. *Biomass and Bioenergy*, v. 127.



SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS PROVIDOS POR SISTEMAS DE BIORRETENÇÃO PARA O ECOSISTEMA URBANO

| ID 15747 |

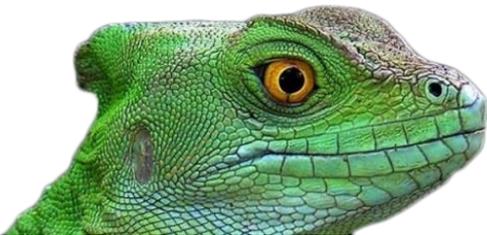
**1Elisa Ferreira Pacheco, 2Ana Luiza Dias Farias, 3Larissa Thainá Schmitt Azevedo, 4Alexandra
Rodrigues Finotti**

*1Universidade Federal de Santa Catarina, e-mail: elisa.pacheco@posgrad.ufsc.br 2Universidade Federal de Santa
Catarina e-mail: df.analuiza@gmail.com ; 3Universidade Federal de Santa Catarina, email:
larissathainaa@gmail.com, 4Universidade Federal de Santa Catarina*

| RESUMO |

O espaço urbano do século XXI apresenta características em comum em diversas cidades do mundo: alta densidade populacional, alta densidade de carros e motos, ausência de espaços verdes públicos, alta impermeabilidade do solo por construções, violência, desigualdades socioeconômicas. Essas características geram consequências danosas à vida. Poluição dos rios, do lençol freático, poluição atmosférica e sonora; vulnerabilidades a inundações, enchentes e deslizamentos; pobreza extrema, entre outros. Um cenário caótico. Os espaços naturais, por sua vez, possuem relações mais cíclicas e circulares entre água, ar, solo, fauna e flora. Como, então, remediar e reaproximar o urbano ao natural? O cinza ao verde? Uma das soluções é olhar as cidades sob a ótica de ser um Ecossistema Urbano, ou seja, prover medidas de gestão, planejamento e execução baseadas na natureza. Neste contexto, este artigo propõe apresentar uma perspectiva ecossistêmica do uso de tecnologias verdes, como os Sistemas de Biorretenção, bem como seu potencial de recuperação e aumento de resiliência do ecossistema urbano. O artigo foi alicerçado no aprofundamento dos Serviços Ecossistêmicos providos por Sistemas de Biorretenção, visando ampliar o uso dessas estruturas em território nacional. A fim de explorar as demandas de serviços ecossistêmicos dentro do espectro das tecnologias sustentáveis de manejo das águas pluviais urbanas, o presente trabalho apresenta uma revisão ampla e detalhada dos sistemas de biorretenção através de seus aspectos multidisciplinares e multifuncionais. A necessidade de restaurar, recuperar, remediar e prevenir a degradação ambiental também perpassa a reinvenção, adaptação e exploração de todas as funções dos sistemas naturais presentes nas relações entre água, solo e plantas. Constata-se, então, a incipiência de resultados amplamente explorados e nacionalmente aplicados para este fim, que visem uma visão integrada destas tecnologias no ecossistema urbano, sendo que a maioria dos artigos revisados se restringem às funções de regulação hídrica e de purificação dos Sistemas de Biorretenção. Dessa forma, o presente trabalho reforça a necessidade de pensar e analisar as estruturas de engenharia de modo holístico, considerando a avaliação dos serviços ecossistêmicos como uma ferramenta de integração das infraestruturas verdes com o Ecossistema Urbano.

Palavras-chave: Ecossistemas Urbanos; Serviços Ecossistêmicos; Sistemas de Biorretenção.



| INTRODUÇÃO |

O termo ecossistemas foi criado pelo ecologista da vida vegetal Arthur George Tansley (1871-1955) com o intuito de caracterizar as comunidades vegetais e animais. Atualmente, o termo é definido como “comunidade de organismos e seu ambiente físico interagindo como unidade ecológica”. Esse termo modelou todo o pensamento ecológico subsequente, promovendo a abordagem sistêmica da Ecologia. As modificações nos ecossistemas podem ocorrer em diversos graus, desde mudanças sutis, como corte de uma árvore, ou extremas, como a substituição de um ecossistema inteiro, na construção das cidades. A Ecologia dos Ecossistemas descreve e acompanha como os fluxos de energia, água, nutrientes e outros materiais afetam o meio biótico e abiótico, bem como seus habitats. As modificações humanas dos ecossistemas alteram não apenas a estrutura dos sistemas (quais habitats ou espécies estão presentes em um determinado local) mas, também, seus processos e funções; ciclos da água; ciclos biogeoquímicos (Carbono, Nitrogênio, Fósforo) e biodiversidade. Influenciando, dessa forma, diretamente na sua capacidade de resiliência e resistência do meio. Os Ecossistemas urbanos se diferenciam dos ecossistemas naturais por ter uma alta produção de nutrientes e um consumo de energia superior aos ecossistemas naturais, levando à insustentabilidade dos padrões atuais de desenvolvimento urbano (Figura 1).

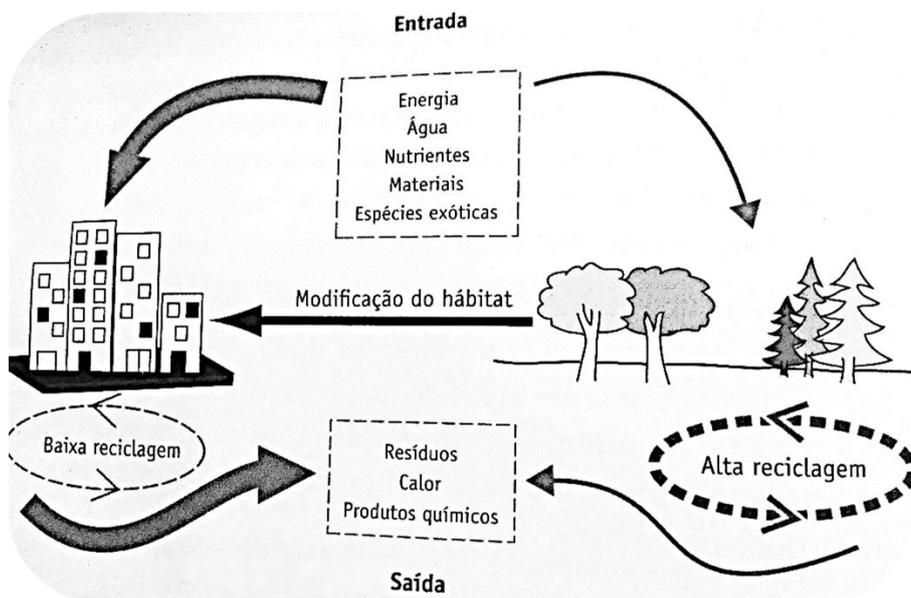
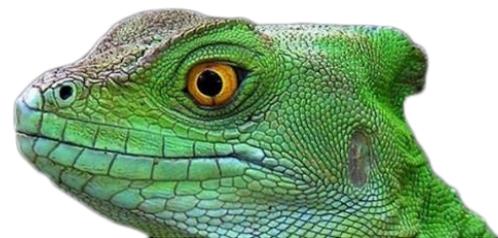


Figura 1- Ecossistema Urbano e Ecossistema Natural

Fonte: Adler, 2015



Neste contexto, as “soluções baseadas na natureza” surgiram como um conceito que, a partir dos ecossistemas, enfrentam os desafios sociais das mudanças climáticas, desastres naturais, segurança alimentar e hídrica, saúde e bem-estar humano, economia e desenvolvimento social (COHEN-SHACHAM; WALTERS; JANZEN & MAGINNIS, 2016; EC, 2015; *apud* (BUSH E DOYON, 2019)). Na década de 90, surgiu nos Estados Unidos o conceito e o processo denominado de Infraestruturas Verdes (IV), uma importante ferramenta e processo de recuperação do ecossistema urbano, na redução do consumo energético, no aumento da ciclagem de nutrientes e na redução de resíduos. O conceito IV influencia o planejamento urbano e os layouts para maximizar a inclusão de centro/polos e/ou corredores de verdes nas cidades. O processo IV também tenta maximizar os benefícios desses espaços verdes, identificando seus serviços ecossistêmicos em potencial para população (CENTER FOR NEIGHBORHOOD TECHNOLOGY *apud* FLETCHER *et al.*, 2015). As infraestruturas verdes e tecnologias baseadas na natureza/sistemas florestais, visam a sustentabilidade no manejo das águas pluviais e reconhecem os processos dos ecossistemas como mecanismos de controle e tratamento das águas pluviais, de forma difusa e integrada às demais atividades urbanas (SOUZA, CRUZ E TUCCI, 2012).

As florestas urbanas, parques, bosques, telhados verdes, zonas húmidas, rios e outros espaços naturais desempenham papéis-chave na melhoria dos ambientes urbanos (LI, 2016), além de oferecer oportunidades para melhorar o processamento ecológico da poluição e moderar o clima local (BRITÂNICA ACADEMIC, 2019). Esses sistemas, além de prevenir desastres e reduzirem as zonas de vulnerabilidade nas cidades, reduzem as externalidades negativas na/para a bacia hidrográfica e bacias vizinhas. O espaço aberto também oferece amenidades ecológicas - sombra das árvores, benefícios estéticos do cenário natural e espaço de lazer - para todos os cidadãos. É uma nova possibilidade técnica e ecológica, que agrega aos espaços públicos os valores da multifuncionalidade, contribuindo, assim, para a qualidade ambiental nas cidades (BENINI, 2015).

Uma abordagem crescente de avaliação e mudança de perspectiva sobre o conceito e os processos de uso de infraestruturas verdes nos Ecossistemas Urbanos são os estudos sobre os Serviços Ecossistêmicos. Os serviços ecossistêmicos incluem os serviços de abastecimento, como alimentos, água, madeira, fibra e recursos genéticos; serviços de regulação, como a regulação do clima, inundações, doenças e qualidade da água, bem como tratamento de resíduos; serviços culturais como recreação, prazer estético e realização espiritual; e serviços de apoio, como formação de solo, polinização e ciclagem de nutrientes.

Uma das técnicas de manejo de águas pluviais com grande potencial de implementar/complementar a resiliência dos Ecossistemas urbanos são os jardins de chuva e/ou Sistemas de Biorretenção (SB). Segundo o Manual PRINCE GEORGE'S COUNTY (2002), o conceito



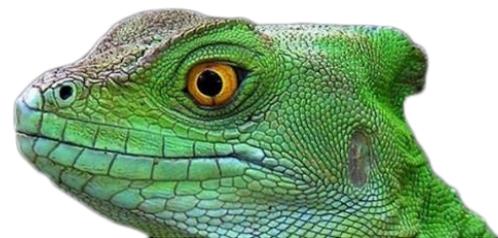
original dos SB foi modelado a partir das características e propriedades hidrológicas de um ecossistema florestal. Portanto, dentro de uma releitura das funções ecológicas dos SB; bem como de seus serviços ecossistêmicos; este artigo visa discutir os Serviços Ecossistêmicos providos por Sistema de Biorretenção para o Ecossistema Urbano.

Serviços Ecossistêmicos

O termo Serviços Ecossistêmicos (SE) foi cunhado pela primeira vez em 1981 por Paul e Anne Ehrlich, sendo amplamente difundido pelos *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), uma iniciativa global criada em 1999 para avaliar como a mudança do ecossistema afetaria o bem-estar humano (MA, 2005), ou seja, as condições e os processos dos ecossistemas que geram - ou ajudam a gerar - benefícios para as pessoas. Os benefícios resultam das interações entre plantas, animais e micróbios no ecossistema, além de componentes bióticos, abióticos e de engenharia humana dos sistemas. A natureza fundamental desses serviços não só ajudaria a aumentar a conscientização sobre a importância de proteger os ecossistemas, mas, também, forneceria aos tomadores de decisão dados quantitativos, permitindo-lhes considerar todos os aspectos do sistema sócio-econômico-ecológico em que vivemos (UE, 2015).

Em 2000, o Secretário-Geral das Nações Unidas, Kofi Annan, solicitou a Avaliação do Ecossistema do Milênio (AEM), na Assembleia Geral da ONU. O objetivo da AEM era avaliar as consequências da mudança do ecossistema para o bem-estar humano e estabelecer a base científica para as ações necessárias para melhorar a conservação e o uso sustentável dos ecossistemas e suas contribuições para o bem-estar humano. O arcabouço conceitual para o AEM postula que as pessoas são partes integrantes dos ecossistemas e que existe uma interação dinâmica entre eles e outras partes dos ecossistemas. Ações antrópicas alteram os ecossistemas (direto ou indiretamente) e essas alterações repercutem em outras alterações no próprio ecossistema a nível global, regional e local (MEA, 2005). Definidos como os benefícios que as pessoas derivam dos ecossistemas, sendo que tais benefícios podem ser originados de ecossistemas naturais ou engenhadados.

Neste trabalho os termos função e serviços são adotados de acordo com Costanza *et al.*, (1997), em que as funções do ecossistema se referem aos diferentes habitats, propriedades biológicas ou sistêmicas ou processos dos ecossistemas; e serviços (como a assimilação de resíduos) representam os benefícios que as populações humanas obtêm, direta ou indiretamente, das funções do ecossistema. As funções são geralmente agrupadas em quatro categorias primárias: função de regulação (capacidade dos ecossistemas em regular os processos ecológicos essenciais para a manutenção da vida por meio de ciclos de nutrientes, regulação e oferta de água, formação de solos,



polinização entre outros processos), função de habitat (essenciais para a conservação biológica, diversidade genética e de processos evolucionários), função de produção (capacidade dos ecossistemas fornecerem alimentos para o consumo humano) e função de informação (capacidade dos ecossistemas naturais em auxiliar na manutenção da saúde humana, proporcionando oportunidades de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e estético) (HALL, 2009). Cada um desses serviços se baseia em processos ecológicos fundamentais que são reconhecíveis e, na maioria dos casos, mensuráveis pelos membros da comunidade científica (PATAKI *et al.*, 2011), e pesquisas sobre o ciclos biogeoquímicos no ecossistema urbano, ocasionam um aprofundamento nas funções ecossistêmicas das estruturas, podendo ser implementadas como parâmetros de projetos para implantação de infraestrutura verde.

Para a AEM, “a diversidade de ecossistemas é um fator que influencia a diversidade de culturas”. No estudo conduzido em Berlim, Alemanha por Riechers *et al.* (2019), os autores interpretam a diversidade cultural como “comunidades culturalmente diferentes em grandes aglomerações urbanas têm demandas diferentes em relação aos ecossistemas urbanos”. Introduce-se, assim, os Serviços Ecossistêmicos Culturais (SEC) que se relacionam com as relações sociais da comunidade, o lazer, a educação, a diversidade cultural, a herança cultural local, a consciência natural dos indivíduos e da coletividade, a estética, o senso de lugar – pertencimento -, a inspiração, a religiosidade e a espiritualidade. Os resultados da pesquisa apontaram que os SEC, avaliados em diferentes distritos da cidade, apresentam menor importância quanto maior a densidade urbana e que nos distritos mais afastados do centro, a importância também diminui: ambientes com maior disponibilidade de espaços verdes, sistemas ecossistêmicos naturais. Os autores, portanto, concluem que são exatamente nos centros mais urbanos e de maior densidade que os SEC têm maior importância, sendo as relações sociais em torno das estruturas verdes e a possibilidade de promoção da diversidade cultural os aspectos que se destacam. Assim, para além do pensamento de adequação dos SB e jardins de chuva quanto às demandas hidrológicas e hidráulicas do terreno, os serviços ecossistêmicos incorporam a macro escala social, onde diferentes necessidades sociais se apresentarão conforme os índices de urbanidade.

Sistemas de Biorretenção e Jardins de Chuva

O conceito original dos SB foi modelado a partir das características e propriedades hidrológicas de um ecossistema florestal terrestre (MANUAL PRINCE GEORGE'S COUNTY, 2002). O modelo da comunidade florestal para o manejo de águas pluviais foi selecionado com base nos ciclos naturais da floresta de assimilação de nutrientes, poluentes e metais através das interações entre



plantas, solo e a camada orgânica, através de seus serviços ecossistêmicos e de forma sustentável (econômico, social, tecnológico e ambiental). O aprofundamento dos estudos de tecnologias verdes como os SB, auxilia na melhoria do ecossistema urbano, bem como prevê a capacidade do SASP (Sistema Água-Solo-Planta) de manter seus serviços ecossistêmicos frente às perturbações e estresse urbanos.

Segundo Andrade (2010), geralmente as funções descrevem o funcionamento dos ecossistemas, como os ciclos energéticos e de nutrientes. Os processos são definidos como as complexas interações (eventos, reações ou operações) entre elementos bióticos e abióticos de um ecossistema envolvendo a transferência de energia e material. Em síntese, nos Serviços Ecossistêmicos os processos sustentam as funções que beneficiam os seres humanos e geram serviços. Em alguns casos, no entanto, um único serviço ecossistêmico é o produto de duas ou mais funções do ecossistema, enquanto em outros casos uma única função do ecossistema contribui para dois ou mais serviços ecossistêmicos (COSTANZA *et al.*, 1997).

A tecnologia de biorretenção é multidisciplinar: engenharia, hidrologia, hidráulica, fluxo de superfície e águas subterrâneas, ciência do solo, horticultura e arquitetura de paisagem (DAVIS *et al.*, 2009). No contexto de alteração do ciclo hidrológico urbano, as tecnologias de baixo impacto (*Low Impact Development - LID*), como os SB, têm como objetivo “imitar” as funções hidrológicas da bacia no pré-desenvolvimento, com o diferencial de se realizar o tratamento qualitativo do efluente pluvial. Podem ser usados para recarregar ou restaurar os componentes do ciclo hidrológico relacionados ao escoamento de base e águas subterrâneas. Proporcionam benefícios consideráveis em relação ao gerenciamento do tempo de concentração e os valores de pico de descargas correspondentes (DAVIS *et al.*, 2009).

Estas estruturas são compostas por uma superfície vegetal sobre uma camada filtrante, normalmente composta por uma mistura de solo nativo/areia/argila e silte, seguida por uma camada de transição e uma camada drenante. Cada camada tem uma função ecossistêmica regulatória e de suporte, ou seja, que visa não somente a compensação da perda de áreas de infiltração, evapotranspiração e escoamento de base, mas que solucionam os problemas de poluição vinculados aos contaminantes transportados no escoamento superficial. Provêm, também, habitat para micro, meso fauna e flora.

Dentro de uma célula de biorretenção/sistema de biorretenção ou jardim de chuva, o tratamento é realizado por uma variedade de processos unitários que utilizam as propriedades químicas, biológicas e físicas das plantas, dos microrganismos e do solo (meio filtrante) na remoção dos poluentes do escoamento urbano (LIU *et al.*, 2014). Os fenômenos de movimento da água nesses sistemas são constituídos por uma diversidade complexa de fatores nos solos (condutividade



hidráulica, difusividade, relações entre umidade e potencial total), da planta (densidade das raízes, profundidade, taxa de crescimento das raízes, fisiologia da raiz e área foliar) e da atmosfera (déficit de saturação, vento e radiação disponível). A alta eficiência do SB na melhoria da qualidade da água é devido ao uso de vários processos de remoção de poluentes, incluindo sedimentação, filtração, sorção química, atividade biológica, nitrificação e transferência de calor (DAVIS, 2009).

Através da interação entre plantas, solos, camada orgânica superficial e biota associada, os ecossistemas terrestres eliminam os nutrientes e poluentes do escoamento das águas pluviais (PETERJOHN e CORRELL, 1984), semelhante aos ecossistemas naturais, os ecossistemas engenhadados dos SB imitam os processos ecológicos (processos físicos, químicos e biológicos) que ocorrem na natureza. Esses sistemas são, possivelmente, o melhor esforço, até o presente momento, no fornecimento de restauração ecológica e hidrológica de áreas urbanas (LIU *et al.*, 2014). Na Figura 2, pode-se visualizar essa função.

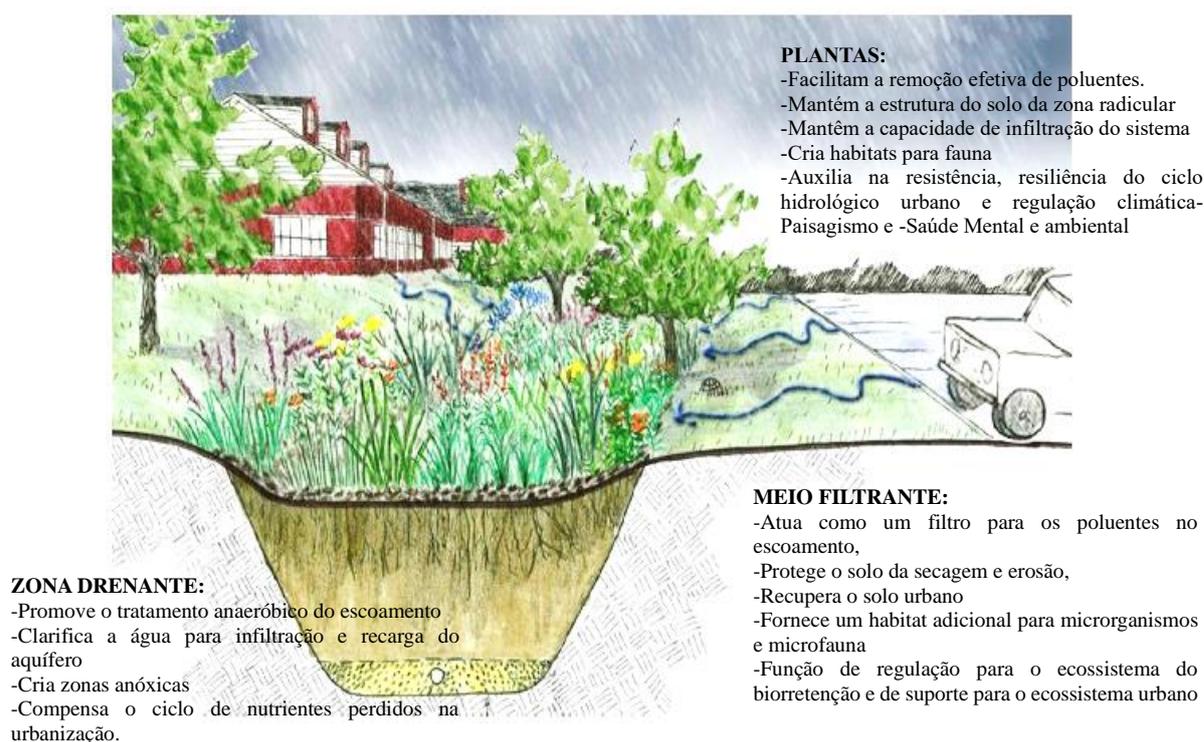


Figura 4 -Sistema Biorretenção e funções ecossistêmicas do SASP

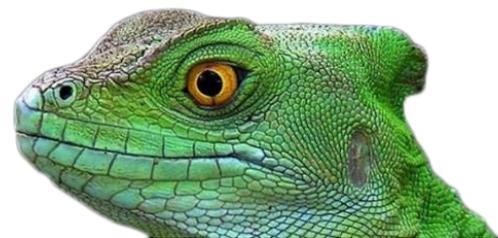
A vegetação superficial auxilia estrategicamente em manter a permeabilidade do solo e evita a colmatção, além de diminuir a velocidade do fluxo superficial e filtrar sedimentos. As raízes dão suporte a populações microbiológicas que podem beneficiar a degradação do contaminante. Além de



trazer benefícios na quebra de poluentes, baseados em carbono e nutrientes e na absorção de poluentes não biodegradáveis, como os metais (DIETZ e CLAUSEN, 2005). As espécies de plantas variam fisiologicamente, quimicamente e morfológicamente e, também, podem variar consideravelmente na composição de exsudados radiculares e taxas de exsudação (READ *et al.*, 2008) influenciando no desempenho do tratamento das águas do escoamento superficial.

O meio filtrante nos SB visa reproduzir as funções ecossistêmicas do solo e é estruturado de maneira heterogênea e descontínua, o que possibilita a ocorrência de micro habitats que irão variar entre si em função das suas características físicas e químicas e da disponibilidade de nutrientes (CARDOSO e FREITAS, 2016). O comportamento dos nutrientes e contaminantes no meio filtrante são influenciados pelas seguintes propriedades do solo: pH, potencial redox, textura, composição mineral, características do perfil, CTC, quantidade/tipo de componentes orgânicos do solo e na solução, presença de metais pesados, temperatura do solo, conteúdo de água e outros fatores que afetam a atividade microbiana (DOS SANTOS, 2005). As características físicas e químicas do meio filtrante atuam diretamente na remoção e injeção dos metais pesados e nutrientes do/para o ambiente subterrâneo, o potencial redox do solo é um dos principais parâmetros que influencia as transformações de poluentes abióticos e biológicos nos SB (LEFEVRE *et al.*, 2010). Os meios de biodegradação, mais plásticos e quimicamente ativos, fornecem um maior potencial para integrar as partículas capturadas e, durante os períodos secos, suavizam o desenvolvimento de caminhos preferenciais e auxiliam na recuperação de sua permeabilidade do meio entre cargas de escoamento (LI e DAVIS, 2008).

A matéria orgânica, o solo, os fertilizantes, a exaustão de veículos, resíduos orgânicos domésticos, detergentes, resíduos de animais e lixiviados são as principais fontes de nutrientes que contaminam as águas subterrâneas e eutrofizam as águas superficiais. O problema de contaminação por nutrientes pode ser amenizado com maior tempo de detenção na estrutura, bem como com a utilização de plantas desnitrificantes. Ernani (2008) demonstrou que solos saturados favorecem o processo de desnitrificação. Foi verificada uma maior retenção de pequenos bolsões de solo saturado, explicando sua maior capacidade de remoção de nitrato, porém, dependendo da porosidade do solo e do teor de matéria orgânica (BUENO, 2011), pode ocorrer um processo incompleto de desnitrificação do N_2O_3 e, simultaneamente, durante o processo de mineralização das formas orgânicas do N do solo, pode ocorrer a emissão de N_2O (BOUWMAN *et al.*, 2013) contribuindo, assim, para a poluição atmosférica. Dependendo da configuração e saturação SB, em alguns casos, os próprios meios de biorretenção criam uma exportação líquida de nutrientes (HUNT *et al.*, 2007; DAVIS *et al.*, 2006). Conforme observado por Payne *et al.* (2014) o risco de lixiviação de



nutrientes pode ser evitado por uma maior variabilidade de espécies de vegetação, que complementam suas funções.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

O papel das infraestruturas verdes no ecossistema urbano desempenha função de retroalimentação. Por exemplo, o bem-estar social nas áreas costeiras e fluviais depende da retenção de inundações por zonas úmidas ou sistemas de drenagem natural, que, por sua vez, dependem diretamente da prestação de serviços ecossistêmicos, como a regulação do solo e da água. Estes, por sua vez, são altamente dependentes da biodiversidade para manter a saúde dos ecossistemas para fornecer serviços ecossistêmicos, que irão trazer bem estar social (EUROPEAN COMMISSION, 2012). A grande motivação deste tipo de pesquisa se deve à crescente preocupação sobre as interconexões entre os estados dos ecossistemas, o bem-estar das populações humanas e os impactos negativos nos fluxos de serviços essenciais prestados pelos ecossistemas (ANDRADE, 2010). As propriedades de variabilidade (fluxos variáveis e os fatores estocásticos, intrínsecos e extrínsecos) e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano

As teorias ecológicas são importantes ferramentas para funcionalidade dos serviços de biorretenção, a fim de manter a biodiversidade, fornecendo habitats e corredores de vida silvestre, serviços de polinização, sequestro de carbono, valor estético ou recreação, ou mesmo modular o microclima (LEVIN E MEHRING, 2015). Na Figura 3 é apresentado o fluxograma síntese com os serviços ecossistêmicos do SB, documentados na literatura. Os serviços ecossistêmicos melhores documentados com tecnologias verdes remetem aos serviços de regulação hidrológicos e de qualidade da água, no entanto, esses ecossistemas criados também fornecem uma série de outros benefícios que geralmente são reconhecidos, mas raramente quantificados, sendo incipientes outras abordagens. WANG *et al* (2014) reviu 148 publicações que discutem o papel da infraestrutura verde urbana no ambiente interno e no conforto humano. Os principais fatores emergentes foram: efeitos no clima e uso de energia, qualidade do ar, ambiente sonoro e informação estética.

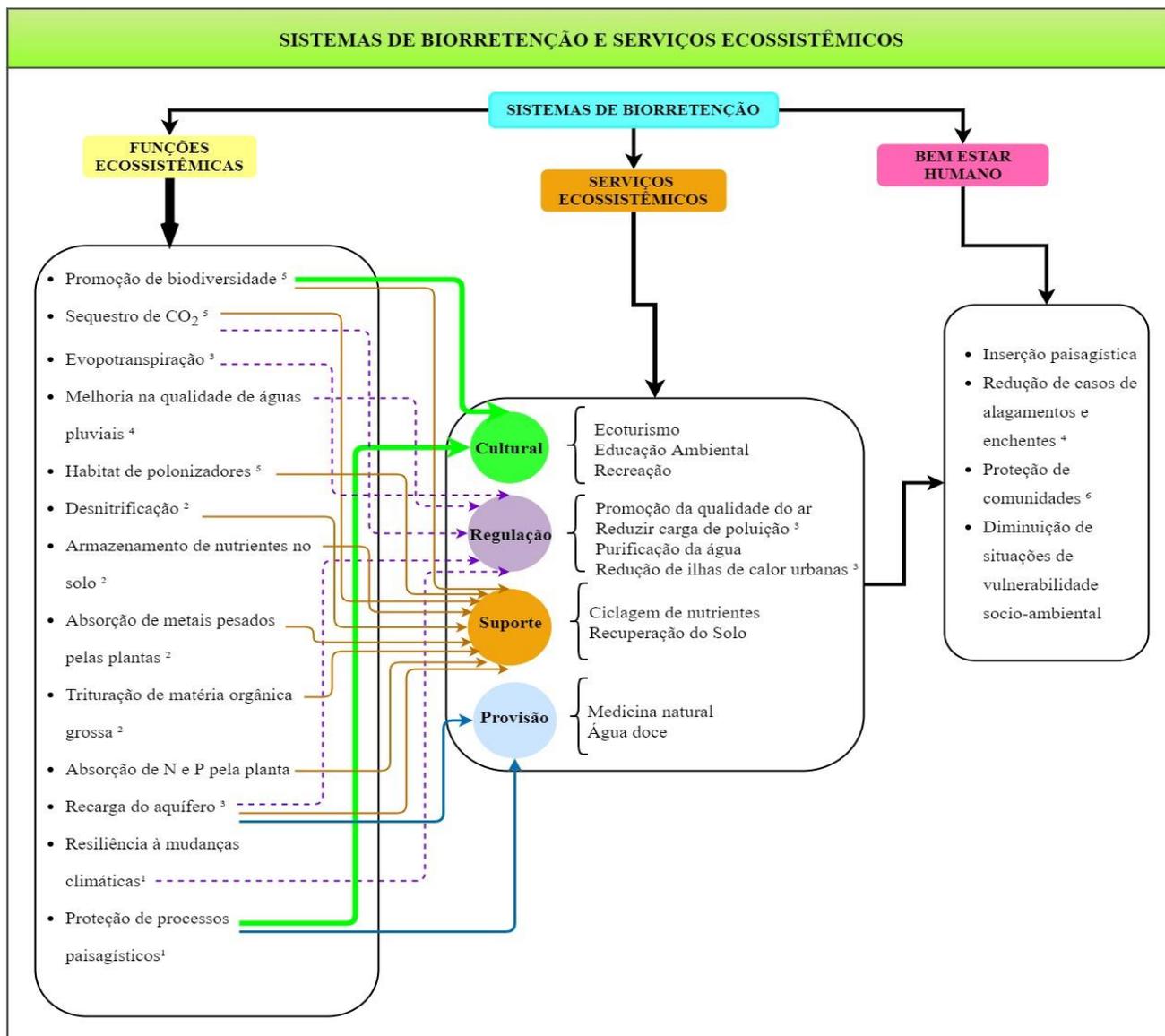
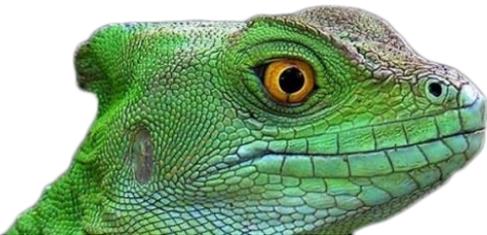


Figura 3 - Fluxograma de serviços ecossistêmicos. (1: ISHIMATSU et al., 2017, 2: MEHRING et al., 2016, 3: HSIEH E DAVIS 2005; Davis 2008; THOMPSON ET AL. 2008; CARPENTER E HALLAM 2010 apud NOCCO, 2016, 4: BONDAR, 2014, 5: AMBROSE, 2015; 6: CARVALHO, 2015)

Outras tecnologias verdes documentada com base no SASP, são as Lagoas de detenção e Wetlands (sequestro de carbono, biodiversidade e serviços culturais). Moore (2012) comparou 20 lagoas de detenção e 20 Wetlands na Carolina do Norte, EUA, através da avaliação do sequestro de carbono, identificou a vegetação com função emergente e crucial para a acumulação de carbono nos solos das lagoas e do Wetlands e indicou trabalhos futuros que quantifiquem as emissões de metano das lagoas de águas pluviais e dos Wetlands para melhor estimar os serviços líquidos de sequestro de carbono. Nesse mesmo artigo, também foram verificados os serviços culturais de recreação, que



incluam acessibilidade pública, acessibilidade física, infraestrutura recreativa e estudo de percepção positiva da comunidade.

Na caracterização de comunidades de plantas em vários sistemas de biorretenção envelhecidos Winfrey *et al.* (2018) realizou os levantamentos de plantas em 32 biorretentores em três cidades da Austrália: Melbourne, VIC; Perth, WA; e Sydney, NSW. Calcularam os índices de biodiversidade e diversidade funcional (isto é, comprimento de raiz específico, percentagem de raízes finas e taxa de crescimento relativo) e como estes índices afetam a remoção de poluentes no sistema. Constatou que, embora a diversidade de espécies diminuiu com o tempo nos SB, a diversidade funcional foi mantida. Assim, as funções do ecossistema nesses sistemas podem melhorar as diretrizes de projeto para planos de plantio e manutenção entre diferentes climas e regiões, fornecendo orientação sobre o desenvolvimento de planos de plantio.

O meio filtrante de biorretenção pode oferecer serviços de regulação e suporte. A microbiota realiza a ciclagem de nutrientes, sustentação do ecossistema e formação de solo (Figura) (CARDOSO e FREITAS, 2016). As percentagens, entre parênteses, indicam a contribuição de cada um desses serviços ecossistêmicos. Os macro invertebrados contribuem para a eficiência do ciclo de nutrientes (CARLISLE e CLEMENTS, 2005 *apud* MOORE E HUNT, 2012) e no controle de populações de pragas (especialmente mosquitos) (GREENWAY *et al.*, 2003 *apud* MOORE E HUNT, 2012)). As comunidades de invertebrados contribuem para outras funções ecossistêmicas como o crescimento das plantas, infiltração de água, remoção de patógenos das plantas, desnitrificação, armazenamento de nutrientes no solo, absorção de metais pesados pelas plantas, trituração de matéria orgânica grossa e decomposição (MEHRING *et al.*, 2016).

Dentro da Teoria Ecológica da Biodiversidade há consenso de que pelo menos um número mínimo de espécies seja essencial para o funcionamento do ecossistema sob condições constantes e que um número maior de espécies é, provavelmente, essencial para manter a estabilidade dos processos do ecossistema na mudança de ambiente (LOREAU, 2001). Desta forma, os fenômenos de complementariedade das plantas otimiza a função de absorção de nutrientes, pois existem plantas que preferencialmente removem diferentes nutrientes (N *versus* P), absorvem diferentes formas de nitrogênio (NO₃⁻, NH₄ ou NO₂) de diferentes fontes (água, solo, ar) ou funcionam melhor sob condições diferentes (claro, escuro, molhado, seco, saturado) (LEVIN e MEHRING, 2015).

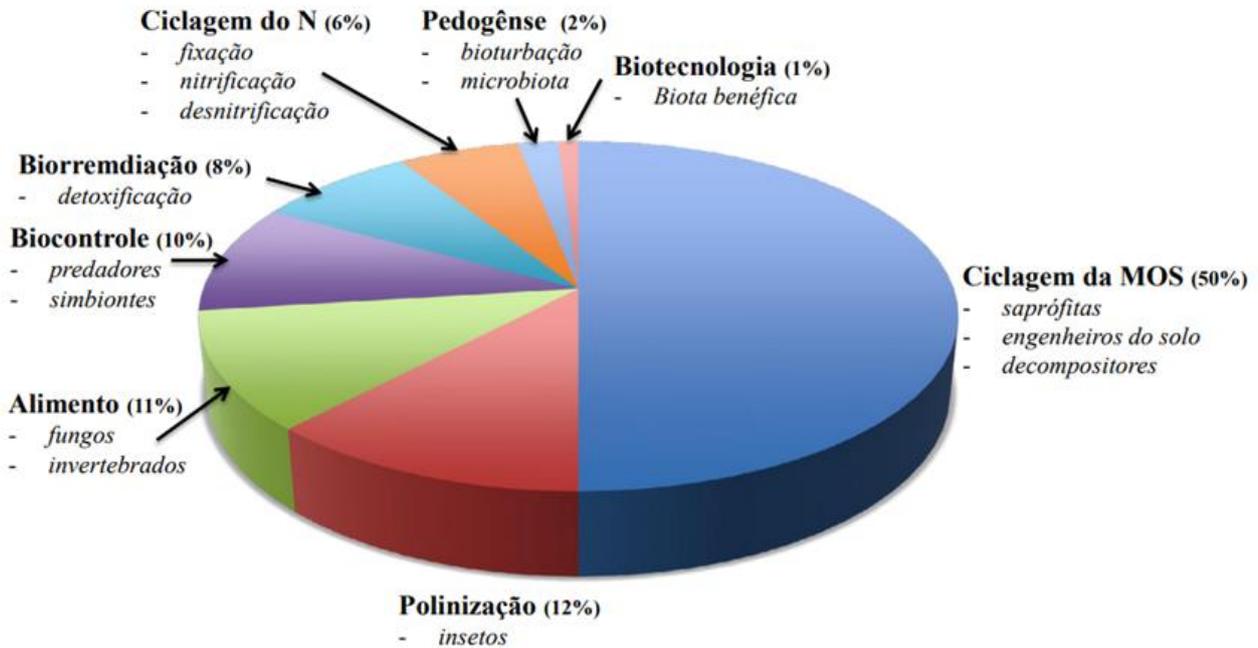
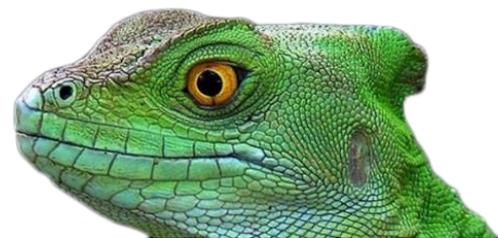


Figura 4 - Valoração dos serviços ecossistêmicos desempenhados pela diversidade microbiana dos solos
Fonte: Pimentel et al., 1997 apud Cardoso e Freitas, 2016

Os SB, como já discutido nos tópicos anteriores, possuem uma alta eficiência na função de remoção, contenção e remediação de poluentes no sistema urbano, mas sua capacidade é finita para conter contaminantes (WEERASUNDARA, 2016), dependendo diretamente da configuração do SASP, em que os processos físico-químicos otimizam as funções de retenção de poluentes e nutrientes e, conseqüentemente, favorecem os serviços de regulação (purificação da água) e de suporte (ciclagem de nutrientes e recuperação do solo), além de aumentar o tempo útil de vida do biorretenção e diminuir a frequência de manutenção do solo saturado por contaminantes. A presença da cobertura vegetal pode reduzir os riscos de contaminação e reduzir os custos de manutenção, além de proporcionar habitats heterogêneos ricos em espécies que são considerados mais resilientes do que os habitats homogêneos (BENGTSSON *et al.*, 2002).

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Portanto, sob a perspectiva ecológica, pode-se ampliar o potencial de uso de estruturas verdes no Brasil, a partir da avaliação de seus serviços ecossistêmicos se cria a possibilidade de recuperação do ecossistema urbano e, conseqüentemente, o aumento da resiliência deste ecossistema frente a desastres como alagamento e inundações. Frente à complexidade dos ecossistemas urbanos, fazem-



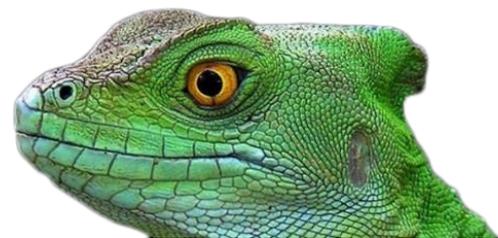
se necessário estudos que aprofundem o uso de infraestruturas verdes e Sistemas de Biorretenção de forma interdisciplinar e integrada à infraestrutura urbana ampliando os benefícios à saúde física e mental da população das cidades. Assim, este artigo gostaria de ampliar a percepção sobre essas estruturas e instigar estudos mais inter e multidisciplinares para as cidades, como um grande organismo, um ecossistema urbano, tornando a ciclagem de nutrientes, matéria e energia de forma mais circular e menos impactante, como são os sistemas lineares baseados somente em infraestruturas cinzas.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ANDRADE, D. C. MODELAGEM E VALORAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS: UMA CONTRIBUIÇÃO DA ECONOMIA ECOLÓGICA. [s.l.: s.n.].
- BENINI, S. M. Infraestrutura verde como prática sustentável para subsidiar a elaboração de planos de drenagem urbana: Estudo de caso da cidade de Tupã/SP. - Presidente Prudente - São Paulo: - UNESP - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", 2015.
- BOUWMAN, A. F. *et al.* Nutrient dynamics, transfer and retention along the aquatic continuum from land to ocean: towards integration of ecological and biogeochemical models. 2013.
- BUENO, R. DE FREITAS. nitrificação e desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2011.
- BUSH, J.; DOYON, A. Building urban resilience with nature-based solutions: How can urban planning contribute? *Cities*, v. 95, n. July, p. 102483, 2019.
- CARDOSO, E.; FREITAS, S. Microbiologia Do Solo. [s.l.] Universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2016.
- COMMISSION, E. The Multifunctionality of Green Infrastructure Science for Environment Policy, 2012.
- COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 15 maio 1997.
- DAVIS, A. *et al.* Bioretention Technology: Overview of Current Practice and Future Needs. *Journal of Environmental Engineering*, v. 135, n. 3, p. 109-117, 2009.
- DIETZ, M. E.; CLAUSEN, J. C. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 167, n. 1-4, p. 123-138, 2005.
- FLETCHER, T. D. *et al.* SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, v. 12, n. 7, p. 525-542, 2015.
- GLÁUCIA CECÍLIA GABRIELLI DOS SANTOS. Comportamento de B, Zn, Cu, Mn e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico. [s.l.] Universidade de São Paulo, 2005.
- HALL, C. F. Orchidaceae do Parque estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás, Brasil. *Revista de Biologia Neotropical*, v. 6, n. 1, p. 87-88, 2009.



- HUNT, W. F. *et al.* Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. v. 132, n. 6, p. 600–608, 2007.
- ISHIMATSU, K. *et al.* Use of rain gardens for stormwater management in urban design and planning. *Landscape and Ecological Engineering*, v. 13, n. 1, p. 205–212, 2017.
- LEFEVRE, G. H. *et al.* Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. 2010.
- LEVIN, L. A.; MEHRING, A. S. Optimization of bioretention systems through application of ecological theory. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, v. 2, n. 3, p. 259–270, maio 2015.
- LI, H.; DAVIS, A. P. Heavy Metal Capture and. v. 42, n. 14, p. 5247–5253, 2008.
- LIU, J. *et al.* Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. *Water*, v. 6, n. 4, p. 1069–1099, 2014.
- LOREAU, M. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. *Science*, v. 294, n. 5543, p. 804–808, 26 out. 2001.
- MEA. Ecosystems and human well-being. [s.l.: s.n.]. v. 5
- MEHRING, A. S. *et al.* Soil invertebrates in Australian rain gardens and their potential roles in storage and processing of nitrogen. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 138–143, 2016.
- MOORE, T. L. C.; HUNT, W. F. Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds - A means for evaluation? *Water Research*, v. 46, n. 20, p. 6811–6823, 2012.
- PATAKI, D. E. *et al.* Coupling biogeochemical cycles in urban environments: Ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 9, n. 1, p. 27–36, 2011.
- PAYNE, E. G. I. *et al.* Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater - Influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. *Water Science and Technology*, v. 69, n. 6, p. 1312–1319, 2014.
- PETERJOHN, W. T.; CORRELL, D. L. Nutrient Dynamics in an Agricultural Watershed : Observations on the Role of A Riparian Forest Author (s): William T . Peterjohn and David L . Correll Published by : Ecological Society of America Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/1939127> . NUTRIE. *Ecology*, v. 65, n. 5, p. 1466–1475, 1984.
- READ, J. *et al.* Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Research*, v. 42, n. 4–5, p. 893–902, 2008.
- RIECHERS, Maraja *et al.* Cultural ecosystem services provided by urban green change along an urban-periurban gradient. *Sustainability*, v. 11, n. 3, p. 645, 2019.
- SOUZA, C. F.; CRUZ, M. A. S.; TUCCI, C. E. M. Desenvolvimento Urbano de Baixo Impacto: Planejamento e Tecnologias Verdes para a Sustentabilidade das Águas Urbanas. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 17, p. 9–18, 2012.
- WANG, Y. *et al.* Effect of ecosystem services provided by urban green infrastructure on indoor environment: A literature review. *Building and Environment*, v. 77, p. 88–100, 2014.
- WINFREY, B. K.; HATT, B. E.; AMBROSE, R. F. Biodiversity and functional diversity of Australian stormwater biofilter plant communities. *Landscape and Urban Planning*, v. 170, n. November 2017, p. 112–137, fev. 2018.



ESTUDO DA VIABILIDADE DA IMPLEMENTAÇÃO DE UM BIODIGESTOR PARA GERAÇÃO DE BIOGÁS NO HOSPITAL DE CLÍNICAS DE PORTO ALEGRE - HCPA

| ID 15750 |

1 Beatriz Ferreira Webber, 2 Diego Menezes Gonçalves, 3 João Víctor Machado de Costa, 4 José Henrique de Souza Silva, 5 Manuela Carmona Paz Szeckir, 6 Marcelo Zen Pretto, 7 Simone Ramires, 8 Tháís Santos Landfeldt

1 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: webberbeatriz@outlook.com; 2 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: diegomenezes486@gmail.com; 3 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: mister8jhon@gmail.com; 4 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: hiquess@hotmail.com; 5 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: mszeckir@hotmail.com; 6 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: celopretto@gmail.com; 7 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: simone.ramires@ufrgs.br; 8 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: thais.s.land@gmail.com

| RESUMO |

O grande volume de resíduos gerados nas áreas urbanas, a destinação ambientalmente incorreta deles e o consequente lançamento de gases de efeito estufa na atmosfera tem causado grande preocupação quanto a necessidade de um crescimento sustentável, respeitando a natureza e as próximas gerações. Nesse sentido, a Escola de Engenharia (EE), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul propôs um projeto intitulado Acolhimento dos Calouros “Como tornar a UFRGS mais sustentável” para envolver, incentivar, criar, planejar e elaborar projetos inovadores que minimizem o impacto ambiental causado pelo consumo de energia, geração de resíduo sólido orgânico (RSO) e resolvam problemas como falta de espaços de convivência e reaproveitamento de materiais que são descartados pela Universidade e poderiam ser utilizado no Laboratório de Polímeros da UFRGS. Este projeto está em fase de andamento e pretende alavancar a pesquisa na universidade, ou seja, fortalecer o ensino, pesquisa e extensão e tem como base os 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável proposto pela Organização das Nações Unidas (ONU), e pretende desenvolver o conhecimento, o empreendedorismo, a inovação, além da análise de lacunas. Através disso, buscou-se uma proposta. A proposta de projeto é a implementação de um biodigestor no Hospital de Clínicas de Porto Alegre com intuito de utilizar os resíduos sólidos orgânicos, gerados pelo hospital, na produção de biogás. Podendo ser utilizado, pelo mesmo, como fonte de energia térmica, e gás natural veicular (GNV). A fim de reduzir os resíduos sólidos alimentícios em aterros sanitários, propiciar uma fonte de energia limpa e a possibilidade de mitigação dos impactos gerados pelos resíduos sólidos e gases de efeito estufa, além de reduzir os custos para o Hospital com o tratamento de resíduos e com energia térmica. Para alcançar tal objetivo, utilizou-se da metodologia Design Thinking que caracteriza-se como uma abordagem, uma forma de pensar, e encarar problemas, focada na empatia, colaboração e experimentação, além disso o grupo envolvido na realização do projeto se concentrou na capacitação da equipe através de cursos e estudos disponibilizados e desenvolvidos a partir de uma parceria entre a Unio e o CIBiogás por meio do Projeto GEF Biogás Brasil que prevê ações locais e federais de estímulo à integração do biogás na cadeia produtiva brasileira, além de contar com o apoio para informações da equipe da unidade de demonstração de biogás e biometano instalada na



Itaipu Binacional. Portanto, com base nos dados apresentados quanto a geração de resíduo sólido orgânico (RSO) produzido pelo Hospital de Clínicas de Porto Alegre (HCPA) é possível implementar um biodigestor no Hospital de Clínicas de Porto Alegre, trazendo benefícios e estimulando a autonomia na geração de biogás. Dessa forma, gerando um ciclo sustentável, onde o Hospital e o meio ambiente se beneficiam, tornando-se uma alternativa útil para alcançar o escopo do projeto.

Palavras-chave: resíduo sólido orgânico; biogás; gases de efeito estufa.

| INTRODUÇÃO |

A proposta do projeto tem como objetivo envolver, incentivar, criar, planejar e elaborar projetos inovadores visando à sustentabilidade (social, econômico e ambiental). Pensando nisso, a EE da UFRGS implantou o Projeto Acolhimento dos Calouros – Desafio UFRGS – 2020/1 com a finalidade de desenvolver experiências vivenciais que permitam a construção de conhecimentos para fomentar a inovação, a criatividade, o saber trabalhar em equipe, o domínio de outros idiomas e o espírito empreendedor dos acadêmicos.

Todos os anos, o Brasil produz quase 37 milhões de toneladas de lixo orgânico, sendo que apenas 1% do que é descartado é reaproveitado. Esse resíduo tem potencial econômico para virar adubo, gás combustível e até mesmo energia, pois, são constituídos basicamente por restos de animais ou vegetais descartados de atividades humanas e podem ter diversas origens, como doméstica ou urbana (restos de alimentos e podas), agrícola ou industrial e de saneamento básico (MMA, 2017).

O desafio de transformar passivos ambientais em ativo energético é capaz de gerar desenvolvimento ambiental, econômico e social. As principais fontes de produção de biogás no país são aterros sanitários (51%), indústria de alimentos e bebidas (25%), suinocultura (14%) e o lodo de esgoto (6%), segundo dados de 2015 da Empresa de Pesquisa Energética. Com o aproveitamento do biogás, para geração de energia térmica, em substituição ao GLP, gasodutos GN e/ou energia veicular como GNV há uma considerada redução no potencial de poluição do meio ambiente, uma vez que é composto por uma alta concentração de gás metano (CH_4), cerca de 24 vezes superior ao dióxido de carbono (CO_2), no que se refere ao efeito estufa.

Sendo assim, a partir de identificação de lacunas foi possível perceber que os resíduos sólidos orgânicos (RSO) provenientes do Hospital de Clínicas de Porto Alegre são uma fonte de geração de biogás para ser utilizado no próprio local como fonte de energia térmica e gás natural veicular (GNV) e, desta forma minimizar custos gerados pelo destino adequado dos RSO segundo a Política Nacional



dos Resíduos Sólidos de 2010, possibilitando mitigação do impacto ambiental causado pelos RSO, gases de efeito estufa (GEE).

Diante do cenário exposto, tem-se a proposta de criação de um biodigestor no HCPA/UFRGS que possibilita transformar resíduos orgânicos em biogás e biofertilizante, sendo que o biogás consiste principalmente em gás metano e gás carbônico, podendo ser utilizado na substituição do gás natural ou ser convertido em energia elétrica.

| JUSTIFICATIVA |

O desafio de transformar passivos ambientais em ativo energético é capaz de gerar desenvolvimento ambiental, econômico e social, sendo alicerçado nos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS da Organização das Nações Unidas, entre eles, o objetivo 7 de assegurar o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia para todos, o objetivo 11 de tornar as cidades e os assentamentos humanos sustentáveis e o objetivo 13 de tomar medidas para combater a mudança climática e seus impactos (ONU, 2015).

Ainda, segundo o Ministério do Meio Ambiente - MMA, na 21ª Conferência das Partes foi adotado um novo acordo para fortalecer a resposta global à ameaça da mudança do clima e o Brasil comprometeu-se a aumentar a participação de bioenergia sustentável na sua matriz energética até 2030, viabilizando pesquisas relacionadas com o biogás.

Para a Associação Brasileira de Biogás e Biometano (ABIOGÁS), a estimativa é que o Brasil possa produzir 32 milhões de m³/dia de biometano em 2030, por conta da nova Política Nacional de Biocombustíveis e das iniciativas em desenvolvimento nos setores interessados

Neste sentido, o projeto justifica-se pela necessidade de redução de custos quanto a geração de resíduos sólidos orgânicos do Hospital de Clínicas de Porto Alegre (HCPA), pela geração de biofertilizante, biogás para geração de energia térmica, em substituição ao GLP, gasodutos GN e/ou energia veicular como GNV há uma considerada redução no potencial de poluição do meio ambiente, uma vez que é composto por uma alta concentração de gás metano (CH₄), cerca de 24 vezes superior ao dióxido de carbono (CO₂), no que se refere gases de efeito estufa (GEE).



| REVISÃO BIBLIOGRÁFICA |

Resíduos Sólidos Orgânicos – RSO

Praticamente a metade dos resíduos urbanos no Brasil são constituídos por resíduos orgânicos, quantidade que representa 51,4% dos resíduos totais (BRASIL, 2010). Em geral, resíduos putrescíveis como restos de animais ou vegetais são provenientes das mais diversas fontes como urbana e doméstica, agrícola, industrial, de saneamento básico. Alguns exemplos são restos alimentares, podas, varrição de ruas e praças, resíduos de indústria alimentícia, frigoríficos, lodos de estação de tratamento de esgoto, entre outros.

No Brasil, ainda se enterram, queimam ou lançam a céu aberto milhões de toneladas de resíduos orgânicos, em decorrência do desconhecimento ou indiferença sobre seu potencial de aproveitamento e dos impactos negativos que provocam quando dispostos inadequadamente.

Em julho de 2014, por meio do documento “Rumo a uma economia circular: um programa para o desperdício zero”, a Comissão Europeia apresentou propostas para aumentar a reciclagem/reutilização de resíduos urbanos para 70% até 2030, eliminar progressivamente a disposição dos materiais recicláveis em aterros, incluindo os resíduos orgânicos e reduzir a geração de resíduos de alimentos em 30% até 2025, além de introduzir a obrigatoriedade da coleta seletiva até 2020.

Entretanto, na 10ª Conferência Internacional sobre Economia Circular e Resíduos Orgânicos realizado em 2016 na cidade de Creta foram abordados diversos aspectos da gestão e recuperação desses materiais, entre eles: prevenção de resíduos, separação na fonte e coleta seletiva visando à reciclagem, benefícios da compostagem e da biodigestão para a recuperação da fertilidade do solo e obtenção de energia por biogás, além de compostagem e digestão anaeróbia (processos, tecnologias, qualidade do produto, papel da matéria orgânica no combate à desertificação).

No Brasil, cerca de 51,4% da composição dos resíduos sólidos urbanos é matéria orgânica segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2016) implicando num alto desperdício de recursos ambientais e financeiros. Quando apresentam grande quantidade ou se estão dispostos de maneira que não seja a correta, esse grande volume de resíduos pode representar problemas ao meio ambiente e a saúde pública, pois gera lixiviado, emite gases na atmosfera, além de aumentar a proliferação de doenças. Por isso, fazer o uso de procedimentos corretos de gerenciamento e tratamento destes resíduos é de suma importância para garantir que a matéria orgânica presente seja estabilizada (BRASIL, 2016).



No ano de 2010, foi aprovada a Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010), também conhecida como a Lei da Política dos Resíduos sólidos, que determina que todo município deve ter um plano de Gestão de resíduos sólidos e que todos os lixões sejam extintos em um prazo de quatro anos. O gerenciamento de Resíduos sólidos contempla a geração, o acondicionamento, a coleta, o transporte, o processamento e o tratamento adequado dos resíduos, tendo como princípios a minimização, a reutilização e a reciclagem (BRASIL,2010)

Biogás

De acordo com o Centro Internacional de Energias Renováveis – CIBiogás (2018) biogás é um tipo de biocombustível produzido a partir da decomposição de materiais orgânicos (de origem vegetal ou animal), que são decompostos em digestão anaeróbia (ausência de ar), produzindo uma mistura de gases, cuja maior parte é composta de metano e sua composição varia de acordo com o material que está em processamento no biodigestor.

Ainda, segundo Dolejs et al (2014) o biogás sem nenhum processo de filtragem é composto principalmente por metano CH₄ (50 a 70%) e dióxido de carbono (CO₂) (30 a 50%) e por uma pequena quantidade de vários componentes residuais como vapor d'água, sulfeto de hidrogênio (H₂S) com uma concentração que pode variar de 0 a 1%, amônia (NH₃) com concentração de 0 a 1% ,o nitrogênio (0 a 7%), o oxigênio (0 a 2%) (POSSA, 2013). O biogás gerado pode ser utilizado como fonte de energia industrial ao calor, vapor, eletricidade e refrigeração (NOGUEIRA et al., 2015)

Segundo Kelleher et al., (2002) o processo de digestão anaeróbia (figura 1) ocorre por meio da atuação de microrganismos simbióticos em diferentes fases e sua atuação depende de características individuais dos microrganismos relacionadas a fatores como pH e variações de temperatura (CHERNICHARO, 1997).

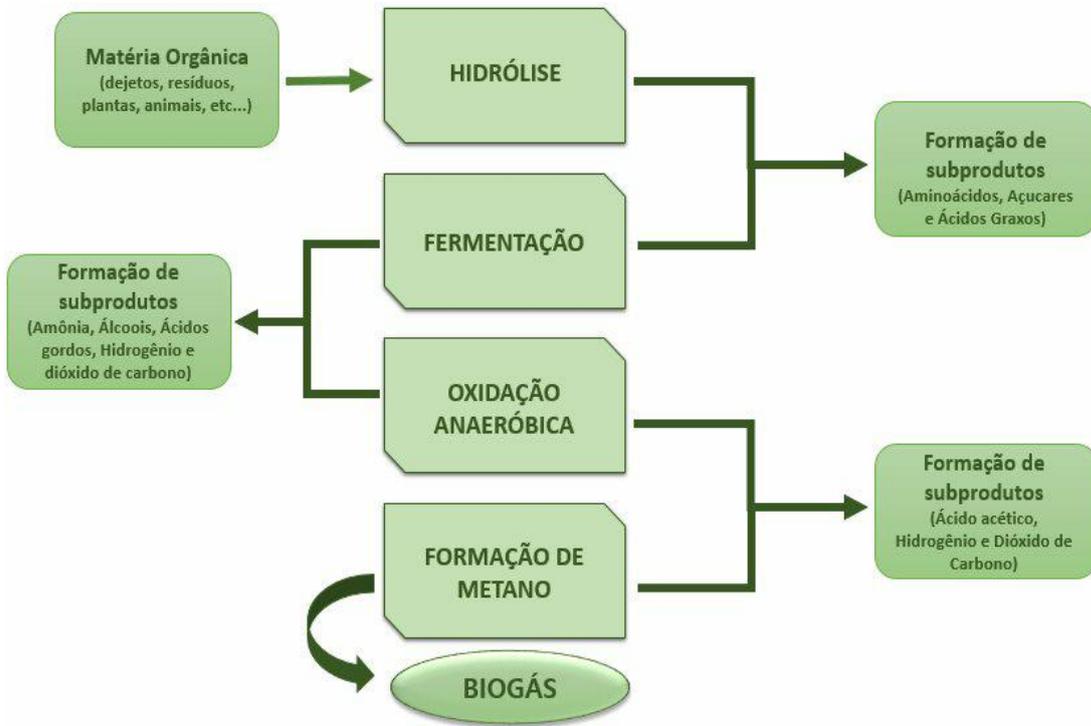
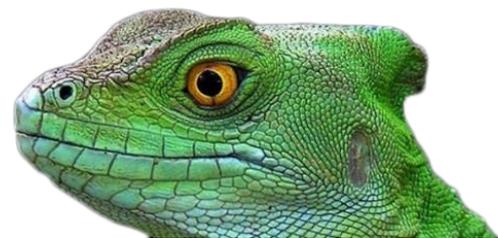


Figura 1: Ciclo de geração do biogás

O processo de produção de biogás – a digestão anaeróbia – ocorre em quatro etapas: a hidrólise, em que as bactérias hidrolíticas decompõem os compostos orgânicos complexos (proteínas, carboidratos e lipídios) em compostos mais simples (aminoácidos, ácidos graxos e açúcares); a acidogênese, em que bactérias fermentativas utilizam os compostos orgânicos simples para formar ácidos graxos de cadeia curta, hidrogênio, dióxido de carbono; a acetogênese, na qual ocorre a formação de ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono; e a metanogênese, em que as arqueas metanogênicas transformam ácido acético em metano e dióxido de carbono. Para que esses microrganismos envolvidos cresçam e se reproduzam é necessário manter um ambiente de cultura apropriado, mantendo a uniformidade das características físico-químicas ao longo do processo. A temperatura, umidade, impermeabilidade do ar e a composição química do substrato são fatores importantes na formação de biogás. (CIBIOGÁS, 2020)

Potencial calorífico do biogás

O poder calorífico, também designado por calor específico de combustão, consiste na relação entre a quantidade de calor (Q) libertada durante a combustão da massa (m) de uma substância e a



referida massa: $E = Q/m$. A partir de 1977 deixou de se exprimir em kcal (quilocaloria) e passou a exprimir-se em joule.

Em consequência do alto teor de metano, o biogás é uma ótima fonte para geração de energia, e quando comparado o seu potencial calorífico com a gasolina, chega-se a um fator de equivalência energética de 0,60 litros de gasolina para cada m^3 de biogás. As informações de comparação entre biogás e a outros combustíveis com seus fatores de equivalência energética estão disponibilizadas na Tabela 1, comparação do biogás com outros combustíveis (CIBIOGÁS, 2020).

Tabela 1 - Comparação do biogás com outros combustíveis.

Gasolina	0,613 litros
Querosene	0,579 litros
Óleo diesel	0,553 litros
Gás de cozinha (GLP)	0,454 litros
Lenha	1,536 kg
Álcool hidratado	0,790 litros
Eletricidade	1,428 kW

Biodigestor

O biodigestor utilizado para obtenção do biometano é o modelo Continuous Stirred Tank Reactor - CSTR (reator com tanque agitado continuamente). Esse modelo de biodigestor suporta elevadas cargas orgânicas volumétricas (1 a 4 kgSV.m-3.d-1), sendo caracterizado por ter seu conteúdo em homogeneização devido à presença de sistema de agitação. Esta é a configuração de biodigestor mais utilizada em plantas de biogás, onde o tempo de retenção hidráulica – TRH mínimo do reator geralmente é entre 15 e 20 dias, podendo variar bastante em função do tipo de substrato a ser digerido.

Esse biodigestor de mistura contínua é de alto nível tecnológico e controla todo o processo, possuindo isolamento térmico, misturador, sistema de trituração e controladores de temperatura em seu interior. Apesar da implantação de um sistema de agitação acrescentar custos, ela auxilia na transferência de calor e mantém os sólidos em suspensão, garantindo o contato entre o substrato e os microrganismos. Já o sistema de aquecimento garante maior produção de biogás, pois contribui para a conservação da temperatura e estabilização do reator, fatores importantes na manutenção da população de microrganismos. O sistema é constituído por uma cobertura exterior – que protege os elementos da atmosfera - e outra interior – que armazena o biogás. É recomendado que o biodigestor (figura 2) opere com uma concentração de sólidos totais de até 12%.



Figura 2 - Biodigestor Continuous Stirred Tank Reactor – CSTR

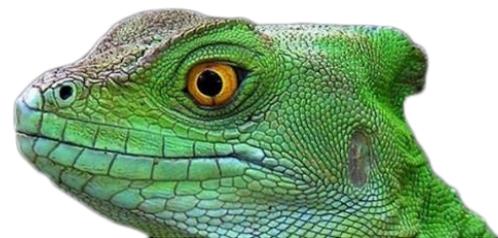
Gases de Efeito Estufa (GEE)

O efeito estufa é um fenômeno natural que possibilita a vida na terra. É um processo físico que ocorre quando parte da radiação solar refletida pela terra é absorvida por certos gases que são opacos à radiação terrestre. Caso essa camada de gases não existisse, a temperatura média da superfície da terra seria de -18°C (contra os 14°C atuais). O clima se mantém inalterado quando a energia incidente e a refletida está em um certo equilíbrio. Existem, porém, diversas maneiras de alterar esse equilíbrio, uma delas sendo a mudança da concentração dos gases do efeito estufa - fenômeno que vem sendo observado nas últimas décadas, devido ao aumento insustentável de emissões antrópicas desses gases.

Os principais gases do efeito estufa (GEE) são os seguintes: o dióxido de carbono, emitido principalmente pelo uso de combustíveis fósseis, é o mais abundante dos GEE e sua concentração aumentou 35% desde a era industrial; o gás metano, emitido pela decomposição de matéria orgânica, encontrado principalmente em lixões, aterros sanitários e reservatórios de hidrelétricas; o óxido nitroso, emitido no tratamento de dejetos animais, pelo uso de fertilizantes, queima de combustíveis fósseis e certos processos industriais; o hexafluoreto de enxofre, utilizado como isolante térmico (GEE com maior poder de aquecimento); os hidrofluorcarbonos, utilizados em desodorantes aerossóis e refrigeradores, substituindo os clorofluorcarbonos; os perfluorcarbonos, utilizados em espumas, aerossóis, gases refrigeradores, entre outros (CIBIOGÁS, 2020).

Gás Metano

O gás metano (CH_4) é produzido a partir da digestão anaeróbica e contribui para o aquecimento global e segundo Morgado et al (2013) a proporção em volume de gás metano na atmosfera terrestre é de 1,8 ppmv (partes por milhão em volume) e aumenta a uma taxa de 0,7 a



1,0% ao ano (DUCHEMIN et al., 1999). O aquecimento global é um processo natural, porém com a concentração de gases do efeito estufa (GEE) crescendo o mesmo tem causado uma poluição atmosférica acima da média, sendo que o CH₄ é 21 vezes mais potente que o gás carbônico para o efeito estufa, um meio para reduzir as emissões de metano para a atmosfera é transformar esse gás em energia (KASTRUP et al., 2005). O controle das emissões de metano em aterros pode ser realizado por meio da captação de biogás e combustão (flares), combustão com geração de energia.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

O projeto se caracteriza como pesquisa experimental, tendo início em março de 2020 e sem data estimada para o seu término, no Hospital de Clínicas de Porto Alegre, localizado a Rua Ramiro Barcelos, 2350, no bairro Santa Cecília, na cidade de Porto Alegre, RS.

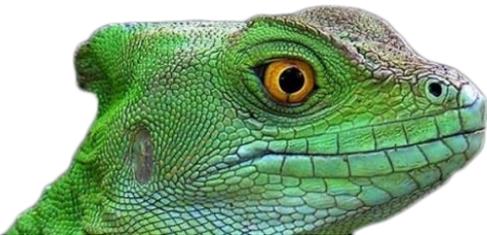
Em primeiro lugar, realiza-se a caracterização quanto ao tipo de pesquisa, considerando a natureza, abordagem, objetivos e procedimentos e, após as etapas técnicas e ferramentas utilizadas para se chegar no objetivo do projeto.

No que diz respeito ao tipo de pesquisa, de acordo com Gray (2012), esse projeto classifica-se como de natureza aplicada e abordagem qualitativa e ainda pode ser considerada como exploratória, pois visa proporcionar maior familiaridade com o problema com vistas a torná-lo explícito. Do ponto de vista dos procedimentos, de acordo com Yin (2005), classifica-se esse projeto como um estudo de caso, pois investiga um fenômeno contemporâneo dentro do seu contexto de vida real, enfrentando uma situação única, com diversas variáveis e fontes de evidências.

Também, caracteriza-se por pesquisa bibliográfica realizada a partir do levantamento de referências teóricas já analisadas, e publicadas por meios escritos e eletrônicos, como livros, artigos científicos, páginas de web sites, ou seja, qualquer trabalho científico inicia-se com uma pesquisa bibliográfica, que permite ao pesquisador conhecer o que já se estudou sobre o assunto.

Ainda, utiliza-se da metodologia Design Thinking que é amplamente utilizada como metodologia de inovação desenvolvido pela D.School, um Instituto da Universidade de Stanford, no vale do Silício na Califórnia que caracteriza-se como uma abordagem, uma forma de pensar, e encarar problemas, focada na empatia, colaboração e experimentação (SIMON, 1969).

Também, segundo Grando (2011) é um método que tem comportamento criativo e prático quando utilizado para resolução de gargalos ligados a concepção de projetos, que tem sido investida por diversas organizações que tem como objetivo de buscar implementar inovação nos negócios e/ou processos, por meio dos produtos e serviços.



Para os autores a abordagem do Design Thinking (figura 4) vem estimulando um crescimento de mercado em diversos setores por meio do desenvolvimento de produtos e de novas tecnologias, que vão além do design tradicional.

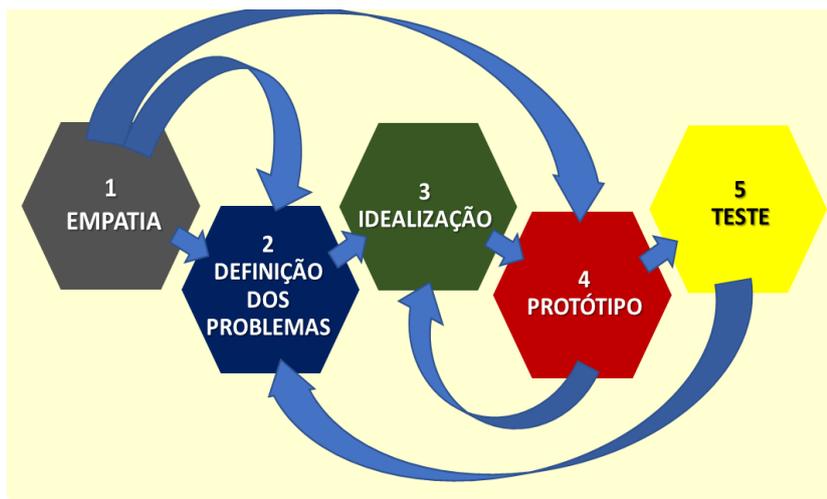


Figura 3: Etapas do Design Thinking

Levantamento de dados

A coleta de dados deu-se a partir do contato com o setor de Gestão Ambiental do HCPA que informou a quantidade de resíduos orgânicos gerados que anterior a COVID-19 era de 500 kg por dia, portanto, com base nas referências bibliográficas, contato com setor do Parque Tecnológico de Itaipu e cursos disponibilizados pela CIBiogás realizados pelo grupo é possível afirmar que a quantidade de resíduos sólidos orgânicos gerada pode beneficiar o HCPA e estimular autonomia na geração de biogás. Além disso, as competências dos Autores do projeto que estão vinculados aos cursos de Engenharia Física, Mecânica, de Materiais e Química contribuem para o escopo do projeto sobre o estudo da viabilidade de implementação de um biodigestor para geração de biogás a partir de resíduos orgânicos alimentares, o que possibilita a descentralização dessa tecnologia nas regiões de produção agrícola e a discussão sobre a inovação na forma de destinação dos resíduos sólidos orgânicos urbanos gerados nas pequenas e grandes cidades.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A metodologia aplicada mostrou-se satisfatória e aplicável para alcançar o objetivo de implementar um biodigestor no Hospital de Clínicas de Porto Alegre – HCPA para geração de biogás, pois a partir da identificação dessa lacuna quanto a gestão de resíduos que foi encontrada, de dados de geração diária de resíduos sólidos orgânicos do Hospital e da base de conhecimento e informações levantadas, é possível afirmar que o biodigestor se torna viável. Portanto, o projeto intitulado Acolhimento dos Calouros “Como tornar a UFRGS mais sustentável” realizado pela Escola de Engenharia (EE), Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul pode ser considerado eficiente para alcançar seu propósito, pois instigou e incentivou seus graduandos a inovar e empreender, assim como desenvolver as habilidades de comunicação, colaboração, visibilidade de mercado, e senso de observação, as quais são competências de todos os engenheiros independente da área de atuação. Além de levantar a discussão sobre a modernização e os meios de produção da sociedade moderna e os conceitos de sustentabilidade e responsabilidade social.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABIOGÁS - Associação Brasileira do Biogás. Infográficos Abiogás. Disponível em: <https://abiogas.org.br/infograficos-abiogas-abrelpe-rsu/>. Acesso em: 04 de maio. 2020.
- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.004: Resíduos Sólidos. Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- Boschci, M. T. O design thinking como abordagem para gerar inovação: uma reflexão. 2012. 100 f. Dissertação (Mestrado em Design) - Universidade Anhembi Morumbi, São Paulo, 2012.
- BRASIL, 2010. Lei nº 12.305. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
- BRASIL, 2016. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos>>. Acesso em: 04 de maio. 2020.
- BRASIL. Política Nacional de Resíduos sólidos. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/L12305.htm acesso em 15 de janeiro de 2017.
- Brown, T. Design thinking: uma metodologia poderosa para decretar o fim das velhas ideias. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.
- Cabral, K. V. G. implementação e acompanhamento de uma planta de biodigestão para geração de energia elétrica, Trabalho de conclusão de curso, UFPE, 2016



- CIBIOGÁS. Biblioteca. Disponível em: <https://biblioteca.cibioogas.org/#/>. Acesso em: 04 de maio. 2020.
- Desconsi, J. Design thinking como um conjunto de procedimentos para a geração da inovação: um estudo de caso do projeto G3. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Design) - Centro Universitário Ritter dos Reis, Porto Alegre, 2012.
- Dolejs, P.; Postulka, V.; Sedlavkova, Z.; et al. Simultaneous hydrogen sulphide and carbon dioxide removal from biogas by water-swollen reverse osmosis membrane. *Separation and Purification Technology*, v. 131, p. 108-116, 2014
- Dornelas, J. C. A. Empreendedorismo: transformando idéias em negócios. Rio de Janeiro: Campus, 2001. 299 p.
- Duchenin, E. *et. al.* (1999). Comparison of static chamber and thin boundary layer equation methods for measuring greenhouse gas emissions from large water bodies. *Environ. Sci. Technol.*,33,350-357.
- Fraser, H. Design para negócios na prática: como gerar inovação e crescimento nas empresas aplicando o business Design. Rio de Janeiro: Elsevier, 2012. 208 p.
- Gaspar, R. M. B. L. Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR. Florianópolis, 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Santa Catarina, 2003.
- Gil, A. C. Métodos e técnicas de pesquisa social. São Paulo: Atlas, 1999.
- Grey, Jennifer R.; Burns, N.; Groove, Susan K. *The Practice of Nursing Research: Appraisal, Synthesis, and Generation of Evidence*. Elsevier Health Sciences. 2012.
- Juliani, Jordan Paulesky; CAVAGLIERI, Marcelo; MACHADO, Raquel Bernadete. Design thinking como ferramenta para geração de inovação: um estudo de caso da Biblioteca Universitária da UDESC. Santa Catarina: UDESC, 2015.
- Kastrup, Luiz Felipe de Camargo *et al.* Geração de energia limpa através da reforma de gás metano de aterros sanitários. 2005. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001612619>. Acesso em: 10 de maio. 2020.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Ciência da Mudança do Clima - Efeito Estufa e Aquecimento Global. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/informma/item/195-efeito-estufa-e-aquecimento-global.html>. Acesso em: 11 maio. 2020.
- Morgado, Eliane da Silva et al. Potencial de produção de gás metano e dióxido de carbono in vitro dos ingredientes utilizados em dietas para ovinos. 2013. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1809-68912013000400003 Acesso em: 10 de maio de 2020.
- Nogueira, C. E. C. Avaliação dos custos de implantação de biodigestores e da energia produzida pelo biogás. Paraná: revista engenharia agrícola, 2015.
- Oliveira, R.D. Geração de energia elétrica a partir do biogás produzido pela fermentação anaeróbia de dejetos em abatedouro e as possibilidades no mercado de carbono. 2009. 98f. Trabalho de Conclusão (Graduação em Engenharia Elétrica) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2009.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. 17 objetivos de desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/conheca-os-novos-17-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-da-onu/>. Acesso em: 04 maio. 2020.
- Pinheiro, T.; ALT, L. Design thinking Brasil: empatia, colaboração e experimentação para pessoas, negócios e sociedade. Rio de Janeiro: Elsevier, 2011.



- Possa, R. D. Alternative technology for purification of biogas obtained from swine manure. 2013. 91 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento de Processos) - Universidade Estadual do Oeste do Parana, Toledo, 2013.
- Salazar, A. R. G. Estudo da utilização do biogás como fonte de energia renovável no processo produtivo de indústrias de bebidas. 2014. Dissertação (Mestrado em Eficiência Energética e Sustentabilidade) – Faculdades de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo e Geografia. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2014.
- Silva, Marcelo Bento da; Aspectos do comportamento de gás metano dissolvido na água de reservatórios brasileiros. 2004. Disponível em : <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18139/tde-03032005-092611/en.php> Acesso em: 10 de maio de 2020.
- Silva, Gisely Alves da. Produção de biogás a partir de resíduos orgânicos e lodo de esgoto. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 2017.
- Vianna, M. et al. Design thinking: inovação em negócios. Rio de Janeiro: MJV, 2012.
- Yin, R. K. Estudo de caso: planejamento e métodos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.
- Zanetti, André L.; Potencial de aproveitamento energético de biogás no Brasil. 2009. 105f. Dissertação (Mestrado em Planejamento energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.



GESTÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS: UM ESTUDO DE CASO EM UMA EMPRESA DE LATÍCIÍNIOS

| ID 15763 |

1Camila Fritzen Cidón, 2Dusan Schreiber

1Universidade Feevale, e-mail: camila_cidon@hotmail.com; 2Universidade Feevale, e-mail: dusan@feevale.br

| RESUMO |

A indústria de laticínios é reconhecida pela alta geração de resíduos sólidos, líquidos e emissões atmosféricas. Os efluentes derivados desta atividade industrial possuem elevados teores de matéria orgânica, gorduras, sólidos suspensos e nutrientes, exigindo tratamento adequado antes do descarte. A forma mais racional e efetiva de realizar o controle ambiental é minimizar a emissão de resíduos através do aprimoramento dos processos de gestão, capazes de reduzir os impactos ambientais. Neste estudo de caso único, de abordagem qualitativa apresentam-se ações desenvolvidas por uma empresa de laticínios de pequeno porte localizada no interior do estado do Rio Grande do Sul. Esta pesquisa foi realizada no ano de 2019 e tem como objetivo analisar os impactos ambientais e as atuais práticas em relação a gestão ambiental, buscando discutir os benefícios e as dificuldades encontradas pela atual administração para o alcance da eficiência ambiental no âmbito das pequenas empresas. Para tanto, foi realizada entrevista em profundidade com o diretor da empresa e feito levantamento documental, além de observação não participante. Por fim, foram analisados os dados obtidos e através da análise de conteúdo, evidenciou-se a necessidade de medidas mitigatórias para que se tenha uma produção com menor impacto ambiental. Conclui-se que para a indústria de laticínios se adequar ao processo de produção com menor impacto ambiental, faz-se necessário que algumas ações práticas e gerenciais sejam implementadas, como treinamentos operacionais, plano de redução e controle de efluentes líquidos e escoamento da produção. Esta pesquisa pode servir de modelo de práticas eficientes para diminuição de impacto ambiental em pequenas empresas de laticínios, podendo ser facilmente replicado.

Palavras-chave: Gestão Ambiental; Sustentabilidade; Gestão de Resíduos.

| INTRODUÇÃO |

O desenvolvimento sustentável figura com destaque na agenda internacional há mais de um quarto de século (SACHS, 2014). Esse conceito e seus principais parâmetros subjacentes ganharam maior atenção e gradualmente se destacaram com a confirmação de que a influência humana no sistema climático é evidente e está crescendo, com impactos observados em todos os continentes e oceanos. Nos últimos anos as empresas têm buscado o investimento em inovações sustentáveis para



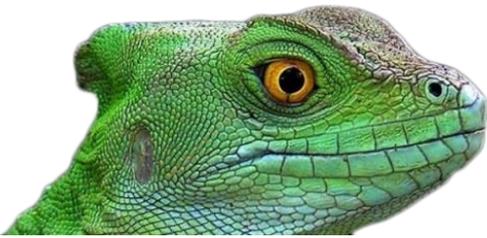
a redução no impacto ambiental de suas atividades e como método para crescimento além de marketing estratégico.

As mudanças nas estratégias operacionais e de gestão tem ocorrido em diferentes tipos de indústrias, já que todas impactam de alguma forma o meio ambiente. No que tange às indústrias de laticínios, reconhece-se que estão cada vez mais sofrendo pressão a agir em favor da inovação sustentável, devido seu potencial de geração de resíduos e consumo de água, que causam altos impactos ambientais negativos. O Estado do Rio Grande do Sul se posiciona como o terceiro maior produtor de leite do país, representando em média de 13% da produção nacional. Esse grande avanço na cadeia leiteira, teve início nos anos 70, como alternativa econômica à pequena propriedade familiar (IBGE, 2011). O crescimento gerou a necessidade de estruturação de indústrias de beneficiamento de leite e derivados, formando a complexa cadeia leiteira. Atualmente, vem se incorporando novas tecnologias que permitem ganhos de produtividade e menores perdas, porém, ainda pouco se fala em gestão ambiental nesse segmento.

Associada com o crescimento industrial está a problemática da geração de resíduos e a necessidade da sanitização dos laticínios, que inclui operações de lavagens de silos, tubulações, tanques, pasteurizadores e equipamentos, que demandam grandes volumes de água (BRIÃO, 2000). Favoretto et al. (2015) evidenciam que o aumento de produção de leite deve estar associado à preocupação ambiental, e seus sistemas de tratamento de efluentes devem estar preparados para a recepção dos descartes da indústria, evitando danos ambientais.

O gerenciamento ambiental em uma indústria de laticínios é de grande importância para minimizar os impactos ambientais gerados por esta atividade industrial, reduzindo custos, aumentando o lucro, atendendo as legislações ambientais vigentes e melhorando o desempenho ambiental da empresa através de melhorias contínuas.

Os efluentes gerados em indústrias lácteas possuem elevados teores de matéria orgânica, gorduras, sólidos suspensos e nutrientes, tendo que ser tratados adequadamente antes do descarte. As disposições inadequadas de águas sem tratamento adequado prévio causam danos como salinidade dos cursos hídricos, sodicidade, alteração do pH e podem causar a contaminação dos recursos. Neste sentido, se dá o norteamento desta pesquisa, no sentido de verificar se estão sendo reconhecidos e colocados em prática na gestão de uma pequena empresa, que busca o alcance da sustentabilidade ambiental, os requisitos para o tratamento adequado dos efluentes e resíduos sólidos, bem como a capacitação dos funcionários e o devido controle ambiental. Dada a importância da gestão ambiental e o manejo de resíduos no setor industrial, como requisitos para qualquer negócio de potencial poluidor e a relevância do setor leiteiro nas atividades econômicas do estado



do Rio Grande do Sul, faz-se de significância esta pesquisa para robustecimento do tema, conscientização e referência para os tomadores de decisões de pequenas empresas.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Para atingimento dos objetivos propostos nesta pesquisa, desempenhou-se um estudo de caso único em uma empresa pequena e familiar produtora de laticínios, seguindo as orientações de Yin (2010), usando a abordagem qualitativa, com a coleta de dados por meio de entrevista, levantamento documental e observação não participante assistemática. A pesquisa abrangeu os meses de outubro a dezembro de 2019.

A indústria está situada na região do Vale do Paranhana, no estado do Rio Grande do Sul, tendo sido fundada no ano de 2006. Com supervisão sanitária no Sistema de Inspeção Federal (SIF), recebe em média 50.000 litros de leite cru por dia e realiza o beneficiamento dessa matéria prima para a produção de leite em pó, leite UHT e creme de leite (nata).

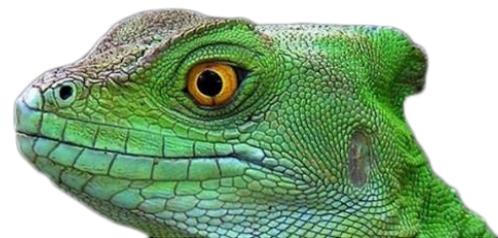
A atual linha de produção do leite longa vida, o principal componente da linha de produção da empresa, acontece nos seguintes processos: recepção da matéria prima (leite captado nos parceiros produtores), análise de entrada (verificação de sabor, aroma e cor), resfriamento e estocagem em temperatura inferior a 5°C, preparo do leite, que compreende os processos de clarificação, pasteurização e padronização até os últimos resfriamentos.



Figura 1: Esquema de produção do leite longa vida. Fonte: elaboração própria (2020)

A pesquisa foi realizada em quatro etapas: primeiramente foi realizado um estudo preliminar para levantamento sobre os principais resíduos gerados pela indústria de laticínios e sobre o que rege a legislação, de modo a melhor compreender a investigação posterior. Após estudo prévio, com o objetivo de captar dados primários, foi elaborado um questionário (tabela 1) para ser aplicado no dia em que ocorreria a visita de caráter exploratório e não participante.

A terceira etapa consistiu na visita em si e preenchimento do questionário junto ao diretor da empresa, além de observações anotadas na coleta dos dados em campo. A quarta e última etapa



consistiu na análise dos dados coletados a partir do referencial teórico, por meio de análise de conteúdo (BARDIN, 2011) servindo de alicerce a legislação ambiental vigente, guia técnico ambiental do Ministério do Meio Ambiente e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).

Para traçar o diagnóstico ambiental da empresa, foram verificadas as respostas do questionário e o levantamento de dados através da observação não participante à fábrica, para acompanhamento da produção em todas as etapas, desde o recebimento da matéria prima até o descarte dos resíduos industriais.

Como resultado, foi determinado os impactos ambientais associados às linhas de processamento do laticínio e sugeridas ações para melhoria da gestão ambiental e práticas sustentáveis. Assim de posse dos dados e indicações empíricas, desenvolveu-se um quadro com os principais impactos associados e medidas mitigatórias.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Através da análise das respostas obtidas no questionário e o monitoramento das rotinas diárias de produção, foi constatado que a empresa possui padronização de procedimentos de higienização descritos nos seus programas de boas práticas, porém não há monitoramento dos processos e mensuração do gasto de água potável para a limpeza dos equipamentos.

Um dos fatores mais relevantes em um processo de produção de laticínios está na segurança alimentar, para garantia da qualidade do produto há necessidade de constante limpeza e higienização das áreas.

Para assegurar a qualidade e segurança alimentar é necessário treinamento com a equipe operacional e da qualidade. Metodologias específicas como BPH (Boas Práticas de Higiene), BPF (Boas Práticas de Fabricação) e APPCC (Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle) são fundamentais para fomento de boas práticas (COELHO & TOLEDO, 2017). Neste sentido, a empresa demonstrou estar de acordo com o critério de segurança alimentar, pois utiliza ferramentas de gestão que visam promover. De acordo com o entrevistado, são elas: BPF (Boas Práticas de Fabricação), PPHO (Procedimentos Padrão de Higiene Operacional), APPCC (Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle) e Boas Práticas Agropecuárias.

Quanto a verificação do cumprimento das normas e padrões de qualidade, a indústria demonstrou possuir registro SIF, que confere a visita regular de órgãos fiscalizadores, como sanitário e ambiental. Também foi verificado intenso uso de produtos para higienização dos equipamentos e peças em todas as etapas do processo, bem como do piso da fábrica.



A prática de treinamentos, apesar de ser mensal, não envolve todos os funcionários da fábrica, o que acaba por deixar de lado os principais responsáveis pela conduta diária operacional, que demonstrou por sua vez incorrer em erros de padronização, com grandes perdas de água nos processos de higienização da produção.

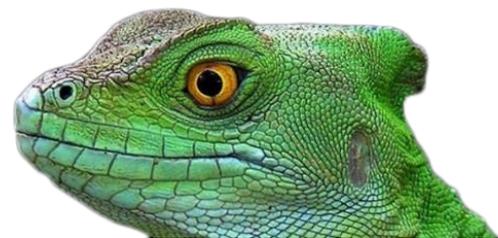
É fundamental para haver uma melhoria no desperdício de água, que haja treinamento envolvendo todos os indivíduos da empresa, a fim de promover a educação ambiental. Conforme salientou Machado *et al.*, (2002) o gerenciamento de resíduos sólidos visa a redução de resíduos por meio da padronização de procedimentos operacionais, treinamentos e conscientização dos operadores.



Figura 2: Esquema de produção do leite longa vida. Fonte: elaboração própria (2020)

A empresa possui estação própria de tratamento e está em fase de implementação de uma nova estação, mais moderna e com maior capacidade de tratamento na remoção de DBO, de acordo com o diretor a melhora será de 60% para 80%. Conforme legislação (CONAMA, 2011) está dentro do mínimo exigido para remoção de DBO, que é de 60%. O objetivo da melhoria na estação, de acordo com fala do diretor, objetiva poder receber maior vazão de efluentes e reutilizar a água tratada para os processos de higienização, minimizando desperdício. A ETE que a empresa atualmente opera é um sistema que utiliza primeiramente o sistema físico químico, seguido do processo biológico de lodo ativado (em fase de implementação e adequação). Estudo evidencia que a combinação de processos físicos, químicos e biológicos é de grande eficiência para o tratamento de efluentes no segmento de laticínios (FAVORETTO *et al.*, 2015).

Brião e Tavares (2007) destacam a necessidade da implantação de processo de ultrafiltração como promissora alternativa para o tratamento de efluentes de laticínios, com a possibilidade da retirada de nutrientes do volume descartado, possibilitando a concentração para possível reuso como ingrediente de subprodutos. De acordo com fala do diretor, a nova estação de tratamento será construída visando favorecer justamente a reutilização do excedente descartado anteriormente,



para concepção de subprodutos, aliando diminuição de custos a efetividade na produção, com minimização de descarte de resíduos.

Foram levantados os principais pontos críticos do processo e formuladas propostas para a empresa com ações mitigatórias para os impactos ambientais provocados, à luz do que é versado pelo estudo empírico.

Os principais pontos fracos demonstrados ficam por conta dos desperdícios observados na rotina de produção da fábrica, destacando-se a perda de efluentes líquidos nas rotinas de higienização por parte dos colaboradores. Outros pontos que merecem atenção: equipamentos se encontram com pouca ou nenhuma manutenção, favorecendo grande vazamento e desperdício do recurso natural; funcionários do operacional não recebem treinamento, não faz parte da rotina e gestão da empresa a prática sistemática e de forma a colaborar com a gestão ambiental da empresa; verificou-se a geração de resíduos como leite cru (derivado dos silos de armazenamento e encanamentos) e leite em pó (no processo de varreção) que não são reaproveitados em subprodutos; o processo de higienização demanda grande quantidade de água e gera desperdício; nem todas as embalagens retornam para os fabricantes, muitas acabam indo para o coletor de resíduos; a caldeira é movida a lenha, o que gera malefícios ao meio ambiente derivados da emissão de gases de efeito estufa; os resíduos biológicos são queimados na caldeira e depois as cinzas aterradas, o que não condiz com as melhores práticas para eliminação destes resíduos.

Tabela 1 - Pontos fracos e melhorias propostas. Fonte: elaboração própria (2020).

PONTOS FRACOS	MELHORIAS PROPOSTAS	REFERENCIAL
Desperdício de água nas rotinas de higienização por parte dos colaboradores	Treinamento, racionamento, conscientização e medição,	Machado <i>et al.</i> , (2002)
Equipamentos se encontram com pouca ou nenhuma manutenção	Troca de equipamentos; maiores investimentos em manutenção	Machado, Silva e Freire (2001); Silva (2011)
Funcionários do operacional não recebem treinamento	Treinamento rotineiro, conscientização, educação ambiental	Machado <i>et al.</i> , (2002); BRASIL (2018)
Geração de resíduos como leite cru e leite em pó	Aproveitamento em subprodutos, venda ou ração para animais	Machado, Silva e Freire (2001); Silva (2011)
Higienização demanda grande quantidade de água e gera desperdícios	Reutilização de água da ETE, recaptação	Brião e Tavares (2007)
Nem todas as embalagens retornam para seus fabricantes, muitas acabam indo para o coletor de resíduos	Contato com <i>stakeholders</i> ; logística reversa ampliada; reciclagem	BRASIL (2014); Machado, Silva e Freire (2001)
Resíduos biológicos são queimados na caldeira e depois as cinzas aterradas	Filtros anaeróbicos ou biológicos	Favoretto et al., 2015



As adequações necessárias envolvem capacitação ou reciclagem dos colaboradores quanto aos processos de higienização e consciência no uso da água, monitoramento e verificação desses processos, programação de manutenção dos equipamentos, melhor aproveitamento de água, captação e condução dos resíduos de leite para aproveitamento na fabricação de outros produtos lácteos ou para utilização direta na alimentação de animais. Verificou-se que apesar de já haver logística reversa de algumas embalagens plásticas, deveria ser aprofundado ainda mais a prática com o aprofundamento de parcerias e contato com fornecedores da cadeia.

A padronização de procedimentos, treinamento e conscientização são fundamentais para o melhor planejamento da produção, reutilização de materiais e busca de parcerias com outros stakeholders (MACHADO, SILVA & FREIRE, 2001). O gerenciamento inadequado dos resíduos não só será benéfico para as empresas, em um horizonte em que cada vez mais os consumidores exigirão práticas ecológicas e responsabilidade ambiental das empresas, mas também poderá gerar problemas indesejáveis à saúde humana. Além disso, devem ser realizados esforços no sentido de que fornecedores de produtos para as indústrias de laticínios recebam de volta as embalagens, principalmente as bombonas, reduzindo dessa forma a quantidade de resíduo gerado (MACHADO, SILVA & FREIRE., 2001).

Há dois tipos de ações para redução e o controle dos efluentes líquidos: ações de gerenciamento e ações de engenharia de processo. As ações de gerenciamento são iniciativas que, normalmente, não implicam custos adicionais significativos, como por exemplo, a manutenção de rotina. Já as ações de engenharia de processo dizem respeito à aplicação de técnicas de engenharia voltadas aos processos industriais, que podem exigir investimentos maiores, por exemplo: automação e troca de equipamentos (SILVA, 2011).

Existem alternativas para destinação de parcela do leite não aproveitado durante o processo de fabricação. A parcela do soro, por exemplo, pode ser doada ou vendida para alimentação animal, além de servir de base para a produção de ricota (MACHADO, SILVA & FREIRE, 2001; SILVA, 2011). A manutenção e troca de equipamentos também é importante a fim de minimizar perdas desnecessárias no processo.

Os resíduos sólidos mais comumente descartados na indústria de laticínios são as embalagens e bombonas plásticas, embalagens de papelão, lixo doméstico, cinzas de caldeiras, e alguns tipos de metais e vidros (MACHADO *et al.*, 2002). Foi comprovado na visita o desperdício de embalagens plásticas e de papelão, lixo eletrônico e de banheiros e cinzas da caldeira. Para tais resíduos, a empresa possui uma prestadora de serviços que se responsabiliza em realizar os descartes. Todos os sacos plásticos e lixeiras estavam corretamente identificados, o que está de acordo com o estabelecido pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2014).



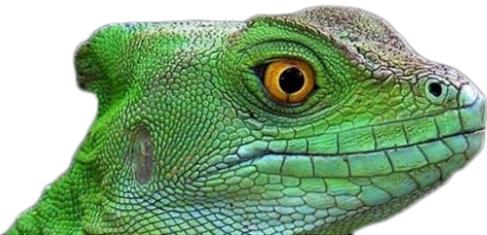
Acerca da emissão de resíduos atmosféricos, a principal fonte de emissão origina-se da queima de combustíveis para a geração de vapor em caldeiras. As caldeiras são movidas à lenha, resultando em emissão de poluentes que contribuem para o aquecimento global. Os principais contaminantes são: materiais particulados, óxidos de enxofre, óxido de nitrogênio e monóxido de carbono. É preconizado que as estratégias de controle de emissões de material particulado e óxidos de enxofre para caldeiras passem pela utilização de equipamentos de controle de poluentes, sem prescindir, no entanto, de medidas de controle indiretas tais como a otimização dos processos de combustão, manutenção adequada dos equipamentos, controle operacional apropriado, bem como do treinamento de operadores (BRASIL, 2018). Uma alternativa ecologicamente eficaz à queima de carvão das caldeiras está na utilização da biomassa, que serve de combustível de maior eficácia e benefício ambiental.

Quanto à emissão de resíduos biológicos, o entrevistado afirmou que são destinados para queima na caldeira e após o material carbonizado é depositado diretamente no solo. Destinar os resíduos biológicos para queima na caldeira é inadequado, pois esse procedimento pode prejudicar o funcionamento do equipamento, além de poder causar sérios danos ao meio ambiente e a saúde humana, pois alguns resíduos contêm gás poluente que pode causar vários tipos de doenças e reações em plantas (STEVENS *et al.*, 2012). Além disso, as sobras de amostras de produtos analisados somente são consideradas resíduos biológicos quando apresentarem resultados microbiológicos fora dos padrões estabelecidos pela legislação pertinente, caso contrário, são produtos próprios para consumo.

RESÍDUO	DESTINAÇÃO	AÇÕES MITIGATÓRIAS
Efluentes líquidos	ETE	Brião e Tavares (2007): implementação de processo de ultrafiltração no tratamento de efluentes; BRASIL (2018): conscientização para racionalização
Leite cru	Descarte	Machado, Silva e Freire (2001): Reuso, doação ou venda, ração animal
Leite em pó	Descarte	Machado, Silva e Freire (2001): Reuso, doação ou venda, ração animal
Embalagens, bombonas	Reciclagem	Machado, Silva e Freire (2001): Padronização, redução, treinamento e conscientização. Logística reversa.
Poluentes da queima de lenha	Solo	BRASIL (2018): Controle de poluentes, manutenção de equipamentos, substituição por caldeiras movidas à biomassa; Silva (2011): troca de equipamentos
Resíduos biológicos	Queima e solo	Machado, Silva e Freire (2001): filtros anaeróbicos ou biológicos

Figura 3: Ações mitigatórias. Fonte: elaboração própria (2020)

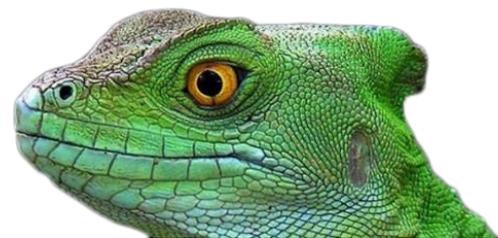
Outro fator importante para minimizar a geração de resíduos, é conhecer os principais resíduos gerados, ou seja, mensurar. O diretor da empresa desconhece a quantidade total de resíduos que são emitidos diariamente. Ora, para ações mitigatórias serem implementadas, é fundamental que



se tenha informação daquilo que é gerado.

Tabela 2 – Questionário aplicado. Fonte: elaboração própria (2019).

PERGUNTAS	RESPOSTAS
Qual volume médio de leite recebido diariamente para a produção?	50.000 litros/dia.
Qual capacidade instalada de leite por dia no laticínio?	Capacidade de produção de 150.000 litros/dia.
Quais são os produtos industrializados pelo laticínio?	Leite em pó, nata e leite UHT.
Qual frequência de produção dos produtos?	Leite longa vida a produção é diária, a nata e o leite em pó são semanais.
Qual equipamento a unidade utiliza para geração de vapor?	Caldeira.
Qual a capacidade?	21kg de força.
E quais os combustíveis utilizados?	Lenha
Onde são dispostas as cinzas geradas nas caldeiras?	São dispostas sobre o solo
O laticínio possui câmaras frias?	Sim
Possui registro para cumprimento de normas e padrão de qualidade?	Sim, o SIF.
Possui sistema de gestão ambiental?	Não
Quais programas de gestão já foram aplicados?	Boas práticas de fabricação, PPHO, APPCC e Boas práticas agropecuárias.
Quais as principais fontes de informação utilizadas pelo laticínio para atualização?	Internet, Instituições de ensino, Feiras e congressos, Associações e sindicatos.
Quais os tipos de resíduos gerados no laticínio?	Resíduos líquidos, sólidos e biológicos.



Como é feita a destinação de cada um dos resíduos?	Utilizamos material descartável para análises microbiológicas, e utilizamos a fornalha da caldeira para inativação biológica e destinação final do resíduo. Para os resíduos líquidos o excedente é encaminhado a ETE para tratamento antes de ser dispensado na rede de esgoto. Os resíduos sólidos são separados e empresa que realiza coleta seletiva vem buscar. Algumas embalagens são separadas para devolução para o fabricante, temos algumas parcerias neste sentido.
Qual o percentual de remoção de DBO no lançamento de efluentes líquidos?	Alcançamos um percentual de cerca de 60% de eficiência na remoção de DBO. Este parâmetro é medido mensalmente. Teremos uma melhora para em torno de 80% após a implantação da nova estação de tratamento, que deverá começar a operar a partir do ano que vem.
Fazem controle de quantificação e destinação final dos resíduos?	Não
Há tratamento da água?	Sim, com produto a base de cloro
Local de tratamento da água	Estação ETE própria e uma mais moderna em construção, de maior capacidade e que possui armazenagem e estações para reuso e reaproveitamento.
A empresa tem controle do consumo de água na unidade industrial?	Não
A propriedade tem implantado ou pretende implantar algum programa para redução do consumo de água no laticínio?	Sim, pretende implantar após a nova planta de tratamento estar pronta. Com isso, pretendemos reduzir em 60% a utilização de água, através do reuso e reaproveitamento nos processos.
Com que frequência são realizados treinamentos com os funcionários e quais são eles?	É feito treinamento mensal somente com os líderes de produção e cargos de gerência. Os treinamentos são de qualidade, práticas de gestão e de segurança e higiene na produção de alimentos.
Quais as principais dificuldades para redução do consumo de água no laticínio?	A necessidade de limpeza e higienização dos equipamentos, a falta de treinamento dos funcionários e a falta de ferramentas ou programas que auxiliam a redução do consumo.
Em forma de auto análise, quais são as melhorias que podem e/ou devem ser implementadas no que tange a gestão ambiental?	Redução dos custos de produção, economia de água, troca de equipamento por mais novos e caldeira que seja movida à energia renovável.



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Baseado na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), é importante a adequação das indústrias de laticínios quanto ao manejo dos resíduos gerados, principalmente na perspectiva de relacionar seu produto a uma conduta e práticas sustentáveis. O gerenciamento de resíduos sólidos visa a redução de resíduos por meio da padronização de procedimentos operacionais, treinamento e conscientização dos operadores, melhor planejamento da produção (minimizando o retorno); a reutilização de materiais; a busca de parcerias com prefeituras de modo a estimular o aproveitamento dos resíduos na forma de reciclagem e a destinação adequada em aterros sanitários.

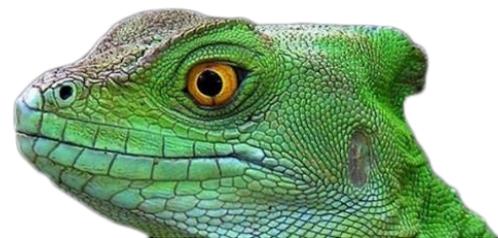
Para efetividade na redução dos impactos ambientais gerados pela indústria de laticínios estudada é necessário ações alternativas para o aproveitamento do soro, sendo economicamente viável para a indústria o escoamento da produção através de unidades de reprocessamento ou venda direta, adoção em programas para melhoria da qualidade industrial.

A estação de tratamento de efluentes em construção deve apresentar-se como uma alternativa válida e econômica, permitindo definição de melhores estratégias e parâmetros operacionais e de projetos. Os sistemas de tratamento envolvendo processos biológicos podem ser úteis para a empresa afim de tratar a grande quantidade de matéria orgânica biodegradável, como filtro anaeróbico, filtro biológico, lagoas de estabilização, lodos ativados convencionais, reator anaeróbico ou manta de lodo.

Outras medidas efetivas para redução e controle dos desperdícios são de extrema valia para aplicação na indústria, uma vez que a utilização racional é essencial para otimizar o processo industrial, reduzir a carga orgânica e o volume dos efluentes a serem tratados. Desta forma é possível a redução no custo de produção e na implantação da estação de tratamento.

Para isto é necessária a implantação de um sistema de gerenciamento ambiental sistêmico dentro da rotina da empresa, estabelecendo intercâmbio de informações entre atores internos e externos e determinando requisitos legais para estas práticas, bem como padronização de procedimentos operacionais, treinamento e conscientização dos operadores, melhor planejamento da produção (minimizando o retorno); a reutilização de materiais; a busca de parcerias com prefeituras de modo a estimular o aproveitamento dos resíduos na forma de reciclagem.

Além disso, devem ser realizados esforços no sentido de que fornecedores de produtos para as indústrias de laticínios recebam de volta as embalagens, principalmente as bombonas, reduzindo dessa forma a quantidade de resíduo gerado.



Agradecimentos

Agradecemos a todos os colaboradores envolvidos nesta pesquisa, que trabalham na indústria pesquisada, que nos abriram suas portas gentilmente e nos receberam receptivamente, foram colaborativos em nossa investigação. Ao diretor da empresa, que concedeu a entrevista e auxiliou que fosse viabilizada, e soube aproveitar dos resultados obtidos como forma de oportunidade para rever processos internos de forma a adquirir a eficiência ambiental almejada.

Agradecemos também à Universidade Feevale.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Bardin, L. Análise de conteúdo. edição revista e ampliada. São Paulo, SP: Edições 70, 2011.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2010. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>. Acesso em: 20 Dez.2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política de resíduos sólidos apresenta resultados em 4 anos. 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/10272-pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos-apresenta-resultados-em-4-anos>. Acesso em: 21 nov. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Guia técnico ambiental da indústria de laticínios (2018). Disponível em: <http://pnla.mma.gov.br/publicacoes-diversas>. Acesso em: 18 dez.2019.

Brião, V.B. Estudo de Prevenção à Poluição de Resíduos Líquidos em uma Indústria de Laticínios. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá/PR, 2000.

Brião, V.B.; Tavares, C.R.G. Ultrafiltração como processo de tratamento para o reúso de efluentes de laticínios. Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2007, vol.12, n.2, pp.134-138. ISSN 1413-4152. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200004>.

Coelho, R.P.; Toledo, J.C., Programas para a segurança alimentar na indústria de alimentos para animais: caracterização e benefícios percebidos com a implantação. Gest. Prod., São Carlos, v.24, n.4, p.704-718, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-530x2262-16>.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasil, 2011. Resolução 430. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res11/res43011.pdf>. Acesso em: 20 Dez.2019

Favoretto, D.P.C.; et al. Análise técnica do processo de tratamento de efluentes de empresa de laticínios da região de Passo Fundo/RS. Revista CIATEC – UPF, vol.7 (2), p.p.18-30, 2015.

Stevens, P.A; et al., (2012). A critical review of classification of organisations in relation to the voluntary implementation of environmental management systems. Journal of Environmental Management, 113, 206-212.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de saneamento 2011: Manejo de Resíduos Sólidos. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv53096_cap9.pdf. Acesso em: 20 Dez. 2019

Machado, R.M.G., et al. Controle ambiental nas pequenas e médias indústrias de laticínios. Belo Horizonte: SEGRAC Editora e Gráfica Limitada, 2002. 223p.



Machado, R.M.G., Silva, P. D., & Freire, V. H. (2001). Controle ambiental em indústrias de laticínios. *Brasil Alimentos*, 7(1), 34-36.

Sachs, J.D. *Economic development: how we measure it, how it varies around the world* (Chapter 2), 2014. Disponível em: https://www.coursera.org/course/susdev?from_restricted_preview=1&course_id=973198&r=https%3A%2F%2Fclass.coursera.org%2Fsusdev-002%2Fclass. Acesso em: 23 Dez. 2019.

Silva, D.J.P. Resíduos na indústria de laticínios. 2011. Disponível em: <https://www2.cead.ufv.br/sgal/files/apoio/saibaMais/saibaMais2.pdf>. Acesso em: 19 nov. 2019.

Yin, R. K. *Estudo de caso: planejamento e métodos*. 4. ed. Porto Alegre, RS: Bookman, 2010.



| VILA: VILA DE INTEGRAÇÃO E LAZER AMBIENTAL |

| ID 15764 |

**Clara Borba Strack, Isabela Duque de Queiroz, Julia Gelinski Tallmann, Kethellen Costa de Vargas,
Larissa Pereira Duarte, Simone Ramires**

*Universidade Federal do Rio Grande do Sul, strackclara@gmail.com; Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
iisabeladuque@gmail.com; Universidade Federal do Rio Grande do Sul, juliatallmann@gmail.com; Universidade
Federal do Rio Grande do Sul, kethellenvargas99@gmail.com; Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
larissaduarte467@gmail.com; Universidade Federal do Rio Grande do Sul, simone.ramires@ufrgs.br*

| RESUMO |

Levando em consideração o perfil das autoras deste artigo - acadêmicas de Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - e o referencial teórico de aprendizagem, criou-se o projeto "VILA: Vila de Integração e Lazer Ambiental" que tem como principal objetivo proporcionar um lugar para descanso e lazer, sendo uma alternativa sustentável de descontração para os estudantes do Campus do Vale, que enfrentam longas jornadas de deslocamento, além da intensa carga horária letiva. Esse ambiente surge da demanda - identificada a partir da aplicação de questionários exploratórios - por espaços aconchegantes dentro da universidade e do intuito de mostrar que é possível construir uma área de lazer com materiais outrora considerados inutilizáveis aos estudantes da UFRGS - Campus do Vale, afim de criar uma maior interação entre o meio ambiente e as pessoas. Por isso a VILA tem em suas bases alguns dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU: construir infra estruturas resilientes e fomentar a inovação, assegurar padrões de produção e consumo sustentáveis e principalmente assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades.

Este projeto tem como principal característica o uso de materiais reciclados e uma construção baseada nos princípios da sustentabilidade, para que nada seja desperdiçado nem polua o ambiente. Sendo assim, a área de lazer contará com espaço para o descarte adequado de lixo reciclável e eletrônico, bem como informações sobre seus destinos, sendo a empresa RS Recicla parceira para a coleta do lixo eletrônico arrecadado. Também, será construído um aquecedor de água feito de materiais reutilizados, concedidos pela casa de reciclagem Ksa Rosa, o qual atenderá as demandas dos estudantes por água quente para cafés, chás, chimarrão, entre outros, oferecendo, assim, um meio seguro e útil para os alunos satisfazerem seus anseios. Ademais, visando o bem-estar dos acadêmicos, serão disponibilizados sofás feitos de paletes, mesas para jogos- ambos feitos de materiais reutilizados, um baú de doações que serão encaminhadas a instituições necessitadas, uma parede preta onde os jovens poderão se expressar, casas para pássaros e um relógio solar. Ainda, para estimular a interação e o prezo pela natureza, nas paredes da VILA, terão canteiros de flores e chás, que poderão ser cuidados e usufruídos conjuntamente pelos frequentadores do local.

Palavras-chave: Lazer; sustentabilidade; reciclagem.



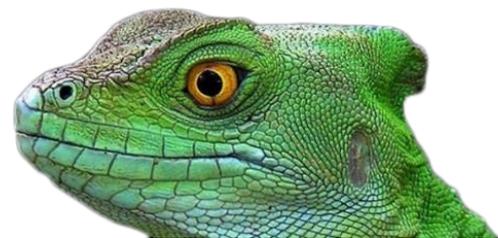
| INTRODUÇÃO |

Nos anos oitenta, durante o Relatório Brundtland, usava-se pela primeira vez o termo “Desenvolvimento Sustentável”, conceito que revolucionou e vem revolucionando as interações entre a humanidade e a natureza, pois unificou os campos da sustentabilidade ambiental, sociopolítica e econômica (ANGNELLI, 1991). Dessa forma, esses assuntos tornaram-se cada vez mais pertinentes em meio ao cotidiano dos indivíduos, até que no ano de 2015 os países e a população global juntaram-se para estabelecer novas diretrizes sustentáveis, esse encontro resultou nos novos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), uma espécie de metas que visam solucionar de forma sustentável os problemas que tangem o globo.

O Projeto Acolhimento dos Calouros - “Desafio de como tornar a UFRGS mais sustentável” - 2020/1, proposto pelo Núcleo de Engenharia Educacional juntamente com a Escola de Engenharia (EE), o Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) e o Instituto de Física da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), visa possibilitar aos calouros dos treze cursos da EE a identificação de problemas encontrados no cotidiano da Universidade e sintetizar soluções para os mesmos. Sendo assim, fez-se uma análise a respeito de algumas necessidades da UFRGS e observou-se um potencial para a criação de locais que proporcionam atividades prazerosas para os estudantes, baseando-se nos conceitos de Sustentabilidade formuladas até hoje, portanto, propõe-se então a criação de um local comunitário e ecológico, localizado no Campus do Vale (UFRGS), capaz de integrar os acadêmicos de diversos cursos de graduação da Universidade.

Dessa forma, o espaço contará com diversos objetos e equipamentos de cunho sustentável a fim de promover uma maior experiência de lazer e descanso para aqueles que os utilizarem e está intrinsecamente ligado aos 17 objetivos da ODS, sendo que as principais guias para o projeto em questão são as de número 3(três), 7(sete) e 12 (doze), que buscam, respectivamente: a promoção de uma vida saudável e bem-estar para todos, em todas as idades, o acesso sustentável à energia para todos, e padrões de produção e de consumo sustentáveis (ONU BRASIL, 2020).

Portanto, o principal objetivo do projeto é, a construção de um local inteiramente sustentável voltado para as demandas da UFRGS, para que se possa, sobretudo, reafirmar os princípios sociais, ecológicos e econômicos, fazendo com que eles possam conferir para as pessoas a melhor qualidade de vida possível dentro dos parâmetros existentes.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Inicialmente, a metodologia utilizada foi de caráter exploratório, assim, realizando-se a aplicação de um questionário virtual para os estudantes da UFRGS, por meio da plataforma de formulários do *Google*. Tal procedimento teve como objetivo a identificação das principais necessidades e sugestões a respeito da criação da VILA para uma melhor projeção dos passos seguintes da construção do projeto. O questionário ficou disponível durante o período de 7 dias e recolheu 87 respostas (o resultado da pesquisa consta no item 3.0).

Após a finalização da etapa exploratória foram escolhidos alguns itens para a composição do ambiente, a escolha foi baseada na resposta dos questionários e na análise da viabilidade de suas construções. Nesse sentido, a VILA contará com um aquecedor solar composto de produtos recicláveis, sofás de paletes, tabuleiros de jogos, baú de doações, lixeiras para coleta seletiva, casa para pássaros, canteiros de flores e chás e uma parede preta com a possibilidade dos indivíduos escreverem ou desenharem com giz.

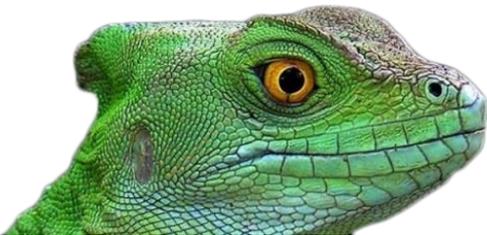
A construção da VILA será realizada pelas integrantes do grupo, contando também com parcerias de empresas sem fins lucrativos, sendo que a arrecadação dos materiais será efetuada por meio de doações, e pela parceria com a casa de reciclagem Ksa Rosa.

Aquecedor solar de água composto de produtos descartáveis

Esta construção consiste basicamente na produção de um aquecedor de água alternativo, ecologicamente correto, extremamente simples e barato. Seu funcionamento é regido por termossifão que utiliza as correntes de convecção natural dos fluidos, fazendo com que ocorra circulação por meio da diferença de densidade entre a água quente e fria. O aquecedor será instalado nas proximidades do Restaurante Universitário 3 do Campus do Vale (UFRGS) e poderá aquecer a água a temperaturas próximas de 52°C segundo CELESC (2020), assim beneficiando os indivíduos que estiverem utilizando a VILA.

Componentes do sistema e funcionamento do aquecedor solar

O sistema é composto, basicamente, por um coletor solar com tubulações que levam a água coletada até um reservatório. As placas coletoras absorvem a radiação solar e transferem o calor para a água, por isso, serão compostas por garrafas de polietileno tereftalato (PET) pintadas de preto fosco na parte de dentro (criando um ambiente próprio para o coletor), tubos e conexões de



policloreto de vinil (PVC) nas colunas de absorção térmica e por fim, caixas de leite, ambos pintados de preto.

O coletor solar deve ser instalado com o barramento superior do coletor ligado ao da água quente (item 9), sendo esse ligado no nível mais baixo do reservatório, ou seja, no fundo. Essa diferença de altura será de 50 cm para garantir a circulação da água no coletor pela diferença de densidade, já que na medida que a água esquenta nas colunas do coletor sobe até o reservatório, pressionada pela água fria, que por sua vez, por ser mais densa vai para a parte inferior do coletor e empurra a água quente para cima (CELESC, 2020), conforme figura 1.

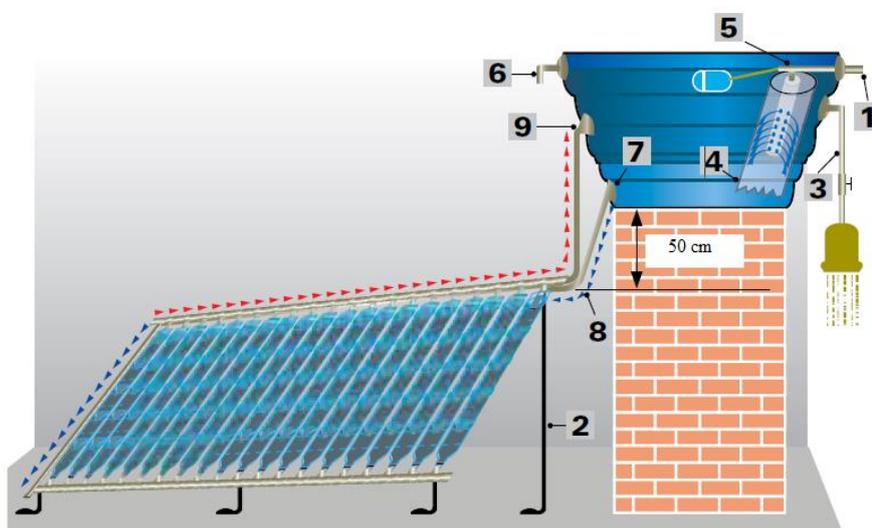


Figura 1: diagrama de funcionamento do aquecedor solar. (1) Entrada de água da rede. (2) Suportes de fixação. (3) Distribuição de água quente. (4) Redutor de turbulência. (5) Torneira boia. (6) Vertedouro (ladrão). (7) Pescador giratório. (8) Água fria para o coletor. (9) Retorno da água quente. (CELESC, 2009)

Garrafas PET

As garrafas escolhidas para a confecção serão garrafas PET de 2L transparentes. Elas terão sua extremidade de baixo cortada e, além disso, também contarão com um corte longitudinal de 30 cm em sua superfície, conforme indica a figura 2.

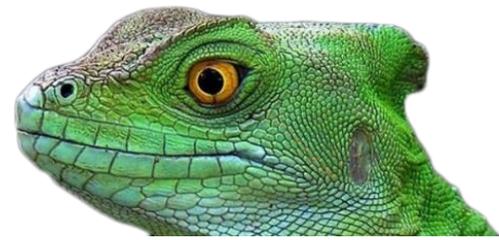


Figura 2: corte das garrafas (Produzida pelas autoras)

| CAIXAS DE LEITE |

As caixas de leite utilizadas aqui, compostas de polietileno, alumínio e papelão (CELESC, 2009), deverão ser de 1L, serão planificadas e cortadas com 22,5cm de comprimento, também será realizado um corte na parte de baixo de 7cm, que servirá para o gargalo da próxima garrafa. Finalizando os cortes, cada caixa será dobrada nos vincos das laterais e receberá mais duas dobras em diagonal na parte de cima (figura 3). Essa estrutura servirá para mantê-la reta no tubo de PVC.

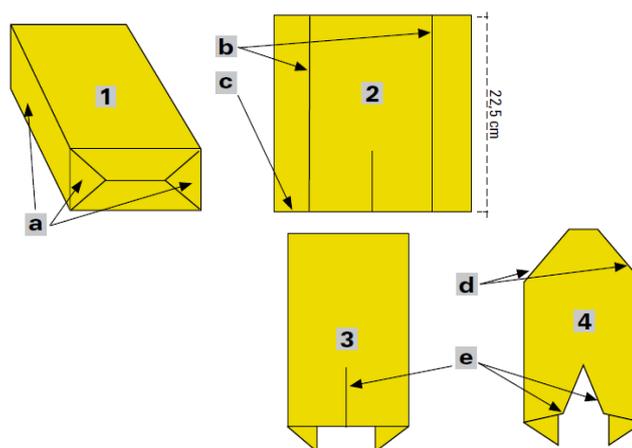
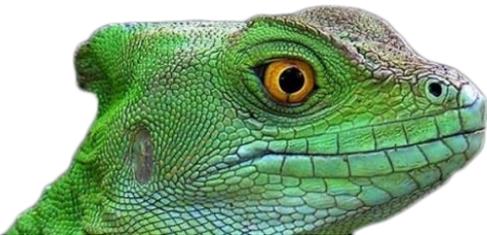


Figura 3: exemplificação para montagem das caixas de leite. (1) Caixa de leite montada (a). (2) Caixa de leite planificada. Corte de 22,5 cm (c), dobras nos vincos (b). (3) Caixa dobrada. (4) Dobras em diagonal (d) e corte de 7 cm com laterais dobradas (e), (CELESC, 2009)



Tubos e montagem do coletor

Os tubos de 20 mm serão cortados de acordo com as garrafas utilizadas, portanto, é necessário a utilização de apenas um tipo de garrafa. Para realizar os cortes, será feito um gabarito com madeira e 9 pregos (figura 4). Existirão dois tipos de cortes, um de 8 cm (para o distanciamento entre colunas, deverão ser feitas 10 peças) e outro de cerca de 1 m (para as fileiras do coletor, deverão ser feitas 5 peças). O tamanho do corte para os tubos das fileiras pode variar no momento da montagem, devido a isso, será necessário formar fileiras com 5 garrafas e utilizar esse comprimento para avaliar o tamanho dos cortes dos tubos. Por fim, deve-se isolar as extremidades de cada tubo com fita crepe de 19 mm, assim preservando o espaço em que as conexões serão inseridas.

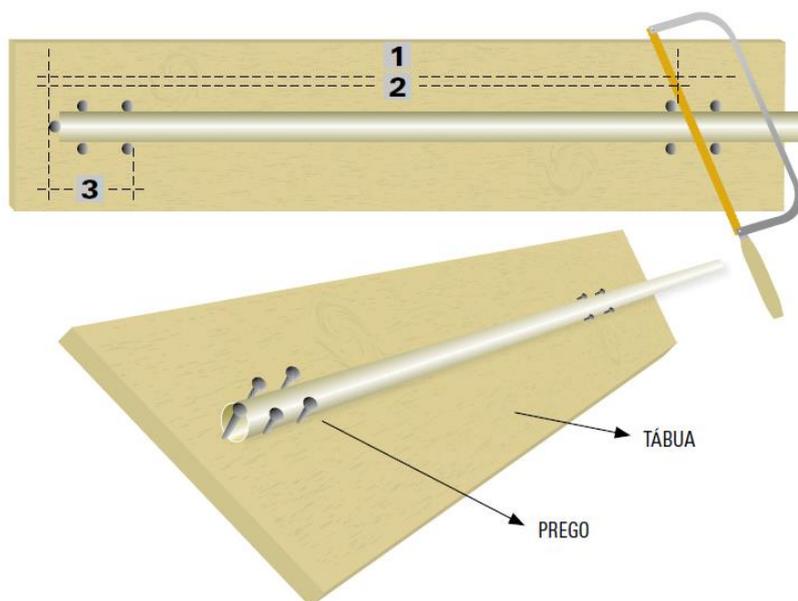


Figura 4: gabarito para o corte dos tubos (1) 105cm - para colunas com 5 garrafas de Coca-Cola de 2 litros. (2) 100cm para colunas com 5 garrafas cinturadas (Pepsi, Sukita) de 2 litros. (3) 8cm - medida padrão para todos os tipos de garrafas de 2 litros (CELESC, 2009)

Para a montagem do coletor deve-se encaixar o barramento nas colunas. Deverão ser feitos 2 barramentos, cada um deles será composto de 5 conexões "T" e 5 distanciadores de 8 cm (figura 5).

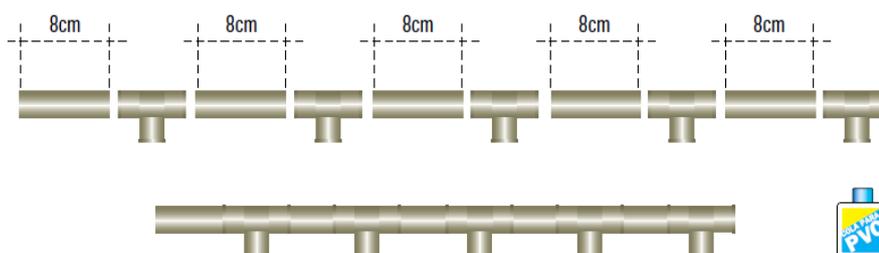
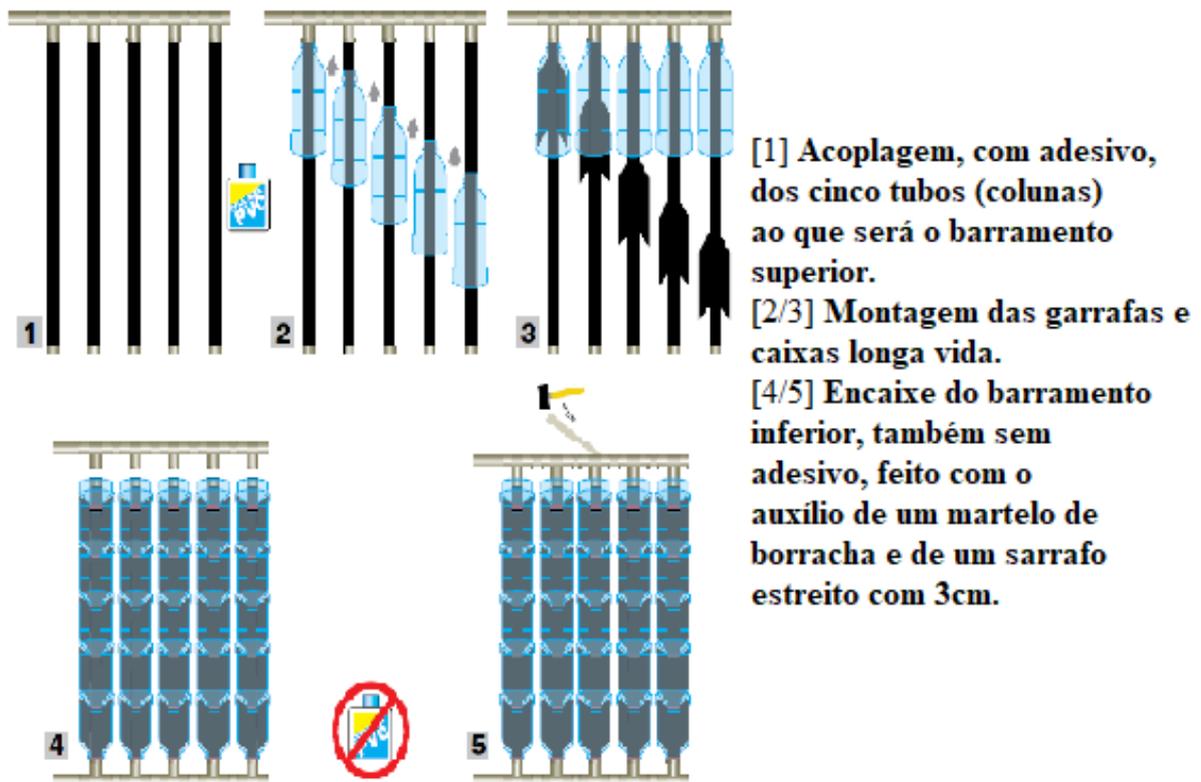
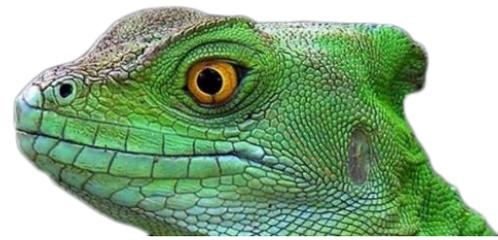


Figura 5: barramentos (CELESC, 2009)



[1] Acoplagem, com adesivo, dos cinco tubos (colunas) ao que será o barramento superior.

[2/3] Montagem das garrafas e caixas longa vida.

[4/5] Encaixe do barramento inferior, também sem adesivo, feito com o auxílio de um martelo de borracha e de um sarrafo estreito com 3cm.

Figura 6: Passos para a montagem do coletor: a figura 6 indica como deve ser feita a montagem da estrutura completa. É muito importante que a primeira garrafa de cada coluna seja vedada com borracha para evitar a fuga do calor. (CELESC, 2009)

Reservatório

O reservatório utilizado será um galão de 80 L de tampa removível com suas particularidades exemplificadas na figura 7. Ele deverá ser protegido com uma lona e receber isolamento térmico com caixas de leite preenchidas com serragem ou sacolas (CELESC, 2009).

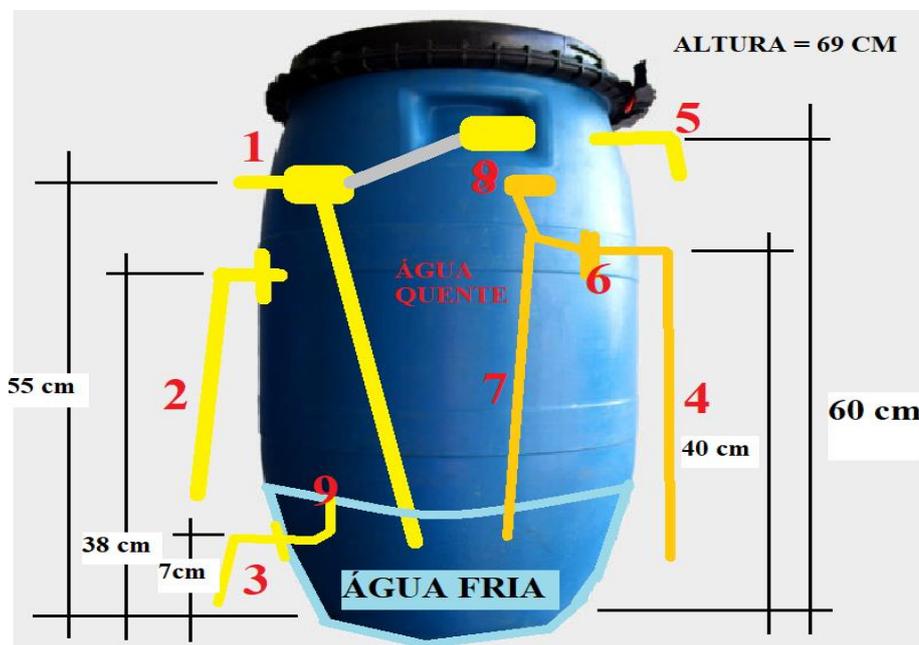
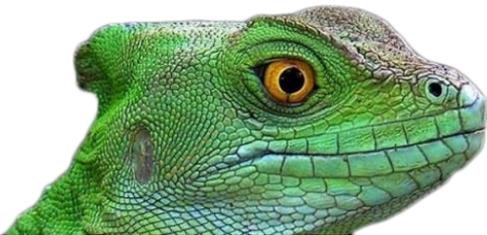


Figura 7: reservatório. (1) Entrada de água da rede. (2) Retorno do coletor solar. (3) Saída de água para o coletor. (4) Saída de água quente para consumo. (5) Vertedouro. (6) União (sem o anel) que torna giratório o captor/misturador. (7) Limitador do consumo de água, caso haja falta para reposição. (8) Boias = entrada e captador. (9) Pescador giratório que determina a quantidade de água a ser aquecida, (Produzido pelas autoras, 2020)

Dimensionamento e instalação

O coletor será composto de 4 placas (cada placa possui 5 fileiras e cada fileira 5 garrafas), sendo instalado o mais próximo possível do reservatório, voltado para o lado Norte e com uma inclinação de 40° em um local luminoso para que receba luz suficiente, além disso, as placas deverão ter uma diferença de 2 cm entre si. A água utilizada no sistema será proveniente das instalações do Restaurante Universitário 3.

Sofás de Paletes

Esses sofás têm por objetivo serem locais de descanso e relaxamento dos alunos e funcionários, onde o material utilizado são 32 paletes reciclados, pois conforme Nogueira (2018) a reutilização é uma maneira de diminuir resíduos. Para o estofamento, o enchimento seria de algodão, tendo em vista que seu material pode ser reciclado com técnicas de produção de suas fibras que segundo Zonatti (2013) o revestimento impermeável para que o produto tenha menos deterioração. Para cada sofá serão necessários 5 paletes, e o tecido e o algodão para o preenchimento dos assentos serão especificados quando soubermos as medidas exatas dos paletes e do local.

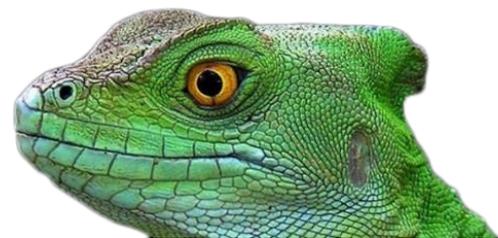


Figura 8: Sofás de Paletes (AMO DECORAR, 2020)

Tabuleiros de jogos

Para os jogos primeiramente serão feitas mesas, em que a base é composta de 16 garrafas pet recicladas unidas por cola e a superfície construída com tampas de plástico de formas variadas. Essa superfície será pintada em preto e branco como em jogos de xadrez ou damas. Os peões do jogo também em tampas de garrafas pet, mas com o nome de cada peça do jogo escrita em cima das tampas recicladas.

Baú de Doações

Os baús serão confeccionados com tambores de metais e usados para o depósito de roupas, brinquedos e materiais escolares para doação, irão ficar fixados no solo e terão uma pequena abertura para os doadores depositarem os objetos. Com isso, seu objetivo é ajudar as pessoas mais necessitadas, assim como preservar o meio ambiente, pois produtos já rejeitados passarão a ser reutilizados. Além disso, as doações serão possíveis através da responsabilização do grupo para entregá-las a instituições de caridade. No entanto, uma vez que a demanda de entrega for maior, haverá possíveis parcerias, expandindo o projeto para além da universidade.

Lixeiras de coleta seletiva

As lixeiras de coleta seletiva serão separadas em lixo seco, orgânico, eletrônico e vidros, serão feitas de pneus (conforme a figura 9) e pintadas de vermelho, verde, preto e amarelo, respectivamente. A coleta dos dois primeiros lixos será feita pela UFRGS, uma vez que já possui essa função e que tem os recursos necessários. Por sua vez a coleta do lixo eletrônico será efetuada em parceria com a empresa RS recicla, especializada nesse tipo de descarte. Além disso, a coleta de vidro



será responsabilidade do grupo. Juntamente com as lixeiras, haverá placas com informações sobre a importância e a finalidade da reciclagem de cada tipo de descarte, bem como o destino de resíduos na cidade de Porto Alegre.



Figura 9: lixeiras compostas por pneus empilhados (RICCHINI, 2016)

Casas para pássaros

Para a construção das casas será necessário galões de plástico de até 5L dos mais variados tipos. Eles receberão cortes retangulares nas faces laterais, mas sempre preservando as bordas para que sirvam de sustentação da parte inferior, conforme a figura 10. No total, serão produzidas 5 casas para pássaros e, sempre que possível, conterá água para esses animais.



Figura 10: casas para pássaros (FERRAZ, 2017)

Canteiros de chás

Inicialmente, foram escolhidos seis tipos de mudas de chá para plantar: camomila (*Matriaria recutita*), conhecida popularmente por margaça, possui propriedades sedativa, ansiolítica e diurética



(FRALDAS, 2020), boldo (*Peumus boldus molin*) que ajuda a combater distúrbios digestivos e recompõe a flora intestinal (SAÐDE, 2020), hortelã (*Mentha crispa*) que facilita a digestão e melhora o hálito (FRANCISCO, 2020), alecrim (*Rosmarinus officinalis*) que ajuda a aliviar inflamações e resfriados (JARDINEIRO.NET, 2020 e RURAL, 2020), guaco (*Mikania glomerata Spreng*), usado para tratar de gripes, infecções na garganta, bronquite e alergias (SAÐDE, 2020) e o capim limão (*Cymbopogon citratus*) que possui propriedades calmantes, anti-depressivas, expectorantes, bactericidas, analgésicas e ansiolíticas, indicado para insônias, cólicas, resfriados, febres e nervosismos (JARDINEIRO.NET, 2020).

Os chás serão plantados em canteiros que serão feitos com terra adubada proveniente da composteira existente no Centro Tecnológico e Ambiental da UFRGS e garrafas pets de 5 L com o sistema de sobrepor as garrafas com furos na tampa para economizar a água, que seguindo seu curso natural, regará as mudas de baixo. Junto deles serão colocadas placas com essas informações sobre eles, a fim de proporcionar uma maior comunicação entre o local e os estudantes.



Figura 11: Horta com garrafas recicladas (ORGANIZAÇÃO COMO FAZER, 2020)

Canteiros de flores

Os canteiros terão quatro tipos de flores, uma para cada estação, assim o espaço sempre estará florido. As espécies de flores selecionadas, exceto a lavanda, possuem diversas cores, então haverá mais de quatro canteiros, os quais serão feitos com garrafas pets de 5 L e com terra adubada, assim como os canteiros de chás.

A flor escolhida para o inverno foi o amor-perfeito (*Viola tricolor*), atinge no máximo quinze centímetros de altura, se desenvolve em terra úmida e é uma das flores mais comuns resistentes ao frio, suporta até mesmo as geadas (PLANTEI, 2020 e SANTOS, 2020).

Para o outono temos as margaridas (*Chrysanthemum leucanthemum*), é o clima propício para seu plantio porque os raios solares muito fortes do verão podem queimar suas folhas e pétalas, pode ser cultivada em muitos tipos de solo, quando não forem úmidos demais, nem secos (CLÁUDIA, 2020 e SIGNIFICADOS, 2020).



Chegando no verão, temos a lavanda (*Lavandula angustifolia Mill*). Ela cresce em locais bem iluminados e ensolarados, suporta altas temperaturas e repele insetos, não necessita de muita água (SAĐDE, 2020, ERVANARIUM, 2020 e COMO, 2020).

Enfim, para a primavera, as gérberas (*Gerbera jamesonii*). Desenvolvem-se bem em climas subtropicais, precisam de sol e precisam ser regadas duas vezes por semana (FLORES, 2020 e YAMASAKI, 2020).

Parede preta

Será pintada de preto parte de uma das paredes da área externa do restaurante universitário 3 (RU3), os estudantes poderão escrever nela com giz branco a fim de uma maior interação entre os mesmos, para avisos e até mesmo para estudo.

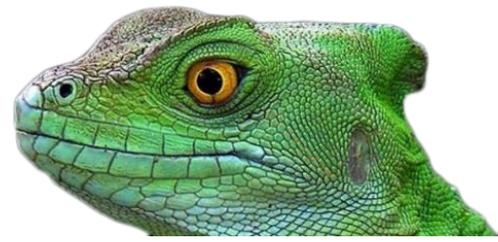
Relógio solar

Relógios de sol são simples e básicos, fornecem as horas de acordo com a posição do sol, por esse mesmo motivo devem ser colocados em lugares com grande incidência de raios solares.

Seguindo essa ideia, o relógio será feito com uma roda e uma haste de madeira (de preferência recicladas). No meio da roda, na direção vertical, será posto a haste, chamada de gnômon, com cerca de sessenta centímetros de comprimento, como o local escolhido está no hemisfério sul a haste tem que ser colocada inclinada para o sul. Feito isso, passamos para as horas. A posição do sol gerará uma sombra da haste, e a mesma indicará as horas, começará pelas oito horas da manhã, marcando em que ponto está a sombra, e assim sucessivamente com o resto das horas, quando as marcações forem terminadas, será colado tampinhas de garrafa com os números em seus respectivos lugares (WIKIHOW, 2020).

Materiais necessários

Nos gráficos 1 e 2 estão contabilizados os materiais necessários para a execução do projeto e suas respectivas quantidades, sendo que no gráfico 1 estão os materiais que são provenientes de doações das instituições parceiras do projeto e no gráfico 2 os materiais que há necessidade de apoio da Universidade Federal do Rio Grande do Sul para que o projeto seja executado.



Materiais doados

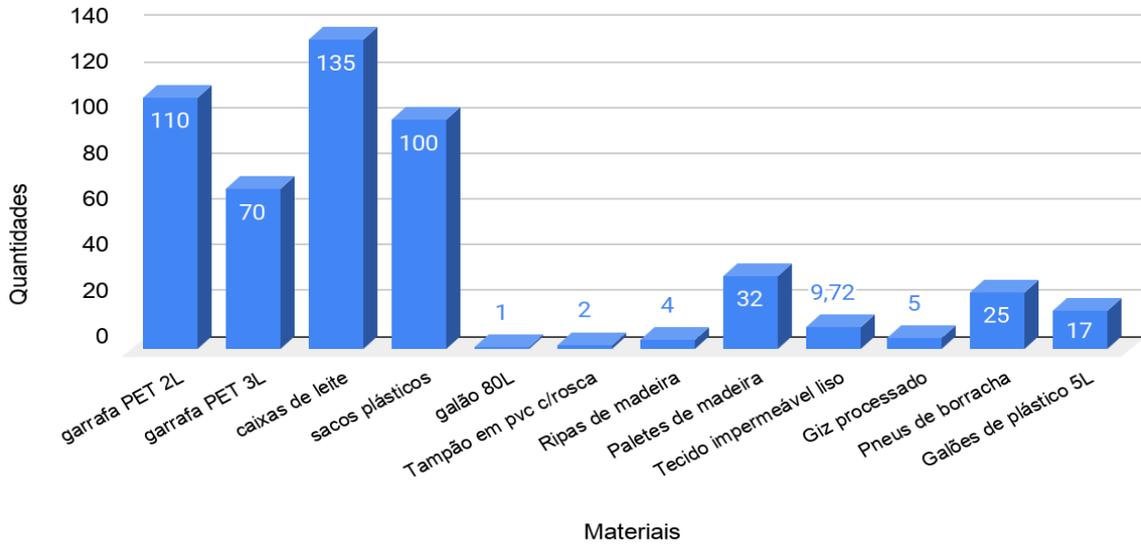


Gráfico 1: Materiais doados

Materiais não doados

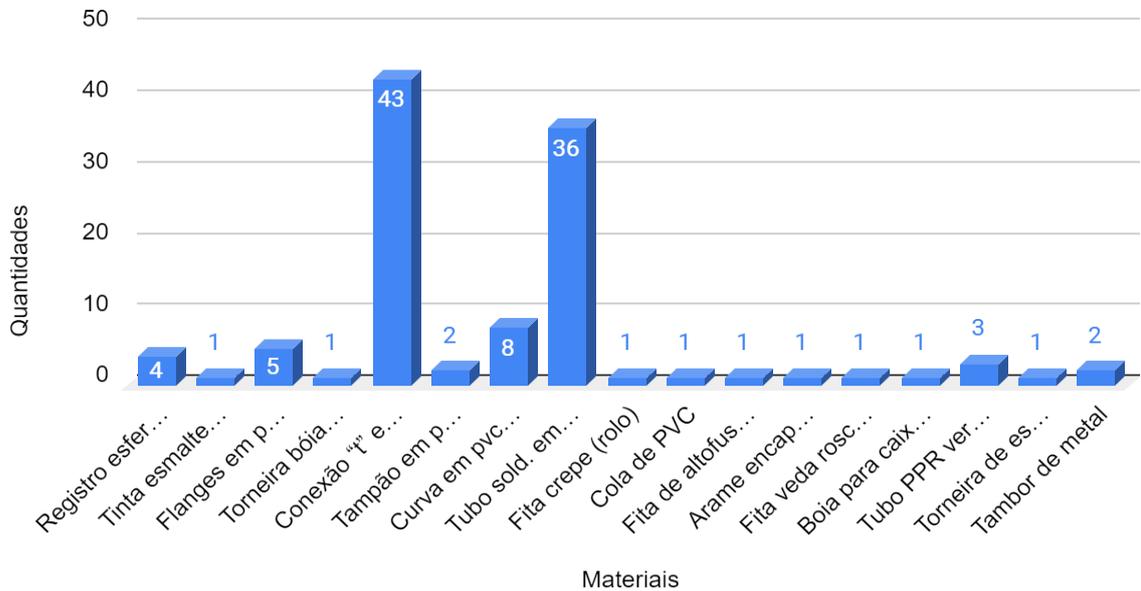
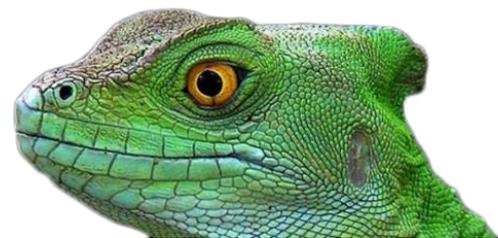


Gráfico 2: Materiais não doados



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Estão dispostos dentro dos resultados obtidos com o questionário mencionado no item 2.0 as seguintes inferências: o gráfico 3, aponta que 39% veem como necessidade espaço para relaxar (em verde); 33% espaço para lazer (em vermelho); 13% espaço para estudo (em cinza); e 15% nenhuma das alternativas (em amarelo). Dessa maneira, é notória a necessidade de um espaço para relaxar e para o lazer dos alunos, tendo em vista que ambas as alternativas do questionário apresentaram pouca diferença (6%), enquanto as outras alternativas apresentaram baixa adesão quando se comparado com lazer e relaxamento. Já o gráfico 4 manifesta que 66% dos participantes da pesquisa não tem acesso a esse descarte correto (em vermelho); 32% tem acesso ao descarte correto (em verde); 1% não sabe se há esse descarte no Campus do Vale (em cinza); e somente 1% tem acesso ao descarte do lixo seco ou orgânico (em amarelo). Com isso, conclui-se que é de suma importância um local destinado ao lazer dos estudantes, visto que os alunos necessitam de um espaço com a finalidade de descanso e demonstram interesse para tal proposta. Além disso, inteira-se que é essencial a disponibilidade de recursos para o descarte correto de lixo eletrônico, tendo em vista que mais de 50% dos alunos afirmam não ter acesso a tal estrutura. Nesse sentido, a criação da VILA busca unir os ideais almejados pelos estudantes com as diretrizes da sustentabilidade. Sendo assim, o projeto busca levar alternativas sustentáveis para a rotina universitária, por isso se alinha com educação ambiental, a partir da qual, pode-se haver maior entendimento do uso dos recursos de forma consciente (ROOS, 2012). Para isso buscou-se utilizar materiais reciclados, gerando a menor quantidade possível de produtos a serem descartados e aumentando sua durabilidade. Um exemplo disso, são os aquecedores solares com garrafas PET e papel Tetra Pak, no qual o PET, segundo o censo da Associação Brasileira da Indústria do PET, em 2016, apontou que apenas 51% das garrafas PET são recicladas; da mesma forma o TETRA PAK, segundo dados da Compromisso Empresarial para Reciclagem (CEMPRE) somente 29,1% das embalagens foram recicladas em 2018. Além disso, o uso desses materiais para a construção do aquecedor solar, por serem de materiais recicláveis tornam o custo do aquecedor 10% mais barato que os tradicionais, segundo o professor Júlio Roberto da UNICAMP. Para que isso seja possível, a parceria com a casa de reciclagem Ksa Rosa, em que eles irão fornecer boa parte dos materiais como garrafas PET e caixas de leite. Ademais, também serão utilizados paletes para os sofás, em que os que seriam sem serventia na indústria tornam-se resíduo, então construir sofás de paletes torna-se uma outra forma de aumentar o ciclo de vida desse resíduo (ENGLER, 2017). Nessa perspectiva, ao reutilizar diversos materiais que antes teriam destinos diferentes o projeto usa do “Upcycling”, que consiste na reconfiguração do que seria lixo em algo criativo e de maior valor sem passar por processos químico-físico de reciclagem (VIALLI, 2010). Para



as lixeiras, além de painéis explicativos para maior compreensão do descarte e destino do lixo que produzimos na VILA haverá um espaço destinado para os usuários do espaço descartarem lixo eletrônico e a empresa RS RECICLA será parceira do projeto para a coleta correta desses materiais. Ainda no cenário de reutilização, a VILA também propõe um baú para doação de roupas, materiais escolares e livros que, em parceria com a ONG INOVA, pretende levar o que for arrecadado a comunidades carentes de Porto Alegre e região metropolitana, assim sendo, expandindo a VILA para além da universidade. Portanto, ao juntar os elementos contidos na VILA é obtido a composição final do espaço, representado na figura 12.

A VILA, ao ser um espaço diferente dentro da universidade promove, nos alunos e funcionários, um lugar de rápida fuga de seus cotidianos, sendo um local de descanso em meio ao dia a dia tumultuado que a vida universitária acaba impondo. Pois, além de ser um ambiente com o intuito de elucidar e mostrar alternativas criativas que visam a conservação do meio ambiente o desenvolvimento sustentável também é a saúde e bem estar das pessoas (ODS 5). Dessa forma, a proposta de ser um local de descanso, com bancos confortáveis, flores, chás, água quente para chimarrão e jogos de tabuleiro é uma maneira de melhorar a qualidade de vida dos estudantes, tendo em vista que estudos com alunos universitários de Santa Maria mostraram que o início e permanência na universidade podem afetar a qualidade de vida dos mesmos (ANVERSA, A. C. et al, 2018).

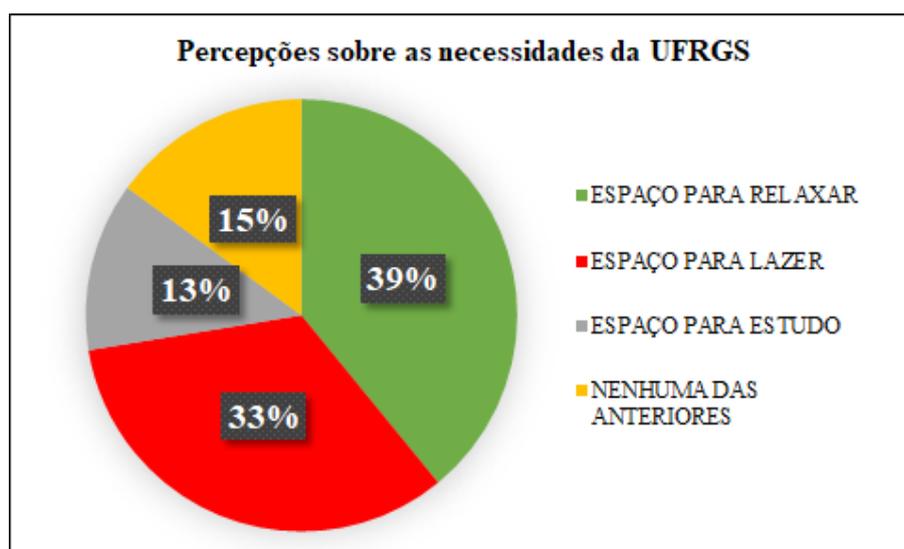


Gráfico 3: Percepções sobre as necessidades da UFRGS

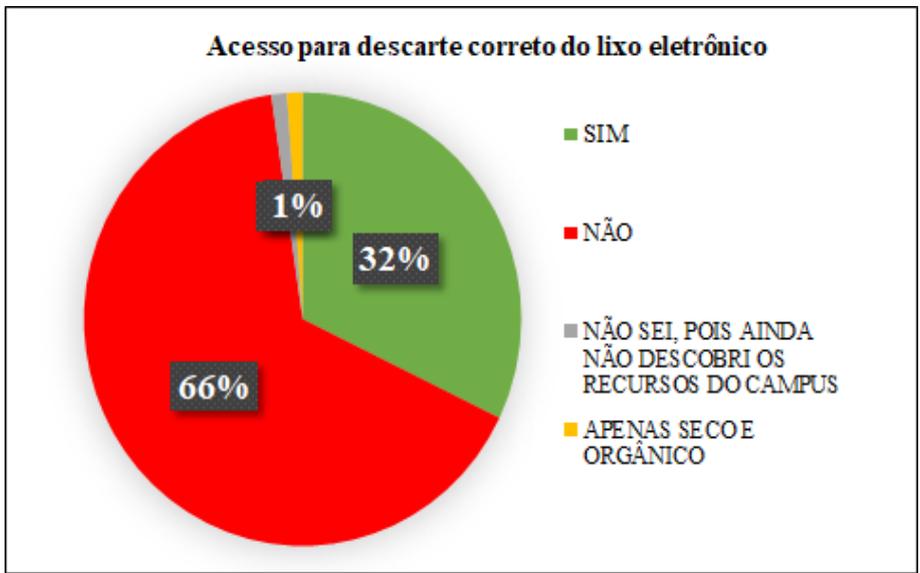
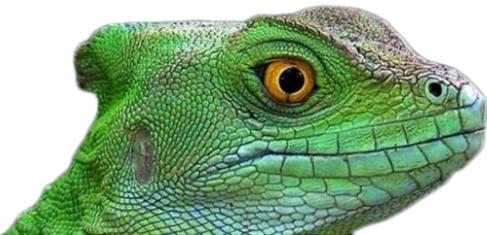


Gráfico 4: Acesso para descarte correto do lixo eletrônico

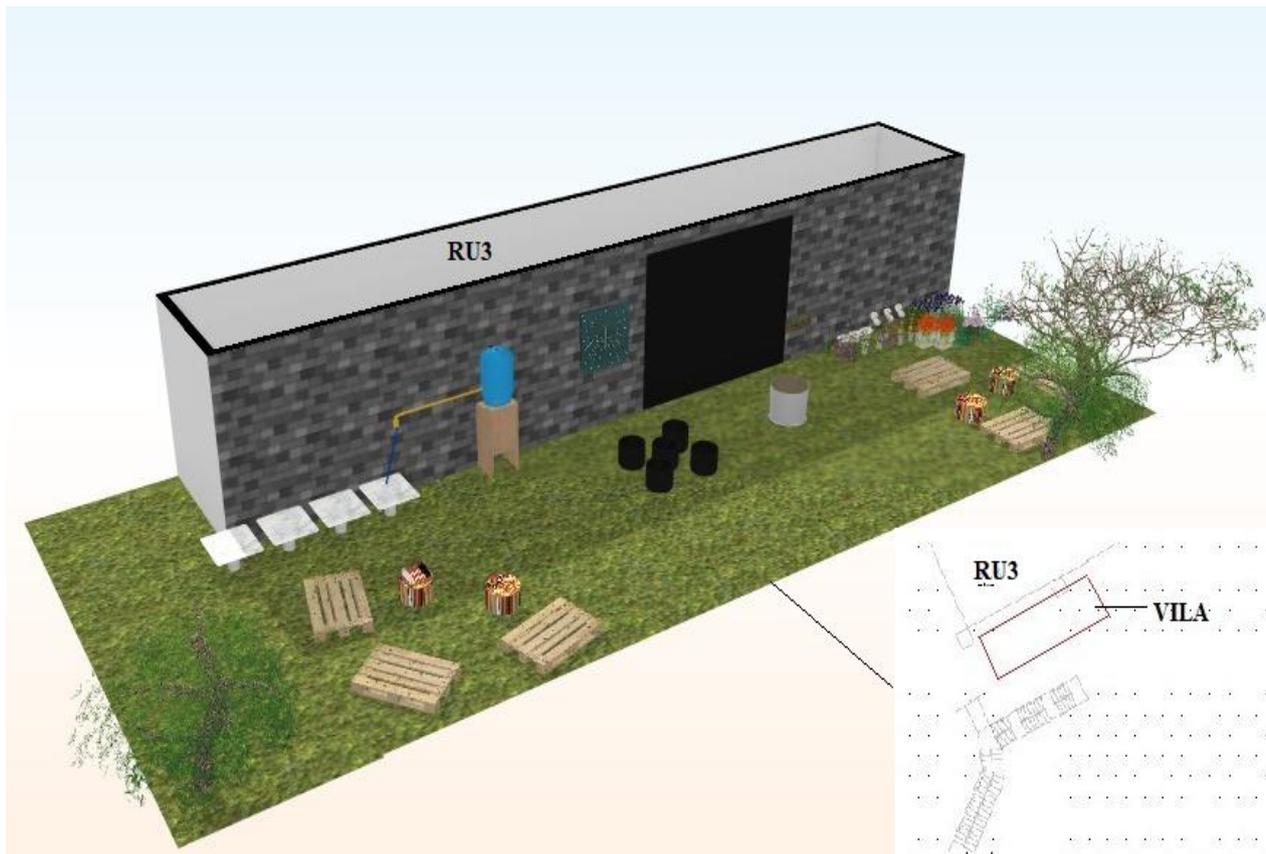
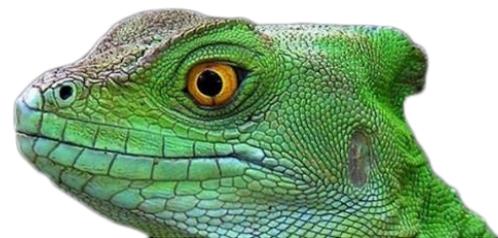


Figura 12: Representação da VILA (imagem representativa, não possui dimensões estabelecidas)



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

É possível concluir nesta primeira etapa que a instalação de um local ecológico destinado ao lazer dos alunos, contribui significativamente na qualidade de vida dos mesmos, promovendo conforto e hábitos sustentáveis. Nesse sentido, o projeto “VILA: Vila de Integração e Lazer Ambiental” possibilita um local propício ao descanso, relaxamento, interação dos alunos com o meio ambiente, mentalidade ambiental, contato com a natureza e à promoção de hábitos saudáveis, como tomar chimarrão e chá. Com isso, a contribuição do VILA à comunidade da UFRGS aparece como uma forma alternativa dos estudantes lidarem com a rotina corrida e atarefada que a vida universitária proporciona.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- AIRES, Luiz. Garrafa PET: da produção ao descarte. Disponível em: <https://www.ecycle.com.br/231-reciclagem-de-garrafa-pet.html>. Acesso em: 24 abr. 2020.
- AMO DECORAR (org.). Como fazer sofás de palete + dicas e ideias de decoração e modelos. 2020. Disponível em: <https://amodecorar.com/como-fazer-sofas-de-palete/>. Acesso em: 29 abr. 2020.
- ANDRADE JUNIOR, Hermes de; SOUZA, Marcos Aguiar de; BROCHIER, Jorgelina Ines. Representação social da educação ambiental e da educação em saúde em universitários. *Psicol. Reflex. Crit.*, Porto Alegre, v. 17, n. 1, p. 43-50, 2004. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-79722004000100007&lng=en&nrm=iso>. access on 05 May 2020. <https://doi.org/10.1590/S0102-79722004000100007>.
- ANGNELLI. **Nosso futuro comum**: O conceito de desenvolvimento sustentável. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getulio Vargas, 1991. Cap. 2. p. 46-71. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf. Acesso em: 11 maio 2020.
- ANVERSA, Andreisi Carbone. Qualidade de vida e o cotidiano acadêmico: uma reflexão necessária. 2017. 26 v. Tese (Doutorado) - Curso de Fonodialogia, Departamento de Fonodialogia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2018. Disponível em: https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S2526-89102018000300626&lng=pt&nrm=iso. Acesso em: 25 abr. 2020.
- CENTRAIS ELÉTRICAS DE SANTA CATARINA. AQUECEDOR SOLAR COMPOSTO DE PRODUTOS DESCARTÁVEIS - MANUAL DE CONSTRUÇÃO E INSTALAÇÃO. Santa Catarina: Assessoria de Comunicação Social, 2009. 44 p. Disponível em: <https://www.celesc.com.br/arquivos/manuais/manual-aquecedor-solar.pdf>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- CLÁUDIA, Casa. Conheça as flores ideais para cultivar durante o outono. Disponível em: <https://casaclaudia.abril.com.br/bem-estar/conheca-as-flores-ideais-para-cultivar-durante-o-outono/>. Acesso em: 26 abr. 2020.



COMO FAZER (org.). Como fazer canteiros elevados. 2020. Disponível em: <http://www.comofazer.org>. Acesso em: 29 abr. 2020.

ENGLER, R. C.; LACERDA, A. C.; GUIMARÃES, L. H. Análise do ciclo de vida dos paletes: estudo de caso demonstrando a importância do design para a sustentabilidade. *Gestão e Tecnologia de Projetos*, São Carlos, v. 12, n. 2, p. 41-52. 2017. <http://dx.doi.org/10.11606/gtp.v12i2.110234>

ERVANARIUM. Lavanda. Disponível em: <https://ervanarium.com.br/planta/lavanda-planta-medicinal/>. Acesso em: 26 abr. 2020.

FERRAZ, Regina (org.). Comedouro para Pássaros Livres. 2017. Disponível em: <https://www.artesanatopassoapassoja.com.br/comedouro-para-passaros/>. Acesso em: 29 abr. 2020.

FLORES, Giuliana. Flores da Primavera — Quais são e Como Cultivá-las. Disponível em: <https://blog.giulianaflores.com.br/arranjos-e-flores/saiba-quais-sao-as-flores-da-primavera/>. Acesso em: 26 abr. 2020.

FRANCISCO, Portal São. Hortelã. Disponível em: <https://www.portalsaofrancisco.com.br/alimentos/hortela>. Acesso em: 20 abr. 2020.

FRALDAS, Trocando. Propriedades do Chá de Camomila. Disponível em: <https://www.trocandofraldas.com.br/camomila/>. Acesso em: 26 abr. 2020.

JARDINEIRO.NET. Alecrim – Rosmarinus officinalis. Disponível em: <https://www.jardineiro.net/plantas/alecrim-rosmarinus-officinalis.html>. Acesso em: 26 abr. 2020.

JARDINEIRO.NET. Capim-limão – Cymbopogon citratus. Disponível em: <https://www.jardineiro.net/plantas/capim-limao-cymbopogon-citratus.html>. Acesso em: 26 abr. 2020.

NAÇÕES UNIDAS BRASIL. 17 objetivos para transformar o nosso mundo. 2020. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>. Acesso em: 23 abr. 2020.

NETTO, Carmo Gallo. Quando o sol nasce para todos. 2005. Professor da Faculdade de Engenharia Química desenvolve coletor para famílias de baixa renda. Disponível em: https://www.unicamp.br/unicamp/unicamp_hoje/ju/outubro2005/ju305pag03.html. Acesso em: 27 abr. 2020.

NOGUEIRA, Jaime da Costa; MIRANDA, Maria Geralda de; AVELAR, Kátia Eliane Santos; DUSEK, Patricia Maria. RESÍDUOS SÓLIDOS: impactos gerados pela construção civil. : IMPACTOS GERADOS PELA CONSTRUÇÃO CIVIL. *Sustentare*, [s.l.], v. 2, n. 2, p. 47-57, 2018. Universidade Vale do Rio Verde (UninCor). <http://dx.doi.org/10.5892/st.v2i2.5099>. Disponível em: <http://periodicos.unincor.br/index.php/sustentare/article/view/5099>. Acesso em: 24 abr. 2020.

PAIVA, Paulo Antonio. A ECONOMIA DE CUSTOS NA RECICLAGEM NA CONSTRUÇÃO CIVIL E A PRESERVAÇÃO AMBIENTAL. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS, 12., 2005, Florianópolis. Anais [...]. Florianópolis: Congresso Brasileiro de Custos, 2005. p. 1-13. Disponível em: <https://anaiscbc.emnuvens.com.br/anais/article/view/1987>. Acesso em: 25 abr. 2020.

PLANTEI, Blog. Flores de inverno: 7 espécies resistentes ao frio para você cultivar. Disponível em: <https://blog.plantei.com.br/flores-de-inverno-07-especies-resistentes-ao-frio-para-voce-cultivar/>. Acesso em: 26 abr. 2020.

RICCHINI, RICARDO. Lixeira feita com pneus usados. 2016. Disponível em: <https://www.arterecyclada.com.br/passos-a-passo/lixeira-feita-com-pneus/>. Acesso em: 29 abr. 2020.

ROOS, Alana. EDUCAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE. 2012. 5 v. Dissertação (Mestrado) - Curso de Geografia, Centro de Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2012. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/4259/3035>. Acesso em: 24 abr. 2020.



- RURAL, Globo. Chás: como cultivar oito plantas para fazer a bebida em casa. Disponível em: <https://revistagloborural.globo.com/vida-na-fazenda/como-plantar/noticia/2018/09/chas-como-cultivar-oito-plantas-para-fazer-bebida-em-casa.html>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SANTOS, Nicolas. Como cuidar de amor-perfeito. Disponível em: <https://casa.umcomo.com.br/artigo/como-cuidar-de-amor-perfeito-18126.html>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SAÏDE, Melhor Com. Flores de verão: 6 opções para o seu jardim. Disponível em: <https://melhorcomsaude.com.br/flores-de-verao-opcoes-para-seu-jardim/>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SAÏDE, Seu Guia de. Chá de Boldo – Quais Seus Benefícios e Malefícios? Emagrece? Aborta? Disponível em: <http://seuguiadesaude.com.br/cha-de-boldo/>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SAÏDE, Tua. Guaco: para que serve, como usar e contra-indicações. Disponível em: <https://www.tuasaude.com/guaco/>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SIGNIFICADOS. Significado de Flor Margarida. Disponível em: <https://www.significados.com.br/flor-margarida/>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- SUSANNA ANGNELLI (Rio de Janeiro). Comissão Múndia Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento. Em busca do Desenvolvimento Sustentável. In: SUSANNA ANGNELLI (Rio de Janeiro). Nosso futuro comum. 2. ed. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1991. Cap. 2, p. 46. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf. Acesso em: 23 abr. 2020.
- UM COMO. Como plantar lavanda. Disponível em: <https://casa.umcomo.com.br/artigo/como-plantar-lavanda-972.html>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- VIALLI, A. Upcycling, a nova fronteira da reciclagem. Estadão, São Paulo, 26 abr. 2010. Disponível em: <https://sustentabilidade.estadao.com.br/blogs/andrea-vialli/upcycling-a-nova-fronteira-da-reciclagem/>. Acesso em: 27. abr. 2020.
- WIKIHOW. Como Fazer um Relógio de Sol. Disponível em: <https://pt.wikihow.com/Fazer-um-Relógio-de-Sol>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- YAMASAKI, Gaspar. Gérbera (*Gerbera jamesonii*). Disponível em: <https://www.cultivando.com.br/gerbera-gerbera-jamesonii/>. Acesso em: 26 abr. 2020.
- ZONATTI, Welton Fernando. Estudo interdisciplinar entre reciclagem têxtil e o design: avaliação de compósitos produzidos com fibras de algodão. 2013. Dissertação (Mestrado em Têxtil e Moda) - Escola de Artes, Ciências e Humanidades, University of São Paulo, São Paulo, 2013. doi:10.11606/D.100.2013.tde-13032013-015305. Acesso em: 2020-04-24.



PRODUÇÃO DE BIOCARVÃO A PARTIR DE LODO DE ESGOTO E DE CASCAS DE LARANJA

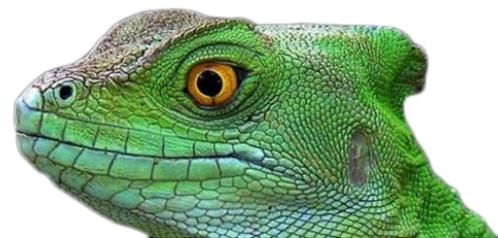
| ID 15772 |

**1 Larissa Firmino de Lima, 2 Victória Regina Celso Monteiro, 3 Carlos Eduardo Rodrigues Barquilha,
4 Maria Cristina Borba Braga**

*1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: larissa.lflima@gmail.com; 2 Universidade Federal do Paraná, e-mail:
victoriarcmonteiro@gmail.com; 3 Universidade Federal do Paraná, e-mail: ce.barquilha@gmail.com; 4
Universidade Federal do Paraná, e-mail: crisbraga@ufpr.br*

RESUMO

O crescente acúmulo de resíduos no meio ambiente, resultante de um modelo de produção e consumo que fomenta a lógica de extração-uso-descarte, acarreta em diversos impactos ambientais e à saúde pública. Em contrapartida, a economia circular emerge como modelo que busca o retorno dos resíduos à cadeia produtiva, na forma de insumos. O reaproveitamento e a valorização de resíduos biodegradáveis abundantes, como o lodo de estação de tratamento de esgoto e as cascas de laranja, são de grande interesse. Uma alternativa para a reinserção destes resíduos ao ciclo produtivo é por meio da transformação em biocarvão via pirólise. O biocarvão, que é produzido a partir de biomassa carbonácea, apresenta elevada porosidade e pode ser utilizado como adsorvente para a remoção de poluentes, melhoramento de solo e atuar como sequestrador de carbono. Assim, este estudo tem como objetivo a produção, a caracterização inicial e a comparação de biocarvões obtidos a partir de duas matrizes distintas: lodo de estação de tratamento de esgoto e cascas de laranja. O lodo foi coletado em uma estação de tratamento de esgoto de sistema aeróbio e as cascas de laranjas foram cedidas por uma loja de hortifrutti. As amostras foram secas em estufa e então levadas à mufla para pirólise, o lodo sob temperaturas de 450°C, por 1 h (BL450) e 650°C, por 1,5 h (BL650) e as cascas de laranja nas temperaturas de 400°C (BC400) e 600°C (BC600), ambos por 1 h. Foi determinado o rendimento e realizadas análises de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Raios X (EDS), para investigar a morfologia e a análise química superficial dos biocarvões produzidos. O rendimento obtido na conversão das cascas secas de laranja em biocarvão foi de 32% para o BC400 e 28% para BC600. Enquanto, os rendimentos para os biocarvões de lodo foram 46% e 38% para o BL450 e para o BL650, respectivamente. Foi observada a redução de rendimento associada ao aumento da temperatura para os biocarvões das duas matrizes. As fotomicrografias dos biocarvões de casca de laranja permitiram observar claramente a presença de poros. Contudo, o mesmo não ocorreu para as fotomicrografias dos biocarvões de lodo de esgoto, em que foi observada uma superfície heterogênea, com fragmentos assimétricos e irregulares, além da presença de partículas aderidas. A partir da análise de EDS, é possível afirmar que os principais elementos presentes na superfície dos biocarvões de casca de laranja são carbono, oxigênio, nitrogênio, potássio e cálcio. Enquanto, nos biocarvões de lodo observam-se a presença de carbono, oxigênio, silício, alumínio, fósforo, ferro, cálcio, magnésio, potássio, titânio, enxofre, cloro e sódio. Além disso, ressalta-se que os biocarvões produzidos não contêm metais-traço potencialmente perigosos em sua composição. Portanto, os biocarvões das duas matrizes apresentaram macro e micronutrientes que podem ser benéficos para o solo e plantas, além de interagir e atuar como ligantes na adsorção de poluentes. Para o biocarvão de casca de laranja, a atuação como melhorador de solo e material adsorvente pode ser intensificada devido à presença de



poros. Ainda, devido ao fato de os biocarvões produzidos serem majoritariamente constituídos de carbono, tornam-se altamente resistentes ao processo de decomposição e podem atuar como sequestradores de carbono. Além disso, o rendimento obtido indica a redução de massa dos resíduos utilizados, o que pode ser vantajoso para o manuseio e transporte. Dessa forma, entende-se que a produção de biocarvão a partir da pirólise de materiais não convencionais, como lodo de esgoto e cascas de laranjas, é uma alternativa atrativa para a gestão e gerenciamento desses resíduos, tendo em vista a possibilidade de reintrodução na cadeia produtiva, conforme o conceito de economia circular.

Palavras-chave: Reaproveitamento de resíduos; economia circular; pirólise.

| INTRODUÇÃO |

O crescimento populacional acelerado, assim como a elevada demanda por produtos e serviços, está diretamente relacionado ao aumento da geração de resíduos. Por consequência, o acúmulo de resíduos no meio ambiente está associado a impactos ambientais e de saúde pública, contribuindo para o comprometimento de recursos naturais disponíveis, emissão de gases poluentes, contaminação do solo e da água, assim como favorecimento da disseminação de vetores patogênicos (KJELDSEN et al., 2002; MARTINS et al., 2017; COSTA et al., 2019).

Dessa forma, apresenta-se a necessidade de gestão e gerenciamento dos resíduos, além da busca por alternativas mais sustentáveis para a destinação final. Em oposição ao sistema linear de produção e consumo praticado, o qual enfatiza a lógica de exploração-uso-descarte, emerge a economia circular (HOMRICH et al., 2018). Este modelo econômico busca a redução do despejo inadequado de resíduos no meio ambiente, assim como a minimização da disposição em aterros sanitários, a partir de, entre outras providências, sua reinserção na cadeia produtiva, na forma de insumos (MIRABELLA et al., 2014).

A reinserção de resíduos recicláveis e tecnológicos no ciclo produtivo pode ocorrer por meio da reciclagem, reutilização e manutenção dos equipamentos. Enquanto isso, a parcela biodegradável dos resíduos conta com a aplicação no solo, a compostagem e o uso em biodigestores como principais métodos de reaproveitamento e valorização (MACARTHUR, 2015). Contudo, alguns resíduos biodegradáveis como, por exemplo, os resíduos de frutas cítricas e o lodo de estações de tratamento de esgoto, possuem especificidades que restringem seu uso neste escopo, ou então podem ser mais bem aproveitados por meio de outras alternativas, trazendo maiores benefícios econômicos e ambientais.

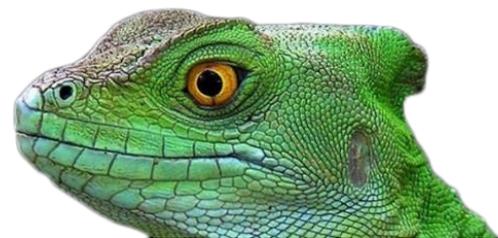


O lodo é um subproduto gerado em grandes quantidades nas estações de tratamento de esgoto sanitário, e dados sobre sua produção no Brasil são escassos, sendo, portanto, estimados de acordo a abrangência dos serviços de coleta e tratamento de esgotos. Considerando-se que, 87 milhões de habitantes são atendidos por sistemas de tratamento sanitário, seriam geradas entre 9 mil e 13 mil toneladas de lodo desaguado por dia (ANDREOLI, 2014). Estes números, no entanto, tendem a crescer, pois de acordo com o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos, a população urbana atendida por redes de esgotos chegou a 105,5 milhões em 2018, com índice de tratamento médio dos esgotos de 46,3% para a estimativa de esgotos gerados (BRASIL, 2019).

A escolha das alternativas para o tratamento e destinação final do lodo de esgoto é bastante complexa, visto que envolve aspectos técnicos, econômicos, ambientais e legais. Do ponto de vista sustentável, existe uma preocupação em diminuir a produção do lodo, utilizando tecnologias que gerem menores quantidades, produzir lodo compatível com as especificações para o uso agrícola, além de reciclar ao máximo o lodo produzido. No entanto, na prática, algumas das alternativas sustentáveis apresentam desafios, como a aplicação no solo, por exemplo, que necessita de higienização adequada, atendimento à legislação para garantia da segurança sanitária, além da questão da aplicação em áreas agrícolas que estejam em uma distância viável do ponto de geração. A compostagem, por outro lado, pode ser utilizada na etapa de higienização do lodo, transformando-o em um produto condicionador de solos, no entanto, exige grandes áreas e condições adequadas para que o processo seja efetivo (ANDREOLI, 2014). Sendo assim, todas as alternativas necessitam de avaliação completa, de acordo com a realidade e possibilidades locais. Com o aumento das restrições ambientais e do controle, as opções para disposição e tratamento tornam-se limitadas e, portanto, novas alternativas de reciclagem devem ser encontradas (MARTIN et al., 2004).

Entre os resíduos de frutas cítricas, as cascas de laranja são os exemplares mais abundantes. O Brasil apresenta-se como o maior produtor mundial da fruta, com 17,5 milhões de toneladas por ano, sendo a colheita majoritariamente destinada à produção de suco (IBGE, 2017). O resíduo gerado após a extração do suco representa cerca de 50% da massa da fruta *in natura* e apresenta-se na forma de cascas (60 a 65%), polpa (30 a 35%) e sementes (0 a 10%) (CYPRIANO et al., 2018). Apesar de ser um resíduo orgânico, as composteiras e os biodigestores não são as alternativas mais adequadas. Isto é devido à presença do D-limoneno, principal óleo essencial da laranja, que possui carácter tóxico aos microrganismos, assim como à elevada acidez característica de frutas cítricas, que contribui para a diminuição do pH do meio (MARTÍNEZ et al., 2018).

Dessa forma, com base nos conceitos da economia circular, uma alternativa para o reaproveitamento das cascas de laranja e do lodo, é sua transformação em biocarvão. Este processo ocorre a partir da pirólise, isto é, decomposição térmica de biomassa carbonácea, em ambiente



anóxico ou com baixas concentrações de oxigênio, sob temperatura controlada. O resultado da pirólise é um material sólido com elevado volume de poros e com presença de grupos funcionais em sua superfície (MAROUŠEK et al., 2019). O biocarvão, que é comumente produzido a partir de resíduos biodegradáveis, pode ser utilizado como adsorvente para a remoção de poluentes, melhoramento de solo, além de atuar como sequestrador de carbono (STEINER, 2008; AHMAD et al., 2014; BATISTA et al., 2018).

O sequestro de carbono contribui para a redução da emissão de gases de efeito estufa e ocorre porque, devido à pirólise, o biocarvão é majoritariamente constituído de carbono e altamente resistente ao processo de decomposição. Assim, este material desacelera o retorno de carbono para a atmosfera, que ocorreria rapidamente com a biomassa *in natura* utilizada como matéria-prima (STEINER, 2008).

Tendo em vista o alto teor de carbono, a elevada porosidade, a baixa densidade, a cor escura e a presença de grupos funcionais, o biocarvão pode contribuir de diversas maneiras para a correção de solos. Entre as contribuições estão o favorecimento de atividade microbiana, enriquecimento em carbono, redução da densidade do solo, aumento da retenção de água e da entrada de ar, diminuição da lixiviação de nutrientes, elevação da temperatura do solo, além de acelerar o transporte e a mineralização de nutrientes para o crescimento de plantas (BATISTA et al., 2018; MAROUŠEK et al., 2019).

Adicionalmente, a elevada área superficial do biocarvão, decorrente da volatilização de matéria orgânica, associada à formação de estruturas aromáticas e poliméricas, resultantes da carbonização, tornam possível a utilização do biocarvão como material adsorvente. O uso do biocarvão na adsorção de contaminantes é uma alternativa de baixo custo para tratamento de diversos efluentes (UCHIMIYA et al., 2011; AHMAD et al., 2014).

Dessa forma, justifica-se a avaliação da transformação em biocarvão de resíduos gerados em grandes quantidades, avaliando suas características e potencialidades, tendo em vista a necessidade de práticas de gestão e gerenciamento de resíduos alinhadas aos preceitos da economia circular. Assim, este estudo tem como objetivo a produção, a caracterização inicial e a comparação de biocarvões obtidos a partir de duas matrizes de resíduos biodegradáveis distintas: lodo de estação de tratamento de esgoto e cascas de laranja.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Coleta dos resíduos

O lodo foi coletado em uma estação de tratamento de esgoto operada por sistema de lodos ativados, em Curitiba-PR, após a etapa de centrifugação e antes da aplicação da cal. As cascas de laranjas foram coletadas em uma loja de hortifruti da Região Metropolitana de Curitiba-PR.

Preparação dos resíduos

O lodo foi seco em estufa (marca Lucadema, modelo LUCA-80/42), em temperatura de, aproximadamente, 105°C, por 72 horas e então desagregado em gral com pistilo. As cascas de laranja foram higienizadas para a remoção das membranas e das sementes e, em seguida, cortadas em grade metálica de 8 mm por 8 mm. Posteriormente, foram realizadas a lavagem das cascas para a remoção de impurezas e a secagem em estufa a 105°C, por 24 horas.

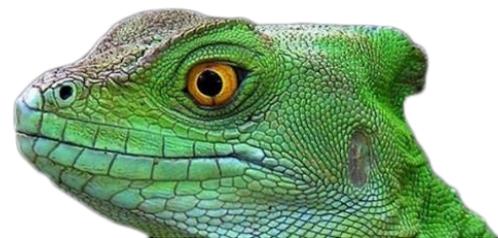
Produção do biocarvão

Amostras homogêneas de lodo seco e das cascas de laranja secas foram colocadas em cadinhos de porcelana com tampa, pesadas e envolvidas com papel alumínio, para reduzir o contato com o oxigênio. As amostras de lodo, foram também aspergidas por 2 minutos com nitrogênio gasoso.

Os cadinhos com lodo foram levados à mufla (marca Coel, modelo GMP-2) para pirólise, sob temperatura de 450°C, por 1 hora (BL450) e de 650°C, por 1,5 hora (BL650), com rampa de aquecimento de 15 °C/min. Após a retirada da mufla os biocarvões foram transferidos para o dessecador, até atingirem a temperatura ambiente, e então foram macerados em gral com pistilo e peneirados em malha de 0,425 mm, obtendo-se os biocarvões de lodo em pó.

A pirólise das cascas de laranja foi realizada nas temperaturas de 400°C (BC400) e 600°C (BC600), ambos por 1 hora, com taxa de aquecimento de 10 °C/min. Após a retirada da mufla, os biocarvões permaneceram em dessecador até atingirem temperatura ambiente. Observou-se a redução do tamanho das partículas, tendo sido obtido um biocarvão granular com partículas de cerca de 5 mm x 5 mm.

Após a preparação, todos os biocarvões foram armazenados em frascos plásticos esterilizados até a utilização.



Caracterização do biocarvão

O rendimento dos biocarvões foi determinado pela razão entre a massa do biocarvão produzido e a massa seca dos resíduos antes de serem submetidos à pirólise, para tanto foi utilizada uma balança analítica de precisão (marca Shimadzu).

Com o intuito de investigar a morfologia e a análise química superficial dos biocarvões, foram realizadas as análises de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) e Espectroscopia por Dispersão de Raios X (EDS), no Centro de Microscopia Eletrônica da UFPR (CME/UFPR), utilizando um microscópio eletrônico a 15kV (marca *Jeol*, modelo JSM-636 OLV) acoplado a um detector de energia dispersiva de raio X. As amostras de biocarvão foram coladas em suportes de alumínio e, após análises de EDS, foram metalizadas com ouro. Foram utilizados aumentos de 1.000x, 5.000x e 15.000x para os biocarvões de lodo e aumentos de 50x, 250x e 1.000x para os biocarvões de casca de laranja.

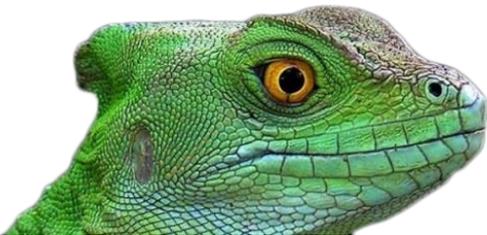
| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Rendimento

O rendimento obtido em relação à conversão das cascas secas de laranja em biocarvão foi, em média, de 32% para o BC400 e 28% para BC600. Enquanto os rendimentos para os biocarvões de lodo foram 46% e 38%, para o BL450 e para o BL650, respectivamente.

O rendimento de 46% obtido para o BL450, está acima do relatado por Agrafioti e colaboradores (2013), que obtiveram 25% para biocarvão de lodo pirolisado a 400°C, por 1 h. Por outro lado, o rendimento de 38% do BL650 está abaixo do relatado por Chen e colaboradores (2015), de 54% para biocarvão de lodo pirolisado a 650°C, por 2 h. Esta variação pode estar associada às características do lodo, que são inerentes à região, aos hábitos da população e ao tipo de tratamento de esgoto. Uma diminuição de 8% no rendimento foi observada entre o BL450 e o BL650. Esta diminuição de rendimento em função do aumento da temperatura de pirólise é corroborada pelos resultados obtidos por outros autores (AGRAFIOTI et al., 2013; DING et al., 2017).

Para os biocarvões de casca de laranja, o rendimento foi de 32% para o BC400, ligeiramente inferior àquele obtido por Tran e colaboradores (2016), de 34% para o biocarvão de casca de laranja pirolisado a 400°C, por 2 h. Enquanto o rendimento de 28% do BC600 assemelha-se ao encontrado por Chen e Chen (2009), de 27% para o biocarvão de casca de laranja pirolisado a 600°C, por 1 h. Assim como para o biocarvão de lodo, a redução de rendimento entre os biocarvões de casca de



laranja em função da intensificação da temperatura também é apresentada na literatura. Esta redução ocorre devido à perda de matéria volátil associada à destruição de moléculas de celulose e hemicelulose (CHEN e CHEN, 2009; TRAN et al., 2016).

Microscopia eletrônica de Varredura (MEV)

Na Figura 1 são apresentadas fotomicrografias eletrônicas das amostras do biocarvão de casca de laranja BC400 (a, b, c) e BC600 (d, e, f).

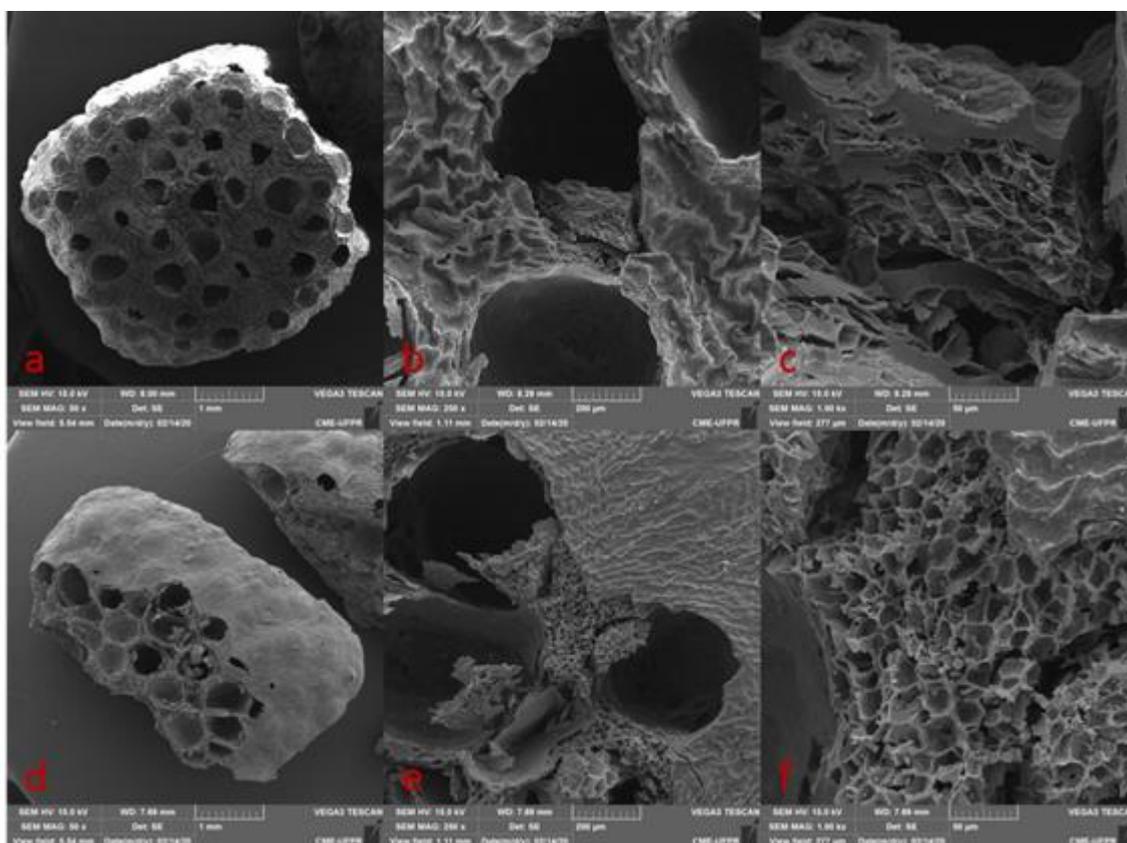
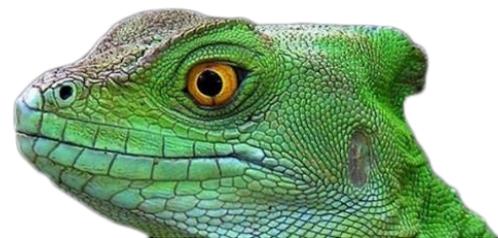


Figura 1: Fotomicrografias (MEV) de amostras dos biocarvões BC400 (a, b, c) e BC600 (d, e, f), com aumentos de 50x (a, d), 250x (b, e) e 1.000x (c, f)

As fotomicrografias obtidas permitiram observar a presença de macroporos nos biocarvões de casca de laranja produzidos nas duas temperaturas (Figura 1). Para os aumentos de 250x (Figura 1b e 1e) e 1.000x (Figura 1c e 1f), é possível observar, também, a presença de poros relativamente menores. Isto indica que a pirólise resultou na liberação de material volátil e na consequente formação de poros de diferentes tamanhos e formas. Esta estrutura porosa favorece a utilização do biocarvão produzido como melhorador de solo, assim como a possibilidade de uso do material como



adsorvente de diferentes contaminantes, tendo em vista que o aumento de área superficial pode estar associado à maior disponibilidade de sítios ativos (LAM et al., 2018).

Na Figura 2 são apresentadas fotomicrografias eletrônicas das amostras de biocarvão de lodo BL450 (a, b, c) e BL650 (d, e, f).

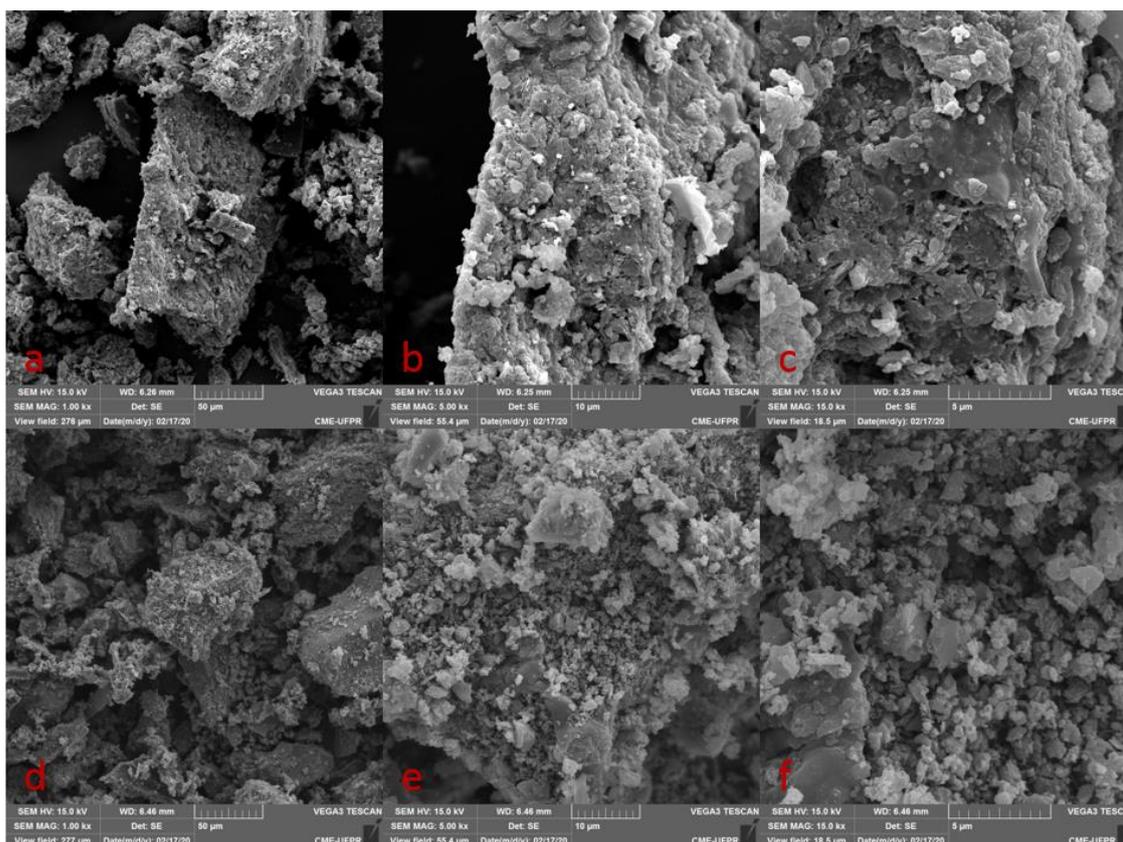
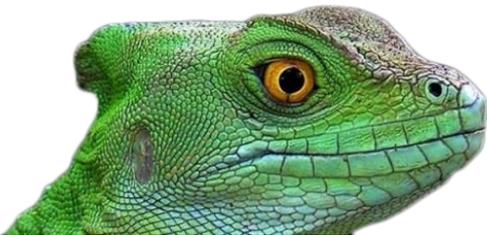


Figura 2: Fotomicrografias (MEV) de amostras dos biocarvões BL450 (a, b, c) e BL650 (d, e, f), com aumentos de 1.000 x (a, d), 5.000 x (b, e) e 15.000 x (c, f)

Nas fotomicrografias dos biocarvões de lodo de esgoto com o menor aumento (Figuras 2a e 2d), observou-se partículas assimétricas e irregulares. De acordo com Ding e colaboradores (2016), os diferentes tamanhos e formas das partículas do biocarvão podem ser influenciadas pelas etapas de preparação da amostra, como moagem e lavagem.

Nas micrografias com os maiores aumentos, observou-se ainda, que a superfície do biocarvão de lodo é heterogênea e apresenta partículas aderidas (Figuras 2b, 2c, 2e e 2f), provenientes possivelmente de elementos do próprio lodo de esgoto. Não foi possível, no entanto, a identificação de poros.

Mocelin (2007) também observou formas irregulares e partículas indefinidas em biocarvão de lodo de esgoto pirolisado sob temperatura de 700°C. Costa Neto e colaboradores (2018), da mesma



forma, observaram uma superfície áspera, com partículas e formas irregulares, características de materiais heterogêneos, e sem visualização de poros, para biocarvão de lodo pirolisado em 500°C.

Espectroscopia por dispersão de raios X (EDS)

Os resultados da Espectroscopia de Energia Dispersiva realizada nos biocarvões de casca de laranja permitem afirmar que os principais elementos presentes na superfície do BC400 são: o carbono (75,7%), o oxigênio (16,9%), o nitrogênio (3,3%), o potássio (2,5%) e o cálcio (1,6%) (Figura 3a). Enquanto o BC600 também apresentou carbono (82,2%), oxigênio (8,5%), nitrogênio (0,5%), potássio (5,3%) e cálcio (2,7%). Entretanto, em diferentes porcentagens e com a presença adicional de pequenas porcentagens de fósforo (0,5%) e magnésio (0,4%) (Figura 3b).

Os compostos presentes nos biocarvões de cascas de laranja foram comumente encontrados em outros biocarvões da mesma matriz, conforme apresentado na literatura (TRAN et al., 2016). É possível observar que há aumento da porcentagem de carbono e decréscimo da porcentagem de oxigênio associados à elevação da temperatura; resultado semelhante foi observado por Chen e Chen (2009).

Ao avaliar-se a análise de EDS dos biocarvões de lodo, observa-se que, para o BL450, os elementos presentes em maiores quantidades são o carbono (48,8%) e o oxigênio (31,7%). Em seguida, aparece o silício (5,8%) e o alumínio (5,3%). Também foram identificados os elementos: fósforo, ferro, cálcio, magnésio, potássio, titânio, enxofre, cloro e sódio (Figura 4a).

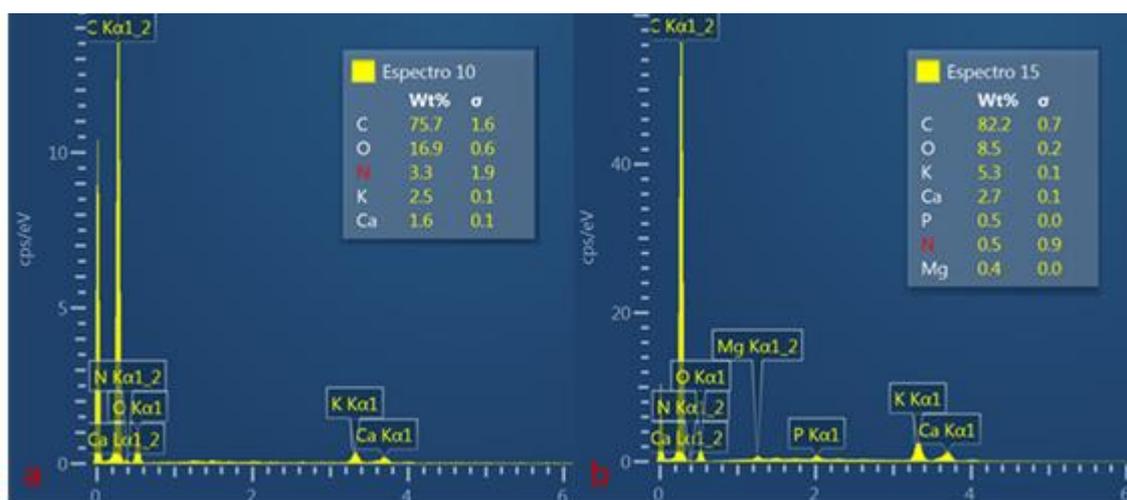


Figura 3: Espectroscopia por Dispersão de Raios X (EDS) de amostras dos biocarvões BC400 (a) e BC600 (b)

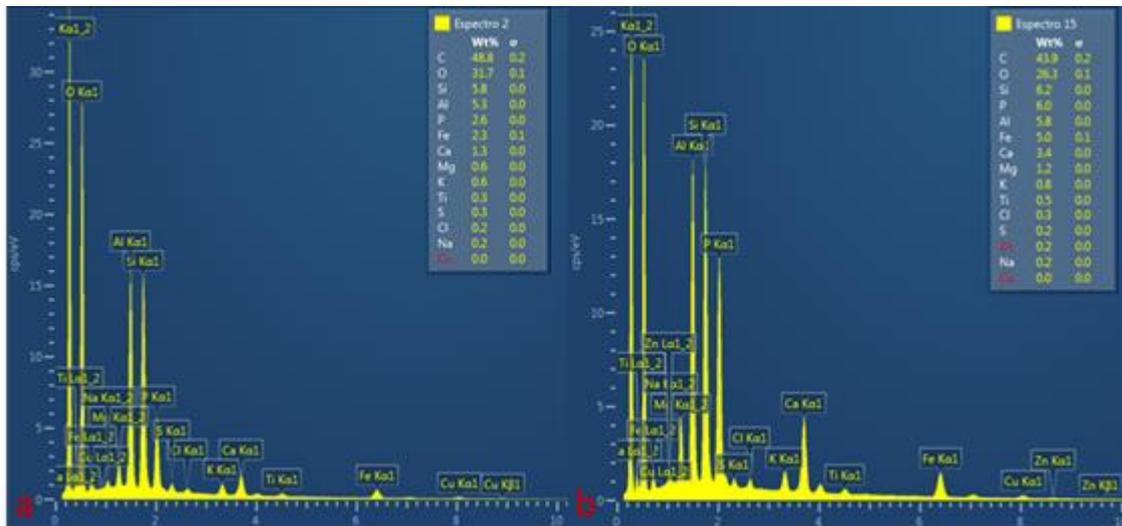
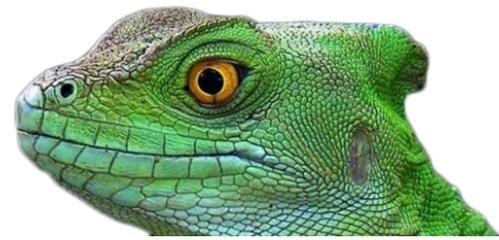


Figura 4 - Espectroscopia por Dispersão de Raios X (EDS) de amostras dos biocarvões BL450 (a) e BL650 (b)

Assim como o BL450, os elementos que aparecem em maior concentração no BL650 são carbono (43,9%) e o oxigênio (26,3%), seguidos por silício (6,2%), fósforo (6,0%), alumínio (5,8%) e ferro (5,0%). Em menores concentrações foram detectados cálcio, magnésio, potássio, titânio, cloro, enxofre e sódio (Figura 4b).

Mocelin (2007), estudando lodo aeróbio pirolisado, também de Curitiba/PR, a partir da análise de EDS observou a presença de elementos em comum com este estudo, como, por exemplo, magnésio, alumínio, silício, fósforo, enxofre, cálcio e ferro, além de carbono e oxigênio.

A superfície heterogênea observada nas micrografias do biocarvão de lodo de esgoto pode ser explicada pela análise de EDS, que apontou a presença de vários compostos, provavelmente partículas aderidas. Portanto, apesar de não ter sido possível a observação de poros na superfície, os elementos encontrados podem atuar como ligantes e potencialmente adsorventes de substâncias contaminantes.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os biocarvões produzidos a partir das duas matrizes estudadas não contêm metais-traço potencialmente perigosos em sua composição e apresentaram macro e micronutrientes que podem ser benéficos para o solo e plantas, além de interagir e atuar como ligantes na adsorção de poluentes.

Para o biocarvão de casca de laranja, a atuação como melhorador de solo e material adsorvente pode ser intensificada devido à presença de poros, os quais aumentam a área superficial do material



e a probabilidade da formação de sítios ativos, potencializando a retenção de água, favorecendo o desenvolvimento de microrganismos e reduzindo a densidade dos solos.

Ainda, devido ao fato de os biocarvões produzidos serem majoritariamente constituídos de carbono, tornam-se muito mais resistentes ao processo de decomposição do que o lodo e as cascas de laranjas que os originaram, podendo atuar como sequestradores de carbono e contribuir para a redução de emissões de gases de efeito estufa.

Além disso, observou-se que o biocarvão de lodo de esgoto apresentou maior rendimento em massa, do que o biocarvão de casca de laranja, provavelmente devido à maior presença de compostos inorgânicos, identificada inclusive pela análise de EDS. Para as duas matrizes, houve redução da massa de resíduo, o que pode ser vantajoso para o manuseio e transporte.

Dessa forma, entende-se que a pirólise de materiais não convencionais, abundantes e de baixo custo, como o lodo de esgoto e as cascas de laranjas, seja uma forma de minimizar a necessidade de disposição destes resíduos em aterros, por exemplo, atuando como alternativa de gestão e gerenciamento. Adicionalmente, a partir da produção de biocarvão, são possíveis a valorização comercial e a reintrodução destes resíduos biodegradáveis na cadeia produtiva, conforme os preceitos da economia circular.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Universidade Federal do Paraná (UFPR), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelas bolsas de estudo.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Agrafioti, E.; Bouras, G.; Kalderis, D.; Diamadopoulou, E.; 2013. Biochar production by sewage sludge pyrolysis. *J. Anal. Appl. Pyrolysis*, v. 101, p. 72–78.
- Ahmad, M.; Rajapaksha, A. U.; Lim, J. E.; Zhang, M.; Bolan, N.; Mohan, D.; Vithanage, M.; Lee, S. S.; Ok, Y. S.; 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, v. 99, p. 19-33.
- Andreoli, C. V.; Sperling, M. Von; Fernandes, F.; 2014. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final. 2ª ed. Belo Horizonte-MG: Editora UFMG.
- Batista, E. M.; Shultz, J.; Matos, T. T.; Fornari, M. R.; Ferreira, T. M.; Szpoganicz, B.; Freitas, R. A.; Mangrich, A. S.; 2018. Effect of surface and porosity of biochar on water holding capacity aiming indirectly at preservation of the Amazon biome. *Scientific reports*, v. 8, n. 1, p. 10677.



- Brasil, Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24ª Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2018. Brasília: SNS/MDR, 2019.
- Chen, B.; Chen, Z.; 2009. Sorption of naphthalene and 1-naphthol by biochars of orange peels with different pyrolytic temperatures. *Chemosphere*, v. 76, n. 1, p. 127-133.
- Chen, H.; Zhai, Y.; Xu, B.; 2015. Characterization of bio-oil and biochar from high-temperature pyrolysis of sewage sludge. *Environ. Technol.*, v. 36, n. 4, p. 470–478.
- Costa, A. M.; Alfaia, R. G. S. M.; Campos, J. C.; 2019. Landfill leachate treatment in Brazil–An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 110-116.
- Costa Neto, D. S.; Souza, A. O.; Santos, T. S. M.; 2018. Adsorvente Preparado a Partir de Lodo De Esgoto e sua Aplicação para a Remoção de Tartrazina. 12º Congresso Brasileiro sobre Adsorção. Anais... . p.0–5. Gramado-RS.
- Cypriano, D. Z.; Da Silva, L. L.; Tasic, L.; 2018. High value-added products from the orange juice industry waste. *Waste Management*, v. 79, p. 71-78.
- Ding, Z.; Wan, Y.; Hu, X.; 2016. Sorption of lead and methylene blue onto hickory biochars from different pyrolysis temperatures: Importance of physicochemical properties. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, v. 37, p. 261–267.
- Homrich, A. S.; Galvao, G.; Abadia, L. G.; Carvalho, M. M.; 2018. The circular economy umbrella: Trends and gaps on integrating pathways. *Journal of Cleaner Production*, v. 175, p. 525-543.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Produção Agrícola Municipal*, 2017.
- Kjeldsen, P.; Barlaz, M. A.; Rooker, A. P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T. H.; 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 32, n. 4, p. 297-336.
- Lam, S. S.; Liew, R. K.; Cheng, C. K.; Rasit, N.; Ooi, C. K.; Ma, N. L.; ...; Chase, H. A.; 2018. Pyrolysis production of fruit peel biochar for potential use in treatment of palm oil mill effluent. *Journal of environmental management*, v. 213, p. 400-408.
- MacArthur, E.; 2015. *Towards the Circular Economy, Economic and Business Rationale for an Accelerated Transition*. Ellen MacArthur Found, Cowes, UK.
- Martin, M. J.; Serra, E.; Ros, A.; Balaguer, M. D.; Rigola, M.; 2004. Carbonaceous adsorbents from sewage sludge and their application in a combined activated sludge-powdered activated carbon (AS-PAC) treatment. *Carbon*, v. 42, n. 7, p. 1383–1388.
- Martínez, E. J.; Rosas, J. G.; Sotres, A.; Morán, A.; Cara, J.; Sánchez, M. E.; Gómez, X.; 2018. Codigestion of sludge and citrus peel wastes: evaluating the effect of biochar addition on microbial communities. *Biochem. Eng. J.*, v. 137, p. 314-325.
- Martins, T. H.; Souza, T. S.; Foresti, E.; 2017. Ammonium removal from landfill leachate by Clinoptilolite adsorption followed by bioregeneration. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 5, n. 1, p. 63-68.
- Maroušek, J.; Strunecký, O.; Stehel, V.; 2019. Biochar farming: defining economically perspective applications. *Clean Technologies and Environmental Policy*, p. 1-7.
- Mirabella, N.; Castellani, V.; Sala, S.; 2014. Current options for the valorization of food manufacturing waste: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 65, p. 28-41.



- Mocelin, C.; 2007. Pirólise de lodo de esgoto sanitário: produção de adsorvente e óleos combustíveis. Orientador: Lívia Mari Assis. 2007. 112f. Dissertação (mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais, Curitiba.
- Steiner, C.; 2008. Biochar carbon sequestration. University of Georgia, Biorefining and Carbon Cycling Program, Athens, GA, v. 30602.
- Tran, H. N.; You, S. J.; Chao, H. P.; 2016. Effect of pyrolysis temperatures and times on the adsorption of cadmium onto orange peel derived biochar. *Waste Manag. Res.*, v. 34, n. 2, p. 129-138.
- Uchimiya, M.; Wartelle, L. H.; Klasson, K. T.; Fortier, C. A.; Lima, I. M.; 2011. Influence of pyrolysis temperature on biochar property and function as a heavy metal sorbent in soil. *Journal of agricultural and food chemistry*, v. 59, n. 6, p. 2501-2510.



ANÁLISE DA BIODEGRADAÇÃO DE FILMES OBTIDOS A PARTIR DO BAGAÇO DA MAÇÃ PARA LIBERAÇÃO CONTROLADA DE ADUBO NPK

| ID 15803 |

L. R. Perin¹, J. L. dos Santos¹, A.M.C.Grisa¹, E. Francischetti², M. Zeni^{1,2*}

*⁽¹⁾Depto. Química- Universidade de Caxias do Sul, Cx.Postal 1352, Caxias do Sul-RS
(mara.andrad@farroupilha.ifrs.edu.br)*

⁽²⁾ Depto. Materiais- Instituto de Ciência e Tecnologia RS-Farroupilha-RS/ Brasil-RS

| RESUMO |

A crescente preocupação com as questões ambientais vem impulsionando nos últimos anos o desenvolvimento de novas tecnologias como a de filmes biodegradáveis. Esses materiais são produzidos a partir de polímeros naturais como polissacarídeos, proteínas e lipídios, e podem ser uma escolha interessante para suprir a crescente demanda por produtos que não agridam a natureza. Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo o desenvolvimento de filmes biodegradáveis a partir do bagaço da maçã, resíduo proveniente da produção industrial de suco, tendo aplicação na liberação controlada de adubo NPK. Como resultado principal, destaca-se a degradabilidade em contato com o solo, e o controle da liberação de nutrientes necessários para o desenvolvimento de plantas em geral.

| INTRODUÇÃO |

O setor agroindustrial brasileiro é rico em indústrias de suco de frutas, sendo um dos maiores produtores em todo o mundo. A geração de resíduos é um dos grandes problemas que esta área enfrenta. A quantidade de resíduos agroindustriais produzidos no sul do Brasil, principalmente na indústria de sucos e bebidas em geral, é da ordem de 30 a 40% (p/p) de resíduo por 100 T [1]. Visando diminuir este impacto e com interesse na pectina presente no bagaço da maçã, este trabalho tem como objetivo a preparação de filmes biodegradáveis, utilizando o resíduo gerado na produção de suco de maçã como matéria prima.

O bagaço da maçã, oriundo da região nordeste do Rio Grande do Sul, apresenta elevado teor de pectina: em torno de 4 a 7% de pectina em base seca [2,3]. A pectina é um complexo polissacarídeo heterogêneo, solúvel em água, biodegradável e comestível, amplamente utilizado como geleificante e estabilizante na indústria de alimentos. Este pode ser utilizado para preparação de filmes



biodegradáveis onde será incorporado o adubo NPK, com a finalidade de utilizar estes filmes em mudas de plantas para a liberação controlada de adubo.

Os filmes biodegradáveis devem ser preparados contendo pelo menos dois componentes: uma matriz baseada em biomacromolécula capaz de formar uma estrutura coesa e um solvente [4]. O solvente normalmente utilizado para a formação de filmes de pectina é a água. Para melhorar as propriedades mecânicas dos filmes reduzindo a fragilidade e melhorando a flexibilidade, utiliza-se um plastificante como o álcool polivinílico (PVA). A principal adversidade relacionada aos filmes de polissacarídeos está na sua alta hidrofiliçidade. Para tornar o filme menos hidrofílico faz-se uso de um agente reticulante como o ácido oxálico.

Na agricultura, os materiais plásticos vêm sendo utilizados para cobrirem estufas, embalarem mudas ou acomodarem plantas em viveiros, entre outras aplicações [5]; Apesar de todas essas vantagens proporcionadas, nota-se o impacto ambiental gerado pelo seu uso e descarte inconsciente. Uma alternativa para o uso destes materiais sintéticos são os filmes biodegradáveis.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a biodegradabilidade do filme gerado a partir do bagaço da maçã e sua aplicação na liberação controlada de adubo NPK para plantas como a couve manteiga.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Processo de fabricação dos filmes

Para a preparação dos biofilmes foi utilizado como matéria prima principal o bagaço da maçã (variedade Gala e Fuji) doado pela empresa Naturasuc Indústria e Comércio Ltda, de Farroupilha – RS, álcool polivinílico (PVA) (85.300 Dalton; 86,5 – 89,5% hidrolisado) (Vetec) como plastificante e ácido oxálico (Vetec) para favorecer a geleificação e reticulação. Para a secagem dos filmes foi utilizada uma bandeja circular com 24 cm de diâmetro, revestida de *Teflon*, onde é vertida a solução filmogênica.

Foram consideradas diferentes formulações em função do plastificante álcool polivinílico (PVA) e do ácido oxálico, conforme apresentado na Tabela 1.

Os biofilmes são confeccionados segundo metodologia *casting* através da mistura dos componentes. Primeiramente foram solubilizados 2 g do adubo NPK previamente triturado (0,25 mm) em 200 mL de água. Em seguida foi realizada a dissolução do álcool polivinílico e ácido oxálico à temperatura constante (70 °C) por 5 horas. Acrescentou-se então o bagaço da maçã, previamente triturado para que haja a reticulação durante o período de 3 horas em temperatura constante.



Alíquotas da solução filme-formadora foram vertidas em placas de *Teflon* e submetidas à geleificação e secagem a 23°C por 24 horas.

Tabela 1 – Proporção de materiais utilizados na preparação dos filmes.

Formulação	Bagaço de Maçã (g)	Álcool Polivinílico (g)	Ácido Oxálico (g)
F1	40	20	5
F2	40	20	10
F3	40	20	15

Ensaio de liberação controlada de nutriente

Para os ensaios da liberação controlada de nutriente, o filme de bagaço da maçã imobilizado com adubo NPK, com espessura média de 0,5 mm, é aplicado diretamente na raiz das mudas de couve manteiga, em forma de cones, conforme indica a Figura 1. Após 28 dias de cultivo (controle de temperatura, umidade e luminosidade) as plantas foram colhidas, lavadas e secas em estufa com temperatura média de 30 ° C. Observações dos aspectos visuais foram feitas em relação à raiz, caule e folhas, juntamente com medições do tamanho médio das raízes e folhas. Além disso, a degradabilidade dos cones em contato com o solo foi observada durante 60 dias.

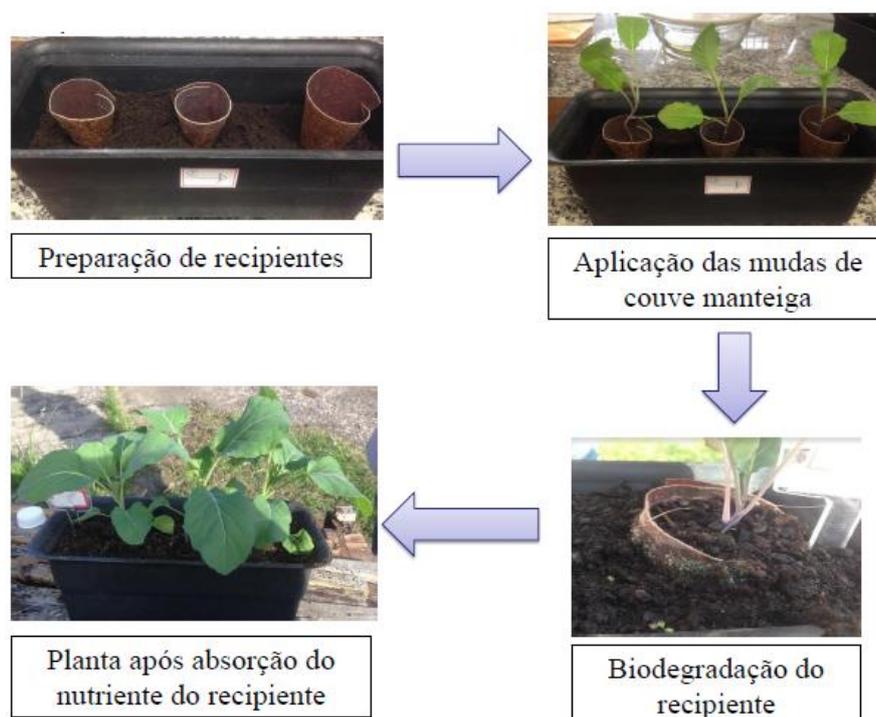


Figura 1 – Ensaio da liberação controlada de nutrientes, com filmes de formulação F2



| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Os filmes biodegradáveis foram avaliados subjetivamente conforme os aspectos visuais. A formulação F2 produziu um filme com melhores aspectos: contínuo (ausência de rachaduras), homogêneo (não quebradiço) e manuseável (capacidade de manipulação do filme e retirada do molde de secagem sem que houvesse ruptura).

Os resultados do ensaio de biodegradação para os filmes de bagaço de maçã, para a formulação F2, são apresentados na Figura 2.



Figure 2 – Degradation of apple bagasse films to F2 formulation: (a) prior to the beginning of the degradation process, (b) 30 days, (c) 45 days and (d) 60 days after

É possível observar a degradação dos filmes com o passar dos dias, pela a ação de microrganismos presentes no solo, como por exemplo, o fungo *Trichoderma*, encontrado nos filmes após 30 dias. Os fungos contribuíram para que os filmes fossem degradados quase que totalmente em 60 dias de ensaio. Examinou-se uma pequena porção de terra misturada com água, identificando-se a presença de bactérias, protozoários, esporos, vermes e colônias de fungos filamentosas cinzas de *Rhizopus* ssp.

| CONCLUSÃO |

Os filmes biodegradáveis de bagaço da maçã apresentaram características diferenciadas em função das concentrações de ácido oxálico utilizadas, devido a sua aplicação no favorecimento da geleificação e reticulação. Os filmes imobilizados com adubo NPK apresentaram liberação controlada do nutriente e degradabilidade em contato com o solo, onde a ação da umidade, microrganismos e



características ambientais foram fatores determinantes. Filmes com alta solubilidade pode ser interessantes na aplicação de produtos que exigem hidratação prévia ao uso, como coberturas de sementes agrícolas que necessitem de rápida germinação. Isso indica que este novo formato de recipiente pode ser uma alternativa de substituição das embalagens poliméricas atuais, onde não é possível a adição de nutrientes necessários para o desenvolvimento de plantas em geral, uma vez que é produzido com resíduo agroindustrial que pode ser biodegradado por diversos tipos de microrganismos presentes no solo.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade de Caxias do Sul (UCS), IFRS Farroupilha, CNPq, FAPERGS e à empresa Naturasuc Indústria e Comércio Ltda.

| REFERÊNCIAS |

1. NASCIMENTO FILHO, Wilson B. do; FRANCO, Carlos Ramon. Avaliação do Potencial dos Resíduos Produzidos Através do Processamento Agroindustrial no Brasil. Revista Virtual de Química, Roraima, v. 7, n. 6, p.1968-1987, 3 jul. 2017.
2. SOARES, T.C., Pectinas propriedades e aplicações. Food Ingredients Brasil, São Paulo, v. 29, n. 2, p.46-53, 2014. Disponível em: <<http://revista-fi.com.br/artigos/artigos-editoriais/pectinas-propriedades-e-aplicacoes>>. Acesso em: 28 jun. 2018.
3. OLIVEIRA, C.F. et al., Combined Effect of High-Pressure and Conventional Heating on Pectin Extraction from Passion Fruit Peel, Food and Bioprocess Technology, vol. 9, p.1021-1030, 2016.
4. TONI, Caio G. et al. Recent Advances on Edible Films Based on Fruits and Vegetables-A Review. Comprehensive Reviews In Food Science And Food Safety, [s.l.], v. 16, n. 5, p.1151-1169, 4 jul. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1541-4337.12281>.
5. SANTOS, N.I. et al. Efeito da adição de ácido cítrico nas propriedades de filmes de pectina e vinhaça. In: XII Congresso Brasileiro de Engenharia Química em iniciação científica, 12., 2017, São Carlos. São Paulo. São Carlos: Cobeq, 2017. p. 1 - 6.



LODOS DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA METAL MECÂNICA: CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO DE SECAGEM

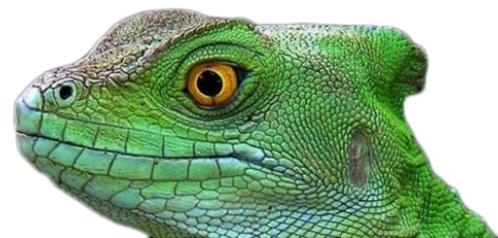
| ID 15807 |

**1Luciana Kaori Tanabe, 2Vitor Otacílio de Almeida, 3Viviana Nedel Reckziegel, 4Douglas Payhani,
5Ivo André Homrich Schneider**

1Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: lkaorita@gmail.com; 2Universidade Federal do Rio Grande
do Sul, e-mail: vitor01almeida@hotmail.com; 3GKN Automotive, e-mail:
viviana.reckziegel@gknautomotive.com; 4GKN Automotive, e-mail: douglas.payhani@gknautomotive;
5Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: ivo.andre@ufrgs.br

| RESUMO |

O setor metal mecânico é de grande importância no cenário econômico do Rio Grande do Sul. A fiscalização dos órgãos ambientais, bem como o interesse das próprias indústrias no que se refere à adequação dos efluentes e resíduos gerados nos processos produtivos, levou a um aumento do emprego de estações de tratamento de efluentes (ETE's). O tratamento dos efluentes industriais normalmente envolve processos físico-químicos associados a processos biológicos e resultam na formação de lodos, classificados como resíduos sólidos, e que necessitam de etapas de desaguamento e secagem a fim de adequá-los para destinação em usinas de coprocessamento e aterros de resíduos sólidos industriais. No entanto, há poucos trabalhos e estudos dedicados ao tema, dificultando o melhor entendimento e gerenciamento deste tipo de resíduo. Com o intuito de contribuir para o segmento, o presente trabalho realizou a caracterização físico-química e um estudo de secagem de três tipos de lodos oriundos de uma indústria metal mecânica que produz peças automotivas localizada em Charqueadas, Rio Grande do Sul. Os lodos estudados foram provenientes dos filtros-prensa das estações que tratam os efluentes oriundos das etapas de lavagem de peças e matrizes (lodo *die cleaning*), da mistura de efluentes de processos de forjaria e usinagem (lodo misto) e, por fim, dos efluentes de usinagem (lodo usinagem). Pelos dados de caracterização físico-química, um dos parâmetros que demonstrou relevância foi o teor de umidade, superior a 50% para as três amostras investigadas. Por essa razão, o entendimento do comportamento térmico dos lodos foi priorizado de modo a otimizar a redução de umidade destes materiais. Realizou-se, em laboratório, um experimento de secagem dos lodos utilizando o método de empilhamento, no qual os lodos foram dispostos em pilhas retangulares sobre superfície drenante, durante quatro semanas, período no qual também foram avaliadas diariamente a temperatura e a umidade relativa do ar. Ao final do período, os lodos *die cleaning*, misto e usinagem apresentaram redução dos teores de umidade para 16,5%, 11,6% e 28,7%, respectivamente. A partir dos dados experimentais, foi determinada a taxa de secagem dos lodos, a qual correlacionou a massa original dos lodos, a quantidade mássica de água perdida e o período de secagem. O lodo *die cleaning* apresentou taxa de secagem de 18,3 g H₂O/kg lodo úmido.dia, o lodo misto, 15,9 g H₂O/kg lodo úmido.dia e o lodo usinagem, 18,7 g H₂O/kg lodo úmido.dia. Foram, então, conduzidos experimentos de secagem dos lodos *die cleaning* e misto em três diferentes locais da empresa de estudo: área externa da ETE e áreas internas do galpão de armazenamento de resíduos sólidos e o aterro de resíduos industriais perigosos (ARIPE). Os lodos foram dispostos em tonéis metálicos e mantidos nos locais durante um período de 72 dias, durante o qual também foram avaliados os mesmos parâmetros meteorológicos com a instalação de sensores. Na ETE, que configurava um ambiente aberto, os valores finais de umidade chegaram a 12,6% e



29,8% para lodo *die cleaning* e lodo misto, respectivamente. No galpão de resíduos e no ARIPE, que configuravam um ambiente metálico e fechado, os valores chegaram, respectivamente, a 34,5% e 2,2% para os lodos *die cleaning* e 44,6% e 39,6% para o lodo misto. A maior taxa de secagem dos lodos foi a do lodo misto disposto na ETE, de 4,8 g H₂O/kg lodo úmido.dia. A menor taxa de secagem dos lodos na empresa pode estar associada ao local em que estiveram dispostos (em tonéis), que limitou a troca de umidade com o ambiente. Por fim, avaliou-se o impacto econômico da redução de umidade dos lodos nos custos da empresa com o transporte e a destinação dos resíduos. Verificou-se que a redução nos custos dessas atividades pode chegar a 48,4%, indicando a importância de pesquisa e inovação tecnológica ao setor.

Palavras-chave: lodos industriais; secagem de lodos; efluentes industriais.

| INTRODUÇÃO |

O setor industrial é de grande importância para a economia e desenvolvimento do país e o estado do Rio Grande do Sul possui papel fundamental na cadeia produtiva do setor metal mecânico (RIO GRANDE DO SUL, 2017). Como exemplo de segmentos importantes das indústrias deste setor temos a indústria automobilística, indústria de autopeças, equipamentos agrícolas e equipamentos eletroeletrônicos. O setor gera bens, renda e empregos, fatores importantes para a economia (MARSON, 2014). No entanto, a atividade industrial está, inevitavelmente, associada à degradação ambiental, sendo que a magnitude e significância dos impactos ambientais dependem do tamanho da indústria, das atividades realizadas e das formas de gerenciamento ambiental por ela adotadas. Nesse sentido, é percebido um aumento no rigor da legislação ambiental e o desenvolvimento de normas técnicas voltadas ao setor industrial, ao mesmo tempo em que as empresas buscam por metodologias mais sustentáveis para os processos produtivos.

Diversas empresas e, principalmente, indústrias, têm adotado as estações de tratamento de efluentes (ETE's) para adequar a emissão de seus efluentes aos padrões das legislações ambientais vigentes, adaptadas de acordo com as necessidades da indústria e características dos efluentes. Dentre as etapas comumente empregadas nos processos de tratamento de efluentes, destacam-se a coagulação e floculação, responsáveis pela remoção de sólidos suspensos e precipitação seletiva de contaminantes. Como resultado, são gerados lodos que, após etapa de redução da umidade, necessitam de alternativas ambientalmente adequadas para disposição, que atualmente se resumem a aterros de resíduos sólidos industriais, à incineração e, também ao coprocessamento (CAVALCANTI, 2012). Segundo Andreoli (2001), muitos projetos de estações de tratamento de efluentes ignoram a forma de destino dos lodos, dificultando o gerenciamento adequado dos resíduos e ocasionando a adoção de medidas de caráter emergencial e com elevado custo associado.



Uma forma de reduzir os custos associados ao gerenciamento adequado desses resíduos é garantir uma etapa satisfatória de desaguamento e redução de umidade dos lodos, uma vez que o custo dos serviços de transporte e disposição adequada é associado à quantidade, em toneladas, de resíduo a ser destinado. Diversas metodologias para redução de umidade dos lodos já são amplamente conhecidas e empregadas em diversos setores industriais, tais como a centrifugação, filtros prensa, secagem térmica, leitos de secagem, entre outros, que alcançam teores de umidade final do lodo da ordem de 30 a 50%. (ANDREOLI, 2001; CAVALCANTI, 2012). Novas tecnologias estão sendo desenvolvidas, como o desaguamento por meio de vibrações de ultrassom, por exemplo, porém ainda são amplamente difundidas para usos industriais (MOBARAKI et al., 2018).

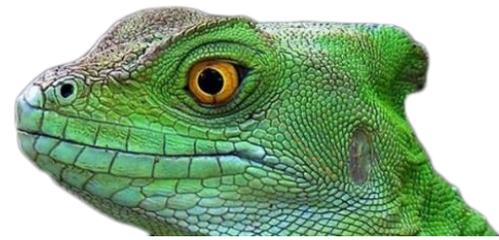
Tendo em vista a ausência de estudos dedicados ao melhor entendimento dos processos de secagem de lodos de ETE's, bem como dedicados à exploração de novas metodologias de secagem, o presente trabalho busca contribuir para este segmento, abordando a caracterização e a secagem de lodos provenientes de ETE's de uma indústria metal mecânica localizada em Charqueadas, Rio Grande do Sul. Os lodos utilizados no estudo são classificados como resíduo não perigoso, de acordo com a norma NBR 10.004 (ABNT, 2004), a qual dispõe sobre diretrizes para classificação de resíduos sólidos. A disposição desses resíduos é realizada de forma *on site*, que consiste no armazenamento de uma parte dos lodos no aterro de resíduos industriais perigosos (ARIPE), e também de forma *off site*, com a destinação dos resíduos para compostagem ou coprocessamento, de acordo com o tipo de lodo

A caracterização busca investigar as principais propriedades físicas e químicas do material e, além da caracterização, o estudo busca abordar metodologias redução de umidade e secagem dos lodos, visando à redução de massa a ser disposta e, conseqüentemente, redução de custos associados ao transporte e disposição dos resíduos pela empresa, cujas principais atividades realizadas pela empresa envolvem os processos de tratamento de metais como a usinagem, o forjamento (a morno) e a fosfatização.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Amostras

Para realização do presente estudo, foram utilizadas amostras de lodos provenientes de estações de tratamento de efluentes (ETE's) de uma empresa do setor metal mecânico, localizada no município de Charqueadas, Rio Grande do Sul. A Figura 5 apresenta a localização do município de



Charqueadas, em relação à capital Porto Alegre, além de apresentar a localização dos municípios de Montenegro e Nova Santa Rita, onde estão localizadas as usinas de coprocessamento e compostagem, respectivamente, para onde são atualmente encaminhados os lodos das ETE's da empresa de estudo.

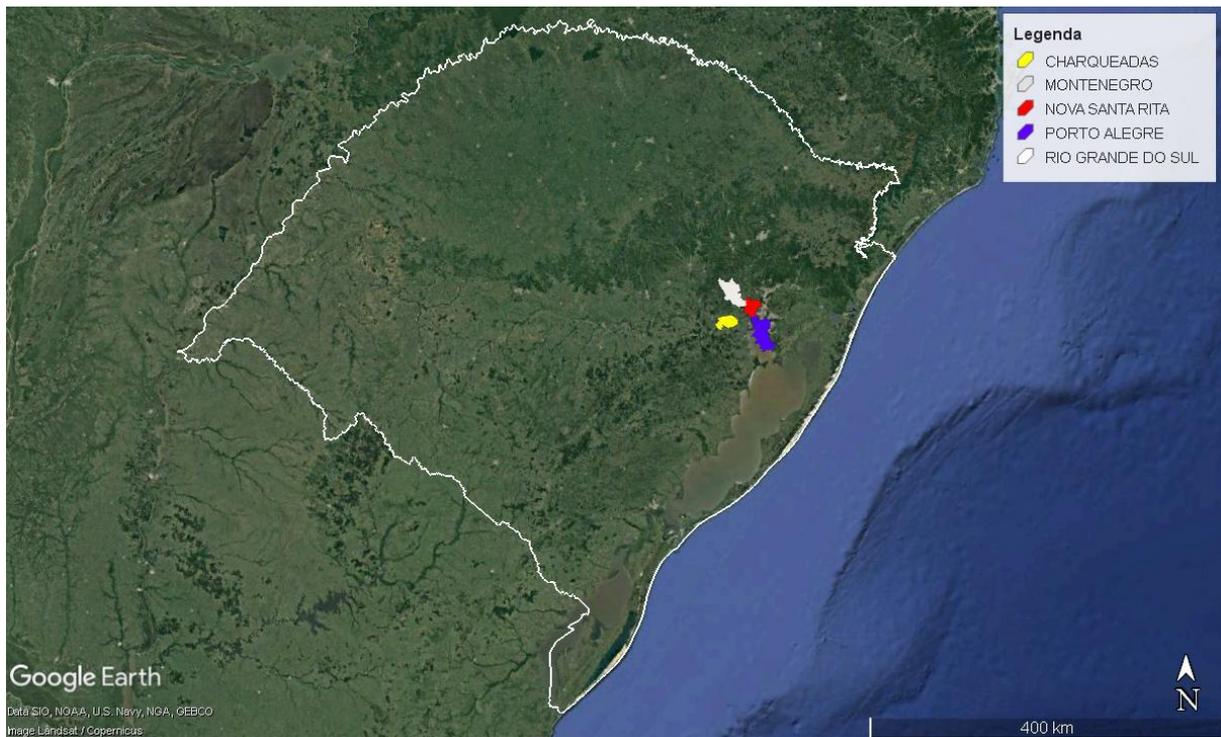


Figura 5: Localização do município de Charqueadas em relação ao território do estado do Rio Grande do Sul
Fonte: Adaptado do Google Earth (2020)

Os lodos são provenientes dos processos de tratamento dos seguintes efluentes de operações da empresa: efluentes de usinagem, efluentes de forjaria e efluente *die cleaning*, que corresponde ao efluente gerado durante as operações de lavagem de peças. Foram utilizados três tipos de lodo, sendo eles denominados “lodo usinagem”, “lodo misto” e “lodo *die cleaning*”, sendo que o lodo misto corresponde ao lodo proveniente da mistura dos efluentes de forjaria e usinagem, que ocorre durante a etapa de decantação dos lodos úmidos. O estudo foi realizado com foco na caracterização dos lodos e na problemática relacionada ao desaguamento e secagem dos lodos, conforme etapas descritas a seguir.

Os lodos de interesse foram previamente armazenados em tonéis metálicos, conforme sua produção na respectiva estação de tratamento de fluentes, na saída do filtro prensa de cada ETE. Para a coleta das amostras de lodo para a caracterização dos materiais, foi realizado o tombamento dos tonéis e posterior homogeneização dos lodos, a fim de garantir a representatividade das amostras e, por fim, as amostras de lodo foram coletadas e armazenadas em sacos plásticos transparentes,



devidamente vedados e identificados. A Figura 26 apresenta imagens das etapas realizadas para a coleta das amostras.



Figura 26: Etapas da amostragem. (a) Armazenamento dos lodos em tonéis metálicos após filtro prensa; (b) Preparo para homogeneização e coleta de amostras de lodo; (c) Amostras de lodo coletadas, armazenadas e identificadas

Caracterização físico-química dos lodos

Em laboratório, foi realizada a caracterização físico-química dos lodos, a fim de melhor compreender o comportamento dos resíduos. Inicialmente, as amostras de lodo foram submetidas a análises gravimétricas para a determinação do teor de umidade dos lodos, em base úmida, conforme metodologia descrita no anexo da NBR 6457 (ABNT, 1986) e determinada a partir da Equação 1, após a estabilização da massa das alíquotas mantidas em estufa a 600 °C.

$$h = \frac{M_1 - M_2}{M_1 - M_3} \times 100 \quad \text{Equação 1}$$

Sendo que:

h corresponde ao teor de umidade, em base úmida do lodo, em %;

M_1 corresponde à massa de lodo úmido mais a massa do recipiente com tampa, em g;

M_2 corresponde à massa de lodo seco mais a massa do recipiente com tampa, em g;

M_3 corresponde à massa do recipiente com tampa, em g.

Outros processos térmicos foram utilizados para a caracterização físico-química das amostras de lodo, como, a determinação do teor de cinzas e determinação da perda ao fogo. Para a determinação do teor de cinzas dos lodos, em base úmida, foi utilizada a metodologia descrita na NBR 8289 (ABNT, 1983), na qual a determinação do teor de cinzas (Cz %) ocorre por meio da



proporção mássica de material que permanece nos cadinhos de porcelana após a combustão a 850,0 °C em forno do tipo mufla e conforme a Equação 2 a seguir.

$$C_z = \frac{m_2}{m_1} \times 100 \quad \text{Equação 2}$$

Sendo que:

C_z corresponde ao teor de cinzas, em base úmida, em %;

m_1 corresponde à massa da amostra, em g;

m_2 corresponde à massa do resíduo após a queima, em g.

A perda ao fogo (P_f %) foi determinada pela massa perdida pelo processo de aquecimento das amostras, conforme a Equação 3.

$$P_f = 100 - C_z \quad \text{Equação 3}$$

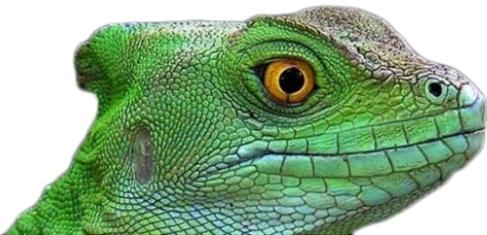
Sendo que:

P_f corresponde à perda ao fogo, em %.

Demais análises, como a difratometria de raios-X (DRX), espectrometria de fluorescência de raios X (FRX) e análise termogravimétrica (TGA) das amostras dos lodos foram realizados em laboratórios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, após o devido preparo. A análise DRX foi realizada em difratômetro de raios-X da marca Siemens (BRUKER AXS), modelo D-5000 (θ -2 θ) equipado com tubo de ânodo fixo de cobre ($\lambda = 1.5406 \text{ \AA}$), operando a 40 kV e 25 mA no feixe primário e monocromador curvado de grafite no feixe secundário.

A análise FRX permite a identificação de elementos químicos ($Z > 10$) presentes em uma amostra, além de estabelecer a proporção em que cada elemento se encontra presente na amostra, e foi realizada utilizando o foi realizada em espectrômetro de fluorescência de raios-X WDS, equipado com tubos de raios-X de ródio (Rh), modelo RIX 2000 da marca Rigaku.

Por fim, a análise TGA realizada permite a identificação do intervalo térmico no qual ocorre a combustão e conseqüente perda de massa associada à decomposição do material. O equipamento utilizado para a análise foi o SDT Q600, sob atmosfera inerte (gás N₂ com vazão de 100,0 mL/min), taxa de aquecimento de 20,0 °C/min e intervalo de temperatura de 20,0 a 1000,0 °C. Além da TGA, esta análise fornece a curva DTG que corresponde à derivada da curva de perda de massa em função da temperatura (dm/dt), que pode ser usada para identificar a T_i e T_f , que correspondem às



temperaturas inicial e final, respectivamente, da variação de massa. Além disso, com a DTG é possível determinar em quantas etapas ocorre uma decomposição térmica ou degradação térmica-oxidativa.

Estudos de secagem dos lodos

Com a obtenção dos primeiros resultados a respeito da caracterização físico-química, foi observado que todas as amostras de lodo (*die cleaning*, misto e usinagem) apresentavam teor de umidade total acima de 50,0%. Diante disso, foram abordadas técnicas para a redução de umidade dos resíduos, aplicando-se, em laboratório, a abordagem de secagem por pilhas ou empilhamento (*“dry stacking”*) muito empregada para redução de umidade de minérios e rejeitos da mineração (STICKLAND et al., 2013).

O procedimento de secagem dos lodos por pilhas envolveu a utilização de massa de 2,0 kg de cada tipo de lodo (lodo *die cleaning*, lodo misto e lodo usinagem), que foram dispostos em formato de pilha retangular sobre bandejas metálicas com camada de britas e papel filtro, que permitiam a percolação da umidade dos lodos para o fundo das bandejas (conforme demonstrado na Figura). Foram montadas três pilhas iguais para cada tipo de lodo, totalizando nove pilhas, as quais ficaram dispostas em área externa do laboratório, ao abrigo da chuva, porém expostas às condições do ambiente. O período de exposição das pilhas foi de quatro semanas (de 26/08/2019 a 27/09/2019) e a eficiência de secagem dos lodos foi avaliada por meio da comparação entre os teores de umidade inicial e final dos lodos, expressa em termos da redução da umidade após o período de exposição das pilhas. A Figura expõe as pilhas formadas para o lodo misto, que foram montadas de forma semelhante para os demais lodos estudados (lodo *die cleaning* e lodo usinagem).



Figura 3: Etapas do procedimento de preparo das bandejas para recebimento dos lodos

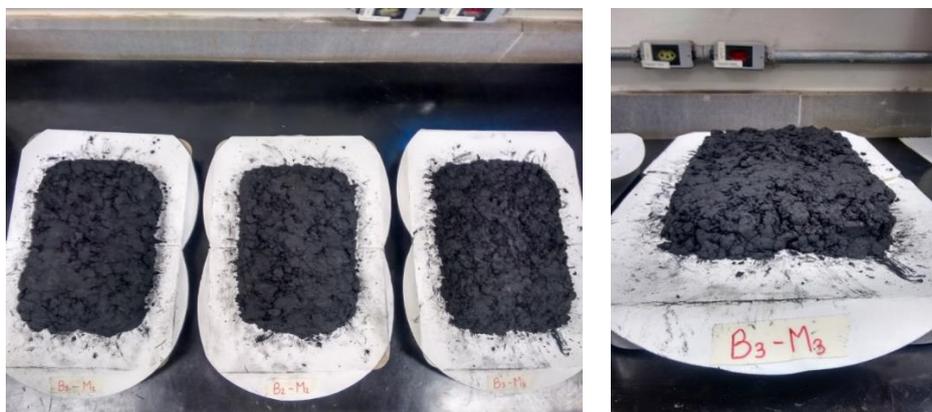


Figura 4: Vista superior das pilhas de lodo misto (esq.); Vista em detalhe da lateral de uma das pilhas de lodo misto (dir.)

A fim de melhor compreender e avaliar o comportamento da secagem dos lodos na empresa de estudo, foi iniciada uma etapa de secagem dos lodos em pontos estratégicos no interior da empresa, sendo eles a estação de tratamento de efluentes (ETE), galpão de resíduos sólidos e o aterro de resíduos industriais perigosos (ARIPE) da empresa. Os três locais foram escolhidos para a realização do experimento uma vez que estão associados ao gerenciamento dos lodos e resíduos sólidos da empresa. O experimento buscou avaliar qual o melhor local já utilizado pela empresa para a redução de umidade dos lodos.

Foram utilizados os lodos *die cleaning* e lodo misto, cerca de 35,0 kg de cada tipo de lodo, os quais foram armazenados em tonéis metálicos (os mesmos utilizados para o transporte dos lodos até o local de descarte da empresa), previamente limpos e com massa conhecida. Após receberem os lodos, os tonéis foram novamente pesados e dispostos nos locais de interesse durante o período de 72 dias (29/10/2019 a 10/01/2020). O lodo usinagem não foi avaliado neste ensaio devido a dificuldades de manuseio e locomoção do material no interior da empresa. Os lodos *die cleaning* e usinagem utilizados neste experimento encontravam-se nos locais de interesse para o estudo, sendo então realizada uma etapa de verificação do teor de umidade inicial de cada lodo oriundo de cada local. A avaliação do local mais favorável para a secagem dos lodos foi feita a partir da evolução da redução de massa dos tonéis de lodo.

Ao logo dos ensaios de secagem dos lodos, tanto em laboratório como na empresa de estudo, foram obtidos dados meteorológicos, como temperatura diária (máxima, média e mínima) e umidade relativa do ar (máxima, média e mínima) dos locais onde os lodos estavam dispostos. Para os ensaios realizados em laboratório, os dados meteorológicos foram obtidos por meio de consultas aos dados disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) para o município de Porto Alegre, durante o período de exposição dos lodos.

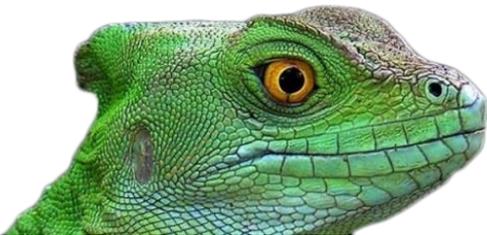


Figura 5: Tonéis metálicos utilizados para armazenamento dos lodos durante o período de 72 dias (29/10/2019 a 10/01/2020) de secagem dos lodos em diferentes ambientes da empresa

Para os ensaios de secagem realizados na empresa, foram instalados sensores de temperatura e umidade relativa do ar, sendo um deles instalado na ETE (Sensor 1), outro instalado no interior do galpão de armazenamento dos resíduos sólidos (Sensor 2) e, por fim, um localizado no interior do ARIPE da empresa (Sensor 3). Os sensores utilizados são da marca OMEGA, modelo OM-HL-SP, com armazenamento dos dados medidos.

Com base nos resultados de massa inicial e massa final dos lodos, foi possível determinar a taxa de secagem dos lodos em cada um dos ambientes de secagem, expressa em g de água perdida/kg de lodo úmido.dia, conforme a Equação 4 a seguir.

$$Taxa\ de\ secagem = \frac{massa\ de\ água\ perdida}{massa\ inicial\ de\ lodo\ úmido \times dia} \quad \text{Equação 4}$$

Sendo que:

- massa de água perdida corresponde à diferença de massa entre as pesagens, em g;
- massa inicial de lodo úmido corresponde à massa de lodo inicial, em kg.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Em relação à etapa de caracterização dos lodos, os resultados das análises por difração de raios X realizadas nas três amostras de lodos apresentaram difratogramas com elevada fluorescência, típico de materiais com elevado teor de ferro analisados com radiação de cobre, além de todas as



amostras de lodo apontarem a presença de magnetita (Fe_3O_4) e quartzo (SiO_2). A Tabela 9 apresenta os principais resultados das fases cristalinas identificadas nas análises de difração por raios X (DRX) para os lodos *die cleaning*, misto e usinagem.

A presença da sílica pode estar relacionada à mistura dos efluentes com as águas de lavagem dos pisos onde ocorrem os processos produtivos, e a presença de óxidos de ferro está, provavelmente, associada às partículas de ferro que se desprendem das peças, matrizes e até mesmo das prensas (THIESEN, 2018). Demais compostos identificados na análise estão relacionados, provavelmente, aos processos de tratamento dos efluentes, como a calcita (CaCO_3) presente devido à adição de cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) e a thenardita (Na_2SO_4), que pode estar relacionada à adição de ácido sulfúrico (H_2SO_4) e hidróxido de sódio (NaOH).

Tabela 9: Fases cristalinas identificadas nos resultados de difração por raios X (DRX) para amostras dos lodos *die cleaning*, misto e usinagem.

Lodo <i>die cleaning</i>		Lodo misto		Lodo usinagem	
Fase	Ficha Cristalográfica	Fase	Ficha Cristalográfica	Fase	Ficha Cristalográfica
Calcita (CaCO_3)	01-072-1937	Magnetita (Fe_3O_4)	01-085-1780	Magnetita (Fe_3O_4)	01-089-0691
Magnetita (Fe_3O_4)	01-074-1910	Quartzo (SiO_2)	01-089-0688	Quartzo (SiO_2)	01-089-8937
Quartzo (SiO_2)	01-089-8940			Thenardita (Na_2SO_4)	01-074-2036

Os resultados da análise elementar semiquantitativa conduzida por fluorescência de raios X é apresentada na Tabela , que apresenta, também, a informação de perda ao fogo das amostras, identificada por LOI. A respeito dos resultados dessa análise, percebe-se a ocorrência de alumínio nas três amostras de lodo, possivelmente devido ao uso de cloreto de polialumínio (PAC) como reagente do tratamento dos efluentes. As amostras de lodo misto e lodo usinagem apresentaram percentuais significativos de ferro (Fe), possivelmente devido aos processos produtivos, como mencionado anteriormente. Devido às quantidades significativas de ferro nas amostras de lodos, cabe ressaltar o potencial de recuperação deste metal e possibilidades de reaproveitamento, tais como: utilização de lodo rico em ferro para melhoria da eficiência de remoção de fósforo em estações de tratamento de efluentes, aplicação do lodo em cultivos de espécies cítricas e recuperação do ferro como coagulante (TSUTIYA e HIRATA, 2001). Nesse sentido, também cabe ressaltar o potencial para



a recuperação do alumínio presente nos lodos. Barros e de Oliveira (2012) propuseram a recuperação de alumínio presente em lodo de estação de tratamento de água (ETA) como sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$), que é utilizado como coagulante nos processos de tratamento de água e efluentes.

Os resultados a respeito do teor de umidade dos lodos *in natura*, realizados de acordo com as recomendações da norma NBR 6457 (ABNT, 1986) são apresentados na Tabela a seguir. Analisando os resultados da Tabela, percebe-se que os lodos apresentaram valores de umidade elevados, especialmente o lodo misto, com umidade média de 70,5%. Os resultados encontram-se acima dos valores citados em literatura para filtros prensa, que costumam ficar na ordem de 25 a 50% (ANDREOLI, 2001; CAVALCANTI, 2012.), indicando a necessidade de adoção de outras medidas para redução de umidade, uma vez que o transporte e a disposição dos lodos leva em consideração a massa do material.

Tabela 2: Resultados da análise semiquantitativa por fluorescência de raios X, em porcentagem em massa, das amostras de lodo *die cleaning*, misto e usinagem.

Elemento (%, m/m)	s'	Amostra		
		Lodo <i>die cleaning</i>	Lodo misto	Lodo usinagem
Si	0,17	nd	nd	nd
Al	0,16	17,03	7,15	5,84
Ti	0,00	0,23	0,16	0,04
Fe	0,03	2,57	25,09	22,37
Mn	0,00	0,03	0,11	0,07
Mg	0,03	16,5	4,08	0,79
Ca	0,01	5,90	1,54	0,29
Na	0,08	0,24	4,40	12,13
K	0,02	0,07	0,14	0,22
P	0,01	0,55	2,87	6,84
LOI* (%)		56,86	54,45	51,41
Total		99,98	99,99	100

*LOI corresponde à perda ao fogo observada durante a análise



Tabela 3: Valores de teores de umidade média e desvio padrão para as amostras de lodo analisadas (n=3).

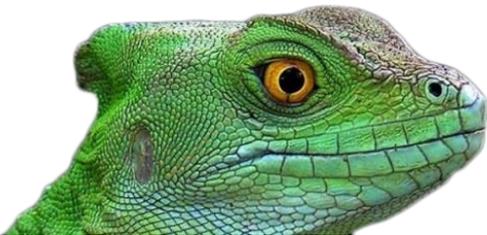
Tipo de lodo	Umidade média (%)	Desvio padrão
<i>Die cleaning</i>	63,3	0,9
Misto	70,5	0,2
Usinagem	54,4	3,1

A Tabela apresenta os resultados obtidos para o teor de cinzas e perda ao fogo dos lodos, obtidos de acordo com a NBR 8289 (ABNT, 1983). Os resultados indicam que, com um tratamento térmico a 850 °C, além da redução da umidade, ocorre a possibilidade de uma redução em massa de aproximadamente 45% para o lodo *die cleaning*, 42% para o lodo misto e 59% para o lodo de usinagem por decomposição térmica do resíduo seco.

Tabela 4: Resultados de teor de cinzas médio (Cz) e perda ao fogo média (Pf) para os lodos *die cleaning*, misto e usinagem (n=3).

Tipo de lodo	Teor de cinzas médio - Cz (%)	Perda ao fogo média - Pf (%)
<i>Die cleaning</i>	55,3	44,7
Misto	58,3	41,7
Usinagem	46,2	58,8

Os resultados das análises termogravimétricas (Figura) apresentam o comportamento dos lodos à medida que a temperatura a qual está exposto aumenta, em relação à sua perda de massa (TGA) além de apresentarem os resultados para a derivada da curva TGA, a curva DTG, a qual representa a velocidade com que a decomposição térmica acontece. Analisando os resultados, é possível observar que os três tipos de lodo apresentaram perda de massa entre 50 e 60,0%, com decomposição térmica significativa até 850,0 °C. Analisando a curva TGA para a amostra de lodo *die cleaning*, observa-se que os picos de reação em função da temperatura mais significativos ocorreram em temperaturas próximas a 150, 240 e 700,0 °C, sendo que a temperatura de reatividade máxima ocorreu em temperatura próxima de 250,0 °C. Em relação à curva TGA para a amostra de lodo misto, percebe-se que a temperatura de reatividade máxima ocorre a aproximadamente 290,0 °C e que a curva DTG apresentou picos em temperaturas próximas de 290 e 430,0 °C, sendo que o segundo pico sugere que se refere a uma reação secundária de decomposição. Para a amostra de lodo usinagem,



são observados vários picos da curva DTG, sendo que o principal ocorre a aproximadamente 301,0 °C e após o último pico próximo a 660,0 °C, é observado um decaimento da curva DTG e ausência de picos significativos, indicando a ocorrência de reações pequenas de decomposição térmica.

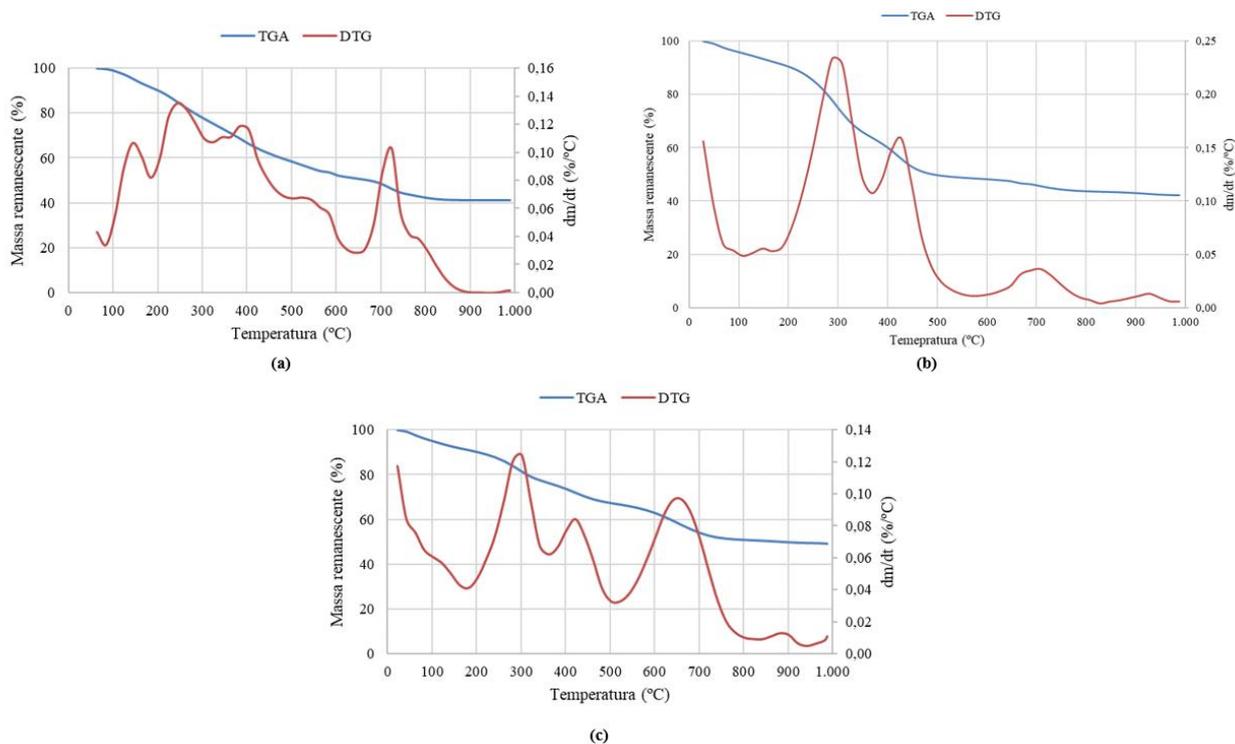
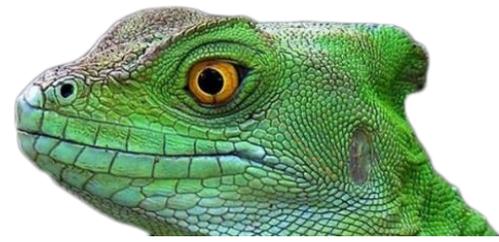


Figura 6: Resultados das análises termogravimétrica para as amostras de lodos die cleaning (a), misto (b) e usinagem (c)

A respeito do ensaio de secagem em pilhas realizado no laboratório, as pilhas após ficarem expostas por um período de quatro semanas (26/08/2019 a 27/09/2019), período durante o qual ocorre a mudança de estação (inverno – primavera) caracterizada por períodos chuvosos e de tempo ensolarado e estável, são apresentadas na Figura abaixo. Na Figura é possível perceber que os três tipos de lodo apresentavam, visualmente, aspecto de lodo mais seco do que na condição inicial, indicando que o período de tempo em que ficaram expostos na área externa, bem como a superfície drenante na qual estavam dispostos, contribuiu positivamente para a redução de umidade dos materiais.

Ao final do período de exposição, amostras de lodos das pilhas foram coletadas para análise gravimétrica do teor de umidade de cada tipo de lodo, e os teores de umidade finais foram comparados aos teores de umidade iniciais a fim de determinar a redução de umidade. Os resultados são apresentados na Figura a seguir, na qual é possível observar que a redução de umidade foi bem significativa para os três tipos de lodo estudados, sendo que a redução de umidade para os lodos *die*



cleaning, misto e usinagem foram, respectivamente, 41,3%, 49,5% e 34,6%. Com base nas informações de massa inicial e massa final dos lodos, após o período de quatro semanas, também foram obtidas as taxas de secagem para cada tipo de lodo, que foram de 18,3 g H₂O/kg de lodo úmido.dia, 15,9 e 18,7 g H₂O/kg de lodo úmido.dia, para os lodos *die cleaning*, misto e usinagem, respectivamente.



Figura 7: Pilhas de lodos dispostas em área externa do laboratório antes do período de quatro semanas (a) e após o período de quatro semanas (b). Da esquerda para a direita: lodo *die cleaning*, lodo misto e lodo usinagem, em ambas as imagens.

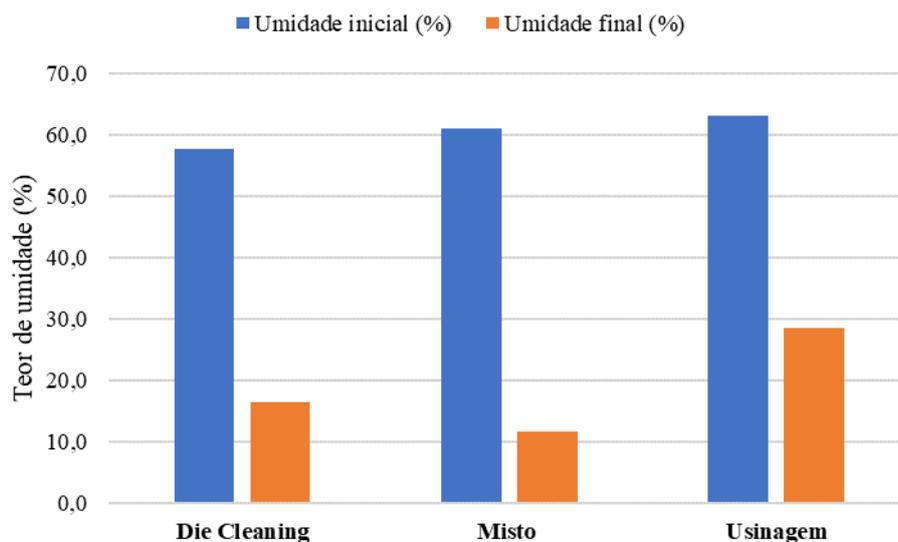


Figura 8: Resultados do ensaio de secagem dos lodos em área externa do laboratório após o período de quatro semanas

Em relação ao monitoramento das variáveis meteorológicas, o período de 26/08/2019 a 27/09/2019 foi caracterizado por variações significativas na temperatura e umidade relativa do ar,



conforme informações coletadas no banco de dados do INMET. A temperatura média para o período foi de 17,2 °C e a umidade média foi de 76,1%. Percebeu-se que os registros de temperaturas mais elevadas coincidiram com os registros de baixa umidade relativa do ar, favorecendo o processo de secagem do lodo. A temperatura máxima registrada no período foi de 36,1 °C e a mínima foi de 6,9°C. Durante o período, foi registrado um evento de precipitação de até 38,8 mm, que coincide a máxima umidade relativa do ar de 97,0%. Apesar das variações dos dados observados, a secagem do lodo ocorreu de forma satisfatória, mesmo com período chuvoso ou até baixas temperaturas.

Após o período de 72 dias (de 29/10/2019 a 10/01/2020), as amostras de lodo *die cleaning* e lodo misto que estiveram expostas na ETE, galpão de resíduos sólidos e ARIPE da empresa de estudo foram submetidas a análises gravimétricas para verificação da redução de umidade dos lodos. A Figura a seguir apresenta os principais resultados do experimento de secagem dos lodos no ambiente industrial. Em relação aos lodos dispostos em tonéis metálicos na área externa da ETE, o lodo *die cleaning* apresentava umidade inicial de 27,0% e o lodo misto apresentava umidade inicial de 54,4%. Ao final do período de 72 dias, as umidades finais foram de 12,6% e 29,8% para os lodos *die cleaning* e misto, respectivamente, e a taxa de secagem dos lodos sob essas condições foram de 2,3 e 4,8 g H₂O/kg de lodo úmido.dia para o lodo *die cleaning* e misto, respectivamente. Em relação aos lodos dispostos no galpão de resíduos sólidos, o lodo *die cleaning* apresentava umidade inicial de 47,1% e o lodo misto apresentava umidade inicial de 56,4%. Ao final do período de exposição de 72 dias, os lodos *die cleaning* e misto apresentaram umidade final de 34,5 e 44,6%, e taxa de secagem de 2,7 e 3,0 g H₂O/kg de lodo úmido.dia, respectivamente. Os lodos dispostos em tonéis metálicos no ARIPE apresentavam umidade inicial de 7,4 e 58,8%, para o lodo *die cleaning* e misto, respectivamente. Ao final do período de 72 dias, as umidades finais foram de 2,2 e 39,6%, e as taxas de secagem foram de 0,7 e 4,4 g H₂O/kg de lodo úmido.dia para o lodo *die cleaning* e misto, respectivamente.

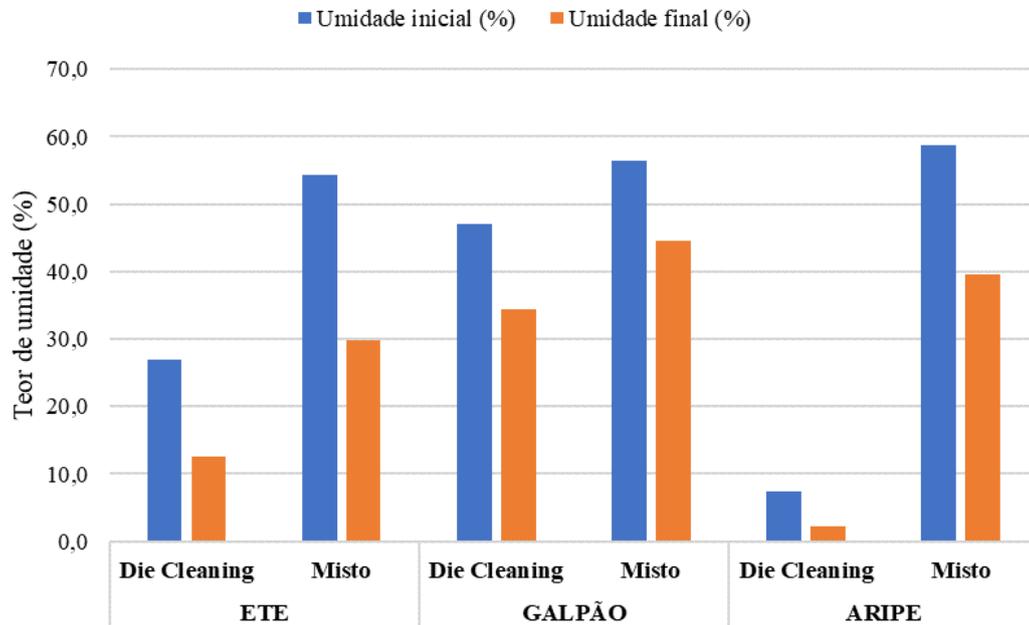
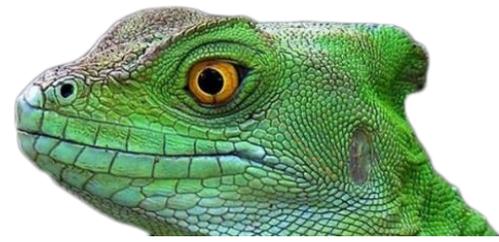


Figura 9: Resultados do ensaio de secagem dos lodos na empresa de estudo após o período de 72 dias

Em relação ao monitoramento das condições meteorológicas nos locais da empresa de estudo, a Tabela apresenta os principais resultados de temperatura máxima, temperatura média, temperatura mínima e umidade relativa do ar média para os locais de interesse durante o período de 72 dias de experimento. As maiores temperaturas observadas no galpão de resíduos e no ARIPE se devem, provavelmente, ao material metálico utilizado em suas estruturas, que aquece rapidamente e mantém o calor no interior das construções. No entanto, percebeu-se que apenas a temperatura elevada não resulta em maiores reduções de umidade dos lodos, conforme observado na Figura, uma vez que os lodos dispostos na ETE apresentaram resultados mais otimistas para a redução de umidade dos resíduos. Esse comportamento está relacionado, provavelmente, ao fato de os lodos estarem dispostos em área externa, protegidos de eventos de chuva, porém expostos à maior circulação de ar e, conseqüentemente, maior troca de calor com o ambiente. Esse motivo também justificaria a maior taxa de secagem dos lodos observadas em ensaios realizados no laboratório do que as taxas observadas no experimento conduzido na empresa, uma vez que no laboratório a disposição dos lodos em formato de pilhas retangulares proporcionou maior área superficial dos lodos quando comparados com os lodos dispostos em tonéis metálicos, como foi realizado na empresa.

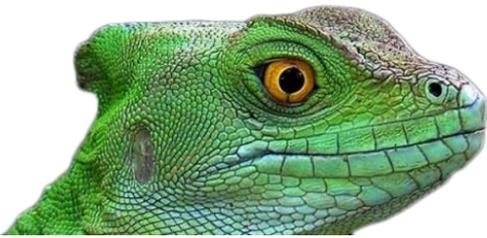


Tabela 5: Resumo dos parâmetros meteorológicos observados nos locais da empresa de estudo durante o período de 29/10/2019 a 10/01/2020.

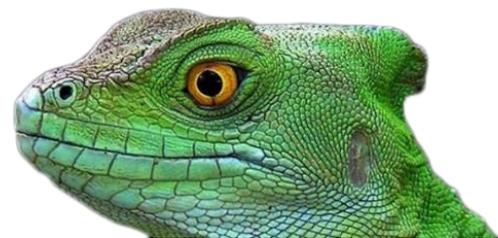
Local	Temperatura Máxima (°C)	Temperatura Média (°C)	Temperatura Mínima (°C)	Umidade Relativa do Ar Média (%)
ETE	42,4	25,0	15,0	65,9
Galpão de resíduos sólidos	45,4	26,5	13,8	61,8
ARIPE	49,4	26,7	11,0	61,7

De acordo com informações obtidas junto à empresa, os valores praticados à época do presente estudo para a disposição dos resíduos para coprocessamento e compostagem são de R\$612,00/ton e R\$97,00/ton, respectivamente. Além disso, os valores associados ao transporte dos resíduos até a usina de coprocessamento e a central de compostagem são, respectivamente, R\$847,80/ton e R\$999,80/ton. A partir destas informações e das informações sobre a produção mensal de lodos na empresa de estudo, foi avaliada a redução de custo potencial considerando o teor de umidade final dos lodos na ordem de 35,0%, valor este atingido tanto nos experimentos de secagem no laboratório como na empresa de estudo. A Tabela apresenta a comparação de custos da empresa atuais e após a etapa de redução de umidade dos lodos, considerando umidade final de 35,0%.

Tabela 6: Comparação de custos com disposição anuais atuais e após secagem dos lodos, considerando umidade final de 35,0%.

Tipo de lodo	Geração (ton/mês)	Custo anual atual* (R\$/ano)	Geração após redução de umidade (ton/mês)	Custo anual após redução da umidade* (R\$/ano)
Lodo Die Cleaning	1,20	R\$ 21.021,12	0,55	R\$ 9.634,68
Lodo Usinagem	3,00	R\$ 39.484,80	1,93	R\$ 25.401,90
Lodo Forjaria	11,00	R\$ 192.693,60	5,46**	R\$ 95.646,10

Os valores apresentados na Tabela consideraram o valor gasto pela empresa para transporte e disposição do lodo de usinagem de R\$1.096,80/ton e R\$1.459,80/ton para os demais lodos e consideraram o teor de umidade do lodo misto para a simulação econômica aplicada ao lodo de forjaria. A partir dessa avaliação, é possível perceber que ocorre redução considerável nos custos de



transporte e disposição dos lodos após ocorrer a redução de umidade dos mesmos, e que pode chegar a uma redução de custos de até 48,4%, ou seja, quase 50% do valor atual. Com isso, fica evidente que a redução de umidade dos lodos garante uma redução de custos nas atividades associadas ao seu gerenciamento fora da empresa, além de mostrar que o investimento em pesquisa e novas tecnologias no setor pode ser economicamente viável.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

A caracterização dos lodos permitiu a determinação de parâmetros dos materiais, sendo que o teor de umidade dos lodos foi o parâmetro mais importante durante a execução do trabalho, pois permitiu a busca por metodologias para redução de umidade, e consequentemente, redução de custos associados à disposição dos materiais. As análises de difratometria de raios X e espectrometria por fluorescência de raios X permitiram a determinação dos compostos cristalinos e análise quali e quantitativa dos lodos, possibilitando a determinação usos futuros de acordo com as características de cada resíduo. Com isso, algumas possibilidades de reutilização dos lodos para usos agrícolas, por exemplo, podem ser posteriormente estudadas, bem como a investigação sobre o potencial de recuperação de metais presentes nos resíduos e sua viabilidade, uma vez que as amostras de lodo apresentaram teores consideráveis de ferro e alumínio. Com base nas informações obtidas por meio das análises termogravimétricas, é possível estimar que ocorra perda de massa de 40 a 60% nos lodos, quando submetidos a tratamentos térmicos superiores a 850,0 °C. Tal informação é fundamental para a avaliação e tomada de decisão a respeito do melhor tratamento e disposição dos resíduos.

Os ensaios de secagem realizados no laboratório por meio de pilhas de lodos apresentaram resultados positivos na redução de umidade dos lodos, sendo depois realizados ensaios de secagem dos lodos no próprio ambiente industrial. Em laboratório, foi observado que a redução de umidade dos lodos *die cleaning*, misto e usinagem foram, respectivamente, 41,3%, 49,5% e 34,6%. Com base nas informações de massa inicial e massa final dos lodos, após o período de quatro semanas, também foram obtidas as taxas de secagem para cada tipo de lodo, que foram de 18,3 g H₂O/kg de lodo úmido.dia, 15,9 e 18,7 g H₂O/kg de lodo úmido.dia, para os lodos *die cleaning*, misto e usinagem, respectivamente. Os resultados mais satisfatórios ocorridos em laboratório podem estar relacionados ao fato de que, quando os lodos estão dispostos em formato de pilha, a mesma oferece melhores condições para a redução da umidade devido à maior área superficial dos lodos do que quando comparado à disposição dos resíduos em tonéis metálicos. Além disso, no experimento



realizado em laboratório, as pilhas de lodo ficaram dispostas em área externa, que, como verificado no experimento realizado na ETE da empresa de estudo, ofereceu melhores condições de redução de umidade dos lodos, possivelmente devido à maior circulação de ar nos locais externos.

Na empresa de estudo, foram avaliados os melhores locais para disposição e redução de umidade dos lodos *die cleaning* e misto. A maior redução de umidade foi observada na ETE, para o lodo misto, que foi de 24,6%. A partir dos resultados apresentados de secagem no ambiente da empresa de estudo, verificou-se a influência de outros fatores além da temperatura e umidade relativa do ar, que desempenharam papéis importantes para a redução de umidade dos lodos, como, por exemplo, a circulação de ar no local onde os lodos ficam dispostos para secagem. Com isso, foi observado que mesmo nos locais com temperaturas elevadas registradas, como no galpão de resíduos sólidos e ARIPE, onde as temperaturas atingiram quase 50,0 °C, os lodos ali dispostos não tiveram a melhor redução de umidade.

Por fim, a avaliação econômica realizada mostrou que é possível obter uma economia considerável com as atividades de transporte de disposição dos lodos caso sejam implantadas metodologias adequadas para redução de umidade dos resíduos. A redução de custos da empresa com as atividades de transporte e destinação adequada dos lodos pode chegar a quase 50% indicando que este setor apresenta potencial para realização de pesquisas e investimentos em tecnologias adequadas para permitir a redução de umidade dos resíduos.

O presente estudo possibilitou, portanto, o melhor entendimento do processo de geração de resíduos do tratamento de efluentes da empresa de estudo, bem como apresentou informações pertinentes ao processo de gerenciamento desses materiais. Além disso, apresentou metodologias para melhorar os processos de redução de umidade dos lodos, e apresentou informações relevantes ao processo de secagem e de lodos, como a taxa de secagem de lodos. Espera-se, portanto, que as informações contidas no presente trabalho possam auxiliar na gestão dos resíduos sólidos de ETE's industriais, seja no que tange às melhorias de redução de umidade de lodos, como ao potencial de reuso e reaproveitamento do material, conforme sua composição.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Andreoli, C. V. 2001. Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Rio de Janeiro.

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. 1983. NBR 8290: Carvão mineral – determinação do teor de cinzas. Rio de Janeiro.



- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. 1986. NBR 6457: Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT. 2004. NBR 10.004: Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro.
- Barros, S.S.; de Oliveira, R. M. S.. 2012. Recuperação do alumínio utilizado na Estação de Tratamento de Água 6 (ETA 6) de Palmas-TO. 8º Seminário de Iniciação Científica da Universidade Federal do Tocantins. Palmas.
- Cavalcanti, J. E. W de A. 2012. Manual de tratamento de efluentes industriais. 2ª ed. 500p. São Paulo.
- Marson, M.D. 2014. A evolução da indústria de máquinas e equipamentos no Brasil: Dedini e Romi, entre 1920 e 1960. Nova Economia. n. 24, p. 685-710. Belo Horizonte.
- Mobaraki, M.; Semken, R. S; Mikkola, A.; Pyrhönen, J.. 2018. Enhanced sludge dewatering based on the application of high-power ultrasonic vibration. Ultrasonics. n. 84, p.438-445.
- Rio Grande do Sul. 2017. Atlas Socioeconômico do Rio Grande do Sul. Secretaria de Planejamento, Orçamento e Gestão. Disponível em: <<https://atlassocioeconomico.rs.gov.br/metalurgia-e-maquinas-e-equipamentos>>. Acesso em 17 de julho de 2019.
- Stickland, A. D.; Ress, C. A; Mosse, K. P. M; Dixon, D. R; Scales, P.J.. 2013. Dry stacking of wastewater treatment sludges. Water Research. n. 47, p. 3543-3542.
- Thiesen, R. F. T. 2018. Caracterização, processamento e aproveitamento energético de um lodo grafítico de uma estação de tratamentos de efluentes de forjaria. Dissertação de Mestrado. Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- Tsutiya, M. T.; Hirata, A. Y. 2001. Aproveitamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água do estado de São Paulo. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa



EFICIÊNCIA DO MÉTODO DE COMPOSTAGEM POR LEIRA ESTÁTICA COM AERAÇÃO PASSIVA

| ID 15809 |

1Rafaela Costa Castelo Branco, 2Rodrigo Rodrigues Aguiar, 3Valéria Cristina Palmeira Zago

*1Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, e-mail: rafaellacosta11@gmail.com; 2Centro
Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, e-mail: rodrigoaguiar1512@gmail.com; 3Centro Federal de
Educação Tecnológica de Minas Gerais, e-mail: valzagomg@gmail.com*

| RESUMO |

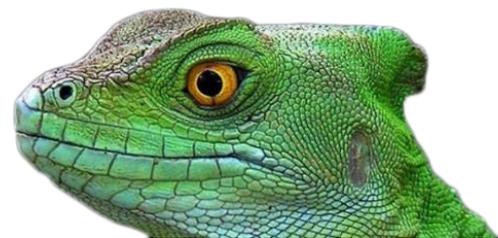
A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída pela lei 12.305/2010, apresenta ferramentas eficientes no que tange ao enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos. Ademais, visa a prevenção e a redução na geração de resíduos. Como destinação adequada dos resíduos orgânicos, a PNRS preconiza a compostagem, que é um processo biológico de decomposição e reciclagem da matéria orgânica contida em restos de animais e vegetais. Este processo de decomposição pode ser afetado por diversos fatores físico-químicos, dentre eles a temperatura, umidade e o pH.

O presente estudo, foi realizado durante o período de 10 de Setembro a 02 de Dezembro de 2019, no Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – Campus II, objetivando avaliar a eficiência do método “Leira estática com aeração passiva”, através do monitoramento diário de temperatura, pH e umidade, por se apresentarem como os principais parâmetros para identificação da fase em que se encontra a compostagem e como está o processo de degradação dos resíduos. Na formação das leiras foi estabelecido as dimensões de 1,5 metros de comprimento x 1,2 metros de largura, e foram utilizados podas de gramados secos, dispostas na base, atingindo cerca de 50 cm de altura. A cada vez que era adicionado resíduos orgânicos, estes provenientes do preparo das refeições no Restaurante Universitário, a leira era aberta e revolvida, logo após uma nova camada de material seco era disposta ocorrendo o fechamento da leira.

Durante o período de análise, as leiras de compostagem receberam 1.036 kg de resíduos orgânicos e a massa de composto orgânico final de 636 kg. Já em relação a pesagem do material seco, folhas/gramíneas, utilizados durante o processo foi de 423 kg. A temperatura, um dos parâmetros com maior influência na qualidade do composto, realizou quatro fases perceptíveis, onde a primeira atinge até 40°C, a segunda esteve entre 40°C e 65°C, a terceira, onde a temperatura começa a cair, esteve entre 55°C e 40°C e finalmente a quarta fase, em que a temperatura diminui ainda mais chegando a 38°C. O pH se manteve na faixa ideal para decomposição dos resíduos, valores entre 5,5 e 8,0. Por fim, a umidade da leira analisada se manteve excelente até 10 de novembro, onde a umidade se eleva, chegando a 78% e diminuindo logo após a adição de matéria seca para reter o excesso de umidade.

Os resultados analisados mostraram que a compostagem por meio do método leira estática com aeração passiva, é uma boa alternativa para redução e reaproveitamento de resíduos sólidos, visto que o composto final reduziu a massa dos resíduos em 40%. O composto orgânico final ainda serviu como adubo para ser utilizado pela instituição, reduzindo os gastos com compras e trazendo benefícios ambientais para a instituição, como o uso em jardins e produção de mudas e o aumento da vida útil dos aterros sanitários. Visto estes resultados, pode-se dizer que é importante a replicação deste método por outras instituições.

Palavras-chave: Resíduos sólidos orgânicos; Parâmetros Físico-químico; Composto Orgânico.



| INTRODUÇÃO |

Conforme o Ministério do Meio Ambiente – MMA (2015), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela lei 12.305/2010 contém instrumentos eficientes, no que diz respeito ao enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos. Ademais, visa a prevenção e a redução na geração de resíduos, tendo como proposta, a prática de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem, a reutilização dos resíduos sólidos e a disposição ambientalmente adequada dos rejeitos.

A caracterização nacional de resíduos, publicada na versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, mostrou que os resíduos orgânicos correspondem a mais de 50% do total de resíduos sólidos urbanos gerados no Brasil (MMA, 2017). No entanto, a compostagem é a tecnologia preconizada na PNRS como destinação adequada dos resíduos orgânicos, evitando sua disposição em aterros sanitários e, possibilitando a geração de um produto final, com propriedades que podem melhorar a estrutura e a fertilidade dos solos.

A compostagem é um processo biológico de decomposição e reciclagem da matéria orgânica contida em restos de origem animal ou vegetal (MMA, 2016). Esta atividade é influenciada por fatores que afetam a atividade microbológica e a qualidade final do composto orgânico, como umidade, oxigenação, temperatura, granulometria do material, concentração de nutrientes e relação C/N (PEREIRA-NETO, 2007). Segundo RUSSO (2003), os fatores que afetam o processo são os que determinam a existência de uma população diversificada de microrganismos necessários para completar a degradação, pois o oxigênio supre a demanda biológica, a temperatura influencia na velocidade das reações bioquímicas e a umidade processa as atividades metabólicas.

As atividades antrópicas geram impactos negativos sobre o solo e paisagem, favorecendo processos como erosão, lixiviação, perda da fertilidade do solo, e a diminuição da biodiversidade (PEREIRA et al., 2017). O composto orgânico pode ser aplicado ao solo para melhorar seus atributos, sem ocasionar riscos ao meio ambiente. O presente estudo teve por objetivo avaliar os atributos físico-químicos da compostagem em leiras estáticas com aeração passiva, realizada no Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais – Campus II.



| MATERIAL E MÉTODOS |

Em setembro de 2019, foram implantadas duas leiras de compostagem no Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, no campus II (Latitude 19°56'20.8"S e Longitude 43°59'57.0"W), reutilizando os restos de alimentos da preparação das refeições, almoço e jantar, do Restaurante Universitário e podas realizadas no campus, através do método de “Leiras estáticas por aeração passiva”. Neste modelo, a arquitetura da leira é de extrema importância, pois é o principal fator que garante a aeração adequada do processo. Para tanto, foi estabelecido as dimensões da leira em 1,5 metros de comprimento x 1,2 metros de largura. Para construção das leiras, foram utilizadas podas de gramados secos, dispostas na base, atingindo cerca de 50 cm de altura e nas laterais.

Posteriormente, os resíduos orgânicos coletados do Restaurante Universitário (folhas e cascas de hortícolas e frutas) foram encaminhados até a área de compostagem, onde foram pesados e adicionados à leira, que por sua vez, foram recobertos com poda de gramado e folhas de árvores (Figura 1). Esse procedimento, foi replicado diariamente, no entanto, alternando-se as leiras.



Figura 1: Leira de compostagem sendo revolvida após a adição dos resíduos orgânicos, 2020

Durante o período de 10 de Setembro a 02 de Dezembro de 2019, foi realizado o monitoramento diário de alguns parâmetros físico-químicos que determinam em que fase está a compostagem e como está o processo de degradação da matéria orgânica, sendo eles pH, umidade e



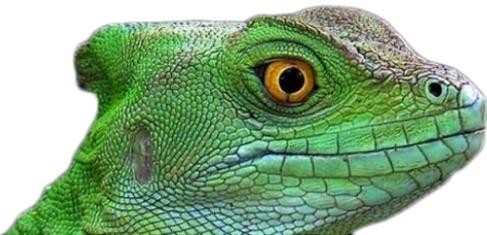
temperatura. Para as coletas dos parâmetros analisados, foi utilizado o PHS-1000 - Medidor de pH e Umidade do Solo e o Termômetro Digital de 2 Canais ITTH 1400. No monitoramento dos parâmetros, foi escolhido o centro de uma das pilhas a partir da altura e largura da mesma. Já na medição da massa dos resíduos orgânicos, úmidos e secos, foi utilizado uma balança de mão – Balanzzza digital Luggage, esta era presa a um balde e tarada, logo após os resíduos eram colocados e assim era possível obter o valor apenas da massa de resíduos que era seguidamente anotado. Previamente a adição de novos resíduos às leiras, as medições de monitoramento eram realizadas, se fazendo necessário aproximadamente 5 minutos para análise dos valores de pH, umidade e temperatura e 15 a 20 minutos para pesagem dos resíduos.

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Durante o período de análise, fase em que as leiras ainda estavam recebendo resíduos, de 10 de setembro a 02 de novembro, as pilhas de compostagem receberam em média, cerca de 19,25 kg de resíduos orgânicos por dia, totalizando ao final do estudo 1.036 kg de resíduos orgânicos adicionados e massa de composto orgânico final de 636 kg (Figura 2). Este último foi peneirado e separado para ser utilizado em mudas de plantas e nos jardins do Campus. Em relação a pesagem das folhas/gramíneas utilizadas durante o processo de compostagem a utilização diária foi em média de 8,1 kg, totalizando 423 kg no término das atividades. O processo de compostagem apresentou valores ótimos de degradação, reduzindo em 40% a massa de resíduos.



Figura 2: Material húmico após o processo de compostagem, 2019



Dentre os parâmetros analisados, o de grande influência na qualidade do composto, é a temperatura, visto que ela é um dos atributos que marcadamente descreve a fase do processo de decomposição em que se encontra o material orgânico e se está ocorrendo da forma correta, a degradação é relacionada em quatro fases: fase inicial, fase termofílica, fase mesofílica e fase de maturação. De acordo com Kiehl (1998), no processo de compostagem, a atividade microbiológica atinge alta intensidade, provocando a elevação da temperatura no interior das leiras, chegando a valores de até 65°C, ou mesmo superiores, em decorrência da geração de calor pelo metabolismo microbiológico de oxidação da matéria orgânica que é exotérmico.

Pode-se inferir que após as medições de temperatura houve claramente a distinção das quatro fases de degradação, que são descritas no Manual de Compostagem do Ministério do Meio Ambiente (2017). Na primeira fase, descrita como a inicial, ocorre a liberação de calor e, rápida elevação da temperatura, ocorrendo a proliferação de microrganismos mesófilos, iniciando o processo de decomposição. Durante esta fase, houve o predomínio de temperaturas moderadas, até cerca de 40°C, esta fase é de curta duração e é visível do dia 10 a 17 de setembro, como apresentado na Figura 3. Segundo SALES (2017), na fase termofílica, segunda fase de decomposição, ocorre plena ação dos microrganismos termófilos aeróbios, especialmente bactérias, com intensa taxa de decomposição e grande geração de calor e vapor de água, fase esta que possui longa duração, maiores taxas de degradabilidade e as temperaturas mais altas (>40°C), sendo observada no período de 18 de setembro até 12 de novembro (Figura 3). Durante essa fase a temperatura oscilou bastante mas com valores entre a faixa ótima, não se fazendo necessário aplicações de métodos compensatórios.



Figura 3: Evolução da Temperatura entre os meses de setembro a dezembro de 2019, em compostagem pelo método de leiras estáticas com aeração passiva
I – Fase Inicial; II- Fase Termofílica; III -Fase Mesofílica e IV – Fase de Maturação.



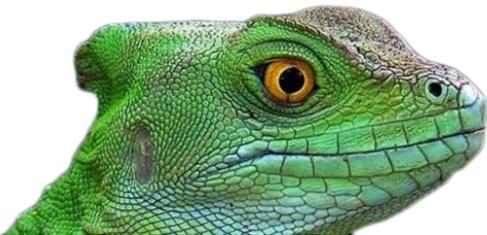
Segundo o Ministério do Meio Ambiente (2017), na terceira fase de degradação da matéria orgânica, ocorre a fase mesofílica, onde começa a diminuição gradativa da temperatura em função da menor atividade microbiana, os fungos mesófilos e actinomicetos (Figura 3) reinfestam a leira e ocorre a degradação de substâncias orgânicas mais resistentes. Pela Figura 3 nota-se que esta fase iniciou no dia 13 e se estende até o dia 26 de novembro, onde percebe-se o declínio da temperatura. Após alguns dias, ocorreu finalmente a etapa de maturação, marcada pela presença de macrorganismos na pilha, ocorrendo a formação de substâncias húmicas. Nesse período, a atividade microbiana é baixa e a temperatura acaba estabilizando.



Figura 4: Espécie predominante na fase mesofílica, 2019

Segundo SALES (2017), a temperatura ótima para o desenvolvimento da atividade microbiana está entre 40°C e 60°C, obtendo como média ideal 55°C. Temperaturas elevadas, entre 70°C a 75°C, reduzem a atividade benéfica dos microrganismos e aumenta a possibilidade de perda de nitrogênio por volatilização da amônia, isso ocorre com mais frequência quando a matéria-prima possui reação alcalina e baixa relação C: N (SALES, 2017). Para corrigir temperaturas elevadas pode-se irrigar a leira ou diminuir a sua altura para favorecer a perda de calor por dissipação, já para corrigir temperaturas muito baixas <35°C pode-se tentar revolver a pilha e/ou adicionar mais material úmido. Deste modo, pode-se inferir que a temperatura esteve dentro do padrão indicado, durante todo o processo, apresentando bons índices, mesmo em fases diferentes de decomposição.

O pH da leira de compostagem também é um indicativo da fase de decomposição dos resíduos orgânicos. Segundo VALENTE (2011) ao montar a leira, a decomposição da matéria orgânica, seja ela vegetal ou animal, é geralmente ácida, devido à geração de ácidos minerais. Após o início da



decomposição do material orgânico (fase fitotóxica), ocorre a formação de ácidos orgânicos que tornam o meio mais ácido, estes passam a reagir com as bases liberadas pela matéria orgânica, gerando compostos de reação alcalina. Com a compostagem há formação dos ácidos húmicos que também reagem com os elementos químicos básicos, formando humatos alcalinos. Como consequência, o pH do composto se eleva à medida que o processo se desenvolve, passando pelo pH 7,0 e alcançando pH superior a 8,0.

Outrossim, após as medições verificou-se que o pH da leira conseguiu se desenvolver na faixa ideal durante todo o período de análise (Figura 2), visto que do dia 10 até o dia 18 de setembro houve o aumento gradativo do pH, chegando posteriormente na faixa indicada como ideal, sendo ela entre 5,5 e 8,5, uma vez que a maioria das enzimas encontram-se ativas nesta faixa de pH (Rodrigues et al., 2006). Segundo a Embrapa (2008), valores baixos de pH são indicativos de falta de maturação devido à curta duração do processo ou à ocorrência de processos anaeróbios no interior da pilha de compostagem. À medida que os fungos e as bactérias digerem a matéria orgânica, são liberados ácidos que se acumulam e acidificam o meio. Este declínio do pH favorece o crescimento de fungos e a decomposição da celulose e da lenhina. Posteriormente estes ácidos são decompostos até serem completamente oxidados. No entanto, se existir escassez de oxigênio, o pH poderá chegar a valores inferiores a 4,5 e limitar a atividade microbiana, retardando, assim, o processo de compostagem. Nestes casos, deve-se revolver as leiras para melhorar a oxigenação nas pilhas e o pH voltar à normalidade, sendo ele neutro.

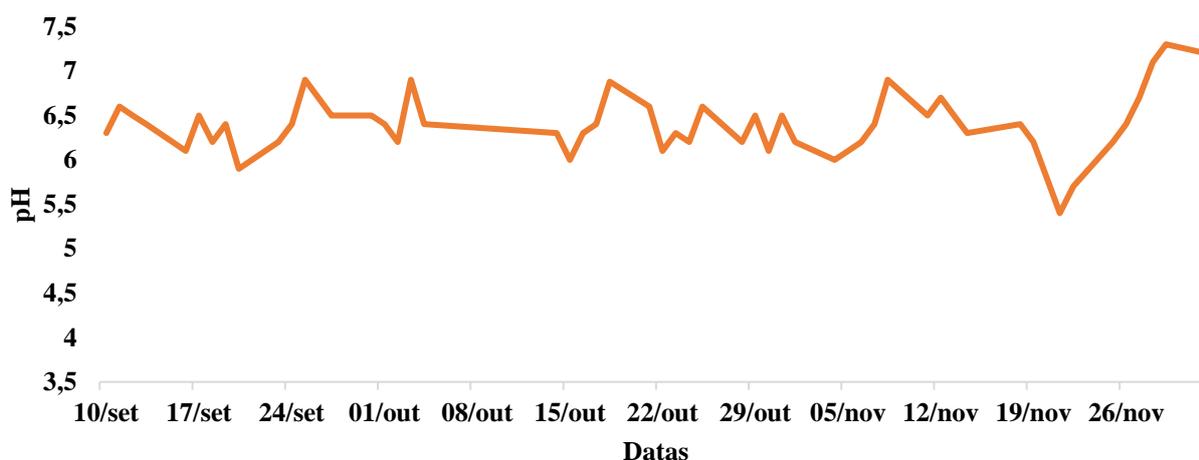
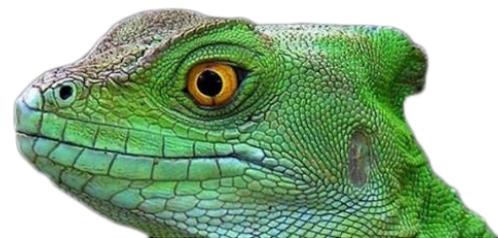


Figura 5: Evolução do pH no período entre os meses de setembro a dezembro de 2019, em compostagem pelo método de leiras estáticas com aeração passiva



Além disso, outro parâmetro de grande importância para o processo de degradação do resíduo orgânico, é a umidade. Segundo a Embrapa (2008), a faixa de umidade ótima para se obter um máximo de decomposição da matéria orgânica está entre 40 a 60%, principalmente durante a fase inicial, pois é necessário que haja um adequado suprimento de água para promover o crescimento dos organismos biológicos envolvidos no processo e para que as reações bioquímicas ocorram adequadamente durante a compostagem. Caso a umidade seja excessiva ocorre a aglutinação de partículas, o que baixa a resistência estrutural da leira, restringindo a difusão de oxigênio. Teores de umidade menores que 40%, inibem a atividade microbiológica, diminuindo a taxa de estabilização do composto.

Durante o período de 10 de setembro a 10 de novembro, a umidade se manteve em padrões excelentes no que tange as atividades dos microrganismos. Entretanto, entre os dias 11 e 16 de novembro houve excesso de umidade (Figura 3), já que a temperatura estava decaindo pois a leira se encontrava na fase mesofílica. Pode-se citar como motivo para essa redução a utilização de alimentos com grande presença de água, como melancia e tomates, deste modo, as alternativas realizadas para mitigar a alteração este parâmetro físico-químico foi a adição de alimentos mais secos, grama seca e restos de folhagens das árvores do campus.

No caso, se ocorrer problemas com a umidade, a velocidade de degradação da matéria orgânica diminuirá, e condições anaeróbicas se instalarão na massa de compostagem promovendo consequências indesejáveis, tais como: odores, atração de vetores, chorume, etc. (PEREIRA NETO, 1996). Em caso de falta de água, pode-se adicioná-la uniformemente sobre o material em compostagem e em caso de seu excesso, pode-se misturar materiais absorventes, como palhas, camas e serragens ou maravalhas (MARRIEL et al., 1987). Na leira de estudo, durante o período em que identificou-se um aumento da umidade, observou-se a alteração de odor e alguns vetores, o que foi logo resolvido com a adição de materiais secos.

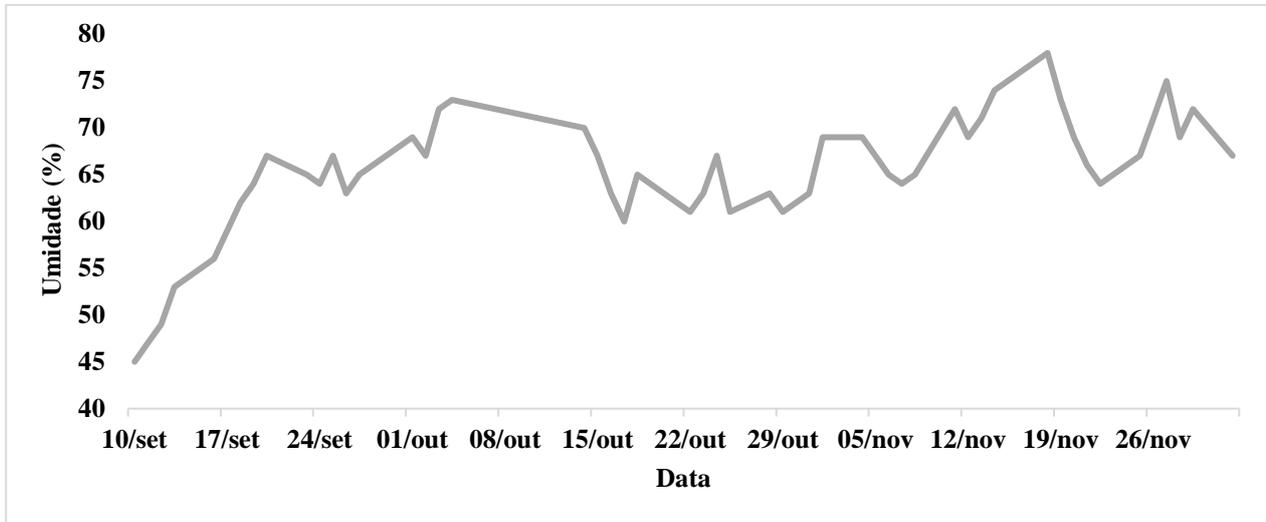
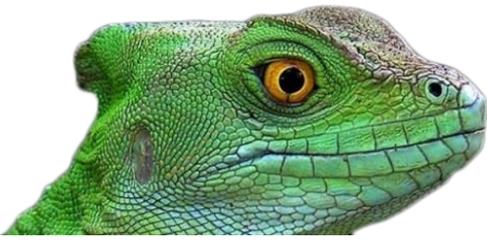


Figura 6: Evolução da Umidade no período entre setembro a dezembro

Após as análises físico-químicas realizadas no estudo, verifica-se que o método de compostagem “Leira estática de aeração passiva” apresenta grande eficiência na decomposição da matéria orgânica e maturação do composto orgânico, visto que os parâmetros de temperatura, pH e umidade tiveram valores adequados durante todo o período. Além disso, houve claramente a distinção das fases de decomposição, sendo elas: fase inicial, onde o material atingiu a temperatura máxima de 40°C. A fase termofílica, marcada pelo aumento da temperatura acima de 40°C, sendo responsável pela ação dos microrganismos termófilos aeróbios, especialmente bactérias, com intensa decomposição e grande geração de calor e vapor de água. Já na fase mesofílica, foi quando começou a diminuição gradativa da temperatura em função da menor atividade microbiana, e onde os fungos mesófilos fizeram a degradação de substâncias orgânicas mais resistentes. Por fim, houve a fase de maturação, responsável pela infestação de macrorganismos na pilha, formando substâncias húmicas (Figura 7).



Figura 7: Composto orgânico após a etapa de maturação, 2019

Desta forma, evitando-se a disposição desses resíduos em um aterro sanitário, ou seja, cerca de uma tonelada e meia de resíduos puderam ser reciclados no local de geração, representando uma economia para a instituição, bem como trazendo benefícios ambientais, como a adubação dos gramados e produção de mudas.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

O método de compostagem por Leiras estáticas com aeração passiva é apropriado tecnicamente para a reciclagem dos resíduos orgânicos do CEFET-MG. Além disso, vale ressaltar que o projeto foi de grande importância para o CEFET-MG campus II do ponto de vista econômico e ambiental, já que reduziu o gasto com adubo, reaproveitamento de resíduos orgânicos, transporte para aterros sanitários e conseqüentemente aumentando a vida útil destes. O bom resultado demonstra que seria benéfico a implementação em outras unidades do CEFET e outras instituições. Por fim, a compostagem dentro de uma instituição de ensino, também tem um caráter pedagógico muito importante na formação de futuros profissionais.

Agradecimento

Agradecemos ao Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG) pelo apoio financeiro concedido para participação no evento. Aos servidores da Conservo, Wallace de Souza e Carlos Henrique Moraes contratados pelo CEFET-MG que trabalharam na compostagem. Por



fim, agradecemos também a Secretária de Política Estudantil (SPE) do CEFET-MG pela oportunidade de participar na Bolsa de Complementação Estudantil, do projeto apresentado.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

Eduardo, C; Cantídio, E. Compostagem. Piracicaba – São Paulo Maio de 2008. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf>. Acesso em: 20 de Abril de 2020.

Kiehl, E. J. Manual de Compostagem: maturação e qualidade do composto. Piracicaba; E. J. Kiehl, 1998.

Marriel, I. E.; Konzen, E. A.; Alvarenga, R. C.; Santos, H. L. Tratamento e utilização de resíduos orgânicos. Informe agropecuário, n. 147, p. 24-36, mar. 1987.

Ministério do Meio Ambiente. Compostagem. 2016. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/informma/item/7594-compostagem>>. Acesso em: 15 de Jan. de 2020.

Ministério do Meio Ambiente. Gestão de Resíduos Orgânicos. 2017. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/cidadessustentaveis/residuos-solidos/gest%C3%A3o-de-res%C3%ADduos-org%C3%A2nicos.html>. Acesso em: 15 de Jan. de 2020.

Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional de Resíduos Sólidos. 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/pol%C3%ADtica-de-res%C3%ADduos-s%C3%B3lidos>>. Acesso em: 15 de Jan. de 2020.

Pereira, G. R., et al. Avaliação dos aspectos e impactos ambientais de uma unidade de reciclagem de resíduos da construção civil. In: Forum Internacional de Resíduos Sólidos Anais. 2017. Acesso em: 13 de Jan. de 2020.

Pereira-Neto, J. T. Manual de Compostagem: Processo de baixo custo. 3ªEd. Editora UFV, 2007. 81p.

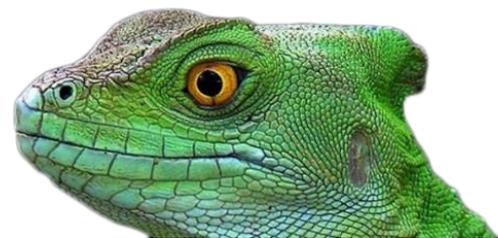
Pereira Neto, J. T., 1996: Manual de Compostagem. Belo Horizonte – UNICEF – 56 p.

Rodrigues, M.S., F.C. da Silva, L.P. Barreira e A. Kovacs. 2006. Compostagem: reciclagem de resíduos sólidos orgânicos. In: Spadotto, C.A.; Ribeiro, W. Gestão de Resíduos na agricultura e agroindústria. FEPAF. Botucatu. p. 63-94.

Russo, M. A. T. Tratamento de resíduos sólidos. UFP, 2003 Disponível em: Acesso em: 15 de Jan. de 2020. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Compostagem_000fhc8nfqz02wyiv80efhb2adn37yaw.pdf>. Acesso em: 04 De Mar. De 2020.

Sales, H. Processo de Compostagem de Resíduos Sólidos em Leira Estática Automatizada com Aeração Forçada. Universidade Federal de Mato Grosso Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, 2017. Disponível em: <<https://www1.ufmt.br/ufmt/unidade/userfiles/publicacoes/b57ffec3e716674707cfd19a459dac11.pdf>>. Acesso em: 20 de Abril De 2020.

Valente, B.S.; Xavier, E.G.; Morselli, T.B.G.A., Jahnke, D.S.; Brum Junior, B.S.; Cabrera, B.R.; Moraes, P.O.; Lopes, D.C.N. Fatores que Afetam o Desenvolvimento da Compostagem de Resíduos Orgânicos. Archivos de Zootecnia, v. 58, p. 59-85, 2011.



AValiação DA RESISTÊNCIA MECÂNICA DE ARGAMASSA COM INCORPORAÇÃO DE ESCÓRIA DE CHUMBO

| ID 15812 |

Gabriela Savicki, Thais Silva Knob, Amanda Gonçalves Kielling, Gabriel Faé Gomes, Feliciane Andrade Brehm

*UNISINOS, e-mail: gabrielasavicki@gmail.com; thais.knob@hotmail.com; amandag@unisinob.br;
gabriel.fae@sumesa.com.br; felicianeb@unisinob.br*

| RESUMO |

As baterias automotivas são dispositivos formados majoritariamente por chumbo junto de um eletrólito de solução ácido sulfúrico, e podem ser encontradas em automóveis, motocicletas, ônibus, caminhões, e até em máquinas agrícolas e empilhadeiras. Após sua vida útil, essas baterias são consideradas resíduos perigosos, devido à característica de toxicidade do metal chumbo presente em sua composição. Para evitar a destinação deste resíduo em aterros industriais, existe a opção de reciclagem do chumbo a partir do processo pirometalúrgico. Com essa reciclagem, é obtido o chumbo secundário, que pode ser usado para fabricação de novas baterias. Porém, esse processo gera um outro resíduo perigoso chamado de escória de chumbo, que nada mais é do que um material composto pelas impurezas resultantes da reciclagem. Assim, busca-se soluções para evitar a disposição deste resíduo em aterros industriais. O presente estudo teve por objetivo caracterizar a escória de chumbo a partir de ensaios de FRX e DRX e avaliar a toxicidade da escória, conforme os dias de armazenamento após sua geração, através de ensaios de lixiviação e solubilização. Além disso, essa escória foi incorporada em argamassa (substituição de 3% e 5% da areia) para verificação da resistência à compressão e, posteriormente, caracterização ambiental com lixiviação e solubilização. Foi possível constatar que a escória de chumbo amostrada possui em sua composição química Ferro, Chumbo e, em menores quantidades, elementos como Zinco e Cobre. Na parte mineralógica, a escória de chumbo possui em sua composição hematita, chumbo, quartzo, magnetita e goethita. Para a toxicidade, detectou-se concentração de chumbo superior ao limite permissível nos ensaios de lixiviação e solubilização, conforme ABNT NBR 10005:04 e 10006:04, em todas as idades de armazenamento. Para o ensaio de solubilização, os resultados mostraram que o Alumínio, Arsênio e Ferro também possuem concentrações maiores que o limite em todas as amostras. Esses resultados demonstram que a idade de armazenamento da escória não diminuiu a toxicidade deste resíduo. Já os resultados de resistência à compressão das argamassas com escória mostraram que a adição deste resíduo diminuiu a resistência da argamassa em até 19%, inferindo que não é possível usar escória de chumbo para fabricar este tipo de material. Ainda serão realizados ensaios de lixiviação e solubilização para caracterização ambiental das argamassas.

Palavras-chave: Escória de chumbo; Baterias automotivas; Argamassa.



| INTRODUÇÃO |

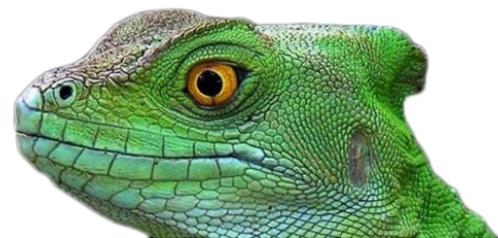
Um dos grandes problemas ambientais da atualidade pode ser definido como a crescente geração de resíduos pela população mundial. Dentre esses resíduos, a preocupação maior é com os classificados como perigosos, onde se enquadram as baterias chumbo-ácidas. Segundo o Banco Nacional do Desenvolvimento (BNDES) (2013) esse tipo de bateria é utilizado em automóveis, motocicletas, ônibus, caminhões, e até em máquinas agrícolas e empilhadeiras. Sendo assim, um aspecto importante a ser considerado na avaliação de impactos ambientais da utilização de automóveis é a geração de resíduos de baterias chumbo-ácidas.

Sabe-se que os resíduos de chumbo possuem alta propensão à contaminação do ar, solo e água. (AGREDO e SANTACRUZ-TORRES, 2019). Deste modo, alternativas de reciclagem das baterias automotivas para recuperação do chumbo são muito importantes do ponto de vista da mitigação de impactos ambientais gerados pela destinação incorreta desses resíduos. Esses impactos ambientais podem ser divididos entre impactos na saúde e impactos no meio ambiente. Porém, pode-se dizer que os impactos ao meio ambiente se relacionam diretamente aos impactos na saúde. Neste último, a toxicidade do chumbo representa uma grande preocupação, pois é um metal não essencial aos seres humanos e com propriedades de acumulação no organismo. (MOREIRA, F.; MOREIRA, J., 2004).

Conforme AbuShady et al. (2017), as principais fontes de poluição por chumbo são os processos de mineração e fundição, além das recicladoras de baterias. Outras atividades que possuem impactos negativos com a poluição por chumbo são pinturas com tintas à base de chumbo, escapamento de automóveis e a presença deste metal em diversos materiais de consumo.

O chumbo é um dos contaminantes ambientais mais comuns e altamente tóxico devido às inúmeras atividades envolvidas direta e indiretamente com este metal, como a fundição de baterias automotivas exauridas, que causa grande preocupação por sua dispersão no meio ambiente. Sua presença no ambiente pode resultar em uma série de problemas, incluindo-se a redução no crescimento e até a extinção da vegetação, a contaminação das águas superficiais e dos aquíferos, além da toxicidade direta para os seres humanos, os animais e os microrganismos (ALVES et al., 2008). Atualmente, esse elemento é classificado como o segundo mais perigoso na lista de prioridade da Agência de Proteção Ambiental Americana (EPA), atrás somente do Arsênio (ATSDR, 2005).

Além das questões ambientais, segundo Bigélli (2005), a reciclagem do chumbo proveniente das baterias automotivas também possui grande importância no Brasil no ponto de vista econômico e comercial, visto que a última jazida comercial do metal no país data de 1995. Dessa forma, caso não houvesse a reciclagem do chumbo, a necessidade de importação desta matéria-prima seria ainda mais elevada. Dados da Agência Nacional de Mineração (ANM) (2017) mostram que a reserva de



chumbo brasileira correspondia a 74.000 toneladas deste metal em 2016, representando apenas 0,1% da participação mundial de 88 milhões de toneladas. Segundo o mesmo estudo, aproximadamente 68% do chumbo consumido no Brasil em 2016 foi obtido via reciclagem, e, o restante, foi obtido através da importação dessa matéria-prima.

Conforme Junior et al. (2014), as crescentes preocupações ambientais sobre a questão dos resíduos tendem a mobilizar campanhas de diminuição na geração dos resíduos, como também a realização de seu reaproveitamento ou reciclagem. Sendo assim, diversos estudos são realizados para viabilizar novas tecnologias que visem a incorporação de resíduos em processos, diminuindo assim sua disposição em aterros, além de minimizar o uso de outras matérias primas e reduzir custos para as empresas. (MACIEL, 2015).

Soma-se a isto as legislações referentes às baterias automotivas, como a Resolução CONAMA nº 257 de 1999, que estabeleceu a obrigatoriedade de reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada para baterias contendo chumbo. (CONAMA, 1999). Do mesmo modo, o Conselho Estadual de Meio Ambiente (CONSEMA) (2019) do Rio Grande do Sul, editou a Resolução nº 414, considerando necessária a diminuição dos impactos ambientais negativos decorrentes do descarte incorreto de baterias chumbo-ácidas.

Sendo assim, quando as baterias automotivas chegam ao fim de sua vida útil busca-se a recuperação do chumbo presente no material, geralmente a partir do processo pirometalúrgico. A pirometalurgia tem como objetivo promover reações químicas a altas temperaturas para a fusão/redução de metais de forma a separar o metal desejado de outros constituintes do material que o acompanham. Esse processo funciona a partir da fundição das baterias em fornos, resultando em duas camadas do material: uma de maior densidade, na camada inferior (chumbo); e outra de menor densidade, na camada superior (chamada de escória). Estima-se que 97% deste chumbo pode ser recuperado para produção de novas ligas e baterias. (NUNES, 2015).

A reciclagem das baterias automotivas através do processo pirometalúrgico pode ser dividida em três grandes etapas: trituração e separação da sucata da bateria, separação dos componentes da bateria e a obtenção do chumbo em fornos rotativos. (NUNES, 2015). Pan et. al (2019) mencionam algumas desvantagens deste processo para reciclagem de baterias, como o alto consumo de energia e custo dos equipamentos, sendo inviável a implementação em pequenas empresas. Além disso, poucos metais podem ser recuperados pelo processo, apenas chumbo, zinco e ferro. A Figura 1 apresenta o fluxograma da reciclagem de baterias a partir do processo pirometalúrgico.

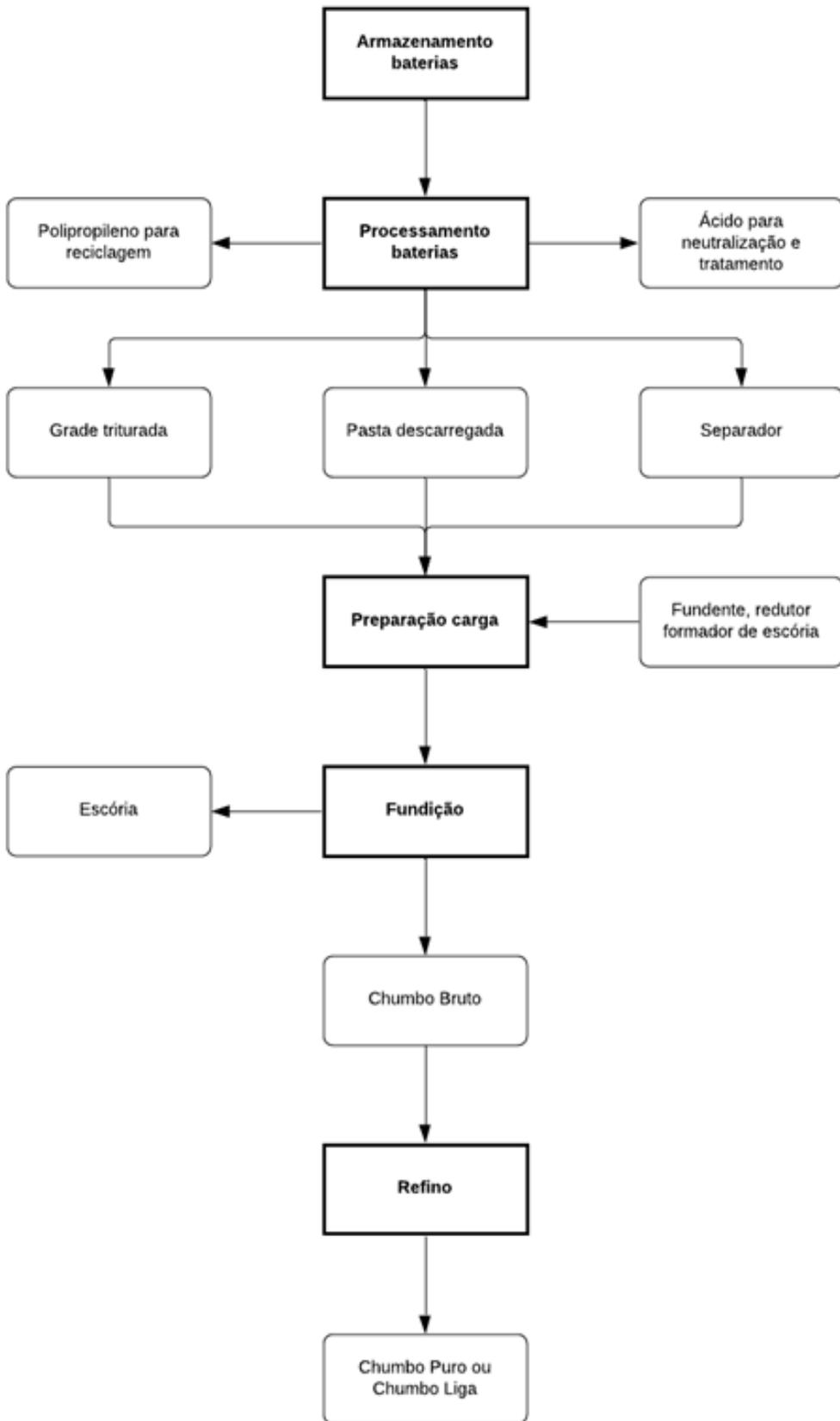
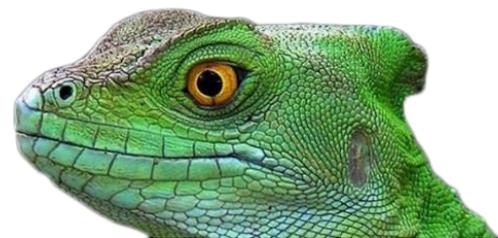


Figura 1: Fluxograma do processo pirometalúrgico para reciclagem de baterias automotivas (GOMES, 2006)



Como resíduos deste processo são obtidos a solução eletrolítica, a escória de chumbo e os materiais particulados. A solução eletrolítica é tratada a partir de uma Estação de Tratamento de Efluentes e os materiais particulados podem ser armazenados e reutilizados no processo, visto que possuem altos índices de chumbo, ou devem ser tratados corretamente em sistemas de controle de poluição atmosférica. A escória de chumbo, por sua vez, atualmente é enviada para aterros sanitários. (KREUSCH, 2005). Durante o processo pirometalúrgico não se pode evitar a geração de escórias. (AGREDO e SANTACRUZ-TORRES, 2019).

Segundo Gomes, (2006) essa escória resultante contém as impurezas não desejáveis ao produto principal, o chumbo, e é formada por aproximadamente 15 a 30%, em massa, de todo o material que entra no forno de redução. Geralmente, a escória da reciclagem de baterias de chumbo-ácido possui em sua composição substâncias como ferro, silício e chumbo (ANDRADE et. al, 2014). Além disso, a escória é um material granular similar a areia, porém de coloração escura, com alta densidade devido à presença de óxido de ferro. (BUZATU et al., 2014). Esse resíduo é gerado em grandes quantidades no processo de reciclagem de baterias automotivas, entre 20% e 25% da massa alimentada no forno, sendo que suas características dependem diretamente da matéria prima e dos reagentes utilizados por cada empresa. (NUNES, 2015). A Figura 2 mostra a escória de chumbo após sua geração.



Figura 2: Escória de chumbo (NUNES, 2015)

A escória é retirada do forno de fundição de forma líquida em altas temperaturas e, após a solidificação, a mesma é armazenada em uma área fechada por um período de 40 dias, tempo necessário para que a mesma desagregue e reduza o tamanho de suas partículas (NUNES, 2015).

Nunes (2015) também afirma que o chumbo representa apenas 3% a 7% da escória. Andrade et al. (2014) apontam que os elementos ferro, silício, enxofre, alumínio, cálcio, chumbo e zinco representam aproximadamente 95% da composição da escória de chumbo. A Tabela 1 mostra algumas das composições químicas da escória de chumbo encontradas na literatura.



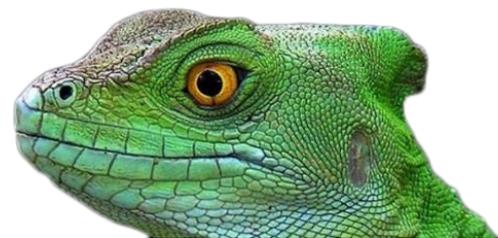
A partir dos dados encontrados pelos autores, percebe-se que o Ferro (Fe) é o elemento principal da composição da escória. Em todas as amostras destaca-se também o Enxofre (S) e o Chumbo (Pb). Nas escórias estudadas por De Angelis (2002), Kreuzsch (2005) e Andrade *et al.* (2014), o Silício (Si) é um dos quatro elementos com maior participação na composição, junto dos anteriormente citados. Enquanto isso, para a escória caracterizada por Nunes (2015), o Sódio (Na) ocupa essa posição.

Tabela 1: Composição química da escória de chumbo (Adaptado de Andrade *et al.* (2014), Bigélli (2005), Nunes (2015) e Kreuzsch (2005)).

Elemento (%)	DE ANGELIS (2002)	KREUSCH (2005)	ANDRADE <i>et al.</i> (2014)	NUNES (2015)
Pb	16,7	2,77	3,20	5,0
Fe	40,8	42,13	64,5	40,3
Si	3,00	5,05	11,10	7,1
Zn	1,00	0,45	1,30	-
Sn	0,31	-	0,10	-
Al	0,75	0,61	6,00	-
Sb	0,27	-	-	-
Cu	1,20	0,51	0,10	-
As	0,10	-	-	-
Mn	0,25	0,33	0,80	-
Na	0,37	-	-	15,0
Ca	1,30	0,87	4,00	2,8
S	11,20	8,17	6,10	26,4

Segundo estudo realizado por Baenas (2008), o custo de envio do resíduo da escória para aterros Classe I representa em média 16% dos custos totais das empresas recicladoras de baterias automotivas. Sendo assim, a geração deste resíduo é também um problema econômico para o setor, além das questões ambientais e de saúde. Por estes motivos, são estudadas algumas formas de aproveitar o resíduo de escória de chumbo, para que o mesmo não tenha como destino final os aterros.

A fim do melhoramento dos solos para a pavimentação, uma utilização da escória de chumbo pode ser em misturas solo-cimento-resíduo. Em seu estudo, Frank *et al.* (2019) utilizaram adições, em massa, de 2,5% e 5% de escória para 15% de cimento Portland e concluem que “é possível utilizar a mistura solo-cimento-escória para fins de melhoramento de solos, uma vez que as resistências se mostraram elevadas”. Porém, não foram levantadas as questões de solubilização e lixiviação deste tipo de aplicação. Essas análises são relevantes visto que a aplicação desta mistura solo-cimento-resíduo ocorre diretamente no solo que será utilizado como base da pavimentação, onde o extrato lixiviado com chumbo poderá contaminar as matrizes de solo e água subterrânea.



Ainda nesta linha, Buzatu *et al.* (2014) afirmam que a escória de chumbo pode ser utilizada como material de base para rodovias, considerando apenas dois pontos importantes: deve ser coberto por uma camada à prova d'água, a qual pode ser mesmo o asfalto; e deve estar no mínimo à 0,5 metros do nível do lençol freático. Além disso, a partir dos resultados encontrados deste estudo em ensaios geométricos, físicos e mecânicos, conclui-se que a escória de chumbo pode ser utilizada como agregado em cimento ou compostos pozolânicos para camadas de estradas, revestimentos betuminosos e camadas de cimento ou concreto. Foram realizados ensaios de lixiviação da escória de chumbo com água destilada de pH 6,12, em comparação à Ordem Ministerial 95/2005 de Roma, onde foi obtido o resultado de que a lixiviação do metal pode ser considerada não perigosa. O estudo levou em consideração apenas a comparação da escória com o agregado atualmente utilizado (areia).

Outra possível utilização é mostrada por Pan *et al.* (2019) como o uso da escória de chumbo em concretos e argamassas. São levantados diversos estudos de incorporação deste resíduo como agregado, onde mostram que as características mecânicas desses concretos e argamassas são atendidas. O problema da lixiviação do chumbo também é observado e resulta em valores maiores que os limites permitidos em meios ácidos ou alcalinos. Ressalta-se que os estudos mostrados utilizam porcentagens significantes do resíduo como agregado, entre 25 e 35%.

De Angelis (2002), realizou testes com adição de 4,5%, 9,1%, 17% e 30% de escória como agregado de argamassas, junto com areia, em traços de 1:3. O resultado da lixiviação destes materiais mostrou que a adição de grandes quantidades de escória reflete em um pH alcalino, o qual cria condições favoráveis para a lixiviação do chumbo. Ademais, a adição da escória de chumbo não interfere na trabalhabilidade dos materiais.

Štulovic *et. al* (2019) realizaram estudo de utilização de 10%, 15%, 20% e 25% de escória de chumbo como substituição do agregado fino calcário em concretos. Os resultados mostram que, em relação à resistência à compressão, a amostra com menor quantidade de escória (10%) refletiu o melhor valor, igual a 15,32 MPa, ficando muito próximo ao resultado do concreto de referência, igual a 15,87 MPa. A diferença para da referência com a amostra de maior quantidade de escória (25%) foi de apenas 2,12 MPa, ou seja, houve uma redução de 13% na resistência. O teste em laboratório foi realizado conforme procedimento TCLP da U.S. EPA, resultando em concentrações abaixo do limite recomendado para o metal. Por outro lado, os testes em ambientes realizados após 6 e 12 meses de exposição da argamassa, resultaram em concentrações de chumbo superiores aos encontrados pelo procedimento laboratorial, mas dentro dos parâmetros aceitáveis pela U.S. EPA.

Deste modo, o presente estudo teve como objetivo a caracterização preliminar da escória de chumbo de uma recicladora de baterias do Rio Grande do Sul, a realização de ensaios de lixiviação e solubilização em diferentes tempos de armazenamento para avaliação da variação de toxicidade e a



incorporação deste resíduo como coproduto em argamassas para avaliação de resistência à compressão. Ainda, serão realizados ensaios lixiviação e solubilização nas argamassas elaboradas para caracterização ambiental do material.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

A escória utilizada neste estudo foi gerada a partir de um processo de fundição dos materiais obtidas da recuperação das baterias (a grade triturada, a pasta descarregada, os separadores), foram adicionados de fundentes e de formadores de escória. A escória passou por resfriamento em corrente de água. Foram gerados 9100 kg de escória, que representa 21% da carga inicial do forno. Após, esta escória foi encaminhada para a área de armazenamento. O material utilizado para este trabalho, no entanto, após a sua geração, foi separado em um tonel e armazenado em local separado e livre de qualquer contaminação. A amostragem foi realizada por funcionários da empresa, sendo que a amostra foi coletada em 5 pontos da bacia de resfriamento e quarteada até uma quantidade de 20 kg. Na sequência, esta amostra foi seca e triturada em moinho de bolas. A Amostra 1 foi coletada na mesma data de geração, a Amostra 2 foi coletada após 30 dias de geração e a Amostra 3 foi coletada após 90 dias de geração.

Foi realizado o ensaio de Difração de Raios X nas Amostras 1 e 2, e ensaio de Fluorescência de Raios X na Amostra 1. Para todas as amostras foram realizados ensaios de lixiviação e solubilização conforme ABNT NBR 10004:2004, 10005:2004 e 10006:2004. A Amostra 3 foi utilizada para a confecção da argamassa.

Para iniciar o procedimento de incorporação da escória em argamassa foi necessário realizar o ensaio de distribuição granulométrica da amostra de escória de chumbo e de três tipos de areia (fina, média e grossa). O objetivo deste ensaio foi verificar com qual tipo de areia o resíduo se assemelha considerando o diâmetro do grão.

O ensaio teve como base o método de peneiramento a seco, conforme item “4.4 Peneiramento fino” da ABNT NBR 7181:16 versão corrigida 2018.

O traço escolhido para a realização do estudo é de 1:3, em massa, sendo um traço utilizado em argamassas para aplicação em regularização ou nivelamento, para assentamento de alvenarias de fundação, para revestimento impermeável e de pisos, como também para chapisco sobre concreto. Esse traço é utilizado na norma ABNT NBR 7215:19 com relação água/cimento de 0,48, a qual serviu de base para preparação da argamassa estudada. Foi adaptada a quantidade de areia utilizada pela



norma, pois houve sua substituição por escória de chumbo. Além disso, o traço 1:3 também foi utilizado por De Angelis (2002) em trabalho sobre adição de escória de chumbo em argamassa.

O traço original da ABNT NBR 7215:19 é de 624 g de Cimento Portland, 300 g de água e 1872 g de areia normal. A areia normal, por sua vez, é dividida conforme a granulometria, sendo elas areia grossa, média grossa, média fina e fina, utilizando-se 468 g de cada. Porém, a areia foi substituída em 3% e 5%, em massa, pela escória de chumbo. Esses valores foram escolhidos devido à revisão de literatura, a qual aponta lixiviação do chumbo em argamassas com porcentagens altas de escória incorporada, conforme Pan *et. al* (2019) e De Angelis (2002). O Cimento Portland utilizado será do tipo CP IV (Cimento Portland pozolânico) utilizado tanto para revestimento e assentamento de tijolos, blocos e azulejos, como para concretos.

O ensaio de resistência à compressão seguiu a metodologia da ABNT NBR 7215:19. Foram preparados 12 corpos de prova para cada traço (A0, A1, A2), sendo eles subdivididos em grupos de 4 para ruptura em 24 horas, 3, 7 e 28 dias de idade de cura. A Tabela 2 detalha a quantidade de cada material utilizado para construção dos traços de argamassa.

Tabela 2: Materiais utilizados para construção dos traços de argamassa.

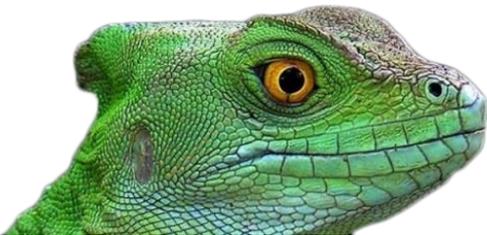
Identificação do traço	Traço (em massa)	Relação água/cimento	Cimento (g)	Areia (g)	Escória de chumbo (g)
A0	1:3	0,48	624	1872	-
A1	1:3	0,48	624	1815,84	56,16
A2	1:3	0,48	624	1778,4	93,6

| RESULTADOS E DISCUSSÃO |

Por meio do método de FRX identificaram-se os principais elementos que compõem a escória, assim como seus teores qualitativos. A Tabela 3 traz os resultados obtidos para FRX.

Tabela 3: Composição da escória por FRX.

Amostra 1	Elementos majoritários (>50%)	Menor quantidade (5% < x < 50%)	Elementos Traços (< 5%)
Escória de Chumbo	Fe	Pb	Si, Sn, Cr, Zn, Mn, Sb, Ba, I, Cu, Mo



A partir dos dados obtidos, pode-se observar que o Ferro é o elemento encontrado em maiores quantidades na escória, seguido pelo Chumbo. Os resultados refletem a conformidade com os estudos de De Angelis (2002), Kreuzsch (2005), Andrade *et al.* (2014) e Nunes (2015), sendo o Ferro e Chumbo os principais elementos deste resíduo. Traços de Silício também são encontrados e assemelham-se às características das escórias mencionadas pelos estudos anteriores.

Dos metais presentes na escória, destacam-se a presença do Cromo, Chumbo, Cobre e Zinco por serem metais que trazem características de toxicidade. (SOUZA *et al.*, 2018). Os metais Chumbo e Cromo possuem impactos negativos na saúde humana, podendo causar efeitos como o câncer de pulmão. (SILVA *et al.*, 2019). Além disso, os metais Chumbo, Cobre e Zinco apresentam características de bioacumulação, ou seja, não são eliminados fisiologicamente e aumentam sua concentração no organismo de animais ao longo do tempo. (SAVASSI, 2019).

As análises de DRX identificaram os minerais presentes na escória de chumbo. A Figura 3 apresenta os resultados encontrados para a Amostra 1, sendo os mesmos encontrados para a Amostra 2.

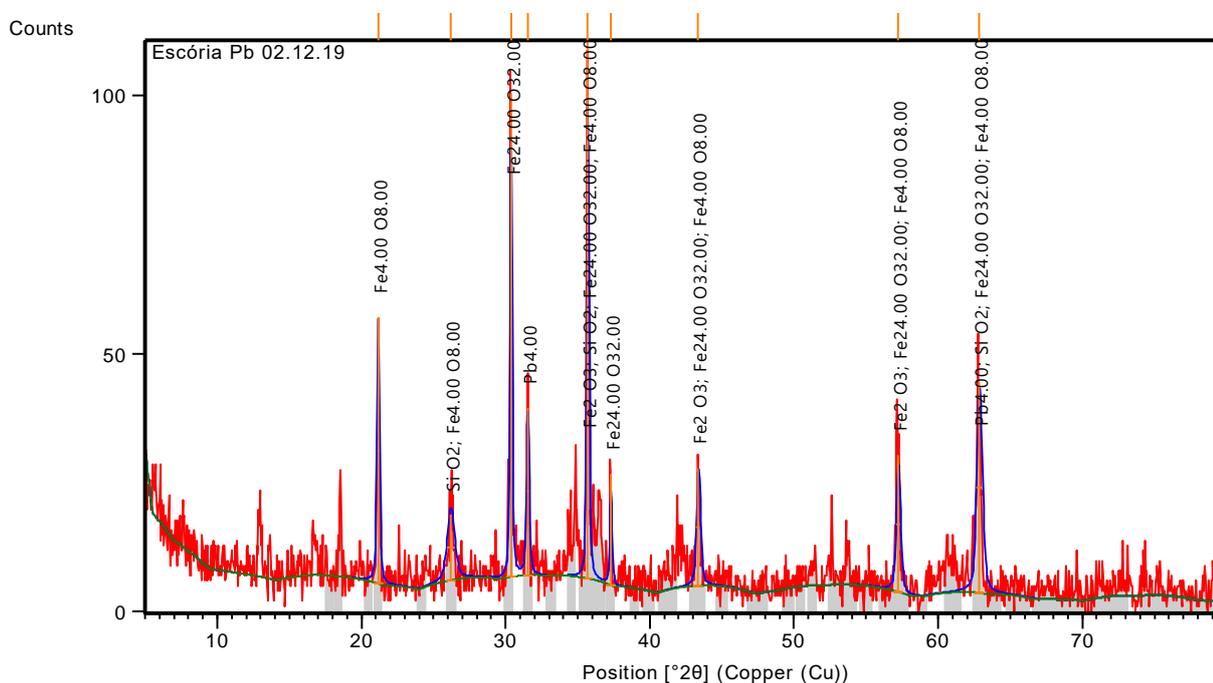


Figura 3: Composição da Amostra 1 por DRX

A partir dos gráficos, identificou-se que a escória de chumbo apresenta hematita (Fe_2O_3), chumbo (Pb), quartzo (SiO_2), magnetita (Fe_3O_4) e goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$). O mineral quartzo, segundo mineral abundante da crosta, é quimicamente inerte. Já a hematita é a principal fonte de ferro no mundo e o mais abundante mineral que o contém. Além disso, a hematita é estável em meio oxidado.



O quartzo e a hematita são minerais não expansivos. A magnetita é, igualmente, um dos principais minerais de ferro. A goethita é o hidróxido de ferro mais comum. Além da presença de fase amorfa, é possível observar picos de difração característicos das fases cristalinas existentes. Os picos não identificados, apresentados pelas setas azuis, devem-se a elevada sobreposição provocada pela presença de várias fases cristalinas. Sendo assim, observa-se que a escória de chumbo apresenta uma composição mineralógica complexa.

A análise de lixiviação das amostras resultou em concentração de Chumbo acima do limite estabelecido pela ABNT NBR 10004:2004. Já a análise de solubilização apresentou diversos elementos com concentrações maiores do que o permitido pela norma: Alumínio, Arsênio, Chumbo e Ferro. As Tabelas 4 e 5 apresentam os resultados encontrados nos testes e lixiviação e solubilização, respectivamente.

Tabela 4: Resultado do teste de lixiviação da escória de chumbo.

Elementos analisados	Limite máximo permitido NBR 10.004 (mg/L)	Amostra 1 (ppm)	Amostra 2 (ppm)	Amostra 3 (ppm)
Alumínio (Al)	N.E	0,4171	0,0496	0,6265
Arsênio (As)	1,0	0,0073	0,0166	0,0168
Cádmio (Cd)	0,5	<-0,0052	<-0,0069	<-0,0059
Cobalto (Co)	N.E	0,0031	0,0608	<-0,0045
Chumbo (Pb)	1,0	3,5972	1,8310	4,2487
Cromo total (Cr)	5,0	<-0,0002	<-0,0026	<-0,0030
Cobre (Cu)	N.E	0,1628	0,0288	0,3248
Ferro (Fe)	N.E	>71,9951	>215,7260	>190,4090
Mercúrio (Hg)	0,1	0,0031	0,0120	0,0132
Manganês (Mn)	N.E	>6,8313	>21,6860	>5,2520
Níquel (Ni)	N.E	0,0076	0,0081	0,0063
Selênio (Se)	1,0	0,0093	<-0,0325	<-0,0462
Zinco (Zn)	N.E	0,5470	0,2630	0,9051
pH extrato do lixiviado	-	6,72	5,52	6,50



Tabela 5: Resultado do teste de solubilização da escória de chumbo.

Elementos analisados	Limite máximo permitido NBR 10.004 (mg/L)	Amostra 1 (ppm)	Amostra 2 (ppm)	Amostra 3 (ppm)
Alumínio (Al)	0,2	12,8720	3,2534	11,7490
Arsênio (As)	0,01	0,1007	0,0715	0,1442
Cádmio (Cd)	0,005	<-0,0064	<-0,0075	<-0,0075
Cobalto (Co)	N.E	0,0058	<0,0007	<0,0019
Chumbo (Pb)	0,01	0,0203	0,0871	0,2102
Cromo total (Cr)	0,05	<-0,0018	<-0,0023	<-0,0030
Cobre (Cu)	2,0	0,0276	0,0240	0,0224
Ferro (Fe)	0,3	8,7668	0,4937	2,8523
Manganês (Mn)	0,1	0,1069	0,0308	0,0903
Mercúrio (Hg)	0,001	<-0,0040	0,0110	0,0105
Níquel (Ni)	N.E	<-0,0093	<-0,0119	0,0087
Selênio (Se)	0,01	>0,7436	>0,8860	>0,7889
Zinco (Zn)	5,0	0,2365	0,0514	0,0879
pH extrato do solubilizado	-	13,07	13,04	13,09

Para o ensaio de granulometria foram utilizados 501,3 g de escória de chumbo, 501,6 g de areia fina, 499,7 g de areia média e 500,3 g de areia grossa. Ressalta-se que na ABNT 7181:18 utilizam-se dois tipos de areia média (areia média fina e areia média grossa), porém, devido a indisponibilidade de materiais no período de análise, o trabalho foi realizado apenas com um tipo de areia média. A Tabela 6 traz os resultados obtidos para este ensaio.

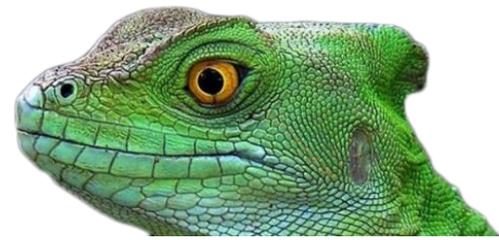


Tabela 6: Distribuição granulométrica dos materiais utilizados na argamassa.

Abertura da peneira (mm)	Massa Retida (%)			
	Areia Fina	Areia Média	Areia Grossa	Escória
2,4	0,08	0,06	13,79	0,00
1,2	0,10	0,06	25,70	0,02
0,6	0,14	7,90	22,29	13,62
0,3	5,98	59,24	24,27	16,74
0,15	78,45	32,28	12,85	16,98
> 0,15	15,25	0,46	1,10	52,64
TOTAL	100	100	100	100

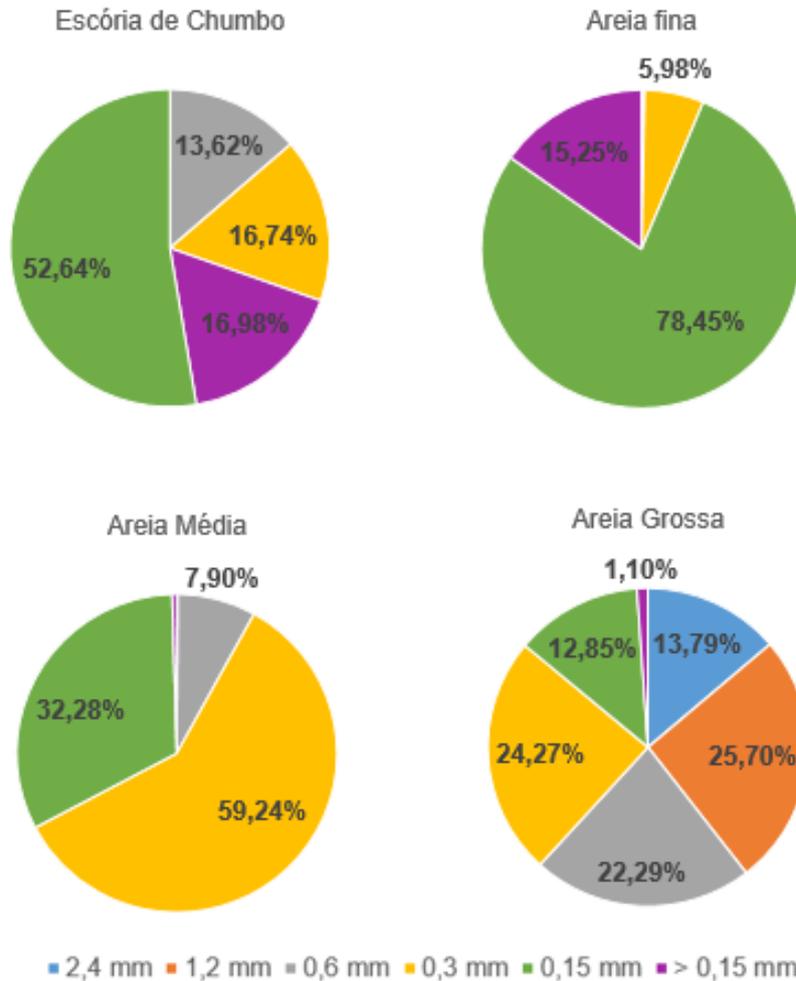


Gráfico 1: Distribuição granulométrica dos materiais utilizados na argamassa



A partir dos resultados obtidos, é possível observar que a areia fina possui a maioria dos grãos com diâmetro entre 0,3 e 0,15 mm, já a areia média possui como maioria os grãos de 0,6 a 0,3 mm, e, por fim, a areia grossa possui a maior parte dos grãos com diâmetro entre 2,4 e 1,2 mm. Do mesmo modo, observa-se que a escória de chumbo possui granulometria baixa, sendo majoritariamente menor que 0,15 mm, assemelhando-se melhor com a granulometria da areia fina. Por isso, a areia fina foi substituída parcialmente pela escória de chumbo na construção da argamassa. A Figura 4 mostra os corpos de prova construídos.

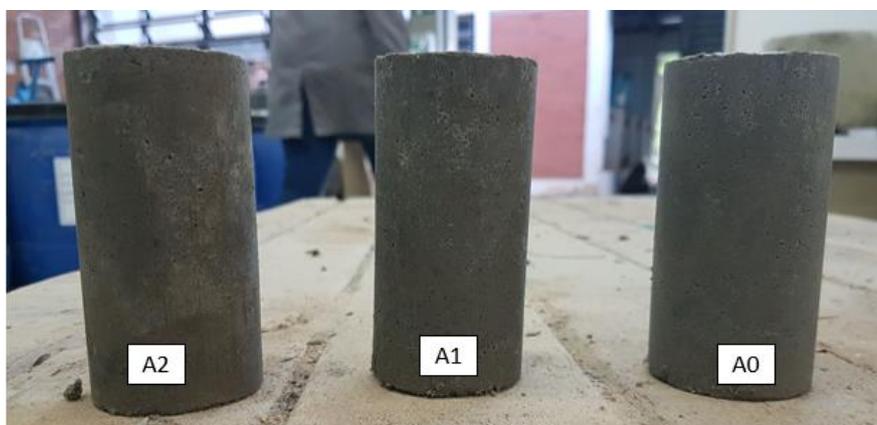


Figura 4: Corpos de prova de argamassa para ensaio de resistência à compressão

Foi realizado o ensaio de resistência à compressão para 4 corpos de prova em cada idade e traço, sendo estes denominados de grupo. Conforme ABNT 7215 (2019), foi calculada a média da resistência e o Desvio Relativo Máximo (DRM) de cada grupo, sendo os resultados aceitos apenas quando o DRM é menor que 6%. Caso o DRM seja maior que este valor, é necessário retirar do cálculo o resultado mais distante da média, recalculando o DRM com o mesmo critério de aceitação. A Tabela 7 apresenta os resultados de resistência à compressão obtidos, relacionando ao DRM encontrado e o Gráfico 2 mostra a comparação desses resultados em cada idade de cura.

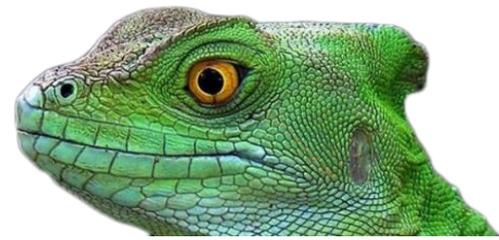


Tabela 7: Resistência à compressão das argamassas construídas.

Traço	Idade de cura	Resistência (MPa)	DRM (%)	Validação ABNT 7215:2019
A0	24 horas	5,22	8	Não aceito
A0	3 dias	11,38	3	Aceito
A0	7 dias	11,39	4	Aceito
A0	28 dias	17,42	7	Não aceito
A1	24 horas	4,46	14	Não aceito
A1	3 dias	9,68	5	Aceito
A1	7 dias	10,41	5	Aceito
A1	28 dias	12,90	30	Não aceito
A2	24 horas	3,09	12	Não aceito
A2	3 dias	8,52	7	Não aceito
A2	7 dias	11,60	22	Não aceito
A2	28 dias	15,55	2	Aceito

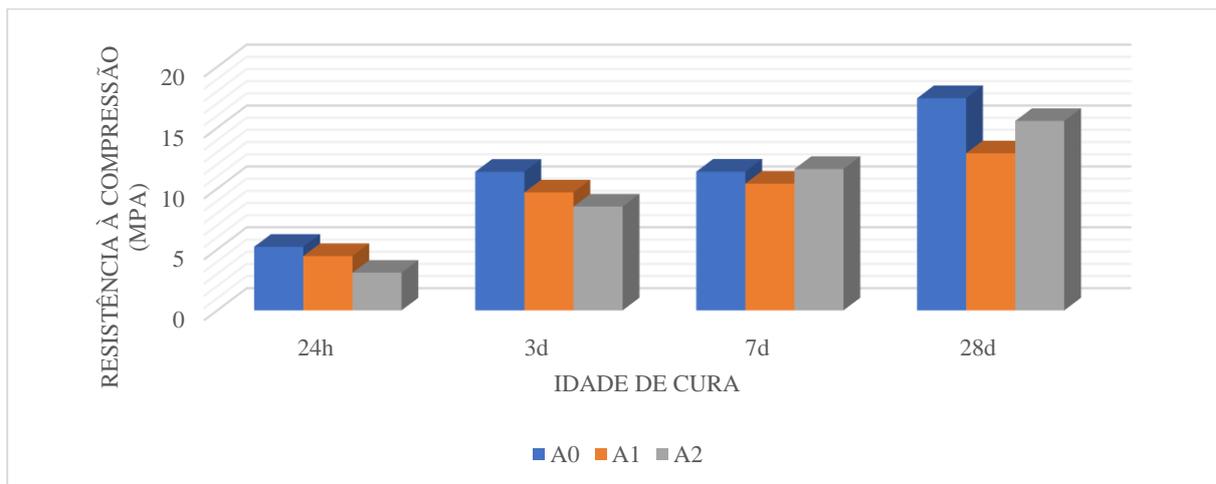


Gráfico 2: Resistência à compressão das argamassas construídas

A partir dos resultados obtidos pode-se observar que a incorporação da escória de chumbo em substituição da areia fina afeta a resistência à compressão da argamassa negativamente. Em todas as idades de cura, pode-se observar que os traços A1 e A2, contendo escória, obtiveram menor resistência em comparação a referência, sem escória. Comparando o traço referência com o A1, verifica-se que ocorre uma redução de aproximadamente 16% na resistência com a adição de 3% de escória. Já em comparação com o traço referência e A2, essa redução aumenta para 19%, visto que há adição de 5% de escória. Os resultados encontrados foram maiores do que os 13% de redução da resistência em concretos com escória de chumbo verificado por Štulovic *et. al* (2019).

Levando em consideração apenas as argamassas com escória, observa-se que o traço A1 possui mais resistência que o A2 nas idades de cura de 24 horas e 3 dias, ocorrendo o oposto para as idades



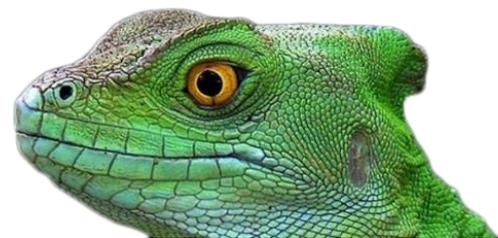
de 7 e 28 dias. Sendo assim, a adição de maior quantidade de chumbo conferiu maior resistência ao material com o passar dos dias de cura. É interessante realizar ensaios de DRX para os diferentes traços e idades de cura para verificação da variação da composição mineralógica das argamassas e ensaio de absorção para observar a relação dessas análises com a resistência à compressão.

Porém, observa-se que os resultados encontrados possuem grande variação, levando em consideração o DRM. Para avaliação conforme ABNT NBR 7215:2019, os resultados aceitos seriam somente para A0 com 3 e 7 dias, A1 com 3 e 7 dias e A2 com 28 dias.

Ressalta-se que ainda serão realizados ensaios de lixiviação e solubilização das argamassas a fim de verificar a solidificação/estabilização da escória de chumbo no material.

| COMENTÁRIOS FINAIS |

- A escória de chumbo possui composição química com maior quantidade de Ferro, seguido pelo Chumbo. Demais elementos representam menos que 5% da composição.
- A escória de chumbo apresentou as seguintes fases em sua composição mineralógica: Hematita (Fe_2O_3), Chumbo (Pb), Quartzo (SiO_2), Magnetita (Fe_3O_4) e Goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$).
- O Chumbo lixiviou em todas as amostras sendo todos os resultados maiores que o limite permitido pela ABNT NBR 10.004:2004.
- O Chumbo também apresentou concentrações maiores que o limite da norma para a solubilização, com igual ocorrência para o Alumínio, Arsênio e Ferro.
- O tempo de armazenamento da escória não interferiu na diminuição da toxicidade do material, visto que os ensaios de solubilização e lixiviação se mantiveram com os mesmos elementos em concentração maiores que o permitido independente da amostra.
- A escória de chumbo apresentou granulometria semelhante à areia fina utilizada em materiais da construção civil.
- As argamassas contendo escória de chumbo apresentaram redução da resistência à compressão em 16% para incorporação de 3% de escória e 19% para incorporação de 5% de escória.
- A utilização de escória de chumbo em argamassas afetou negativamente a resistência, não sendo recomendada a incorporação deste resíduo quando o objetivo de sua utilização requerer essa resistência.
- Serão realizados ensaios de lixiviação e solubilização nas argamassas para caracterização



ambiental dos materiais.

- Ensaios de DRX para os traços das argamassas em diferentes idades seriam interessantes para verificação da variação dos minerais, relacionando-as com os resultados de resistência à compressão.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2018. ABNT NBR 7181: Solo: Análise Granulométrica.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2019. ABNT NBR 7215: Cimento Portland: Determinação da resistência à compressão de corpos de prova cilíndricos.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2004. ABNT NBR 10004: Resíduos sólidos: classificação.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2004. ABNT NBR 10005:2005: Procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos.
- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 2004. ABNT NBR 10006:2005: Procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos.
- Abushady, M. M. *et al.* 2017. Blood lead levels in a group of children: the potential risk factors and health problems. *Jornal de Pediatria*, v. 93, p. 619-624.
- Agência Nacional de Mineração (ANM). 2017. Sumário Mineral 2017. V. 37.
- Agency For Toxic Substances And Disease Registry (ATSDR). 2005. CERCLA priority list of hazardous substances. Atlanta, GA: U.S Department of Public Health and Human Services, Public Health Service.
- Agrego, J. T.; Santacruz-Torres, J. 2019. Aprovechamiento de escorias de fundición secundaria de plomo en ladrillos cerâmicos. *Revista Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, v.29, p. 7-18.
- Alves, J. C. *et al.* 2008. Absorção e distribuição de chumbo em plantas de vetiver, jureminha e algaroba. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, p. 1329-1336.
- Andrade, A. V. C; *et.al.* 2014. Caracterização e estudo da lixiviação de metais de escórias provenientes da reciclagem de baterias de chumbo-ácido. *Revista HOLOS*, v. 5, p. 361-371.
- ATSDR - AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. Toxicological Profile for lead. Atlanta, GA: U.S Departmente of Public Health and Human Services, Public Health Service, 2007. 20 p.
- Baenas, J. M. H. 2008. Cadeia de reciclagem das baterias veiculares: estudo da gestão de um fluxo logístico reverso para os pequenos fabricantes. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – UNESP, Bauru.
- Banco Nacional do Desenvolvimento (BNDES). 2013. Baterias automotivas: panorama da indústria no Brasil, as novas tecnologias e como os veículos elétricos podem transformar o mercado global. Publicado em BNDES Setorial, v. 37.
- Bigélli, E. M. 2005. Utilização de escória de chumbo em massa cerâmica vermelha. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – UFPR, Curitiba.



- Buzatu, T., *et al.* 2015. Utilization of granulated lead slag as a structural material in roads constructions. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, v. 17, p. 707-717.
- Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). 2019. Resolução nº 414, de 27 de dezembro de 2019: Dispõe sobre a logística reversa de baterias chumbo ácido inservíveis, no Estado do Rio Grande do Sul.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). 1999. Resolução nº 257, de 30 de junho de 1999: Estabelece a obrigatoriedade de procedimentos de reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final ambientalmente adequada para pilhas e baterias que contenham em suas composições chumbo, cádmio, mercúrio e seus compostos.
- De Angelis, G. *et al.* 2002. Reuse of residues arising from lead batteries recycle: a feasibility study. *Revista Waste Management*, v. 22, p. 925-930.
- Filho, H. D. F.; Lopes, G. A. C. 2013. Avanços em caracterização de amostras sólidas cristalinas através de Difractometria de Raios-X. *Revista Estação Científica*, v.3.
- Franck, R. R. *et al.* 2019. Utilização do resíduo de alto forno (escória de chumbo) em melhoramento de misturas de solo-cimento-resíduo. *Revista Unoesc & Ciência*, v. 10, p. 59-68.
- Gomes, G. M. F. 2006. Redução do impacto ambiental da escória de obtenção de chumbo por via secundária. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – UFRGS, Porto Alegre.*
- Junior, A. C. G., *et al.* 2014. Resíduos Sólidos no Brasil: Oportunidades e desafios da Lei Federal n. 12.305 (Lei de Resíduos Sólidos). V. 1.
- Kreusch, M. A. 2005. Avaliação com propostas de melhoria do processo industrial de reciclagem do chumbo e indicação de aplicabilidade para a escória gerada. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – UFPR, Curitiba.*
- Maciel, E. F. 2015. Avaliação da lixiviação de cromo em monólito de concreto por imersão e irrigação. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UNISINOS, São Leopoldo.*
- Moreira, F. R.; Moreira, J. C. 2014. Os efeitos do chumbo sobre o organismo humano e seu significado para a saúde. *Revista Panam Salud Publica*, v. 15.
- Nunes, J. A. S. 2015. Estudo de Recuperação de Chumbo de Escória Metalúrgica por Flotação. *Tese (Doutorado em Engenharia Química) – UFPE, Recife.*
- Pan, D.; *et al.* 2019. *Resources, Conservation & Recycling*. Journal Elsevier, v. 146, p. 140-155.
- Savassi, L. A. 2019. Efeitos da contaminação por metais pesados e biomarcadores de impacto ambiental em peixes da bacia do rio São Francisco, MG. *Tese (Doutorado em Biologia Celular) – UFMG, Belo Horizonte.*
- Schaefer, C. O. 2007. Avaliação dos metais pesados presentes nos agregados reciclados de resíduos da construção e demolição (RCD) e influência no potencial de lixiviação de matrizes cimentícias. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UFSC, Florianópolis.*
- Silva, G. R. R.; *et al.* 2019. Análise dos possíveis efeitos na incidência de neoplasias referentes a intoxicação por metais pesados após o desastre ambiental da Samarco em Mariana – MG. IX Simpósio Nacional de Geografia da Saúde.q
- Souza, A. K. R.; *et al.* 2018. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. *Revista ACTA Biomedica Brasileira*, v.9, p. 95-106.
- Štulovic, M.; *et al.* 2019. Assessment of Leaching Characteristics of Solidified Products Containing Secondary Alkaline Lead Slag. *International Journal of Environment Research and Public Health*, v. 16.



PIRÓLISE TÉRMICA DE FILMES DE PEBD E PELBD DE EMBALAGENS PÓS - CONSUMO

| ID 15827 |

1Douglas da Silva Vallada, 2Carlos Alberto Mendes Moraes

1Engenheiro químico pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos, e-mail: douglassvallada@outlook.com;
2Professor dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Mecânica da Universidade do Vale dos Sinos,
e-mail: cmoraes@unisinos.br

| RESUMO |

Os termoplásticos estão cada vez mais presentes no cotidiano da sociedade e nas mais variadas aplicações. Dentre os termoplásticos, o polietileno é o que apresenta o maior volume mundial de produção e consumo. Entretanto, grande parte de suas aplicações destina-se a produtos de curto tempo de vida útil, com destaque para o setor de embalagens de alimentos. Tornam-se, assim, constituintes expressivos da composição do resíduo sólido urbano, levando a grandes quantidades depositadas em aterros sanitários. A pirólise surge como uma tecnologia para a reciclagem de resíduos plásticos, permitindo a recuperação dos monômeros que lhes deram origem. Através desse processo termoquímico, os resíduos são convertidos em três diferentes produtos: óleo ou em alguns casos cera, gases não condensáveis e uma fração sólida denominada carvão ou char. Assim, o objetivo do presente estudo é contribuir para o desenvolvimento da pirólise como tecnologia para tratamento final de resíduos de polietileno de baixa densidade (PEBD) e polietileno linear de baixa densidade (PELBD), provenientes de embalagens pós-consumo, através da análise da influência da temperatura de pirólise na composição química do óleo produzido, assim como a discussão de potenciais aplicações. Para tanto, os resíduos foram inicialmente caracterizados através das análises de espectroscopia por refletância total atenuada no infravermelho com transformada de Fourier (ATR-FTIR), termogravimetria (TGA), calorimetria exploratória diferencial (DSC) e fluorescência de raios-X (FRX). Os ensaios de caracterização mostraram que o resíduo plástico é constituído por 4,07% de cinzas, 0,52% de carbono fixo e 95,54% de matéria volátil, evidenciando seu grande potencial para a produção de óleo pirolítico. A degradação térmica do resíduo inicia em torno de 410°C e se estende até cerca de 530°C, com máxima taxa de degradação térmica em cerca de 488°C. O processo de pirólise foi realizado com amostras de 50g de PEBD e PELBD pós-consumo, previamente aglutinados, com tamanho de partícula na faixa de 0,001mm a 4mm, em reator horizontal de quartzo, com atmosfera inerte de N₂, taxa de aquecimento de 10°C/min e tempo de residência de 30min. Os ensaios foram conduzidos com temperaturas experimentais de 500°C e 700°C, a fim de verificar a influência da temperatura na composição química do óleo obtido no processo. A análise do óleo coletado a 500°C por espectroscopia de infravermelho, revelou um espectro similar ao do diesel comercial. Através de cromatografia gasosa acoplada a espectrometria de massas, verificou-se uma composição constituída predominantemente por olefinas (44%), de 8 a 35 átomos de carbono, seguida de parafinas (23,8%) e cicloparafinas (10%). Evidenciou-se ainda um percentual considerável de alfa-olefinas, importantes para a indústria petroquímica, e percentual de compostos aromáticos a nível de traço. Ao variar a temperatura para 700°C, ocorreu um aumento no teor de compostos aromáticos para 16,6%, acompanhado de uma redução no percentual de olefinas, parafinas e cicloparafinas. Os óleos obtidos em ambas as temperaturas têm potencial de aplicação em processos de craqueamento a vapor ou craqueamento catalítico convencional para a obtenção de matérias-primas da indústria petroquímica.

Palavras-chave: resíduos; polietileno; pirólise.



| INTRODUÇÃO |

Os polímeros desempenham um importante papel na sociedade, estando presentes em praticamente todas as atividades do cotidiano. Devido à boa relação entre suas propriedades de resistência mecânica e leveza, além do custo relativamente baixo, os polímeros passaram a substituir materiais convencionais, tais como a madeira, o aço, o papel, o papelão e a cerâmica, em diversas aplicações.

Uma classe particularmente importante de polímeros são os materiais termoplásticos, popularmente conhecidos como plásticos. Impulsionada pela elevada demanda comercial, a produção de plásticos vem crescendo nos últimos anos. Em 2016, a produção mundial foi de 335 milhões de toneladas e, em 2017, alcançou 348 milhões de toneladas. (ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURES IN EUROPE (PLASTICSEUROPE), 2018).

O Brasil tem uma participação expressiva no setor. Com uma produção de 6,4 milhões de toneladas de resinas termoplásticas e de 6 milhões de toneladas de transformados plásticos, produz mais resina e transformados plásticos que todos os demais países da América Latina juntos. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO (ABIPLAST), 2019).

Do ponto de vista de aplicação, no Brasil, as aplicações de curto ciclo de vida representam uma parcela importante do mercado nacional, contribuindo com 31,1% do consumo. Neste segmento, destaca-se o setor de embalagens para alimentos, que corresponde a 18,69% do mercado nacional. (ABIPLAST, 2019).

Os plásticos de curto ciclo de vida (até 1 ano) representam um enorme desafio para o setor. (ABIPLAST, 2019). Embora sejam um dos maiores responsáveis pelo grande volume de resíduos plásticos gerados, são especialmente essenciais no caso das embalagens de alimentos, contribuindo para a segurança alimentar durante o transporte e a conservação dos produtos, além do cumprimento dos regulamentos das agências sanitárias.

No Brasil, segundo o Plano Nacional de Resíduos Sólidos, o plástico representa 13,5% da composição gravimétrica dos resíduos urbanos. (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2012). Dentre os plásticos mais encontrados no resíduo sólido urbano (RSU) das grandes metrópoles brasileiras, destacam-se o polietileno de baixa densidade (PEBD) e o polietileno linear de baixa densidade (PELBD). A presença de tais plásticos no RSU é um reflexo de seu grande consumo no mercado nacional e sua aplicação predominante em produtos de curto ciclo de vida.

No Brasil, os plásticos reciclados representam 7,8% do mercado nacional e a principal técnica aplicada é a reciclagem mecânica. Em países europeus e no Japão, a realidade é diferente, pois a



recuperação energética dos resíduos, via incineração, e a reciclagem química são preponderantes. (ABIPLAST, 2019; SPINACÉ, 2005).

Tanto a reciclagem mecânica, como a recuperação energética de resíduos plásticos apresentam limitações. A reciclagem mecânica necessita de diversas etapas de pré-tratamento dos resíduos e apresenta perda de qualidade do produto final após vários ciclos de reprocessamento e aquecimento, devido à degradação térmica das cadeias poliméricas. (AL-SALEM et al., 2017). Já a recuperação energética necessita de complexos sistemas para o tratamento das emissões gasosas geradas. (FU et al., 2015).

Diante das desvantagens apresentadas tanto pela reciclagem mecânica quanto pela recuperação energética via incineração, a reciclagem química propõe um olhar diferente sobre os resíduos plásticos. Nesta perspectiva esses resíduos passam a ser vistos como materiais constituídos por monômeros derivados do petróleo e, portanto, podem ser convertidos novamente em seus constituintes de origem, via processos químicos e termoquímicos. (AL-SALEM et al., 2017).

Dentre os processos de reciclagem química, a pirólise de resíduos plásticos passou a ser intensamente estudada nos últimos anos. A pirólise é um processo de decomposição térmica em atmosfera inerte ou isenta de oxigênio, que promove a quebra das longas cadeias poliméricas dos materiais e a formação de três produtos: óleo, gases não condensáveis e uma fração sólida denominada *char*. O rendimento, propriedades e composição dos produtos são influenciados pelo tipo de reator utilizado e pelas condições de processo: temperatura, taxa de aquecimento, tempo de residência, pressão e características da carga. (QINGLAN et. al, 2010).

Neste contexto insere-se o objetivo geral deste trabalho, que é contribuir para o desenvolvimento da pirólise como tecnologia para tratamento final de resíduos de PEBD e PELBD. A escolha do PEBD e PELBD como objeto deste estudo é justificada por sua importante contribuição na composição do resíduo sólido urbano brasileiro.

| MATERIAL E MÉTODOS |

Matéria-Prima

A matéria-prima utilizada no presente estudo consistiu em uma mistura de embalagens pós-consumo, produzidas com filmes de polietileno de baixa densidade (PEBD), polietileno linear de baixa densidade (PELBD), ou ainda blendas de ambos os polímeros. Os resíduos foram coletados através de pontos de coleta em estabelecimentos comerciais e pela Cooperativa de Reciclagem



Uniclar, situada no município de São Leopoldo – RS. Para separar as embalagens de PEBD e PELBD de outros termoplásticos foi utilizada a simbologia presente na própria embalagem e estabelecida pela NBR 13.230. (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT), 2008).

Aglutinação do material

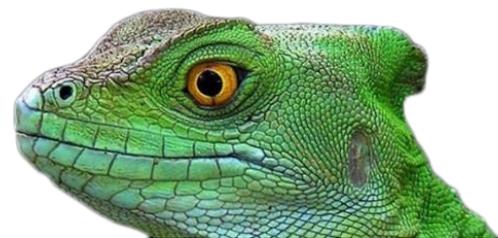
Para reduzir o volume das embalagens e promover sua aglomeração, elas foram submetidas ao processo de aglutinação em Aglutinador da Marca KIE, modelo AK60, com potência de 30CV e rotação de 1760rpm, do Laboratório de Reciclagem de Materiais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-Grandense (IFSUL) – Campus Sapucaia do Sul, conforme Figura 1. O material aglutinado foi utilizado como carga do reator nos ensaios de pirólise.



Figura 1: Fotografia da parte interna do aglutinador e do produto aglutinado

Análise Granulométrica do Material Aglutinado

O ensaio de granulometria dos resíduos de PEBD e PELDB aglutinados foi baseado na norma ASTM D1921-18, que apresenta métodos para a determinação da análise granulométrica de materiais plásticos na forma de pó, grânulos ou pellets. (ASTM,2018). A metodologia proposta pela norma foi também utilizada por Galdino (2014) para a análise do tamanho das partículas de resíduos de polietileno de ultra alto peso molecular (PEUAPM). Para a determinação do tamanho das partículas foi utilizado agitador de peneiras eletromagnético da marca Produtest, modelo T, do Laboratório de Tecnologia de Cereais e Derivados da Unisinos. Para o ensaio foi utilizada a massa de aproximadamente 50g e peneiras da série Tyler com malhas de 5, 8, 9, 20, 28, 35 e 42 mesh. Com os dados coletados neste ensaio foi calculada a fração mássica retida e acumulada.



Preparação das Amostras para Caracterização da Matéria-Prima

Como se pode observar na Figura 1, o material aglutinado é heterogêneo e, portanto, para caracterizá-lo foi necessário reprocessá-lo a fim de obter-se maior homogeneidade. Assim, o material aglutinado foi transformado em *pellets* através do processo de extrusão, em extrusora do Laboratório de Polímeros da Unisinos, da marca AX Plásticos.

Foram realizados testes em diferentes temperaturas de processamento, velocidades de alimentação e rotação das roscas, visando à estabilização do espaguete. Assim, foram definidas as seguintes condições operacionais: temperatura das zonas de aquecimento da extrusora de 240°C, pressão de operação de 11,5bar, velocidade de alimentação de 10rpm e velocidade das roscas de 50rpm.

O material granulado (*pellets*) obtido no processo de extrusão, foi submetido às análises de termogravimetria (TGA), calorimetria exploratória diferencial (DSC) e fluorescência de raios-X (FRX).

Para realizar a análise da composição química do resíduo plástico através de espectroscopia por reflexão total atenuada no infravermelho (ATR-FTIR), foi necessária a transformação do material granulado em filme plástico. A metodologia aplicada na produção do filme baseou-se na norma ASTM D4703-16, que descreve práticas de moldagem por compressão de termoplásticos na forma de *pellets* ou material moído, para a obtenção de corpos de prova. Também foi utilizado como referência o método proposto por Andrade (2013), em estudo de caracterização de compósitos de polipropileno reciclado ou virgem reforçado com fibra e pó de coco. A produção do filme foi realizada em prensa automática da marca FKL, com capacidade para 40t do Laboratório de Polímeros da Unisinos.

Termogravimetria (TGA) e Termogravimetria Derivada (DTG)

A análise termogravimétrica foi realizada no equipamento TGA 4000, da marca PerkinElmer, do Laboratório de Caracterização e Valorização de Materiais (LCVMat) da Unisinos. O equipamento foi programado para realizar a análise na faixa de temperatura de 25°C até a temperatura máxima de 1.020°C, com uma taxa de aquecimento de 10°C/min, em atmosfera inerte de gás nitrogênio. A análise teve por objetivo verificar o comportamento térmico dos resíduos de PEBD e PELBD e, através dos dados produzidos pela TGA obter sua análise imediata (teores de matéria volátil, carbono fixo e cinzas). A análise imediata foi realizada através da metodologia e equações apresentadas na norma ASTM E1131-08 (ASTM, 2010), cujo escopo é a análise de composição de materiais através da TGA.



Calorimetria Exploratória Diferencial (DSC)

A análise por Calorimetria Exploratória Diferencial teve como objetivo a determinação do ponto de fusão, faixas de temperatura de degradação dos resíduos e verificação de possíveis contaminações das amostras coletadas, com outros termoplásticos. A análise foi realizada no equipamento TGA 4000, da marca PerkinElmer, do LCVMat da Unisinos. O equipamento foi programado para realizar a análise na faixa de temperatura de 25°C até a temperatura máxima de 1.020°C, com uma taxa de aquecimento de 10°C/min, em atmosfera inerte com gás nitrogênio.

Fluorescência de Raios - X (FRX)

A análise de FRX foi realizada para identificar os elementos químicos que constituem os resíduos de PEBD e PELBD. Foi utilizado equipamento da marca Shimadzu, modelo EDX-720, constituído por tubo de raios-X de Ródio, do LCVMat da Unisinos. O resultado fornecido pelo equipamento foi qualitativo e, portanto, identificou apenas a presença dos elementos majoritários (acima de 50%), minoritários (entre 5% e 50%) e elementos a nível de traço (abaixo de 5%).

Sistema de Pirólise

Os ensaios de pirólise foram realizados no LCVMat da Unisinos, em reator tubular horizontal de quartzo, operando em regime batelada, que apresenta as seguintes dimensões: 8cm de diâmetro e 60cm de comprimento. O reator tubular permanece acoplado no interior de um forno mufla, que atinge a temperatura máxima de 1.200°C, conforme mostra a Figura 2.

O aquecimento do reator ocorre através das resistências elétricas do forno mufla, que circundam o sistema reacional. A temperatura máxima experimental (*setpoint* do reator), taxa de aquecimento e tempo de residência da amostra foram configuradas por meio dos controladores acoplados ao forno.

Para monitoramento da temperatura, há dois termopares tipo K: o primeiro mede a temperatura do forno mufla, enquanto o segundo localiza-se no interior do reator tubular e permanece em contato direto com a amostra de polímero durante o ensaio de pirólise. A amostra de material aglutinado, previamente pesada, foi inserida em um cadinho de aço inox 410, preparado para não sofrer alterações quando submetido às variáveis operacionais, que foi introduzido no interior do reator tubular.



Figura 2: Fotografia ilustrando o reator tubular horizontal utilizado nos ensaios de pirólise neste trabalho

O software FieldChart Novus foi utilizado para monitoramento e coleta dos dados de temperatura medidos pelos termopares do reator e forno mufla, permitindo o controle da taxa de aquecimento ao longo do processo.

O reator operou em atmosfera inerte, utilizando nitrogênio como gás de arraste. A vazão do gás foi controlada através do rotâmetro instalado na linha de alimentação de N_2 .

O fluxo dos gases e vapores condensáveis da saída do reator foi alinhado ao sistema de resfriamento, mantido sob temperatura em torno de -10°C . A condensação dos vapores produzidos no processo permitiu a coleta da fração líquida de pirólise, analisada no presente estudo. Os gases incondensáveis foram purgados através do sistema de exaustão do laboratório. O produto sólido remanescente no reator foi coletado no cadinho, em que a amostra foi inicialmente inserida, a fim de ser utilizado em estudos posteriores.

Ensaio de Pirólise

As condições operacionais dos ensaios de pirólise foram definidas com base em dados de estudos anteriores, presentes na literatura; assim como na temperatura de máxima taxa de degradação dos termoplásticos, determinada por termogravimetria derivada (DTG); e nos resultados de pré-testes de pirólise. Desta forma, os ensaios foram conduzidos com amostras de 50g da mistura de PEBD e PELBD, sob uma taxa de aquecimento de $10^\circ\text{C}/\text{min}$, pressão atmosférica, atmosfera inerte com fluxo de nitrogênio de $150\text{mL}/\text{min}$ e tempo de residência de 30min. As



amostras foram aquecidas a temperaturas de 500°C e 700°C, a fim de verificar a influência da temperatura na composição do óleo de pirólise.

Preparação das Amostras do Óleo Pirolítico

Ao final de cada corrida de pirólise, o óleo obtido no processo (Figura 7) foi diluído em diclorometano, conforme a metodologia proposta por Onwudili et al. (2009), para a análise da composição do óleo obtido na pirólise de polietileno de baixa densidade e poliestireno virgens. Após a diluição em diclorometano, as amostras foram acondicionadas em tubos de ensaio e mantidas sob refrigeração até a realização das análises.

Espectroscopia por Refletância Total Atenuada no Infravermelho com Transformada de Fourier (ATR-FTIR)

A espectroscopia no infravermelho teve como objetivo a análise qualitativa da composição química da matéria-prima e do óleo pirolítico, através da interpretação de seu espectro e identificação dos principais grupos funcionais presentes em sua estrutura química.

Para realizar as análises foi utilizado espectrômetro da marca Agilent Technologies, modelo Cary 630 FTIR, com acessório de refletância total atenuada, empregando um cristal de seleneto de zinco (ZnSe), do Laboratório de Toxicologia e Biologia Molecular da Unisinos. Os espectros foram obtidos na faixa de 600cm⁻¹ a 4000cm⁻¹, com resolução de 16cm⁻¹ e 32 varreduras.

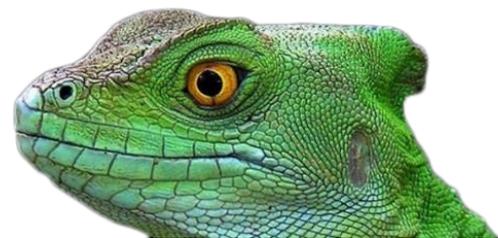
A espectroscopia de infravermelho dos resíduos de PEBD e PELBD foi realizada através da análise do filme produzido conforme descrito anteriormente.

Para a análise do óleo, alíquotas das amostras diluídas em diclorometano foram transferidas com pipeta de Pasteur para vidros de relógio, permanecendo na capela de exaustão durante um intervalo de 30min, para promover a evaporação do solvente, antes da realização da análise.

Cromatografia Gasosa Acoplada a Espectrômetro de Massas (CG-MS)

A cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas foi utilizada para a identificação e análise semiquantitativa dos principais compostos presentes no óleo de pirólise, permitindo verificar a influência da temperatura em sua composição. Foi utilizado cromatógrafo Agilent GC-7820A e detector espectrômetro de massas Agilent MS-5975, do Laboratório de Toxicologia e Biologia Molecular da Unisinos.

As amostras de óleo diluídas em diclorometano apresentaram uma grande quantidade de sólidos suspensos. Assim, foram submetidas à centrifugação, em centrífuga da marca Eppendorf,



modelo 5430R, durante um intervalo de 5min a 700rpm. A fase fluida separada por centrifugação foi coletada e filtrada em filtro de seringa, com membrana em PVDF, 15mm de diâmetro e 0,22 μ m de poro. Por fim, a fase fluida foi analisada por CG-MS.

Uma amostra de 1 μ L da fase fluida de óleo pirolítico, preparada conforme descrito no parágrafo anterior, foi introduzida no p \acute{o} rtico de injeção, com divisão de fluxo (*split*) de 1:10, utilizando h \acute{e} lio como gás de arraste. Foi utilizada coluna capilar apolar Agilent HP-5MS com fase estacionária formada por 95% de dimetilpolisiloxano e 5% de grupos fenila, de 30m de comprimento, 0,32mm de diâmetro e 0,50 μ m de espessura de filme. A programação do forno para a separação dos componentes do óleo foi realizada conforme a metodologia proposta por Onwudili et al. (2009) no estudo da composição do óleo obtido na pirólise de polietileno e poliestireno virgens. Assim, a programação respeitou a seguinte sequência: temperatura constante em 40°C por 5min, rampa de 5°C/min até temperatura de 100°C, rampa de 4°C/min até temperatura de 280°C e 30 min a 280°C. Os dados foram adquiridos no modo varredura, com detector no modo de impacto eletrônico e energia do feixe de elétrons de 70eV. A tentativa de identificação dos compostos presentes no óleo foi realizada automaticamente por comparação dos espectros obtidos experimentalmente com a biblioteca de espectros NIST, considerando similaridade mínima de 70% entre os espectros. Para realizar uma análise semiquantitativa, foi adotada uma abordagem simplificada, a técnica da normalização de áreas, na qual a composição da mistura é determinada através da expressão da área de cada pico como um percentual da área total do cromatograma, ou seja, a soma das áreas de todos os picos. Considera-se ainda que a sensibilidade do detector é igual para todos os compostos da mistura.

| RESULTADOS E DISCUSSÕES |

Neste item foram discutidos os resultados de caracterização dos resíduos de PEBD e PELBD e realizada uma análise da influência da temperatura de pirólise na composição química do óleo pirolítico obtido no processo.

Análise Granulométrica do Resíduo Aglutinado

O material aglutinado utilizado como carga do reator de pirólise apresentou tamanho de partícula na faixa de 0,001mm a 4mm. O maior percentual do material retido apresenta diâmetro médio de partícula de 3,18mm (43,9%) e 4mm (27,3%), conforme gráfico da Figura 3.

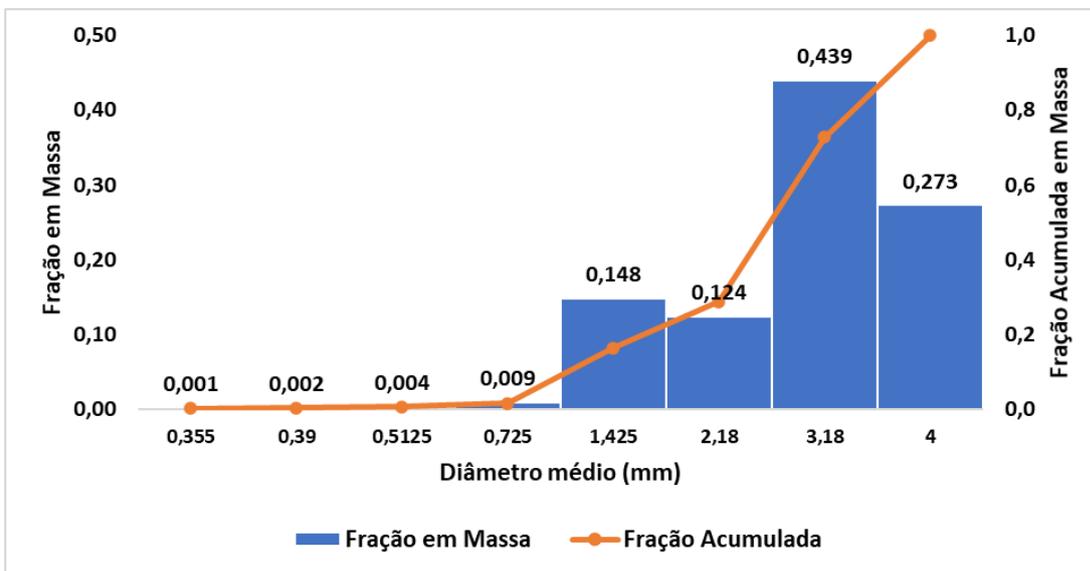
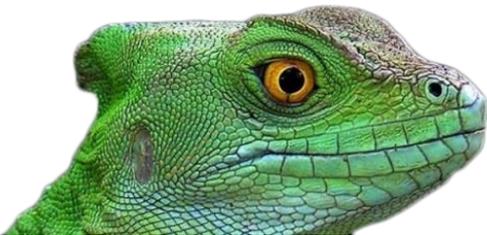


Figura 3: Gráfico da análise granulométrica do resíduo aglutinado

Segundo Luo et al. (2010), a variação do tamanho de partícula exerce maior influência sobre materiais cuja composição apresenta maior teor de carbono fixo e cinzas. Desta forma, o efeito do tamanho de partícula é menos expressivo para os plásticos, pois estes em geral apresentam maior percentual de matéria volátil.

ATR-FTIR da matéria-prima

A comparação do espectro da Figura 4 com dados da literatura permitiu verificar a presença de bandas características do polietileno, em geral relacionadas a deformações axiais (estiramento) e angulares que envolvem as ligações C - H, C - C e C = C.

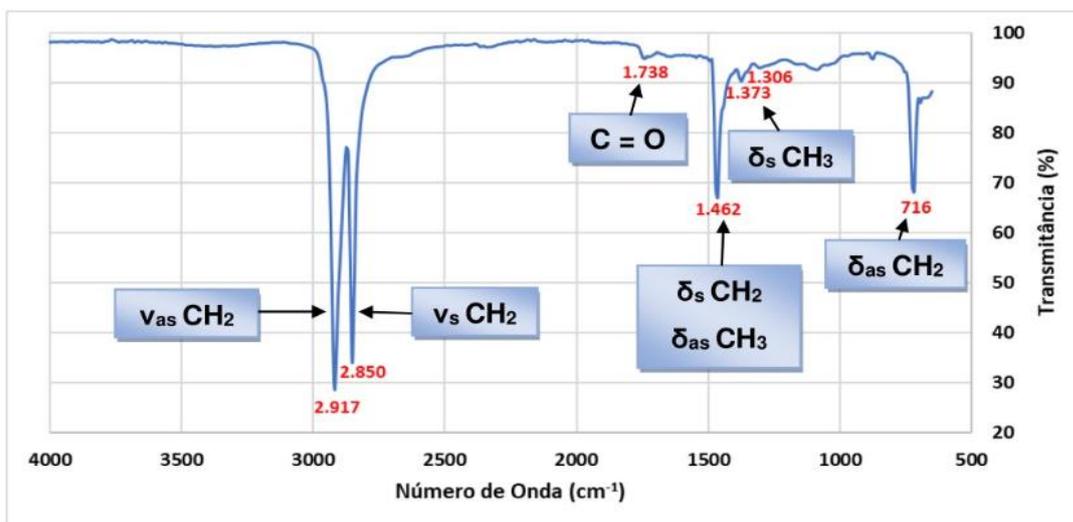


Figura 4: Gráfico da análise ATR-FTIR da matéria-prima



A Tabela 1 apresenta a análise qualitativa do espectro da Figura 4, com as bandas características e suas respectivas atribuições.

Evidencia-se que a vibração assimétrica de CH_3 , atribuída a banda de 1.462cm^{-1} na Tabela 1, geralmente se superpõe a deformação angular simétrica no plano do grupo metileno (CH_2). (SILVERTEIN; WEBSTER; KIEMLE, 2005). A banda de intensidade fraca em 1.738cm^{-1} corresponde ao grupo carbonila ($\text{C} = \text{O}$), que pode ser decorrente da presença de amida, aditivo utilizado como auxiliar de fluxo para a redução do coeficiente de atrito na fabricação de filmes. (SANTOS, 2007; SILVERTEIN; WEBSTER; KIEMLE, 2006). Verifica-se, ainda, que não ocorreu contaminação do material com polipropileno, outro polímero muito utilizado na fabricação de filmes para embalagens. Isso é constatado pela ausência de banda em 2.722cm^{-1} que é atribuída na literatura como característica do polipropileno. (SANTOS, 2007).

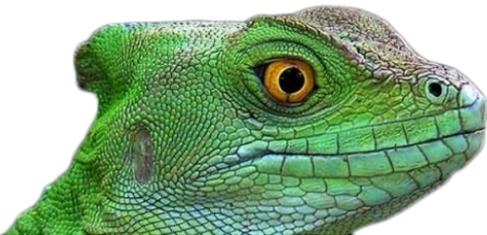
Tabela 1: Principais bandas atribuídas aos resíduos de PEBD e PELBD.

Banda (cm^{-1})	Atribuição	Intensidade
2.917	Deformação axial assimétrica de CH_2	Forte
2.850	Deformação axial simétrica de CH_2	Forte
1.462	Deformação angular simétrica no plano de CH_2 e deformação angular assimétrica de CH_3	Média
1.373	Deformação angular simétrica de CH_3	Fraca
1.306	Deformação angular assimétrica fora do plano de CH_2	Fraca
716	Deformação angular assimétrica no plano de CH_2	Média

Fluorescência de Raios-X (FRX)

O ensaio de fluorescência de raios-X permitiu a determinação da composição química qualitativa dos elementos inorgânicos presentes no resíduo, apresentados na Tabela 2. Esses elementos são derivados de frações inorgânicas presentes nos polímeros, provavelmente associadas aos aditivos, cargas e pigmentos adicionados durante o processamento do polietileno na segunda geração da cadeia petroquímica, e principalmente na indústria de transformados plásticos. A presença de tais elementos também foi observada por Sogancioglu et al. (2017) na análise de PEBD e PEAD de embalagens pós-consumo.

Os resíduos de PEBD e PELBD utilizados nesta pesquisa são predominantemente provenientes de embalagens de alimentos e ração animal, que apresentam coloração. Portanto, segundo Mateus (1999), tendem a apresentar concentrações maiores de elementos em relação aos plásticos incolores. Isso também justifica o maior teor de cinzas apresentado pelos resíduos na análise imediata, quando comparado a polímeros virgens ou de segunda geração, o qual exerce influência no



rendimento dos produtos de pirólise. O Ti, que aparece como elemento majoritário na Tabela 2, e o Fe são provavelmente decorrentes da adição dos pigmentos branco, amarelo, verde ou vermelho de Ti e amarelo de FeO. O Ca e o Si são provenientes principalmente da adição de agentes antibloqueio (carbonato e sílica natural ou sintética), que em geral consistem em cargas minerais, adicionadas com o objetivo de diminuir a aderência da superfície dos filmes plásticos. (MATEUS, 1999).

Tabela 2: Análise de FRX do resíduo de PEBD e PELBD.

Elementos majoritários (>50%)	Menor quantidade (5% < x < 50%)	Elementos Traço (< 5%)
Ti	Ca, Fe	Si, Cu, Al, Zn, K, P, S

Termogravimetria (TGA)

A Figura 5 apresenta as curvas de perda de massa e taxa de perda de massa (dw/dT) em função da temperatura, para a pirólise em microescala da mistura de resíduos de PEBD e PELBD, na forma de *pellets*, a uma taxa de aquecimento de $10^{\circ}\text{C}/\text{min}$. De acordo com a Figura 5, o material apresenta curva termogravimétrica de reação de único estágio, ou seja, apenas uma etapa de desvolatilização. Neste caso, a degradação térmica se inicia em torno de 410°C e se estende até cerca de 530°C . A temperatura de máxima taxa de degradação térmica se situou em cerca de 488°C .

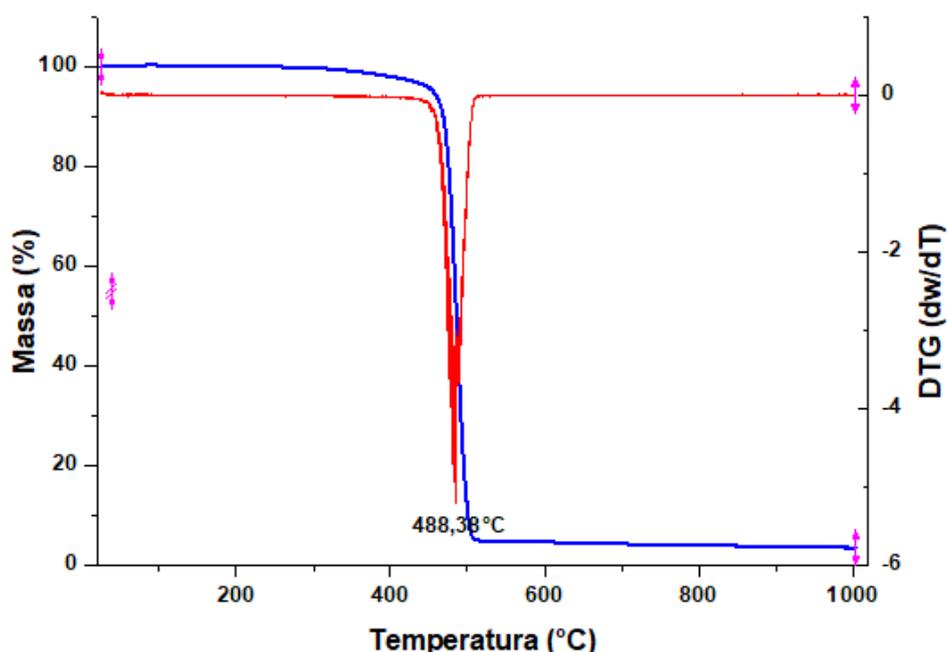
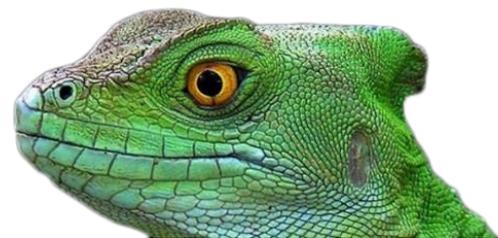


Figura 5: Gráfico da termogravimetria (TGA) e termogravimetria derivada (DTG) dos resíduos de PEBD e PELBD



Alvarenga et al. (2016), em estudo da energia de ativação da pirólise de embalagens cartonadas e seus componentes puros através de termogravimetria, obtiveram para o polietileno puro, um perfil de degradação semelhante, com temperatura inicial em torno de 403°C e temperatura final de 553°C. Segundo Vidal (2017), que realizou o estudo da cinética de degradação térmica do compósito PEBD e Al, a degradação térmica do polietileno se inicia em cerca de 400°C e se estende até aproximadamente 550°C.

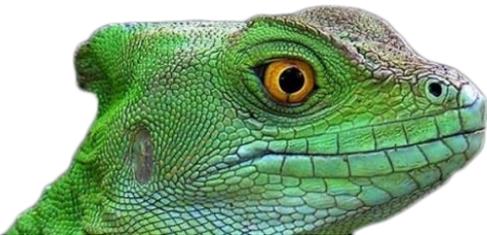
Das e Tiwari (2017) analisaram a degradação térmica de PELBD, com taxa de 10°C/min. De acordo com os autores, a degradação térmica iniciou em 433°C e se estendeu até 495°C, com máxima taxa de reação em cerca de 476°C.

Através dos dados obtidos na análise termogravimétrica conduzida a taxa de 10°C/min e com base na metodologia da norma ASTM E1131-08, foi determinada a análise imediata dos resíduos de PEBD e PELBD, apresentada na Tabela 3. Conforme a Tabela 3, os valores obtidos para a análise imediata dos resíduos estão de acordo com os dados presentes na literatura. O material apresentou um alto teor de matéria volátil e um baixo teor de carbono fixo. O teor de cinzas situou-se próximo da faixa típica para plásticos em geral, que vai de 0,2% a 4%. (JAMRADLOEDLUK; LERTSATITHANAKORN, 2014).

De acordo com Abnisa e Daud (2014), quando se trata de composição do material, o teor de matéria volátil e cinzas são os dois principais fatores de influência no processo de pirólise. Assim, quanto maior o teor de matéria volátil, maior o rendimento da fração líquida de pirólise; em contrapartida um maior teor de cinzas favorece a formação de gases e char. Portanto, devido a seu alto teor de matéria volátil, os resíduos de PEBD e PELBD, apresentam grande potencial para a produção de óleo pirolítico.

Tabela 3: Análise imediata dos resíduos de PEBD e PELBD.

Material	Umidade (%)	Carbono Fixo (%)	Matéria Volátil (%)	Cinzas (%)	Referência
Matéria-prima deste estudo	0,00	0,52	95,54	4,07	
PEBD	0,00	0,00	99,60	0,40	Sharuddin et al. (2017)
PEAD	0,00	0,03	98,57	1,40	
PP	0,15	1,22	95,08	3,55	



Calorimetria Diferencial de Varredura (DSC)

A calorimetria diferencial de varredura da mistura de resíduos de PEBD e PELBD, na forma de *pellets*, foi realizada de forma a complementar a análise térmica por termogravimetria. Na Figura 6 é apresentada a curva calorimétrica da matéria-prima, observando-se a ocorrência de duas regiões endotérmicas, discutidas separadamente a seguir.

O pico endotérmico da região A, compreendido entre 90°C e 150°C, representa a fusão do material. Segundo Gulmine (1999), cada tipo de polietileno apresenta uma temperatura típica de fusão, que é dada pelo ponto de mínimo da região endotérmica. Desta forma, verificou-se que a mistura de resíduos de PEBD e PELBD apresentou temperatura de fusão (129,13°C) mais próxima do PELBD (127,9°C), demonstrando sua maior influência sobre o comportamento térmico da mistura. Em contrapartida, a temperatura de fusão do material distanciou-se da temperatura característica de PP (169,4°C) e PEAD (138,4°C), indicando que não houve contaminação com tais polímeros, durante o processo de amostragem. (GULMINE, 1999).

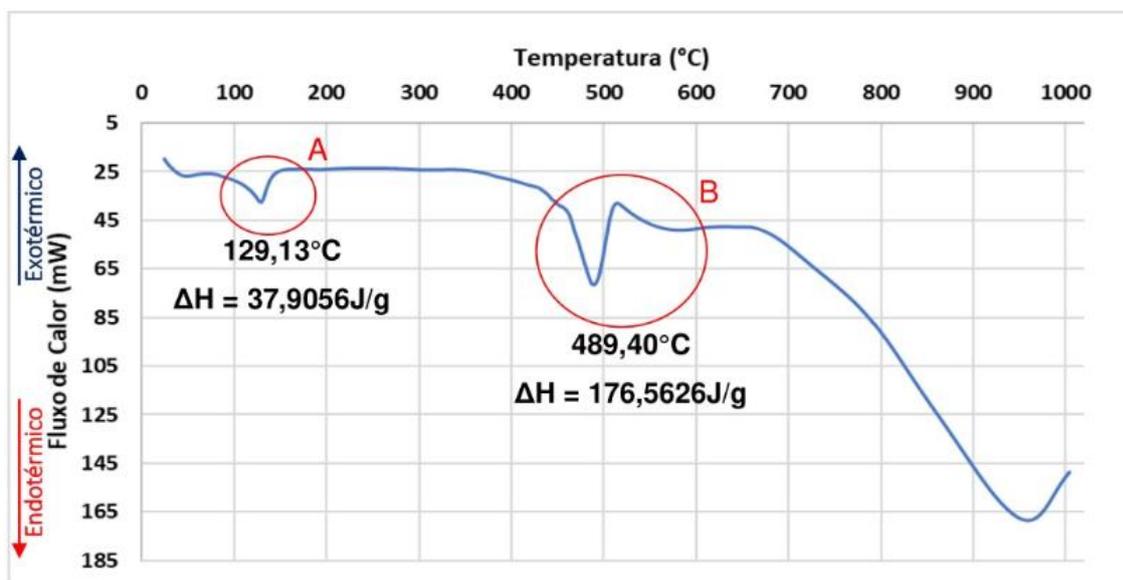


Figura 6: Resultados da análise de DSC dos resíduos de PEBD e PELBD utilizados como matéria-prima neste estudo

O pico endotérmico da região B, localizado entre 400°C e 520°C, representa a degradação térmica do material, que é acompanhada de grande perda de massa, conforme verificado na curva termogravimétrica da Figura 5.



Ensaio de Caracterização do óleo de pirólise

O óleo obtido na pirólise dos resíduos de PEBD e PELBD apresenta-se em estado sólido a temperatura ambiente, com aspecto semelhante ao de uma cera parafínica, indicando elevada viscosidade, conforme mostra a Figura 7. Ao aquecer o óleo a temperatura de aproximadamente 50°C, observou-se visualmente uma redução de sua viscosidade.



Figura 7: Óleo de Pirólise obtido neste estudo

Quesada et al. (2019) no estudo da pirólise de filmes plásticos de polietileno proveniente do resíduo sólido urbano, variou a temperatura de pirólise de 450°C a 550°C, produzindo óleo com aspecto e comportamento similar ao deste estudo. O óleo obtido pelos autores também apresentou-se em estado sólido (cera) a temperatura ambiente. Ao aumentar a temperatura, os autores verificaram que a viscosidade do óleo reduziu, o qual passou gradualmente ao estado líquido. A viscosidade do óleo para as temperaturas de 50°C e 60°C, cujos valores obtidos pelos autores foram, respectivamente, de 115,4cSt e 67,5cSt, são muito maiores do que os de combustíveis comerciais, como o diesel (3,162cSt) e a gasolina (0,37- 0,44cSt), na mesma temperatura, havendo maior proximidade com a viscosidade do óleo cru (80,4cSt). Tanto o óleo obtido no presente estudo, quanto o produzido por Quesada et al. (2019) não foram submetidos a processo de fracionamento, apresentando portanto em sua composição compostos leves e pesados, o que explica a elevada viscosidade observada.

As Figuras 8 e 9 apresentam os espectros de infravermelho das amostras de óleo obtidas, respectivamente a 500°C e 700°C. Os espectros são representativos, uma vez que as demais amostras analisadas não apresentaram diferenças expressivas. Ao comparar os espectros e suas respectivas bandas, verifica-se que os óleos produzidos a 500°C e 700°C apresentam, em geral, similaridades em relação aos grupos funcionais presentes. Torna-se também evidente o efeito da temperatura na composição química, uma vez que sua variação promove não só mudanças na intensidade como também o surgimento de novas bandas. Ao analisar os espectros dos óleos foi constatada a presença



predominante de grupos funcionais característicos de parafinas, olefinas e compostos aromáticos, refletindo a natureza dos resíduos de PEBD e PELBD do qual se originaram, analisada previamente através do espectro da Figura 4.

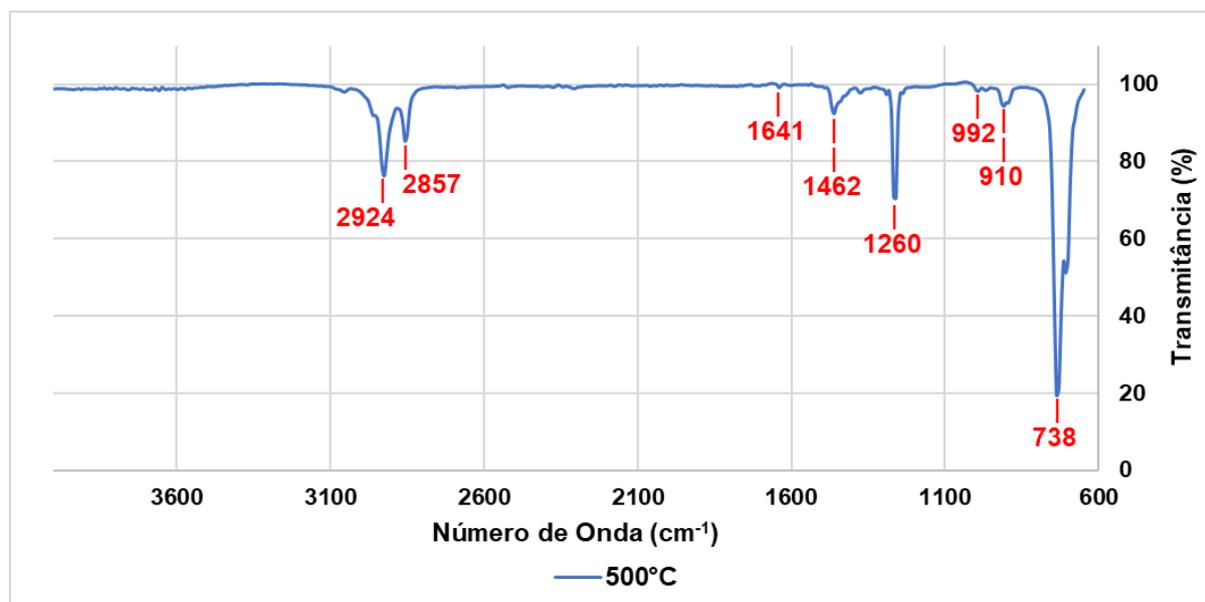
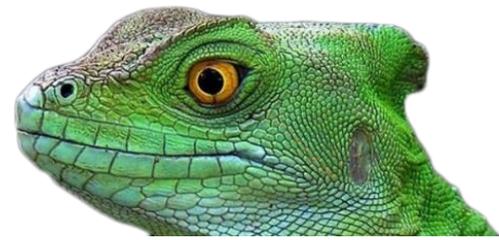


Figura 8: Espectro ATR-FTIR do óleo de pirólise obtido a 500°C

As bandas em 2.924cm^{-1} e 2.857cm^{-1} são características das parafinas, e estão respectivamente relacionadas às deformações axiais assimétrica e simétrica das ligações C - H do grupo metileno (CH_2). Observa-se no espectro do óleo obtido a 500°C que essas bandas apresentam menor intensidade e estão mais próximas. Isso pode indicar uma maior presença de compostos com grupos alquenos terminais, que levam ao alargamento das bandas de CH_3 e CH_2 . (SILVERSTEIN et al., 2005; WILLIAMS; WILLIAMS, 1997; DAS; TIWARI, 2018; QUESADA et al., 2019).

Em 1.641cm^{-1} e 1.462cm^{-1} verificam-se deformações axiais da ligação C = C de olefinas. A região entre 1.650cm^{-1} e 1.600cm^{-1} é também característica de dienos conjugados assimétricos. Em 1.380cm^{-1} ocorre deformação angular simétrica das ligações C - H do grupo metil (CH_3). As bandas em 992cm^{-1} e 910cm^{-1} representam a deformação angular fora do plano de ligações C - H de olefinas monossubstituídas. (SILVERSTEIN et al., 2005; QUESADA et al., 2019). Todas as bandas descritas anteriormente apresentaram menor intensidade no óleo obtido a 500°C . Entretanto o mesmo não ocorre com as bandas em 738cm^{-1} e 723cm^{-1} , resultantes da deformação angular assimétrica das ligações C - H do grupo metileno terminal em alquenos. (QUESADA et al., 2019). Verifica-se que a banda em 738cm^{-1} do óleo produzido a 500°C apresenta intensidade muito maior, o que pode indicar uma maior quantidade dessa classe de compostos em sua composição. A redução da intensidade



dessa banda para o óleo obtido a 700°C parece dar origem a uma nova banda em 783cm⁻¹, que embora seja fraca, pode evidenciar a ocorrência de vibrações de deformação axial de C – H de compostos aromáticos. (WILLIAMS; WILLIAMS, 1997). O espectro do óleo obtido a 500°C também apresenta uma banda de intensidade média em 1.260cm⁻¹, quase inexistente no espectro do óleo a 700°C. Essa banda sugere a presença de grupo funcional éter (C – O – C). (ÇIT et al., 2009).

Quesada et al. (2019) realizaram a análise de FTIR do óleo obtido na pirólise de filmes plásticos de polietileno, conduzida a temperatura de 450°C a 500°C. Williams e Williams (1997) analisaram o óleo derivado da pirólise rápida de uma mistura de resíduos plásticos, com PELBD e PEAD predominantes na composição. Das e Tiwari (2017) analisaram o óleo coletado na pirólise lenta de embalagens de PE. Em todos esses trabalhos os resultados para os espectros de infravermelho do óleo de pirólise foram similares aos obtidos no presente estudo. As bandas do espectro do óleo são similares tanto ao óleo de PE produzido por Quesada et al. (2019) quanto as bandas características do diesel comercial, demonstrando seu potencial aplicação como combustível.

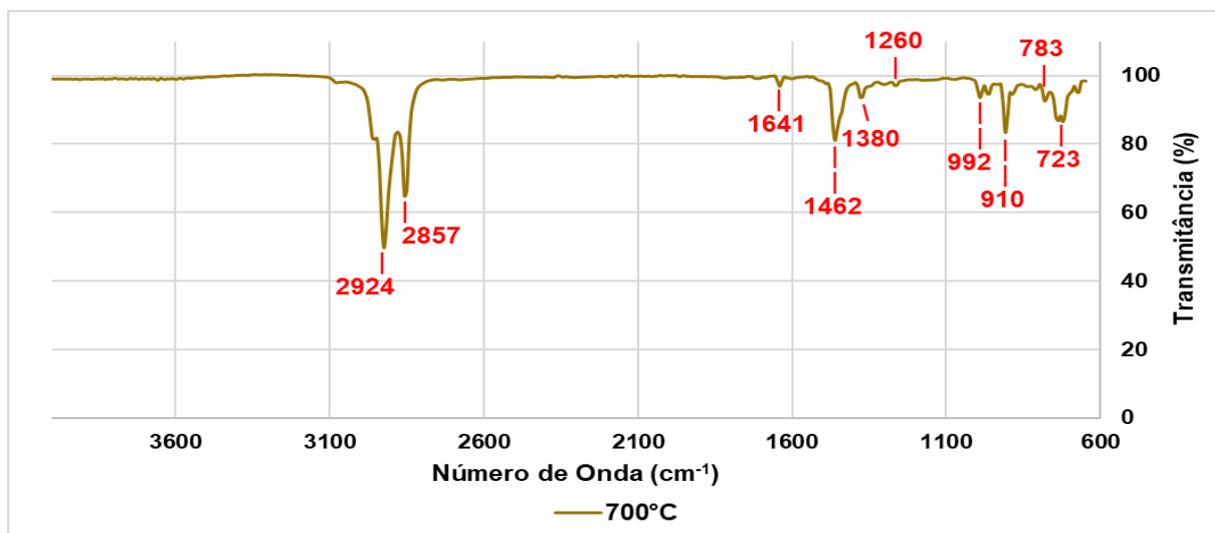


Figura 9: Espectro de ATR-FTIR do óleo de pirólise obtido a 700°C

A análise de CG-MS foi realizada, a fim de verificar a influência da temperatura sobre a composição do óleo coletado na pirólise dos resíduos de PEBD e PELBD, conduzida a 500°C e 700°C. Ressalta-se que a análise foi realizada de forma semiquantitativa e, portanto, os percentuais dos compostos são dados em relação a área total do cromatograma e não em percentual de volume ou massa. Cada espectro de massas obtido apresentou cerca de 500 picos. Assim, de modo análogo a Onwuidili et al. (2009), foram considerados apenas os compostos com grau de similaridade igual ou superior a 70%. Na Figura 10 os compostos identificados foram agrupados em classes. Observa-se que o óleo coletado a 500°C é formado predominantemente por olefinas, seguido de parafinas



alifáticas e cíclicas, em concordância com os grupos funcionais observados no respectivo espectro de infravermelho (Figura 8) anteriormente analisado. As olefinas presentes, situam-se na faixa de 8 a 35 átomos de carbono (C8 a C35). Entretanto, o maior percentual, 29,4%, encontra-se em uma faixa mais leve, de C8 a C19. Ainda na classe das olefinas, verifica-se um percentual considerável de alfa-olefinas, 25,56%, com destaque para o 1-nonadeceno (C₁₉H₃₈), 1-tricoseno (C₂₃H₄₆) e 1-octadeceno (C₁₈H₃₆), com 10,17%, 5,95% e 2,05%, respectivamente. As alfa-olefinas têm um grande valor para a indústria petroquímica, onde são utilizadas como matéria-prima para a produção de polímeros e detergentes. (ONWUDILI et al., 2009).

As parafinas presentes encontram-se na faixa de C9 a C32, enquanto as cicloparafinas situam-se entre C6 e C28. Os compostos alifáticos situados na faixa de C12 a C18, assim como as alfa olefinas, são importantes para a indústria de detergentes, que as utilizam, por exemplo, na produção de ácido alquilbenzeno sulfônico e lauriléter sulfato de sódio. (ONWUDILI et al., 2009). O percentual desses compostos é considerável, cerca de 9%. Os compostos aromáticos apareceram apenas em percentual de traço. O percentual em área de compostos de outras classes, dentre os quais o grupo funcional éter (C - O - C) aparece, é 50% maior em relação ao óleo coletado a 700°C. O fato concorda com a banda em 1.260cm⁻¹, que apresenta maior intensidade no espectro de infravermelho do óleo obtido a 500°C (Figura 8).

A composição do óleo produzido a 500°C é similar a obtida por Quesada et al. (2009) na pirólise de filmes plásticos de PE, sob mesma temperatura. Os autores verificaram que o óleo é formado predominantemente por olefinas, seguido de parafinas, em uma faixa de C7 a C28. Çit et al. (2009) realizaram a pirólise de PELBD na forma de pó e ausência de aditivos e pigmentos, em reator horizontal de quartzo acoplado a forno mufla, semelhante ao do presente estudo, e mesma taxa de aquecimento, 10°C/min. Os autores verificaram que a composição do óleo de PE era constituída predominantemente por olefinas e parafinas alifáticas, na faixa de C8 a C30, estando os compostos aromáticos presentes a nível de traço. Ainda segundo os autores, o polietileno apresenta ligações C - C mais fracas, quando comparado a outras poliolefinas. Assim, durante o processo de degradação térmica, essas ligações são quebradas, formando radicais, que se estabilizam dando origem a compostos de ligação dupla, o que explica o grande percentual de olefinas presente no óleo.

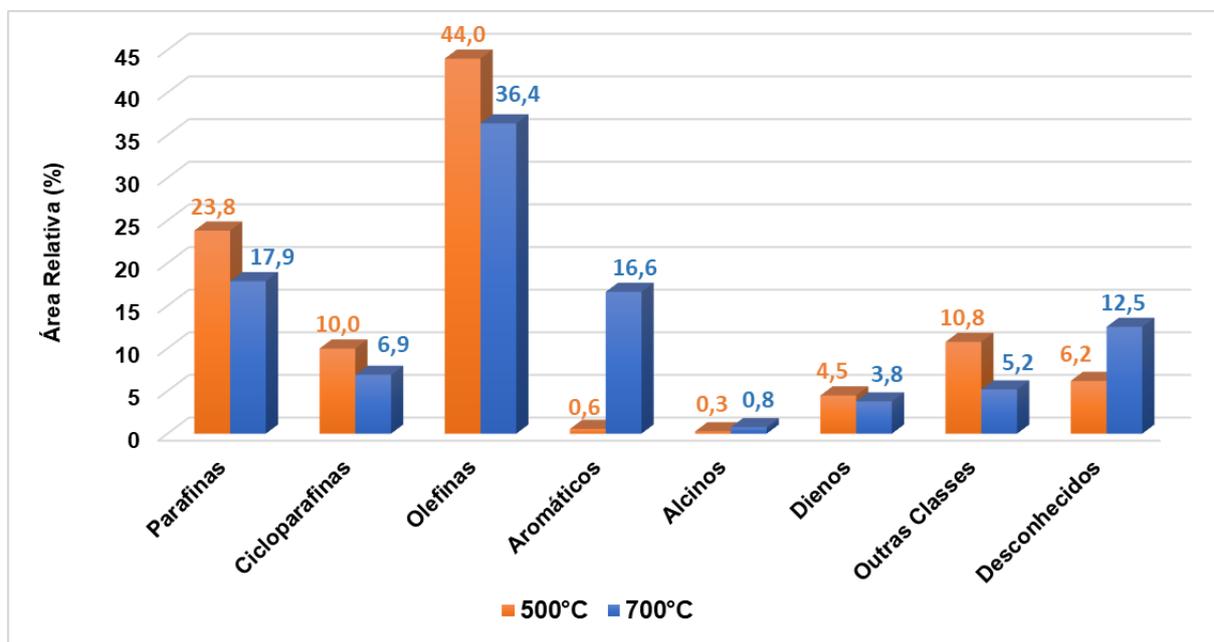


Figura 10: Influência da temperatura na composição do óleo obtido na pirólise dos resíduos de PEBD e PELBD

Ao aumentar a temperatura de 500°C para 700°C verifica-se na composição do óleo uma redução no percentual em área de olefinas, parafinas e cicloparafinas. A redução no percentual de olefinas é a mais expressiva, cerca de 7,6%. Em contrapartida ocorre um aumento de 16,07% na área relativa dos compostos aromáticos. Williams e Williams (1999) realizaram a pirólise de polietileno de baixa densidade virgem, na forma de *pellets*, em reator de leito fluidizado. Ao analisar a composição do óleo de PE obtido a 500°C e 550°C, verificaram a inexistência de compostos aromáticos. Entretanto, ao aumentar a temperatura do reator para 600°C, 650°C e 700°C observaram um aumento gradual da concentração de compostos aromáticos, acompanhada da redução de compostos alifáticos. A 700°C, o teor de compostos aromáticos mono e policíclicos já compreendia mais de 25% da composição do óleo. Lopez et al. (2011a) realizaram a pirólise de uma mistura de plásticos constituída por PE, PP, PS, PVC e PET em reator de leito fixo. Ao variar a temperatura de 460°C para 600°C analisaram a composição do óleo produzido e também verificaram uma redução de compostos alifáticos (olefinas, parafinas e cicloparafinas) em percentual de área de 22,3% para 0,4%, acompanhada de um aumento no percentual de compostos aromáticos de 71,7% para 99,3%. Evidencia-se que as olefinas são os principais precursores dos compostos aromáticos formados, o que é relatado tanto por Williams e Williams (1997), quanto por Lopez et al. (2011). Ainda segundo os autores, a formação de compostos aromáticos mono e policíclicos está associada a reações secundárias de hidrogenação e ciclização unimolecular, seguida de desidrogenação dos compostos primários de pirólise, o que é favorecido pelo aumento da temperatura. Ao aumentar a temperatura

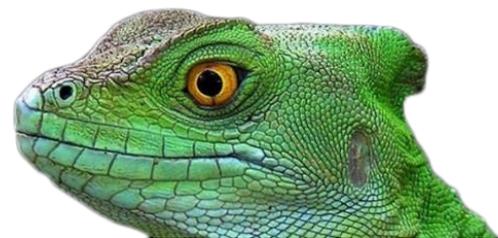


para 700°C, as parafinas presentes no óleo do presente estudo mantiveram-se na faixa de número de átomos de carbono de C9 a C30, enquanto as cicloparafinas situaram-se entre C8 e C24. Apesar da redução do percentual em área das olefinas, as alfa-olefinas mantiveram um valor expressivo de 18,18%. Dentre os compostos aromáticos, os que apresentaram maior percentual em área foram o azuleno (2,14%), fenantreno (1,09%), p-xileno (0,78%) e o etilbenzeno (0,71%). Os dois primeiros são compostos aromáticos policíclicos com 10 e 14 átomos de carbono, respectivamente. Enquanto os dois últimos apresentam 8 carbonos e situam-se na faixa de compostos aromáticos da gasolina (C5 a C9). A partir do que foi discutido pode-se afirmar o grande potencial de utilização do óleo de pirólise de resíduos de PEBD e PELBD como matéria-prima para a indústria petroquímica, em substituição a derivados do petróleo. O óleo ou cera obtido neste estudo pode ser submetido a processos de craqueamento a vapor ou craqueamento catalítico convencionais, conforme descrito por Williams e Williams (1997). Ainda segundo os autores, o óleo ou cera de PELBD obtido a 500°C é mais favorável aos processos, pois são ricos em hidrocarbonetos alifáticos e apresentam inexistência ou percentuais a nível de traço de compostos aromáticos, responsáveis pelo aumento das taxas de deposição de coque nos processos.

| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Os resultados obtidos no presente estudo mostram que a pirólise térmica é uma alternativa atrativa para o tratamento dos resíduos de PEBD e PELBD, provenientes de embalagens plásticas, reduzindo sua disposição em aterros sanitários. A caracterização dos resíduos na forma de *pellets* revelou, através da análise imediata, um elevado teor de matéria volátil de 95,54%, o que evidencia sua tendência em produzir um elevado percentual de óleo quando submetidos ao processo de pirólise.

O efeito da variação da temperatura foi verificado na análise da composição química do óleo de pirólise. O óleo obtido a 500°C apresentou elevado percentual em área de olefinas (44%), parafinas (23,8%) e cicloparafinas (10%). Enquanto o percentual de compostos aromáticos apresentou-se a nível de traço. Ao comparar o espectro no infravermelho do óleo obtido com o espectro do diesel comercial, obteve-se grande similaridade de grupos funcionais. Ao aumentar a temperatura de pirólise para 700°C, obteve-se um aumento no percentual em área de compostos aromáticos para 16,7%. Assim, evidenciou-se que ambos os óleos coletados têm potencial de aplicação em processos de craqueamento a vapor ou craqueamento catalítico convencionais, a fim de se obter matérias-primas para a indústria petroquímica.



| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- Abnisa, F.; Daud, W.; 2014. A review on co-pyrolysis of biomass: An optional technique to obtain a high-grade pyrolysis oil. *Energy Conversion and Management*, n. 87, p. 71-85.
- Al-Salem, S.M. et al.; 2017. A review on thermal and catalytic pyrolysis of plastic solid waste (PSW). *Journal of Environmental Management*, n. 197, p. 177-198.
- Alvarenga, L. et al.; 2016. Determination of activation energy of pyrolysis of carton packaging wastes and its pure components using thermogravimetry. *Waste Management*, n. 53, p. 68-75.
- Andrade, A.; 2013. Produção e Caracterização de Compósitos de Matriz de Polipropileno Reciclado/ Virgem Reforçado por Fibras e Pó de Coco. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica e Materiais da Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Associação Brasileira da Indústria do Plástico (ABIPLAST). Perfil. São Paulo: ABIPLAST, 2019.
- Association of Plastics Manufactures (PLASTICSEUROPE). Plastics - The Facts 2018: An analysis of European Plastics Production, Demand and Waste Data. Bélgica: PLASTICSEUROPE, 2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília: MMA, 2012.
- ÇIT, I. et al.; 2009. Comparative pyrolysis of polyolefins (PP and LDPE) and PET. *Polym. Bull*, n. 64, p. 817-834.
- DAS, P.; Tiwari, P. The effect of slow pyrolysis on the conversion of packaging waste plastics (PE and PP) into fuel. *Waste Management*, n. 79, p.615 – 624.
- Fu, Z.; 2014. MSW oxy-enriched incineration technology applied in China: Combustion temperature, flue gas loss and economic considerations. *Waste Management*, n. 38, p. 149-156.
- Galdino, G.; 2014. Avaliação do Efeito do Reprocessamento do Polietileno de Ultra Alto Peso Molecular sobre suas Propriedades Mecânicas, Térmicas e Morfológicas. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais da PUCRS.
- Gulmine, J.; 1999. Análise do Polietileno Submetido ao Envelhecimento Acelerado. 1999. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós Graduação Universidade Federal do Paraná.
- Jamradloedluka, J.; Lertsatitthanakornb, J.; 2014. Characterization and Utilization of Char Derived from Fast Pyrolysis of Plastic Wastes. *Procedia Engineering*, n.69, p. 1437 – 1442.
- Lopez, G. et al.; 2011. Influence of time and temperature on pyrolysis of plastic wastes in a semi-batch reactor. *Chemical Engineering Journal*, n.173, p.62-71.
- Luo, S. et al.; 2010. Influence of particle size on pyrolysis and gasification performance of municipal solid waste in a fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, n. 16, p. 6517-6520.
- Mateus, S. F.; 1999. Determinação de Componentes Inorgânicos em Plásticos pelo método de Análise por ativação neutrônica. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Nuclear – Programa de Pós-Graduação USP.
- Onwudili, J.; Insura, N; Williams, P.; 2009. Composition of products from the pyrolysis of polyethylene and polystyrene in a closed batch reactor: Effects of temperature and residence time. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, n.86, p. 293 – 303.
- Qinglan, H.; Chang, W.; Dingqiang, L.; Yao, W.; Dan, L.; Guiju, L.; 2010. Production of hydrogen-rich gas from plant biomass by catalytic pyrolysis at low temperature. *International Journal of Hydrogen Energy*, n. 35, p. 8884-8890.



- Quesada, L.; Calero, M.; Martín-Lara, M.A.; Pérez, A.; Blázquez, G.; 2019. Characterization of fuel produced by pyrolysis of plastic film obtained of municipal solid waste. *Energy*, v.186.
- Santos, A.; 2011. Efeito da Irradiação por Feixe de Elétrons sobre as Propriedades Físicas e Químicas de uma Resina de Polipropileno. Tese de Doutorado – Programa de Pós Graduação da Universidade de São Paulo.
- Sharuddin, S. D.; 2016. A Review on Pyrolysis of Plastic Wastes. *Energy Conversion and Management*, n. 115, p.308-326.
- Silverstein, R.; Webster, F.; Kiemle, D.; 2012. Identificação Espectrométrica de Compostos Orgânicos. Rio de Janeiro.
- Sogancioglu, M.; Yel, E.; Ahmetli, G.; 2017. Pyrolysis of waste high density polyethylene (HDPE) and low density polyethylene (LDPE) plastics and production of epoxy composites with their pyrolysis chars. *Journal of Cleaner Production*, n. 165, p. 369-381.
- Spinacé, M.; De Paoli, M.; 2005. A Tecnologia da Reciclagem de Polímeros. *Revista Química Nova*, Campinas, v. 28, n. 1, p. 65-72.
- Vidal, D.; 2017. Estudo da Influência das Condições de Pirólise de Compósito de PEBD/AL na Produção de Hidrocarbonetos. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós Graduação da Universidade Federal do Espírito Santo.
- Williams, P. T.; Williams, E.A.; 1997. Analysis of products derived from the fast pyrolysis of plastic waste. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, n. 40-41, p. 347-363.



POTENCIAL DE GERAÇÃO DE BIOGÁS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DE CASCA DE TANGERINA

| ID 15840 |

1 Rafael Vieira de Carvalho, 2 Thais Cristina Campos de Abreu, 3 Celso Romanel

*1 Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, e-mail:rafael.vcarvalho@outlook.com.br; 2 e-mail:
thais.abreu@gmail.com; 3 e-mail: romanel@puc-rio.br*

| RESUMO |

Com o crescente aumento dos danos antrópicos causados ao meio ambiente, surge a necessidade de medidas e técnicas de remediação a serem aplicadas em prol de um futuro sustentável para as gerações futuras. Um dos setores que apresentam potencial no emprego de ações da economia de baixo carbono é o agronegócio. Dentro deste está a fruticultura, que é um dos setores de maior destaque econômico brasileiro, com uma grande variedade de culturas, produzidas em todo o país e em diversos climas. Na cadeia produtiva do alimento ocorrem diversas perdas pós-colheita e a consequente geração de grandes quantidades de resíduos. A digestão anaeróbia, se apresenta como uma excelente e promissora opção para o tratamento de resíduos alimentares, contribuindo para o combate ao aumento de emissões poluidoras e gerando biogás para utilização como energia térmica, elétrica ou combustível em substituição aos combustíveis fósseis. A digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é um processo biológico, caracterizado pela ausência de oxigênio, que através das atividades metabólicas dos micro-organismos faz com que o material orgânico complexo seja convertido principalmente em metano e dióxido de carbono. Em um cenário onde a produção de resíduos ao redor do mundo cresce cada vez mais, técnicas eficientes de tratamento de resíduos são fundamentais para garantir menores emissões de gases de efeito estufa no meio ambiente.

Neste trabalho foi investigada a capacidade de biodegradação de substrato formado com cascas de tangerina tipos “ponkan” e “montenegrina” por meio da execução de ensaios BMP (*Biochemical Methane Potential*) com determinação dos teores de umidade, sólidos totais e sólidos voláteis em amostras de laboratório sob condições ideais de pH, temperatura e umidade. Os ensaios foram executados durante um período de vinte e um dias, tendo sido constatado, de modo geral, uma maior produção de gás até o décimo segundo dia de ensaio, com redução gradual até a estabilização em torno do vigésimo dia.

Os resultados obtidos no laboratório mostram que há potencial positivo na geração de biogás utilizando cascas de tangerina, em relação a cascas de outras frutas pesquisadas na literatura (laranja, banana, entre outras), com potencial de geração de biogás de 615,38 NmL/gSV para a casca de tangerina “ponkan” e 565,84 NmL/gSV para a casca de tangerina “montenegrina”.

O Brasil, devido a sua vasta extensão territorial e condições climáticas favoráveis, se destaca no mercado agrícola internacional e, dessa forma, detém grande potencial no cenário da mudança energética. Apesar do elevado potencial dos resíduos gerados no país, tecnologias de valorização de matéria orgânica ainda são incipientes e mesmo desconhecidas. Os resultados desta pesquisa constituem mais uma contribuição para reafirmar e divulgar os benefícios do tratamento de matéria orgânica via digestão anaeróbia, com significativas vantagens econômicas, sociais e ao meio ambiente.

Palavras-chave: Digestão Anaeróbia; Ensaio BMP; Casca de Tangerina.



| INTRODUÇÃO |

O constante aumento do aquecimento global ocorrido após metade do século XX e intensificado por ações antropogênicas a partir da emissão de gases estufa, como o metano, por exemplo, é uma realidade que preocupa, não apenas pelos nocivos danos ao meio ambiente e à qualidade de vida dos seres humanos, mas também pela preservação das gerações futuras (Silva & Paula, 2009). Em meados da década de 1980, com a realização da conferência de Brundtland, surgiu o conceito para “desenvolvimento sustentável”, que defende o “suprimento das necessidades do presente sem comprometer as gerações futuras” (BRUNDLAND, 1987).

A fim de evitar danos desmedidos à existência dos seres humanos, estudos recentes realizados pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC, 2018) examinaram a necessidade de limitar o aquecimento global a 1,5 °C ao invés de 2 °C, conforme era previsto anteriormente pelo Acordo Climático de Paris, firmado em 2015. Segundo o estudo, a ausência de medidas a serem tomadas no presente poderão gerar danos extremamente nocivos ao meio ambiente, aos seres humanos, à fauna e à flora do planeta.

Limitar o aquecimento global para 1,5 °C envolve grandes reduções na emissão de metano (CH₄) e gás carbônico (CO₂). Dessa forma, uma forte demanda no setor de bioenergia é necessária, destacando-se a importância da utilização de medidas de gerenciamento adequadas, as quais contribuam na minimização do problema, como é o caso da utilização da digestão anaeróbia como tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

O crescente aumento da população mundial e o acelerado processo de urbanização das cidades vêm resultando na geração de desmedidos volumes de resíduos sólidos urbanos (Roth & Garcias, 2008), os quais, se mal gerenciados, contribuem não apenas para o aumento dos danos causados ao meio ambiente, como também infligem diversos problemas no quesito social e econômico da sociedade moderna, agravando assim a problemática em questão.

No Brasil, segundo Paixão (2018), grande parte dos resíduos sólidos gerados são destinados a aterros sanitários ou ainda em lixões, tratando-se de disposições inadequadas, que podem ocasionar grandes impactos socioambientais, pois para estes tipos de disposições não existem técnicas adequadas que visem a preservação do meio ambiente.

De acordo com dados do “Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil” da ABRELPE (2015), em 2015, foi gerado um montante de 72,5 milhões de toneladas, com um índice de cobertura 90,8 % no país, o que representa 7,3 milhões de toneladas de resíduos sem coleta e, consequentemente, com destino impróprio. Segundo Prates *et al.* (2019), mesmo com a vigência desde 2010 da PNRS - Política



Nacional de Resíduos Sólidos (Brasil, 2010), uma grande parte dos resíduos gerados ainda são dispostos em aterros, sem qualquer tipo de processamento prévio.

No Brasil, a composição dos RSU (Resíduos Sólidos Urbanos) é bastante heterogênea e análises gravimétricas revelam quantidades significativas da fração composta de materiais orgânicos, representando em média mais de 50 % dos resíduos coletados (Zago & Barros, 2019). Além disso, o setor agrícola também possui forte influência na geração dos RSO (Resíduos Sólidos Orgânicos) tendo-se em vista o fato do Brasil ser uma grande potência na área. Um dos ramos da agricultura é a fruticultura, setor que gera expressivas quantidades de biomassa resultantes da colheita e processamento de produtos em diversos setores. De acordo com Christo *et al.* (2018), em países em desenvolvimento, mais de 40 % das perdas de alimentos ocorrem na etapa de pós-colheita e processamento dos mesmos.

O Brasil é o maior produtor mundial de frutas cítricas, sendo as tangerinas o segundo maior grupo de cítricos produzidos, atrás apenas da laranja (Brackmann *et al.*, 2007). De acordo com dados do IBGE (IBGE, 2018), aproximadamente 997 mil toneladas de tangerinas são colhidas anualmente no país.

No setor da fruticultura, é natural que ocorram perdas ao longo da cadeia produtiva. Segundo Cypriano *et al.*, (2017), aproximadamente 50 % da fruta é descartada na forma de bagaço (composto de casca, semente e polpa), o qual pode ser utilizado na obtenção de produtos de maior valor agregado. Tendo-se em vista o grande aumento populacional, uma consequência para os próximos anos é um aumento no consumo per capita de eletricidade no Brasil, tornando-se necessário uma busca de produção de energia elétrica de modo alternativo aos combustíveis fósseis (Christo *et al.*, 2018), além de soluções de gerenciamento de resíduos mais eficazes que a disposição em aterros.

Alternativas ao aterramento de resíduos tendem a gerar maiores benefícios a longo prazo, como a garantia da recuperação de materiais recicláveis e o aproveitamento dos RSO, diminuindo assim o passivo ambiental devido ao mau gerenciamento de resíduos. Assim, as tecnologias de tratamento vêm então como uma solução de remediação a esses danos, aplicadas visando o aproveitamento máximo do potencial dos resíduos.

Dentre os diversos tipos de tratamento de resíduos sólidos, a digestão anaeróbia representa uma alternativa como tratamento biológico dos resíduos orgânicos. De acordo com Amaral *et al.* (2004), seu principal benefício é a geração do biogás, que pode ser utilizado como fonte de energia alternativa renovável. A digestão anaeróbia permite a redução do potencial poluidor e dos riscos sanitários dos dejetos ao mínimo, além de permitir a reciclagem do efluente, o qual pode ser utilizado como biofertilizante.



Segundo Gueri *et al.* (2018), os resíduos alimentares possuem um bom potencial para produzir biogás, já que apresentam valores acima da média da maioria dos substratos quando se avalia a produção específica de metano. A estimativa dessa geração pode ser feita mediante estudos experimentais, realizados em reatores de bancada, como é o caso do ensaio do potencial bioquímico de metano (BMP). Segundo os autores, tal ensaio permite biodegradar o substrato enquanto, paralelamente, mensura a produção específica do metano por unidade de carga orgânica (ou seja, pela quantidade de sólidos voláteis).

Apesar de ainda não ser internacionalmente normatizado, o ensaio é um método analítico de referência quando se trata da obtenção de maiores informações sobre a transformação de materiais orgânicos em metano. O processo ocorre sob condições ótimas de degradação, podendo ser considerado um processo de digestão anaeróbia acelerado.

Esta pesquisa teve por objetivo avaliar o potencial de geração de biogás proveniente de resíduos de casca de dois tipos de tangerina, através do ensaio de potencial bioquímico de metano. Dessa forma, esta pesquisa busca agregar mais dados à literatura a fim da melhor compreensão do comportamento dos resíduos orgânicos durante a digestão anaeróbia.

| MATERIAIS E MÉTODOS |

Preparação do Substrato

A coleta do substrato da casca de tangerina “ponkan” se deu por meio da compra das tangerinas, com as cascas separadas e armazenadas em geladeira. Para a obtenção dos resíduos de tangerina “montenegrina” foi contatado um supermercado da zona sul do Rio de Janeiro, que forneceu as cascas das tangerinas utilizadas para a elaboração de sucos naturais.

As cascas das tangerinas foram submetidas a um processo de trituração a fim de reduzir o tamanho do material e obter uma massa homogeneizada (Figura 1). Após, tais resíduos também foram devidamente armazenados sob refrigeração à -4 °C.



Figura 1: Trituração do substrato. A) multiprocessador de alimentos; B) casca fatiada; C) casca triturada

Caracterização do Substrato

As seguintes propriedades físico-químicas foram determinadas: teor de umidade (w), sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) das cascas das tangerinas. Tais informações são essenciais para a avaliação do potencial de geração de biogás do substrato.

Determinação do teor de umidade

Para a determinação do teor de umidade das cascas de tangerina do tipo “ponkan” e “montenegrina”, realizou-se o procedimento adotado pela norma brasileira NBR 6457 (ABNT, 1986). As amostras, já trituradas e homogeneizadas, foram separadas e colocadas em cadinhos de porcelana. Após constância de massa sob temperatura de 110 °C em estufa, o teor de umidade com base no peso seco foi calculado conforme a Equação (1):

$$w = \frac{M_i - M_f}{M_f} * 100 \quad (1)$$

onde w é o teor de umidade (%); M_i é a massa da cápsula com resíduo no estado inicial, ou seja, úmido (g); e M_f é a massa da cápsula com resíduos após a secagem, ou seja, seco (g).



Determinação do teor de sólidos totais

Realizou-se o procedimento adotado pela norma brasileira NBR 10664 (ABNT, 1989). Tal procedimento é semelhante ao anterior, contudo, para o cálculo utiliza-se a Equação (2):

$$ST = \frac{M_f}{M_i} * 100 \quad (2)$$

onde ST é o teor de sólidos totais (%).

Determinação do teor de sólidos voláteis

A determinação desse parâmetro foi baseada na metodologia WHO (*Standard Methods 2540G*). A massa remanescente utilizada na determinação dos teores de w e de ST foi introduzida em uma mufla, sob a temperatura de 550 °C, durante 5 horas. O teor de sólidos voláteis foi calculado com base na Equação (3):

$$SV = \frac{P_1 - P_f}{P_1} * 100 \quad (3)$$

onde SV é o teor de sólidos voláteis (%); P_1 é a massa inicial da amostra seca em estufa à 110 °C (g) e P_f é a massa final da amostra queimada em mufla à 550 °C (g).

Ensaio do Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

O ensaio, para o presente trabalho, foi realizado no equipamento confeccionado por Abreu (2014). Recomenda-se a consulta ao trabalho de Abreu (2014) para os detalhes da montagem do equipamento.

Contudo, para a montagem do ensaio seguiu-se a norma VDI 4630. Como recomendação dessa norma, antes da montagem do ensaio é necessário determinar a quantidade de substrato e de lodo anaeróbico a serem utilizadas. Dentre as restrições impostas pela norma estão: prevenir a inibição da fermentação, assim, o substrato não deve ultrapassar a proporção apresentada pela Equação (4):

$$\frac{ST_{substrato}}{ST_{lodo}} \leq 0,5; \quad (4)$$



O rendimento de produção de gás do substrato deve ser no mínimo 80 % do total de gás gerado; e a quantidade de sólidos totais não deve ultrapassar 10 % para garantir uma transferência de massa adequada.

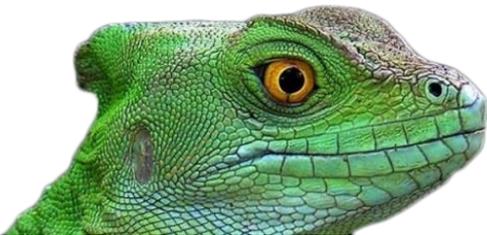
Baseado nas restrições e nas características físico-químicas do resíduo foi calculado a massa de substrato e a quantidade de lodo anaeróbico para a digestão. Dessa forma, para a tangerina “ponkan”, foram adicionados 10 g de substrato para 390 mL de lodo, enquanto para a tangerina “montenegrina”, os valores foram de 12 g e 388 mL, respectivamente. Já nos frascos contendo apenas lodo anaeróbico, o valor adicionado foi de 400 mL para ambos testes. A Figura 2 ilustra o processo de preparo das amostras nos frascos. Ressalta-se que os ensaios foram realizados em triplicatas.



Figura 2: Preparo da mistura substrato-lodo para o ensaio BMP

Com os substratos devidamente alocados em seus frascos, o ensaio prosseguiu com a medição do pH com o pHmetro de bancada Edge, da marca *Hanna*. É importante ressaltar que durante todo o ensaio, só foi possível medir o pH antes e após o final do ensaio, ou seja, vinte e um dias depois do início, pois após o acoplamento do tubo eudiométrico ao frasco reagente, o conjunto não permite medições contínuas do pH durante o processo.

Finalmente, antes de ser levado ao eudiômetro realizou-se a extração do oxigênio do interior dos frascos através da adição de nitrogênio gasoso, o que conduz a criar um ambiente anaeróbico para a degradação do substrato.



Após, os frascos são finalmente acoplados ao eudiômetro, dando início ao ensaio com as medições diárias da geração de gás e análises futuras sobre o potencial gerador de biogás dos resíduos de casca de tangerina. A Figura 3 ilustra o sistema completo do equipamento utilizado para o ensaio BMP, no Laboratório de Geotecnia e Meio Ambiente (LGMA) da PUC-Rio, para análise do potencial de geração de biogás através da digestão anaeróbia da casca de tangerina.

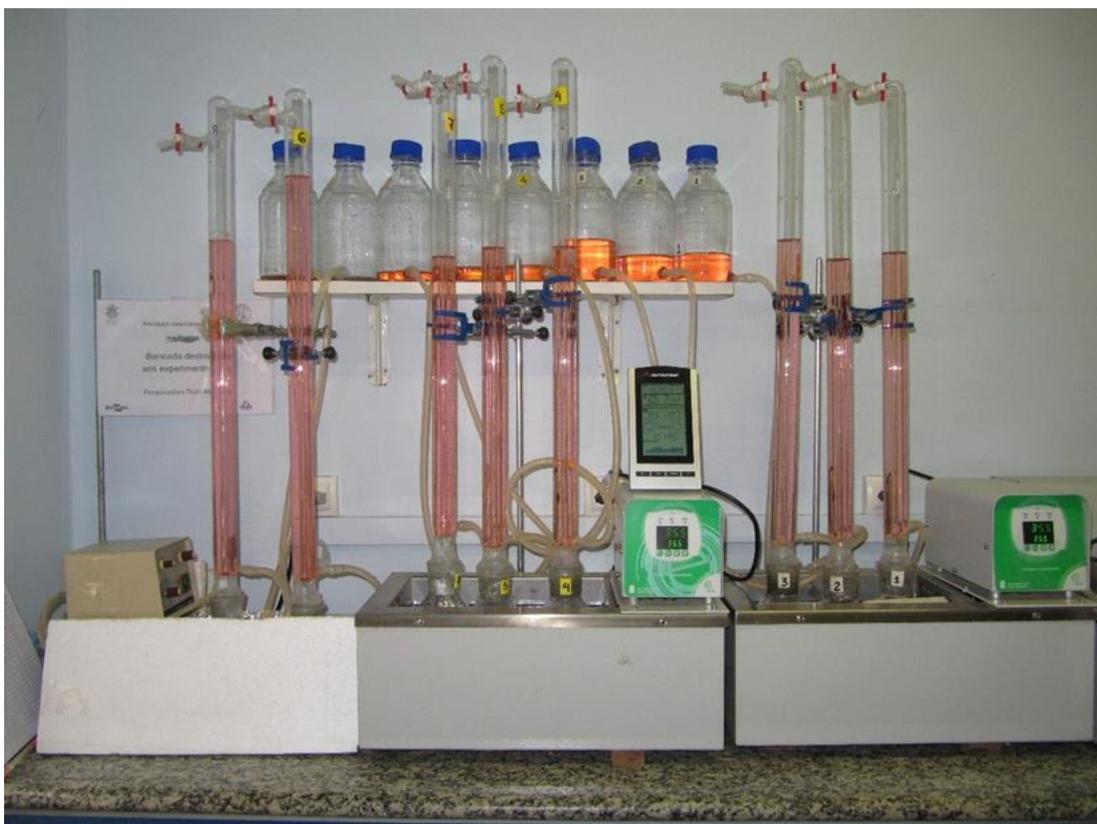


Figura 3: Equipamento do LGMA utilizado para o ensaio BMP

| RESULTADOS |

Caracterização dos substratos

A Tabela 1 apresenta os resultados referentes as características das cascas das tangerinas. Para as cascas de tangerina “ponkan” avaliadas, o teor de umidade médio alcançou o valor de 304,9 % e foram determinados teores de 24,7 % de sólidos totais e 98,5 % de sólidos voláteis. Similarmente, para as cascas da tangerina do tipo “montenegrina” foram determinados os mesmos parâmetros notando valores ligeiramente superiores do teor de umidade (316,4 %) mas com valores



ligeiramente inferiores para os teores de ST e SV (24 e 96,6 % respectivamente) em relação aos encontrados para a “ponkan”.

Tabela 1: Resultados de ensaio das cascas das tangerinas.

Substrato	Parâmetros de entrada		
	w (%)	ST (%)	SV (%)
Tangerina “ponkan”	304,9	24,7	98,5
Tangerina “montenegrina”	316,4	24	96,6

Ensaio BMP

A Tabela 2 apresenta o resumo dos dados de entrada e saída (posterior ao período de 21 dias de ensaio) utilizados para os ensaios BMP. Com relação a casca da “ponkan”, os resultados de geração de gás acumulado no período de vinte e um dias estão mostrados na Figura 4. As curvas de geração para os frascos 1, 2 e 3 evidenciam o comportamento da atividade microbiana na digestão anaeróbia. Nos primeiros dias a atividade é intensa, com grande inclinação da curva que, com o passar do tempo, torna-se mais suave a partir do décimo dia, indicando a redução da atividade microbiana na geração do gás, que finalmente se estabiliza por volta do vigésimo dia com pouca geração de gás. Os frascos 4, 5 e 6, ou seja, os frascos com apenas lodo anaeróbio têm papel de branco do sistema, ou seja, evidenciar quanto de biogás é gerado apenas pelo lodo e não pelo substrato

É válido reforçar a importância da medição do pH antes e após o ensaio, pois a configuração do mesmo não permite medições constantes. Nota-se que os valores de pH praticamente não diminuíram após o ensaio, mantendo-se por volta da faixa entre pH 7,3 e pH 7,8.

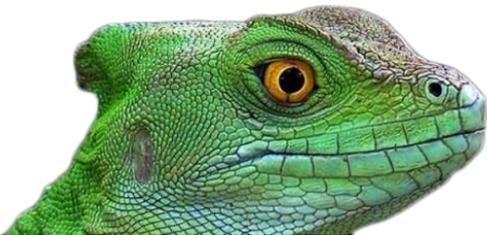


Tabela 2: Resumo dos dados de entrada e saída para o ensaio BMP das tangerinas.

Substrato	Dados de Entrada	Dados de Saída	F1	F2	F3	F4	F5	F6
Tangerina "ponkan"	Massa de substrato (g)	-	10	9,99	10,01	-	-	-
	Massa de lodo (mL)	-	390	390	390	400	400	400
	pH inicial do lodo	-	-	-	-	7,74	7,74	7,74
	pH inicial da solução	-	7,59	7,59	7,59	-	-	-
	-	pH final da solução	7,3	7,28	7,3	7,46	7,45	7,47
Tangerina "montenegrina"	Massa de substrato (g)	-	12	12	12	-	-	-
	Massa de lodo (mL)	-	388	388	388	400	400	400
	pH inicial do lodo	-	-	-	-	7,92	7,92	7,92
	pH inicial da solução	-	7,77	7,68	7,72	-	-	-
	-	pH final da solução	7,32	7,34	7,35	7,46	7,49	7,48

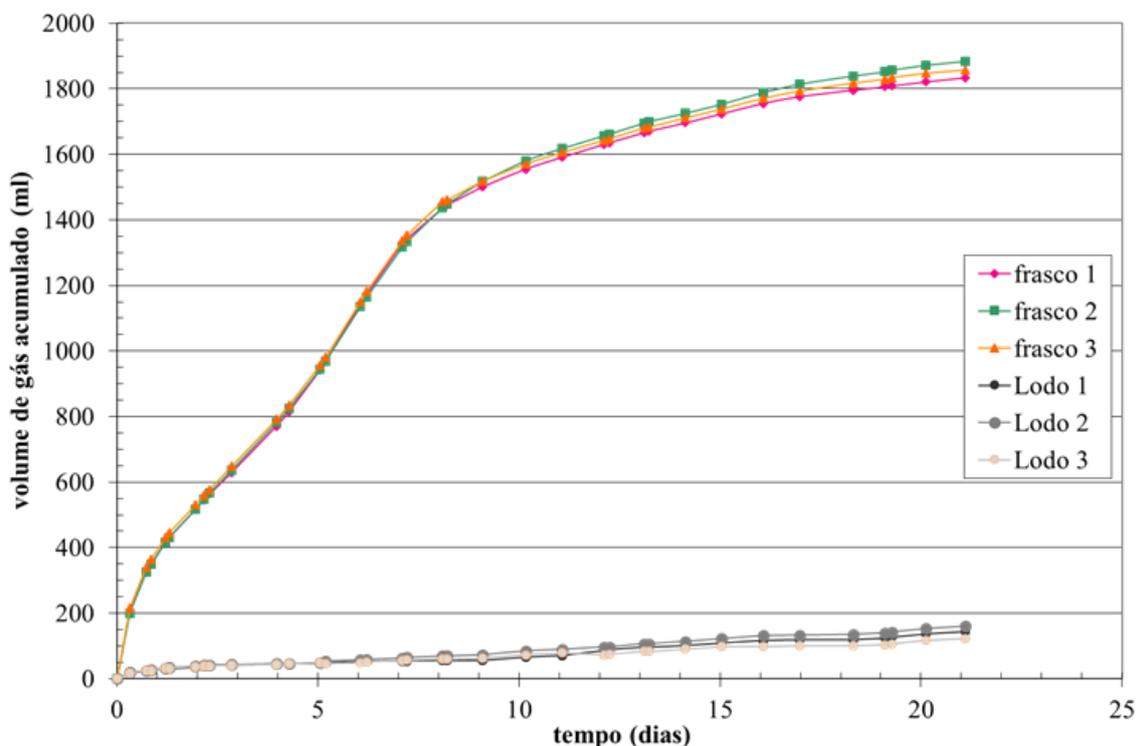


Figura 4: Volume acumulado de biogás para a casca da tangerina "ponkan"

Dessa forma, obteve-se uma média de 1.858 mL (ou 1.621,4 NmL pela conversão para as condições normais de temperatura e pressão CNTP) de volume de gás acumulado para os frascos 1, 2 e 3, ou seja, aqueles com a mistura casca + lodo, e uma média de 142,3 mL (ou 124,2 NmL pela



conversão para as CNTP) para os frascos 4, 5 e 6, que continham apenas lodo. Corrigindo o volume em relação ao volume gerado pelo lodo, o volume de biogás gerado considerado passa a ser de 1.497,2 NmL.

Em termos de potencial de geração de biogás, o valor para a casca da tangerina “ponkan” é de aproximadamente 615,38 NmL/gSV, ou, em termos de sólidos totais, 606,15 NmL/gST.

O resultado gráfico do volume acumulado de biogás para a casca da tangerina “montenegrina” é apresentado na Figura 5. A análise do gráfico de produção acumulada de biogás permite verificar que por volta do quinto dia ainda há uma geração acentuada de gás, com a inclinação da curva se reduzindo a partir do décimo segundo dia de ensaio e estabilizando ao redor do décimo oitavo dia de ensaio.

Dessa forma, obteve-se nos ensaios uma média de 1.979,5 mL (ou 1.727,5 NmL pela conversão para as CNTP) de volume de gás acumulado para os frascos 1, 2 e 3, que continham mistura casca + lodo, e uma média de 175,7 mL (ou 153,3 NmL pela conversão para as CNTP) para os frascos 4, 5 e 6, com apenas lodo. Corrigindo o volume em relação ao volume gerado pelo lodo, o volume de biogás gerado passa a ser de 1.574,2 NmL, em média, para a casca de tangerina “montenegrina”.

O potencial de geração de biogás da “montenegrina” foi de aproximadamente 565,84 NmL/gSV, ligeiramente menor do que para a tangerina “ponkan”, com uma diferença de 49,5 NmL/gSV. Em termos de sólidos totais, o potencial da montenegrina foi de 546,6 NmL/gST, ligeiramente menor do que para a tangerina “ponkan”, com uma diferença de 59,5 NmL/gST.

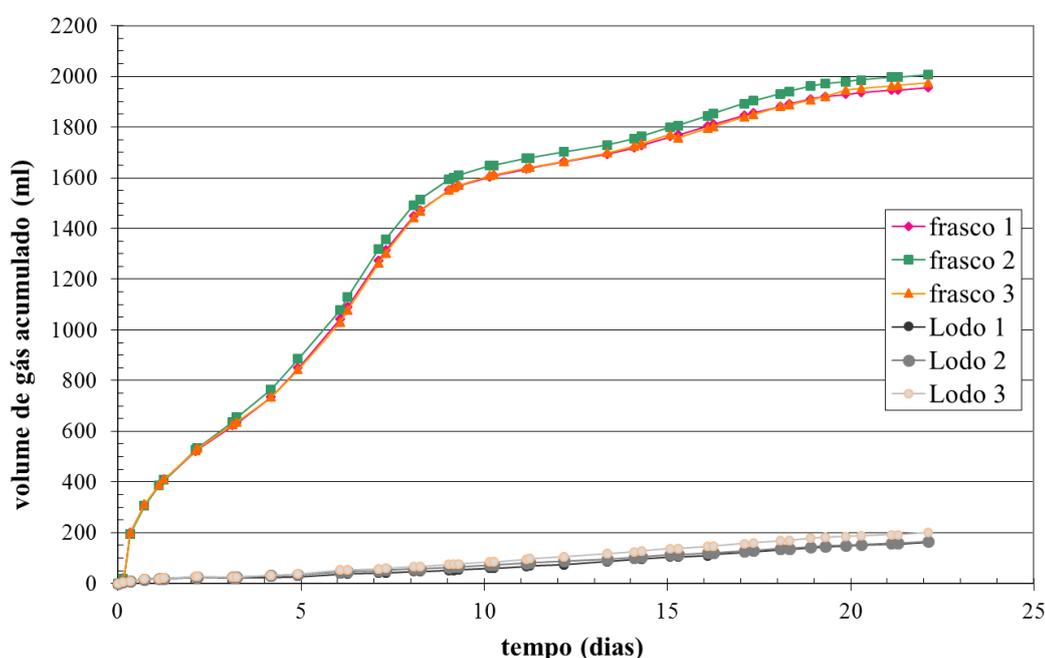


Figura 5: Volume acumulado de biogás para a casca de tangerina “montenegrina”



| DISCUSSÃO |

A partir da análise dos resultados obtidos, pode-se perceber que mesmo com uma maior geração de gás dentro dos vinte e um dias por parte da casca de tangerina “montenegrina”, esta apresenta um menor potencial de geração de biogás se comparado ao da casca da tangerina “ponkan”. Alguns fatores capazes de justificar essa questão estão relacionados ao fato da tangerina “ponkan” apresentar melhores propriedades físicas do que a “montenegrina” como, para um mesmo teor de ST, apresentar um teor de SV ligeiramente superior (2 %) à “montenegrina”.

A Tabela 3 foi elaborada buscando comparar os potenciais de geração de biogás de algumas frutas encontradas na literatura com as tangerinas estudadas na presente pesquisa. Embora cada autor tenha expressado o potencial de biogás através de uma determinada unidade, para facilitar a comparação dos resultados das diferentes frutas, nesse trabalho as unidades foram convertidas para NmL/gSV, com exceção daqueles resultados expressos em termos de ST, casos em que a unidade original foi mantida visto que nesses trabalhos não foram apresentados detalhes sobre os valores de SV para fazer a conversão.

Fica evidente por meio desta comparação o fato de que as características de cada fruta influenciam de diferentes maneiras o processo de digestão anaeróbia. Nota-se que as cascas são as partes das frutas que tendem a gerar maior quantidade de gás, enquanto as sementes praticamente não têm geração.

Gunaseelan (2004, *apud* LUCENA, 2016) realizou um ensaio BMP com diversas frutas, incluindo cítricas, dentre elas a tangerina. Apesar do tipo de tangerina não ter sido especificado, o autor chegou a resultados de 0,486 m³/kgSV para as tangerinas analisadas. Convertendo para as unidades utilizadas neste trabalho, chega-se ao valor de 424,12 NmL/gSV, abaixo dos 615,38 NmL/gSV obtidos com as cascas da tangerina “ponkan” e 565,84 NmL/gSV da tangerina “montenegrina” determinados na presente pesquisa. Tal fato indica a possibilidade de ter sido utilizado um outro tipo de tangerina. Também devem ser observados os teores de carga orgânica de entrada aos ensaios empregados por Gunaseelan (2004).

Santos *et al.* (2018) realizaram ensaios com bagaço de laranja e inóculo, chegando a resultados considerados eficientes em termos de produção, potencial e geração de metano. De acordo com aqueles autores, a configuração do bagaço da laranja misturado com o inóculo apresentou um volume acumulado de biogás de 1.748,0 NmL. Já para o inóculo sem a adição do bagaço da laranja correspondeu um volume acumulado de biogás de 308,0 NmL. Nota-se que, ao se comparar com as tangerinas aqui estudadas, os valores de geração de gás foram próximos (1497,2 NmL e 1574,2 NmL). Em termos de potencial de geração de biogás, Santos *et al.* (2018) chegaram ao resultado 288



NmL/gSV, ou seja, 327,38 NmL/gSV abaixo da casca da “ponkan” e 277,84 NmL/gSV abaixo da casca da “montenegrina”.

Também Carvalho *et al.* (2017) em estudos com casca de laranja pré-tratada com adição de lodo de esgoto obtiveram potencial de biogás de 478 NmL/gSV, ou seja, 137,38 NmL/gSV abaixo da “ponkan” e 87,84 NmL/gSV abaixo da “montenegrina”. Tais informações reforçam a importância da tangerina como uma fruta com potencial similar à laranja como substrato para a digestão anaeróbia e consequente geração de biogás.

Tabela 3: Quadro comparativo de potencial de biogás de diversas frutas.

Substrato		Potencial de Biogás	Unidade	Autor
Fruta	Partes da Fruta			
Tangerina	Casca "Ponkan"	615,38	NmL/gSV	Este Trabalho
		606,15	NmL/gST	
	Casca "Montenegrina"	565,84	NmL/gSV	
		546,60	NmL/gST	
Laranja	Casca (não Bagaço)	424,12	NmL/gSV*	GUNASEELAN, 2004**
	Casca pré-tratada	288,00	NmL/gSV	SANTOS <i>et al.</i> , 2018
		478,00	NmL/gSV	CARVALHO <i>et al.</i> , 2017
		397,07	NmL/gSV*	GUNASEELAN, 2004**
Banana	Casca	212,93	NmL/gST*	SOUZA <i>et al.</i> , 2013
	Casca	571,44	NmL/gSV*	ACHINAS <i>et al.</i> , 2019
	Casca + Engaço + Folhas + Pseudocaulé	269,05	NmL/gST*	SOUZA <i>et al.</i> , 2010
Maçã	Polpa	610,88	NmL/gST*	COALLA <i>et al.</i> , 2009
Uva	Bagaço	174,54	NmL/gSV*	BESINELLA <i>et al.</i> , 2017
Manga Abacaxi	Casca	322,89 - 456,41	NmL/gSV*	GUNASEELAN, 2004**
	Casca	311,55	NmL/gSV*	
Melão	Casca	210,40	NmL/gSV*	
Lichia	Sementes	62,31	NmL/gSV*	ZHAO <i>et al.</i> , 2016
	Casca	93,73	NmL/gSV*	
Cereja	Sementes	27,14	NmL/gSV*	
Maracujá	Casca	170,00	NmL/gSV*	
Abacate	Casca	78,54	NmL/gSV*	
Pitãia	Casca	170,17	NmL/gSV*	

*Valores adaptados para as unidades deste trabalho; ***apud* LUCENA, 2016



| CONSIDERAÇÕES FINAIS |

Esta pesquisa realizou uma análise do potencial bioquímico de biogás oriundo de um processo de digestão anaeróbica de cascas de dois tipos de tangerina. Os resultados de experimentos laboratoriais obtidos com cascas das tangerinas “ponkan” e “montenegrina” mostraram um potencial de geração de biogás de 615,38 NmL/gSV e 565,84 NmL/gSV, respectivamente. A diferença encontrada pode ser considerada como sendo reflexo das características físico-químicas, que apresentaram pequena diferença e que, por sua vez, influenciam na sua capacidade de gerar gás durante a digestão anaeróbia.

Ademais, os valores do potencial de biogás obtidos indicam que tais substratos apresentam um alto potencial se comparado a outras cascas de frutas. Portanto, a digestão anaeróbia da casca de tangerina configura-se como uma boa solução no gerenciamento de resíduos sólidos, visto que sua aplicação resulta em boa eficiência na degradação da matéria orgânica e bom aproveitamento energético com a geração de biogás, sendo então não apenas uma forma de gerenciar os resíduos como também uma opção para se gerar energia limpa.

| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS |

- ABNT – Associação Brasileira De Normas Técnicas; 1986. NBR 6457/86 - Amostras de solo – preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização, 09p.
- ABNT – Associação Brasileira De Normas Técnicas; 1989. NBR 10664/89 - Águas - Determinação de Resíduos (Sólidos) - Método Gravimétrico, 07p.
- ABRELPE; 2015. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2015, 95p.
- Abreu, T. C. C. de; 2014. Avaliação do potencial de geração de biogás de resíduos sólidos urbanos de diferentes idades. Tese de Doutorado (Doutorado em Engenharia Civil), Departamento de Engenharia Civil, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, 307p.
- Amaral, C.M. C; Amaral, L. A.; Júnior, J.L.; Nascimento, A.A.; Ferreira, D.S.; Machado, M.R.F.; 2004. Biodigestão anaeróbia de dejetos de bovinos leiteiros submetidos a diferentes tempos de retenção hidráulica. Cienc. Rural vol.34 no.6 Santa Maria Nov./Dec. 2004, pp. 1897-1902.
- Amorim, M.B., Magalhães, G.V.V., Lima, A.C.A., Albuquerque, L.V., Stefanutti, R.; 2018. Codigestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos utilizando a casca do coco como cosubstrato visando a produção de biogás. Disponível em: <https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/co-digestao-anaerobia-residuos-biogas/>. Acesso em 24 de julho de 2019.
- Besinella, G.B.; Ribeiro, C.B.; Gueri, M.V.D.; Buratto, W.G.; Steffler, V.; Veroneze, M.L.; 2017. Potencial dos subprodutos vinícolas da região sul do Brasil para a geração de biogás e energia elétrica. Edição Especial: II Seminário de Engenharia de Energia na Agricultura Acta Iguazu, v. 6, n. 5, p. 253-261.



- Brackmann, A., Peterle, M. E., Pinto, J. A. V., Weber, A., Sautter, C. K., Eisermann, A. C.; 2008. Temperatura e umidade relativa na qualidade da tangerina "Montenegrina" armazenada. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.38, n.2, p.340-344.
- BRASIL; 2010. Lei 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 23 de julho de 2019.
- Brundland, Comissão; 1987. *Our Common Future*, 383p.
- Carvalho, A., Fragoso, R., Gominho, J., & Duarte, E.; 2017. *Effect of Minimizing d-Limonene Compound on Anaerobic Co-digestion Feeding Mixtures to Improve Methane Yield. Waste and Biomass Valorization* 10, pp. 75-83.
- Carvalho, R. V. de; 2020. Tratamento de Resíduos Sólidos Orgânicos: análise do potencial de geração de biogás proveniente da digestão anaeróbia da casca de tangerina. Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro (PUC-Rio), 78p. Em fase de pré-publicação.
- Christo, G., L.; Sanquetta, C. R.; Piva, L. R. O.; Corte, A. P. D.; Maas, G. C. B.; 2018. Potencial de Produção de Biogás e Energia Elétrica a partir de Resíduos de Hortifruticultura em Colombo-PR. *Universidade Federal Do Paraná. Biofix Scientific Journal*, v. 3, n. 1, p. 72-83.
- Coalla, H.L.; Fernández, J.M.B.; Morán, M.A.M.; Bobo, M.R.L.; 2009. *Biogas generation apple pulp. Bioresource Technology* 100 (2009), pp. 3843-3847.
- Cypriano, D. Z.; Da Silva, L. L.; Mariño, M. A.; Tasic, L.; 2017. A Biomassa da Laranja e seus Subprodutos. *Rev. Virtual Quim.*, Vol. 9, No. 1, 16p.
- DIN 38414, part 8; 1985. *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser, Abwasser und Schlammuntersuchung. Schlamm und Sedimente (Gruppe S). Bestimmung des Faulverhaltens (S8)*. DIN 38 414. Teil 8. Juni. 1985.
- Gueri, M. V. D.; Souza, S. N. M.; Kuczman, O.; Schirmer, W. N.; Buratto, W. G.; Ribeiro, C. B.; Besinella, G. B.; 2018. Digestão Anaeróbia de Resíduos Alimentares Utilizando Ensaio BMP. *Universidade Federal Do Paraná, BIOFIX Scientific Journal* v. 3 n. 1, p. 08-16.
- IBGE, 2018. Produção Agrícola - Lavoura Permanente. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/15/12046>. Acesso em: 14 de novembro de 2019.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change; 2018. *Global Warming of 1.5°C – Summary for Policymakers*. Documento Oficial, 34p.
- Lei 12.305/2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em 23 de julho de 2019.
- Lucena, T. V.; 2016. Avaliação da geração de biogás sob diferentes condições de biodegradação de resíduos alimentares. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), 131p.
- Paixão, S. K. S.; 2018. Produção de Biogás a partir de Resíduos de Alimentos: Uma Proposta para um Restaurante em Recife-PE. Dissertação de Mestrado, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco, 65p.
- Prates, L. F. S.; Pimenta, C. F.; Ribeiro, H. F.; 2019. Alternativas Tecnológicas para o Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos. *APPREHENDERE – Aprendizagem & Interdisciplinaridade*, Vol. 1, nº 2 (Edição Especial), pp. 01-06.
- Roth, C. G., Garcias, C. M.; 2008. A influência dos padrões de consumo na geração de resíduos sólidos dentro do sistema urbano. *REDES*, Santa Cruz do Sul, v. 13, n. 3, p. 05 -13.



Santos, L.A.; Santos, A.F.M.S.; Valença, R.B., Jucá, J.F.T., Oliveira, C.R.M.; 2018. Produção de biogás a partir de bagaço de laranja. Revista GEAMA – Ciências Ambientais e Biotecnologia, Scientific Journal of Environmental Sciences and Biotechnology, pp. 22-27.

Silva, R. W. C., Paula, B. L.; 2009. Causa do aquecimento global: antropogênica versus natural. Terræ Didática, 5(1): pp.42-49.

Souza, O.; Federizzi, M.; Coelho, B.; Wagner, T.M.; Wisbeck, W.; 2010. Biodegradação de resíduos lignocelulósicos gerados na bananicultura e sua valorização para a produção de biogás. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.14, n.4, p.438–443.

Souza, O; Fischer, G.A.A.; Souza, E.L.; Sellin, N.; Maragoni, C.; 2013. Produção de Biogás a partir de Resíduo Agrícola da Bananicultura. III Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, 05p.

Standard Methods 2540G; 1992. Total, Fixed, and Volatile Solids in Solid and Semisolid Samples.

VDI 4630; 2006. Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests. Germany: Verein Deutscher Ingenieure – VDI, 92p.

Zago, V. C. P.; Barros, R. T. V.; 2019. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. Eng Sanit Ambient, v.24 n.2, p.219-228.