



GESTÃO E TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE: Visões e Ações Interdisciplinares Volume III -Tópicos interdisciplinares

Vania Elisabete Schneider
Taison Anderson Bortolin
Sofia Helena Zanella Carra
Organizadores



**Gestão e tecnologias para o
meio ambiente:
visões e ações interdisciplinares**

**Volume 3
Tópicos interdisciplinares**

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

Presidente:

José Quadros dos Santos

UNIVERSIDADE DE CAXIAS DO SUL

Reitor:

Evaldo Antonio Kuiava

Vice-Reitor:

Odacir Deonísio Graciolli

Pró-Reitor de Pesquisa e Pós-Graduação:

Juliano Rodrigues Gimenez

Pró-Reitora Acadêmica:

Flávia Fernanda Costa

Chefe de Gabinete:

Gelson Leonardo Rech

Coordenadora da Educs:

Simone Côrte Real Barbieri

CONSELHO EDITORIAL DA EDUCS

Adir Ubaldino Rech (UCS)

Asdrubal Falavigna (UCS) – presidente

Cleide Calgato (UCS)

Gelson Leonardo Rech (UCS)

Jayme Paviani (UCS)

Juliano Rodrigues Gimenez (UCS)

Nilda Stecanela (UCS)

Simone Côrte Real Barbieri (UCS)

Terciane Ângela Luchese (UCS)

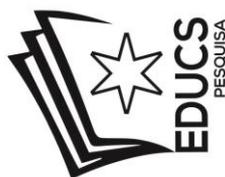
Vania Elisabete Schneider (UCS)

Gestão e tecnologias para o meio ambiente: visões e ações interdisciplinares

Organizadores

**Vania Elisabete Schneider
Taison Anderson Bortolin
Sofia Helena Zanella Carra**

**Volume 3
Tópicos interdisciplinares**



© dos organizadores

Revisão: Ivone Polidoro Franco

Fotos de capa: Juliano Rodrigues Gimenez e Vania Elisabete Schneider

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Universidade de Caxias do Sul
UCS – BICE – Processamento Técnico

G393 Gestão e tecnologias para o meio ambiente [recurso eletrônico] : visões e ações interdisciplinares / org. Vania Elisabete Schneider, Taison Anderson Bortolin, Sofia Helena Zanella Carra. – Caxias do Sul, RS: Educs, 2021.
Dados eletrônicos (1 arquivo)

Obras em volumes.

Volume 3: Tópicos interdisciplinares

ISBN 978-65-5807-117-4

Apresenta bibliografia.

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Gestão ambiental. 2. Ciências ambientais. 3. Meio ambiente. I. Schneider, Vania Elisabete. II. Bortolin, Taison Anderson. III. Carra, Sofia Helena Zanella. IV. Tópicos interdisciplinares.

CDU 2. ed.: 502.13

Índice para o catálogo sistemático:

1. Gestão ambiental	502.13
2. Ciências ambientais	502/504
3. Meio ambiente	502

Catalogação na fonte elaborada pela bibliotecária
Carolina Machado Quadros – CRB 10/2236

Direitos reservados à:



EDUCS – Editora da Universidade de Caxias do Sul

Rua Francisco Getúlio Vargas, 1130 – Bairro Petrópolis – CEP 95070-560 – Caxias do Sul – RS – Brasil

Ou: Caixa Postal 1352 – CEP 95020-972 – Caxias do Sul – RS – Brasil

Telefone/Telefax: (54) 3218 2100 – Ramais: 2197 e 2281 – DDR (54) 3218 2197

Home Page: www.ucs.br – E-mail: educs@ucs.br



EDITORA AFILIADA

Sumário

Apresentação	8
Eficiência energética no Sistema de Distribuição de Ar Comprimido em uma indústria de arroz	10
Paulo Takao Okigami, John Edward Neira Villena	
Micropirólise catalítica de biomassas brasileiras	22
Wesley G. de Oliveira Leal, Diogo Keiji Nakai ¹ , Simone Palma Favaro, Anna L. M. T. Pighinelli, Emerson Léo Schultz	
Análise Técnico-econômica de um Sistema de Aquecimento Solar para Residência Unifamiliar em Passo Fundo/RS	32
Dominiki Rossi Ceolin, Thaísa Leal da Silva, Lauro André Ribeiro	
Estimativa do potencial de geração de energia elétrica através da biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbanos orgânicos de Bento Gonçalves – RS	44
Ana Paula Sausen Conte, Taison Anderson Bortolin	
Tingimento de fibras de algodão cationizado com cloreto de benzalcônio, com corante reativo Red 195, sem uso de sal	55
Daniele Kuhn, Catia Rosana Lange de Aguiar	
Elementos nitrogenados na água lixiviada em lisímetros de drenagem em função do uso de diferentes fontes de adubação	64
Sinara Barros, Ricardo Turchetto, Lucas José Trombetta, Genesio Mario da Rosa	
Análise da água virtual na cadeia têxtil	71
Daiene Dorfey, Marco Alésio Figueiredo Pereira	
Análise dos agrotóxicos comercializados no município de Vacaria/RS no período de 2016 a 2018	82
Daniela Menegat, Nilva Lúcia Rech Stedille, Vania Elisabete Schneider	
Avaliação do Potencial Toxicológico do Material Particulado (MP) de Ji-Paraná (RO) Utilizando os Bioindicadores <i>A. salina</i> e <i>D. similis</i>	92
Tiago de Oliveira Lima, André Azevedo Machado, Weder Martins Naiman, Alecsandra Oliveira de Souza	
Desenvolvimento de compósitos poliméricos de MDF residual com PET reciclado – valorização de coprodutos industriais	101
Nayara Fernandes de Mendonça, Lucas Florêncio Queiroz de Oliveira, Fernando Reinoldo Scremin, Paulo Rodrigo Stival Bittencourt	

Florística da vegetação colonizadora de uma área degradada por mineração em Ametista do Sul – RS	111
Fernanda Dias dos Santos, Roberta Aparecida Fantinel, Elenice Broetto Weiler, Jussara Cabral Cruz	
Atributos químicos em diferentes Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta em um Latossolo no campo experimental da Embrapa Amazônia Oriental	121
Sarah Dias Azevedo, Leandro Marques Torres, Lorena Fernanda Araújo Soares, Suzana Romeiro Araújo, Arystides Resende Silva	
Potencial das espécies <i>Lemna minor</i>, <i>Pistia stratiotes</i> e <i>Eichhornia crassipes</i> para a remoção de contaminantes	131
Carolina Faccio Demarco, Thays França Afonso, Ana Luiza Bertani Dall'Agnol, Maurizio Silveira Quadro, Robson Andreazza	
Utilização de sementes bioindicadoras para avaliação de fitotoxicidade de chorume de aterro sanitário	140
Yeslei Paulino da Silva, Roger Vasques Marques, Denise Peresin, Vania Elisabete Schneider	
Destilação por membrana aplicada à recuperação de água de efluente concentrado petroquímico	151
Paula G. Santos, Cíntia M. Scherer, Adriano. G. Fisch, Marco Antônio S. Rodrigues	
Análise do uso de equipamentos de proteção individual no manejo de agrotóxicos por produtores de alho e uva do município de São Marcos/RS	161
Cassiano da Costa Fioreze, Taís Furlanetto Bortolini, Nilva Lúcia Rech Stedile, Vania Elisabete Schneider	
Qualidade microbiológica da água de açudes de área preservada – Santiago/RS .	172
Cisnara Pires Amaral, Ricardo Cancian	
Conhecimento popular sobre o uso de plantas medicinais: estudo de caso em um município do Extremo Oeste de Santa Catarina	184
Kauane Andressa Flach, Genesio Mario da Rosa, Marisa Janete Giehl Flach	
Análise das atividades agrícolas sob a ótica de segurança do trabalho: um estudo de caso	192
Jéssica Bonatto, Janaina Ribeiro Velho	
Análise do efeito do campo elétrico na extração de terras raras leves no processo de mineração assistida por campo elétrico	204
Carolina Mocelin Gomes Pires, Elan Gabriel Forteski, Renata Bachmann Guimarães Valt, Lucas Aparecido Bittencourt, Maria José Jerônimo de Santana Ponte	
Obtenção de Oxalato de Lantânio a partir de Resíduo Industrial	214
Renata Bachmann Guimarães Valt, Carolina Mocelin Gomes Pires, Elan Gabriel Forteski, Maria José Jerônimo de Santana Ponte	

Graphene: A new strategy for contaminants removal from water	222
Aline Belem Machado, Daniela Montanari Migliavacca Osorio, Daiane Bolzan Berlese	
Utilização de microesferas de alumina para tratamento de efluentes industriais contendo íons de metais pesados	231
Tatiana M. Moreira, Sergio L. Favero, Luis A. Genova	
Determinação da remoção da DQO de efluente têxtil sintético aplicando eletrocoagulação	241
Carlos Eduardo Lach, Camila Schwarz Pauli, Rizia Maria Raimondi, Eduardo Müller dos Santos, Luciano André Deitos Koslowski	
Extrato da semente do tamarindeiro na remoção da turbidez da água	249
Letícia Levorato A. Silva, Rosane Freire	
Bagaço de malte como material precursor para carvão ativado: caracterização, estudos cinéticos e isotermas de adsorção para Pb⁺²	257
Thais Cunha Lima, Daniel Alves Itame, Murillo da Silva Paiano, Welliton Leandro de Oliveira Boina, Rosane Freire Boina	
Viabilidade de utilização de câmara RGN modificada na análise do manejo e conservação da vegetação nativa	266
Raoni Wainer Duarte Bosquilia	
Modelagem de uma Funcionalidade de Avistamentos de Espécies da Fauna para um Sistema de Informação Ambiental	275
Caroline Guerra, Adriano Gomes da Silva, Mayara Cechinatto, Vania Elisabete Schneider	
Modificação de alumina ativada com ultrassom para desfluoretação de águas de abastecimento	287
Manoel Maraschin, Nátalie De Paula, Renata Segatto Pigatto, Keila Fernanda Hedlund Ferrari, Elvis Carissimi	
A influência do pH na biorremocão de Cr(III) por uma bactéria isolada da macrófita <i>Hymenachne grumosa</i>	296
BUNDE, Dienifer Aline Braun, CUNHA, Amanda Garcia da, HOLANDA, Jéssica da Rocha Alencar de Bezerra, PINHEIRO, Caroline Menezes, ANDREAZZA, Robson	
Avaliação do Ponto de Carga Zero da Alumina Ativada Modificada com Cloreto de Zinco Via Ultrassom para Desfluoretação de Águas	304
Nátalie de Paula, Renata Segatto Pigatto, Manoel Maraschin, Keila Fernanda Hedlund Ferrari, Elvis Carissimi	
Sobre os autores	310

Apresentação

A obra aqui apresentada é parte de uma trilogia de volumes contendo artigos técnicos submetidos ao 7º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente – Edição 2020 que, em função da pandemia da COVID-19, não pode ser realizado presencialmente, sendo então transferido para 2023. O Congresso é realizado em conjunto com as atividades promovidas pela FIEMA Brasil (Feira de Negócios, Tecnologia e Conhecimento em Meio Ambiente), por meio de uma parceria com a Universidade de Caxias do Sul. O evento ocorre a cada dois anos, tendo sua primeira edição ocorrido em 2008. Em sua 7ª edição, o Congresso Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente propunha como tema central “Meio Ambiente e Saúde: Interfaces e Soluções”. Nesse contexto, as temáticas Recursos Hídricos, Resíduos Sólidos e Tecnologias Ambientais foram eleitas como temas norteadores para o evento. Assim, antes do adiamento do evento, houve todo o processo de submissão de artigos técnicos, devidamente analisados às cegas por, pelo menos, dois avaliadores, mantendo os critérios de qualificação pré-definidos para a apresentação dos trabalhos no evento. Não sendo possível a edição presencial, e tendo em vista a atualidade dos temas e trabalhos, a comissão organizadora do congresso entendeu como pertinente oportunizar aos autores outra via de divulgação científica, que se deu então com a organização dessas obras em e-books publicados pela EducS (Editora da Universidade de Caxias do Sul), uma editora universitária consolidada e com um conselho editorial atuante e de qualidade.

Para fins de organização das obras em e-books, os artigos submetidos ao Congresso foram agrupados em três temáticas: Gestão Ambiental, Recursos Hídricos e Saneamento e Tópicos Interdisciplinares. No Volume 3, que configura a presente obra, foram agrupados os artigos de diferentes áreas, em sua maior parte envolvendo assuntos como: processos tecnológicos voltados à geração de energia por diferentes fontes e sua eficiência, tratamento de efluentes e resíduos, remediação de áreas degradadas, bioindicadores, uso e manejo de agrotóxicos, fitotoxicidade, valorização de resíduos, reciclagem de resíduos, poliméricos e celulósicos, Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, remoção de contaminantes por macrófitas, métodos de remoção de poluentes (membranas, eletrocoagulação), Qualidade da água, plantas medicinais, segurança do trabalho, terras raras, Grafeno e remoção de contaminantes, manejo e conservação da

vegetação nativa, Sistema de Informação Ambiental, desfluoretação de águas de abastecimento, dentre outros.

Os temas aqui abordados dão conta da diversidade de técnicas e tecnologias voltadas à busca de soluções para problemas ambientais diversos, desde as práticas de manejo da vegetação, o uso de espécies vegetais como solução para a remoção de contaminantes (ecotecnologias), os sistemas de informação ambiental aplicáveis à gestão de dados de monitoramento e a potencialidade de novos materiais como o grafeno no tratamento de efluentes. A potencialidade de desenvolvimento de novas estratégias para a solução dos problemas ambientais fica explícita na diversidade de temas aqui apresentados, bem como os desafios a serem enfrentados. A interdisciplinaridade e a interdependência das diferentes áreas do conhecimento revelam-se na diversidade de aspectos enfocados nos trabalhos aqui compilados.

O leitor encontrará, portanto, neste volume, diferentes aspectos e situações em que a pesquisa e o desenvolvimento desafiam-se na busca de novos conhecimentos aplicáveis à solução dos problemas ambientais da atualidade no sentido de promover e preservar a qualidade de vida das populações e dos ecossistemas.

Eficiência energética no sistema de distribuição de ar comprimido em uma indústria de arroz

Paulo Takao Okigami^{1, 2}, John Edward Neira Villena³

¹ Instituto Senai de Tecnologia em Automação (okigami.senai@sistemafieg.org.br)

² Faculdade Pitágoras de Goiânia (paulo.okigami@anhanguera.com)

³ Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal de Goiás
(johnneirav@ufg.br)

Resumo: Com o aumento da competitividade, as empresas intensificam a busca por soluções para a redução de seus custos de produção. Uma dessas soluções é a redução dos custos energéticos, já que, nos últimos anos, houve aumentos significativos desse insumo como a energia elétrica. Este trabalho apresenta os resultados de um diagnóstico energético realizado no sistema de distribuição de ar comprimido em uma indústria de arroz localizada na cidade de Aparecida de Goiânia – GO. O sistema de ar comprimido é considerado um dos sistemas de utilidade mais caros de uma instalação industrial e, em geral, possui um grande potencial para oportunidades de economia de energia. Apesar desse potencial, a maioria das indústrias não leva em consideração a importância de se manter um plano de manutenção para o sistema. O diagnóstico teve como foco a rede de distribuição onde foi executada a identificação dos pontos de fuga e o cálculo da economia projetada através de uma estimativa conservadora do diâmetro dos furos. O diagnóstico contou com uma medição inicial de consumo energético do sistema antes do serviço de identificação das fugas e uma medição após as correções dos pontos para a obtenção do valor real da economia e para comparação com o valor projetado. Também foi estimada a quantidade equivalente de emissão evitada de CO₂ devido à economia de energia proporcionada com o diagnóstico.

Palavras-chave: Eficiência energética. Sistema de ar comprimido. Fugas.

Área Temática: Energia e energias renováveis.

1 Introdução

Segundo o Balanço Energético Nacional de 2019 (BEN, 2019), o consumo de energia pelas indústrias representa 31,7% do total de energia consumida no Brasil, sendo a maior fonte consumida a energia elétrica, correspondendo a 21,3% de toda energia consumida.

Nas indústrias, além do consumo de energia nos processos de manufatura, os setores de utilidades são os grandes responsáveis pelo uso intensivo de energia como os sistemas de geração de frio, vapor e ar comprimido.

Dependendo do setor industrial, o sistema de distribuição de ar comprimido pode ser um dos sistemas de utilidades mais caro da instalação fabril (SCHMIDT; KISSOCK, 2004). Os custos anuais com sistemas de ar comprimido podem representar em torno de 10% da fatura total de energia elétrica (SAIDUR; RAHIM; HASANUZZAMAN, 2010), chegando até 30% em certos setores de atividades, como a indústria de vidro (RADGEN; BLAUSTEIN, 2001).

Dentre as opções de verificação para a identificação e caracterização das fontes de perdas energéticas em sistemas de ar comprimido, as perdas por fugas têm uma grande representatividade. Na Tabela 1, são mostrados os potenciais de economia de energia para diferentes ações a serem tomadas no sistema de ar comprimido de acordo com um estudo realizado pelo Instituto Fraunhofer ISI em 19 indústrias da Europa (RADGEN; BLAUSTEIN, 2001) com destaque ao potencial de aplicabilidade e ganho na ação de redução de fugas no sistema de ar comprimido.

Tabela 1 – Potencial de economia de energia

Medida de economia de energia	Aplicabilidade (%) [X]	Ganho (%) [Y]	Potencial de contribuição (%) [Z]
Sistema			
Melhoria dos acionamentos (motores de alta eficiência)	25%	2%	0,5%
Melhoria dos <i>drives</i> (<i>drives</i> inversores, ASD)	25%	15%	3,8%
Atualização do compressor	30%	7%	2,1%
Uso de sistemas de controle sofisticados	20%	12%	2,4%
Recuperação do calor residual para outro uso final	20%	20%	4,0%
Melhoria da refrigeração, secagem e filtragem	10%	5%	0,5%
Projeto geral do sistema, incluindo sistemas de pressão múltiplos	50%	9%	4,5%
Redução de perdas por pressão de atrito	50%	3%	1,5%
Otimização de certos dispositivos de uso final	5%	40%	2,0%
Operação e manutenção			
Redução dos pontos de fuga de ar	80%	40%	16,0%
Substituição de filtro mais frequente	40%	2%	0,8%

[X] % de Sistemas de ar comprimido cuja medida é aplicável e com boa relação custo-benefício.

[Y] % de redução do consumo anual de energia.

[Z] Contribuição potencial = aplicabilidade x redução.

Fonte: Adaptado de Radgen e Blaustein (2001).

No presente trabalho, são apresentados o método e os resultados de um diagnóstico energético realizado no sistema de distribuição de ar comprimido de uma indústria de arroz localizada na cidade de Aparecida de Goiânia – GO.

2 Fundamentação Teórica

2.1 Rede de distribuição de ar comprimido

A rede de distribuição é responsável por transportar o ar comprimido desde o ponto de geração até o uso final (máquinas, atuadores, ferramentas, etc.) e sob a visão da eficiência energética, os principais pontos a serem verificados são: nível de pressão ao longo da rede e pontos de fuga de ar comprimido.

Relativamente às fugas, elas são frequentes, principalmente em instalações mais antigas e não mantidas adequadamente, que podem representar de 20% a 50% do consumo de energia para geração de ar comprimido (SAIDUR; RAHIM; HASANUZZAMAN, 2010). Geralmente, as fugas são negligenciadas talvez pelo desconhecimento de que é uma das energias mais caras no setor de utilidades.

As fugas também contribuem para o surgimento ou aumento de outras perdas como a queda de pressão na rede, o que poderá provocar o mau funcionamento de máquinas e ferramentas; essas normalmente ocorrem em juntas, conexões, filtros, mangueiras, válvulas de retenção, válvulas de alívio, atuadores e nos próprios equipamentos conectados às linhas (KAYA *et al.*, 2002). Eliminar totalmente os pontos de fuga é impraticável, e uma taxa de vazamento de 5% é considerada aceitável (ELETROBRÁS/PROCEL, 2005).

2.2 Identificação

Pontos de fuga podem ser corrigidos facilmente e com baixo custo através de ações de manutenção e podem ser detectados através da audição, nesse caso, tratando-se de grandes pontos de fuga. Pequenas fugas são detectadas através de equipamentos específicos como os que utilizam a tecnologia de detecção por ultrassom. Uma grande vantagem desses equipamentos é que permitem a detecção de sons ultrassônicos os quais o ouvido humano não consegue captar e também a possibilidade de trabalho em ambiente fabril mesmo com alto nível de ruído.

2.3 Quantificação das perdas nos pontos de fuga

A quantidade de ar comprimido liberado para o ambiente devido à existência de um furo (ponto de fuga) pode ser determinada através do cálculo do caudal volumétrico do ar comprimido utilizando a equação a seguir (CERCI *et al.*, 1995):

$$V_f = \frac{NL \times (273.15 + T_i) \times P_1 / P_i \times C_1 \times C_2 \times C_d \times \pi D^2 / 4}{C_3 \times \sqrt{273.15 + T_i}}$$

Onde:

V_f – Caudal volumétrico de ar livre (m^3h^{-1});

NL – Número de furos encontrados (pontos de fugas);

T_i – Temperatura média do ar na entrada do compressor ($^{\circ}C$);

T_1 – Temperatura média do ar na linha ($^{\circ}C$);

P_1 – Pressão da linha onde se localiza o furo (kPa);

P_i – Pressão atmosférica (kPa);

C_1 – Constante de fluxo volumétrico sônico isentrópico, $7,3587 m.s^{-1}.K^{0,5}$;

C_2 – Constante de conversão, $3600 s.h^{-1}$;

C_d – Coeficiente de descarga por coeficiente de descarga do orifício com arestas quadradas, 0,8.

D – Diâmetro do furo, estimado (mm);

C_3 – Constante de conversão $10^6 mm^2m^{-2}$.

A potência necessária para o compressor suprir a fuga de ar pode ser calculada por (CERCI *et al.*, 1995):

$$PL = \frac{P_i \times (1 / C_2) \times V_f \times k / (k - 1) \times N \times \left[(P_1 / P_i)^{(k-1)/(k \times N)} - 1 \right]}{E_a \times E_m}$$

Onde:

V_f – Caudal volumétrico de ar livre (m^3h^{-1});

PL – Potência necessária para suprir a fuga (kW);

k – Razão entre calores específicos do ar atmosférico, 1,4;

N – Número de estágios do compressor;

P_1 – Pressão da linha onde se localiza o orifício em questão (kPa);

P_i – Pressão atmosférica (kPa);

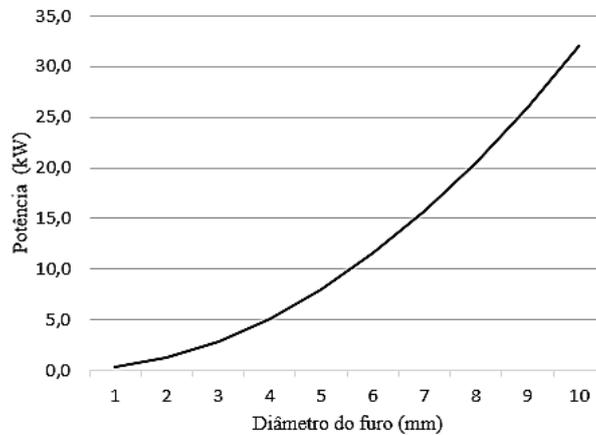
C_2 – Constante de conversão, $3600 s.h^{-1}$;

E_a – Eficiência isentrópica do compressor;

E_m – Eficiência do motor do compressor.

No Gráfico 1, é mostrada a curva de potência necessária para o compressor suprir a fuga de ar comprimido em função do diâmetro do furo para uma pressão constante de 600 kPa.

Gráfico 1 – Potência do compressor em função do diâmetro do furo a uma pressão de 600 kPa.



Fonte: Adaptado de KAYA *et al.* (2002).

2.4 Equivalência de Energia Evitada e Emissão de CO₂

Para quantificar a emissão de CO₂ associada à energia evitada devido às ações de eficiência energética, pode-se usar o Fator de Emissão Médio de CO₂ que corresponde à média das emissões da geração de energia elétrica no Sistema Interligado Nacional (SIN).

Assim, a quantidade de emissão de CO₂ que deixará de ser emitida devido à economia obtida em MWh no sistema de ar comprimido é calculada segundo a fórmula adaptada de Waycarbon (2019):

$$E_{CO_2,y} = C_y \cdot FE_{CO_2,y}$$

Onde:

y – Ano de referência do relatório;

E_{CO₂,y} – Emissões de CO₂ atribuíveis ao consumo de eletricidade no SIN no ano y, em tCO_{2e};

C_y – Consumo de eletricidade do SIN no ano y (MWh);

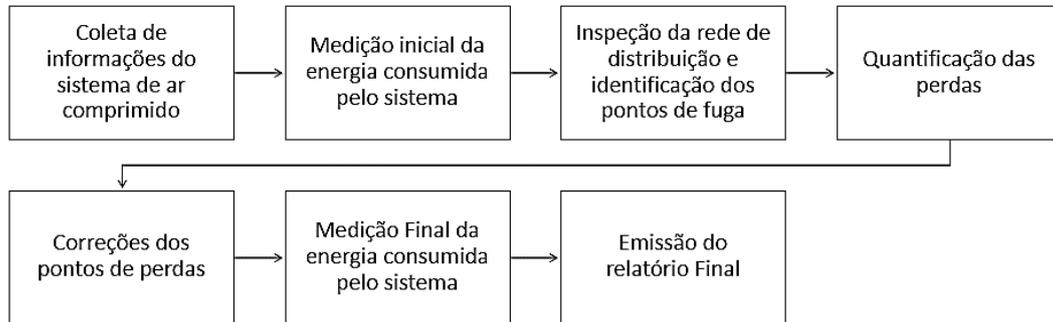
FE_{CO₂,y} – Fator de Emissão Médio Anual de CO₂ aplicável à eletricidade do SIN no ano y (tCO₂/MWh).

3 Metodologia

3.1 Diagnóstico

O desenvolvimento do diagnóstico energético na empresa foi baseado nas etapas mostradas na Figura 1.

Figura 1 – Fluxo de execução das etapas do diagnóstico



Fonte: Os autores.

Coleta de informações

Essa etapa consiste na coleta de informações sobre os equipamentos que compõem o sistema de ar comprimido, consumidores finais e rotinas de funcionamento. Dados de produção podem ser informados caso se deseje determinar o consumo específico dos produtos.

Medição inicial

Nessa etapa, o equipamento de medição é instalado para registrar o consumo dos compressores durante um período. As medições serão utilizadas para determinar o consumo-base de referência

Inspeção da rede de distribuição

Uma inspeção é realizada em toda a rede de distribuição inclusive no sistema de geração e nos consumidores finais para a detecção de pontos de fuga. Na detecção de um ponto, uma etiqueta é fixada para indicar a localização do ponto e um registro fotográfico é feito.

Quantificação das perdas

Após a identificação dos pontos de fuga, a perda é quantificada através do cálculo do caudal volumétrico do ar. Assim, é possível determinar quanta energia é necessária para o compressor suprir as fugas de ar comprimido.

Correções dos pontos de fuga

Com a localização dos pontos de fuga, as ações de correção são executadas.

Medição final

Após a realização das correções, uma nova medição é realizada para verificar quanta energia foi evitada devido às ações de manutenção.

Relatório final

Elaboração e emissão do Relatório Final contendo todas as informações, medições, cálculos, soluções e o resultado final do atendimento.

4 Resultados e Discussão

4.1 Informações do Sistema de Ar Comprimado

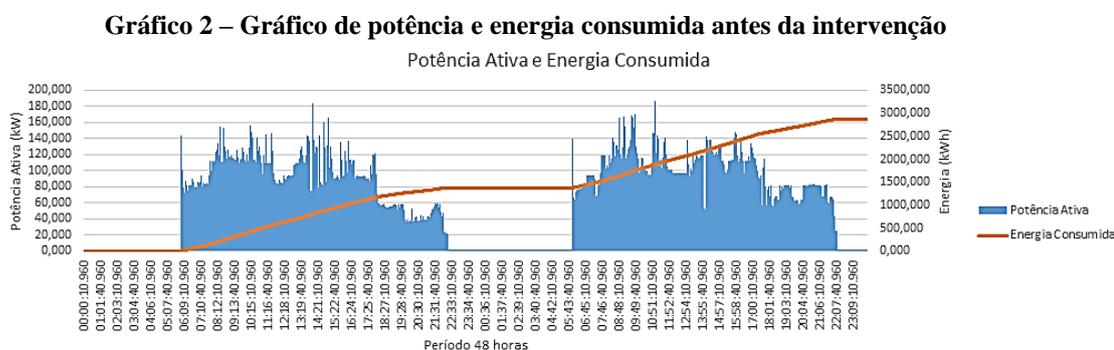
A indústria de arroz diagnosticada possui três compressores operando como descrito a seguir:

1 Compressor Chicago Pneumatic modelo 16-100LA, velocidade fixa (principal), acionado das 0h às 22h e dois compressores Chicago Pneumatic modelo CPVS 75, velocidade variável, secador integrado, acionados das 6h às 22h para suprir a linha de acordo com a demanda (variação de velocidade).

A rede de distribuição é configurada em anel não possuindo reservatório (pulmão) nem secador independente. A pressão da linha é mantida em 6 bar.

4.2 Medição e Verificação na Linha-Base

Para a medição no estado inicial (Linha-Base), foi instalado um analisador de qualidade de energia no disjuntor principal dos compressores, que registrou todo comportamento energético dos equipamentos no período de 27 a 28/2/2019. A) O Gráfico 2 mostra o comportamento da carga assim como a energia consumida no período avaliado.



Os dados registrados mostraram que o sistema de ar comprimido consumiu, no período registrado de 48 horas, 2.866,45 kWh. Através dos resultados obtidos, foi possível realizar projeções do consumo e das despesas financeiras do sistema. Considerando uma média de 26 dias de produção por mês, a projeção de consumo de energia do sistema de ar comprimido foi de 37.263,85 kWh/mês, 447,166 MWh ao ano a um custo financeiro de R\$ 129.678,12. A projeção dos valores financeiros teve como referência a tarifa de consumo do mês de dezembro de 2018 do MWh (R\$ 290,00/MWh).

4.3 Inspeção para identificação de fugas na rede de ar comprimido

Para identificar perdas por fugas no sistema de ar comprimido, foi realizada uma inspeção na rede de distribuição usando um detector ultrassônico. Nessa ação, foram identificados 52 pontos de fuga de ar comprimido na planta.

Essas fugas estavam localizadas, em sua maioria, nas conexões de válvulas solenoides, registros, filtros redutores e atuadores.

Além dos pontos de fuga, foi identificado o uso indevido de ar comprimido para a limpeza do piso nas linhas de beneficiamento após o término de cada turno.

Para a projeção de perdas devido a esse uso final, foram considerados três pontos de ar comprimido utilizando bicos de limpeza com diâmetro de 5mm e um tempo de uso de, aproximadamente, 20 minutos por dia (dados informados pela empresa).

Para fazer uma estimativa conservadora da potência necessária para suprir todos os vazamentos identificados, foi considerado que todos os furos tivessem um diâmetro médio de 1mm.

Considerando os 52 pontos de fuga identificados e que esses tenham furos de 1mm de diâmetro e os três pontos de uso indevido com bicos de limpeza de 5mm, foi possível estimar a energia necessária para suprir as fugas utilizando a Tabela 1, cujos valores foram obtidos através das equações (1) e (2) para uma pressão de linha de 6 bar.

Foi projetado um consumo anual de energia de 80.346,24 kWh para suprir as fugas e o uso indevido de ar comprimido, um custo financeiro anual equivalente a R\$ 23.300,41 (R\$ 290,00/MWh). O valor projetado corresponde a um consumo evitado de, aproximadamente, 18% de energia em relação ao consumo total do sistema de ar comprimido. A Tabela 2 apresenta os valores calculados para os pontos identificados de acordo com o diâmetro do furo, rotina de trabalho e a potência para suprir a fuga.

Tabela 1 – Perda de ar e potência para diferentes diâmetros de furo para uma pressão de linha de 6 bar (Eq. 1 e 2)

Diâmetro do furo (mm)	Escape de ar (m ³ /min)	Potência para suprir a compressão perdida (kW)
1	0,030	0,3
2	0,118	1,3
3	0,266	2,9
4	0,472	5,1
5	0,738	8,0
6	1,063	11,6

Fonte: Os autores.

Tabela 2 – Valores do consumo de energia para suprir as fugas

Quantidade de furos	Diâmetro (mm)	Duração da fuga por dia (h)	Potência para suprir a fuga (kW)	Consumo de energia por mês (kWh)	Consumo de energia por ano (kWh)
52	1	16,00	0,3	6.489,60	77.875,20
3	5	0,33	8,0	205,92	2.471,04
Consumo total de energia para suprir as fugas					80.346,24

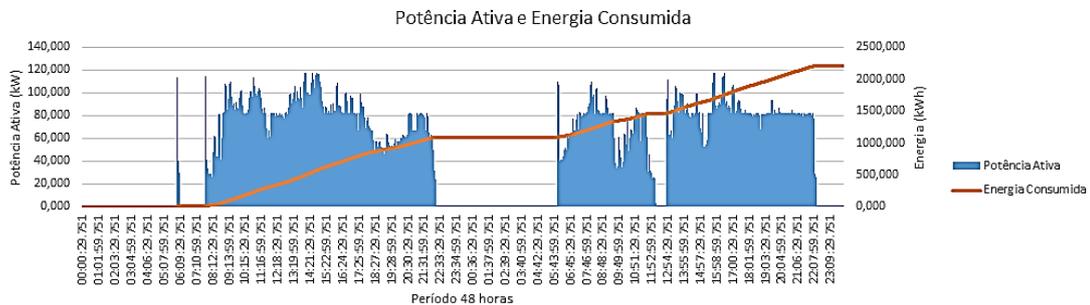
Fonte: Os autores.

4.4 Ações de melhoria

A empresa realizou as correções dos pontos de perda por fuga identificados no diagnóstico. Essa ação de manutenção teve um custo de, aproximadamente, R\$ 2.000,00 em materiais sendo que a execução foi realizada pela própria equipe de manutenção da empresa.

Para mensurar a redução real de perdas após as ações de correção, outra medição foi realizada no período de 14 a 15/8/2019, período em que os dados de produção foram semelhantes ao período da medição inicial. O Gráfico 3 mostra a medição da potência ativa e a energia consumida após a realização da intervenção.

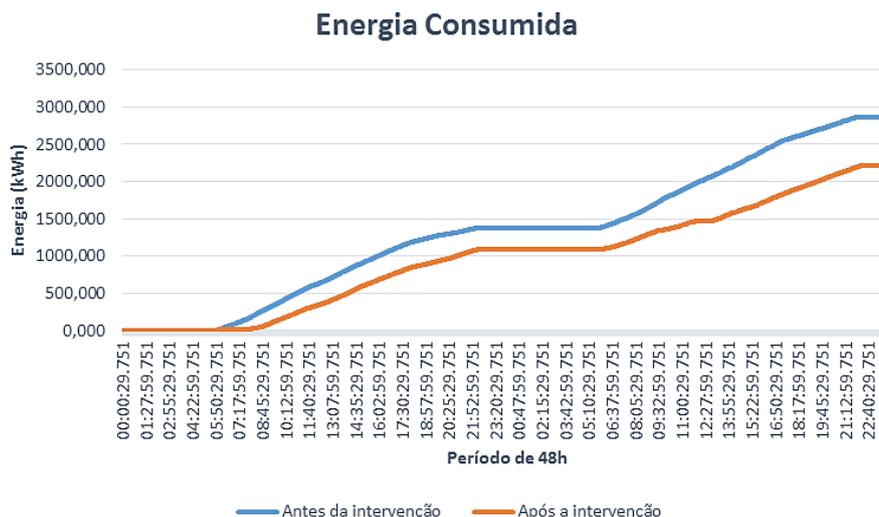
Gráfico 3 – Potência e energia consumida após a intervenção



Fonte: Os autores

A nova medição mostra que a energia consumida pelo sistema, no período registrado de 48 horas, foi de 2.209,18 kWh (28.719,42 kWh ao mês). Em comparação com os dados de medição do consumo na linha-base (37.263,83 kWh ao mês), a correção dos pontos de fuga, mais a ação de eliminação do uso de ar comprimido para limpeza do piso, resultaram em uma redução do consumo de 8.544,41 kWh mês, 102.532,92 kWh ao ano, 23% de redução em relação ao consumo do sistema de ar comprimido antes da intervenção. Esse valor representa uma economia financeira de, aproximadamente, R\$ 29.734,00 ao ano. A projeção dos valores financeiros teve como referência a tarifa de consumo do mês de dezembro de 2018 do MWh (R\$ 290,00/MWh). No Gráfico 4, é mostrada as curvas de energia consumida antes e após a intervenção.

Gráfico 4 – Curvas de energia consumida antes e após a intervenção



Fonte: Os autores.

A eliminação das fugas através da correção dos pontos de perda é uma ação viável tecnicamente e de baixo custo.

4.5 Equivalência de Emissão de CO₂

Com as correções efetuadas, a energia evitada foi de 8.544,41 kWh mês, 102,5 MWh ao ano, assim foi possível determinar a emissão evitada de CO₂ utilizando a Eq. 3 e o Fator Médio Anual de 0,074 tCO₂/MWh de 2018 divulgado no *site* do Ministério de Ciência e Tecnologia (MCTIC, 2019). A emissão anual evitada de CO₂ equivalente à energia evitada devido às ações de eficiência energética, resultou em 7,59 tCO₂.

5 Conclusões

O trabalho focou a rede de distribuição de ar comprimido da empresa onde foi realizado o serviço de caça às fugas que identificou 52 pontos de fuga e três pontos de uso indevido no setor de beneficiamento de grãos. A empresa realizou as intervenções indicadas, resultando em uma redução no consumo de 102,5 MWh ao ano, aproximadamente, 23% em relação ao consumo inicial do sistema de ar comprimido.

Comparando-se a redução projetada do consumo de energia antes da realização das intervenções de 18% utilizando o cálculo de perdas de acordo com o diâmetro dos furos com a redução medida após as correções do pontos de fuga de 23%, houve uma diferença de 5 pontos percentuais, indicando que uma abordagem conservadora das fugas é aconselhável diante de uma projeção superestimada de economia.

Em relação à emissão de CO₂, o diagnóstico resultou em uma emissão evitada de 7,59 t CO₂ devido à energia que deixou de ser consumida com as correções realizadas no sistema de distribuição de ar comprimido.

Referências

CERCI, Y., CENGEL, Y. A.; TURNER, H. T. Reducing the cost of compressed air in industrial facilities. *Thermodynamics and the Design, Analysis, and Improvement of Energy Systems*, ASME, AES, 1995;35:175-186.

ELETROBRÁS/PROCEL. Eficiência energética em sistemas de ar comprimido. Rio de Janeiro: Eletrobrás, p. 140, 2005.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. Balanço Energético Nacional 2019: Ano-base 2018. Relatório-Síntese. Rio de Janeiro: EPE, 2019.

KAYA, D.; PHELAN, P. E.; CHAU D.; SARAC, H. I. Energy conservation in compressed-air systems. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENERGY RESEARCH Int. J. Energy Res.* 2002;26:837-849.

MCTIC. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Fator médio – Inventários corporativos. Disponível em:
http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_corporativos.html. Acesso em: 31 ago. 2019.

RADGEN, P.; BLAUSTEIN, E. Compressed air systems in the European Union. Energy, Emissions, Savings Potential and Policy Actions. Fraunhofer ISI, 2001.

SAIDUR, R.; RAHIM, N.A.; HASANUZZAMAN, M. A review on compressed-air energy use and energy savings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 14, p. 1.135-1.153, 2010.

SCHMIDT, C.; KISSOCK, J. K. Estimating Energy Savings in Compressed Air Systems Mechanical and Aerospace Engineering Faculty Publications. 2004. Paper 145.

WANG, L. Energy Efficiency and Management in Food Processing Facilities, CRC Press, Greensboro, USA: p. 111, 2008.

WAYCARBON. INVENTÁRIO DE GASES DE EFEITO ESTUFA – 2018. Inventário corporativo de emissões GEE da CEMIG em 2018. CEMIG, VERSÃO 3.0, p. 21, 2019.

Micropirólise catalítica de biomassas brasileiras

Wesley G. de Oliveira Leal¹, Diogo Keiji Nakai¹, Simone Palma Favaro¹, Anna L. M. T. Pighinelli², Emerson Léo Schultz¹

¹ Embrapa Agroenergia (wesley.leal@embrapa.br, emerson.schultz@embrapa.br)

² Embrapa Meio Ambiente

Resumo: A técnica de micropirólise acoplada ao cromatógrafo gasoso com espectrômetro de massas (Py-GC/MS) é bastante usada para prospecção de biomassas e catalisadores com potencial para serem aplicados ao processo de pirólise rápida. Neste trabalho, foram realizados testes de Py-GC/MS e Py-GC-FID catalíticas com quatro biomassas: eucalipto, bagaço de cana, capim-elefante e endocarpo de macaúba. O catalisador usado foi zeólita ZSM-5, o qual converte a biomassa em hidrocarbonetos aromáticos. Os principais hidrocarbonetos aromáticos obtidos nos experimentos foram tolueno e m/p-xileno, os quais podem ser usados como aditivos de combustíveis ou como precursores químicos.

Palavras-chave: Pirólise. Biomassa. Zeólita.

Área Temática: Energia e energias renováveis.

Catalytic micropyrolysis of Brazilian biomasses

Abstract: *Micropyrolysis in combination with gas chromatography and mass spectrometry (Py-GC/MS) is widely used to prospect biomasses and catalysts with potential to be applied in the fast pyrolysis process. In this work, catalytic Py-GC/MS and Py-GC/FID were applied to four biomasses: eucalyptus, sugarcane bagasse, elephant grass and macaw palm fruit (macauba) endocarp. The catalyst used to obtain aromatic hydrocarbons was ZSM-5 zeolite. The main aromatic hydrocarbons obtained were toluene and m/p-xylene, which are chemicals used as fuel additives or as chemical precursors.*

Keywords: *Pyrolysis. Biomass. Zeolite.*

Theme Area: *Energy and renewable energies.*

1 Introdução

A biomassa é uma fonte renovável de carbono que pode ser usada para produzir calor, eletricidade, combustível e produtos químicos. Devido às condições climáticas favoráveis, o Brasil apresenta grande produção de biomassas, como cana-de-açúcar, eucalipto, capim-elefante e macaúba. Além disso, biomassas residuais podem ser usadas em muitos processos que estão em desenvolvimento para reduzir custos e viabilizar comercialmente muitos dos produtos obtidos desses processos. Dentre as biomassas residuais, estão o bagaço de cana-de-açúcar e o endocarpo de macaúba (MA *et al.*, 2019; LAP *et al.*, 2019, DIAS *et al.*, 2012, EVARISTO *et al.*, 2016).

O processo de pirólise rápida é usado para converter biomassa em um produto líquido, chamado bio-óleo. Visualmente, o bio-óleo possui coloração escura que remete ao petróleo. Entretanto, o bio-óleo não é um combustível

constituído de hidrocarbonetos como o petróleo, mas uma mistura de compostos orgânicos oxigenados derivados da despolimerização e fragmentação da celulose, hemicelulose e lignina. Dentre os compostos encontrados no bio-óleo estão ácidos carboxílicos, aldeídos, cetonas, éteres e compostos fenólicos. Dessa forma, o bio-óleo não é muito diferente da biomassa sólida precursora em termos de composição elementar (CZERNIK; BRIDGWATER, 2004).

Muitas barreiras para aplicação do bio-óleo em larga escala têm sido descritas incluindo baixo poder calorífico, alta acidez, alta viscosidade e instabilidade térmica (CARPENTER *et al.*, 2014, KAN *et al.*, 2016). A maioria desses problemas está relacionada ao alto conteúdo de oxigênio do bio-óleo, o qual deve ser reduzido para obtenção de um produto mais próximo de um combustível *drop in*.

A pirólise catalítica, que é a combinação ou integração da pirólise rápida térmica com um processo catalítico, tem sido avaliada como uma alternativa para obtenção de um bio-óleo com melhores propriedades e maior aplicabilidade. Diferentes catalisadores têm sido empregados na pirólise catalítica, como zeólitas ZSM-5, Beta, Y, óxidos mistos obtidos de compostos do tipo hidrotalcita, dentre outros (MIHALCIK *et al.*, 2011, NAVARRO *et al.*, 2018). Até o momento, a zeólita ZSM-5 tem fornecido os melhores resultados na pirólise catalítica (MIHALCIK *et al.*, 2011).

O processo de pirólise ainda não está viável em estágio comercial. As limitações para viabilizar a pirólise de biomassa em estágio comercial estão relacionadas com o preço da biomassa e os custos do seu transporte, bem como os custos relacionados com o processamento (CUTZ *et al.*, 2016). Entretanto, o custo relacionado com o preço da biomassa pode ser reduzido ao se utilizarem resíduos do processamento da biomassa em agroindústrias.

Assim, uma abordagem útil na área de pesquisa é o emprego do processo de micropirólise acoplado a um cromatógrafo gasoso com espectrômetro de massas (Py-GC/MS). Nessa técnica em microescala, pequenas quantidades de biomassa são necessárias, incluindo pequenas quantidades de catalisadores para estudos de pirólise catalítica, e o que torna a técnica de Py-GC/MS amplamente aplicada para prospecção (*screening*) de vários tipos de biomassa e catalisadores (MULLEN; BOATENG, 2015; MIHALCIK *et al.*, 2011).

Como a quantidade de matéria-prima é muito pequena, e o tempo de análise é relativamente baixo quando comparada à pirólise em leito fluidizado, a micropirólise foi escolhida neste trabalho para mapear matérias-primas de

diversas origens, buscando avaliar se há variabilidade química entre as diversas biomassas e resíduos agroindustriais na obtenção de aromáticos utilizando-se Zeólita ZSM-5 como catalisador.

2 Metodologia

2.1 Biomassas: as biomassas utilizadas foram eucalipto (*Eucalyptus urograndis*), bagaço e palha de cana-de-açúcar e endocarpo de macaúba. Essas biomassas foram secadas em estufa a 10°C e pulverizadas em moinho planetário Fritsch Pulverisette 7 até atingir uma granulometria menor que 80 mesh. As biomassas foram caracterizadas por análise elementar e análise imediata. Análise elementar (CHN) foi determinada usando analisador CHNS/O PE2400 Series II, da PerkinElmer. Análise imediata (umidade, voláteis, carbono fixo e cinzas) foi realizada com analisador termogravimétrico da TGA-701 da LECO.

2.2 Catalisador: Zeólita comercial, NH₄-ZSM-5 (SiO₂/Al₂O₃ = 23, CBV2314), que foi cedida pela Zeolyst International, e ativada em mufla a 650 °C por 6 h, para obtenção de sua forma protonada (H⁺), H-ZSM-5.

2.3 Micropirólise: Os experimentos de micropirólise foram realizados em uma sonda de pirólise Pyroprobe 5000 Series, modelo 5150, da CDS Analytical, acoplado a um GC Shimadzu GC-2010 Plus. Em torno de 1mg de uma mistura de biomassa para 10 partes de catalisador foi inserida num tubo de quartzo (25,5mm comprimento x 2,50mm diâmetro) ficando posicionada no meio do tubo entre dois chumaços de lã de quartzo. Os produtos da pirólise foram identificados usando um espectrômetro de massas Shimadzu GC-TQ8040. Experimentos de Py-GC/MS foram realizados para identificação dos compostos gerados. Os espectros de massa foram comparados ao da biblioteca NIST versão 11. Após identificação do perfil cromatográfico, realizaram-se os ensaios de Py-GC-FID em triplicata para quantificação.

A calibração no GC-FID foi realizada utilizando-se injeção líquida (diretamente no injetor do GC) de 1 µL dos padrões dos componentes citados no Quadro 2 em sete pontos de concentração entre 0,05 e 5mg/mL contendo Acenafeno (concentração 1,00mg/mL) como padrão interno (IS), dissolvidos em hexano grau cromatográfico. Utilizou-se a razão da área do analito e a área do IS em função da razão entre massa de analito e massa do IS para cálculos da calibração. Foi realizado teste F para verificação da homocedasticidade dos

resultados da calibração. Para cálculo das regressões utilizou-se o *software Origin versão 9.1.0*. Para se realizar a pirólise e quantificação simultânea, acoplou-se o micropirolisador ao GC-FID. Adicionaram-se 2 μ L do IS a 1,00mg/mL, na lã de quartzo contida na ponta do tubo de quartzo já inserido na resistência da sonda, que foi imediatamente inserida no micropirolisador.

Os experimentos de micropirólise foram realizados a 200 °C por 3min, seguidos por 600 °C (temperatura de pirólise) por 20s. Essas condições de pirólise foram baseadas em condições obtidas da literatura (SCHULTZ *et al.*, 2017). A linha de transferência foi mantida a 300 °C; forno de válvulas do micropirolisador 280°C (isoterma). A interface (entre sonda de pirólise e forno de válvulas) mantida a 45 °C em *standby*, durante a pirólise foi aquecida a 250°C e isoterma por 5 min.

A identificação e a quantificação dos compostos gerados na micropirólise foram realizadas por meio de análises no cromatógrafo gasoso usando uma coluna Zebron ZB-1701 60mX0,25mmX0,25 μ . A temperatura do forno foi programada para ser mantida a 40°C por 8 min, seguida por uma rampa a 3°C/min até 260 °C, mantendo essa temperatura por 35min. A temperatura do injetor foi de 280°C com uma razão de *split* de 200:1. O gás de arraste usado foi hélio a uma vazão de 1ml/min. Nos ensaios de Py-GC/FID, o detector FID foi mantido a 300°C, usando hélio como gás de *make up*. Enquanto nos ensaios de Py-Gc/MS, o detector MS foi operado no modo Q3 *scan* com fonte de impacto eletrônico (EI) com intervalo de massa de 40-400 m/z, mantendo a fonte de íons a 230°C e a interface a 250°C.

3 Resultados

Os resultados da análise elementar (CHNO) e análise imediata (umidade, voláteis, carbono fixo e cinzas) das biomassas utilizadas na micropirólise são apresentados no Tabela 1.

Os teores de umidade das biomassas obtidos foram em torno de 8%. Os teores de voláteis encontrados estão na faixa entre 76%-86%, sendo que o menor valor foi obtido pelo capim-elefante. Além disso, dentre as biomassas avaliadas, o capim-elefante apresentou os maiores teores de cinzas e nitrogênio, enquanto o endocarpo de macaúba possui os maiores teores de carbono fixo e carbono.

Tabela 1 – Análise elementar e imediata de eucalipto (Eurog), bagaço de cana-de-açúcar (BGA), capim- elefante (Celef) e endocarpo de macaúba (Endmac)

Parâmetros	Biomassas			
	EUROG	BGA	CELEF	ENDMAC
Umidade (%)	8,13 ± 0,08	7,63 ± 0,3	7,55 ± 0,02	8,32 ± 0,01
Voláteis (% b.s.)	86,05 ± 1,02	85,16 ± 1,43	76,35 ± 0,4	79,60 ± 0,21
Carbono fixo (% b.s.)	11,98 ± 0,14	12,12 ± 0,48	14,27 ± 0,42	18,95 ± 0,22
Cinzas (% b.s.)	1,96 ± 1,16	2,72 ± 1,01	9,38 ± 0,46	1,45 ± 0,05
Carbono (% b.s.)	47,14 ± 0,21	47,25 ± 0,36	43,91 ± 0,5	50,33 ± 0,12
Hidrogênio (% b.s.)	6,33 ± 0,08	6,17 ± 0,09	5,68 ± 0,22	6,62 ± 0,13
Nitrogênio (% b.s.)	0,05 ± 0,01	0,19 ± 0,02	0,95 ± 0,04	0,32 ± 0,01
Oxigênio (% b.s.) ^a	44,51 ± 0,60	43,67 ± 1,09	40,09 ± 0,63	42,73 ± 0,23

^a = Obtido por diferença. Fonte: Os autores.

Nos ensaios realizados de Py-GC/MS, 18 hidrocarbonetos aromáticos foram identificados pela comparação dos espectros obtidos com os espectros da biblioteca. Para realização da calibração do cromatógrafo gasoso foram utilizados os padrões apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Dados da calibração do cromatógrafo gasoso – GC-FID

Componente	Coefficiente angular (a)	Coefficiente linear (b)
Benzeno	2,0787	-0,0393
Tolueno	2,25033	-0,1213
Etilbenzeno	1,98619	0
m/p-Xileno	2,0065	-0,0366
1,2,3-Trimetil-Benzeno	2,51142	-0,0633
Indano	2,10118	-0,0778
Indeno	1,811908	0
Naftaleno	2,25428	-0,0629
2-Metil-Naftaleno	1,87149	0
1-Metil-Naftaleno	2,28368	-0,0575
2,6-Dimetil-Naftaleno	2,08226	0

Fonte: Os autores.

A Equação (1) foi utilizada na calibração:

$$\frac{A_S}{A_{IS}} = \frac{m_S}{m_{IS}} \cdot a + b \frac{A_S}{A_{IS}} = \frac{m_S}{m_{IS}} \cdot a + b \quad (1)$$

onde A = área, m = massa, a= coeficiente angular, b = coeficiente linear, e os subscritos S= componente, IS = padrão interno.

Observou-se heteroscedasticidade dos resultados de todos os padrões apresentados. Portanto utilizou-se a calibração linear ponderada (WLS) e como peso a Equação (2) (MILLER; MILLER, 2010):

$$w_i = \frac{s_i^{-2}}{\sum s_i^{-2}/n} w_i = \frac{s_i^{-2}}{\sum s_i^{-2}/n} \quad (2)$$

A quantificação dos compostos para os quais não havia padrão disponível foi realizada por normalização dos picos, considerando a equação do padrão com tempo de retenção anterior aos mesmos. Na Tabela 3, estão apresentados os resultados médios dos hidrocarbonetos aromáticos obtidos na micropirólise das biomassas, expressos em termos de razão percentual da massa de aromáticos gerada pela massa de biomassa pirolisada. O cálculo da massa dos componentes (hidrocarbonetos aromáticos) foi realizado utilizando-se a Equação (1).

Tabela 3 – Hidrocarbonetos aromáticos obtidos na micropirólise de eucalipto (Eurog), bagaço de cana-de-açúcar (BGA), capim-elefante (Celef) e endocarpo de macaúba (Endmac)

Componente	Tempo de retenção (min)	Rendimento de aromáticos em relação à massa da biomassa (%)			
		EUROG	BGA	CELEF	ENDMAC
Benzeno	13,435	1,59 ±0,1	1,68 ±0,17	1,43 ±0,17	1,34 ±0,14
Tolueno	17,869	4,1 ±0,23	4,06 ±0,3	3,32 ±0,48	3,29 ±0,26
Etilbenzeno	22,864	0,50 ±0,05	0,57 ±0,02	0,52 ±0,11	0,46 ±0,05
m/p-Xileno	23,29	3,93 ±0,31	3,69 ±0,21	3,15 ±0,6	3,09 ±0,27
o-Xileno	24,918	0,40 ±0,04	0,37 ±0,03	0,41 ±0,05	0,40 ±0,04
1-Etil-2-Metil-Benzeno	28,483	0,50 ±0,06	0,59 ±0,03	0,61 ±0,15	0,50 ±0,05
1,2,3-Trimetil-Benzeno	30,422	0,32 ±0,04	0,29 ±0,12	0,35 ±0,06	0,27 ±0,02
Benzofurano	32,424	0,11 ±0,005	0,18 ±0,005	0,12 ±0,01	0,22 ±0,06
Indano	33,178	0,39 ±0,04	0,43 ±0,01	0,4 ±0,06	0,32 ±0,04
Indeno	34,612	0,42 ±0,03	0,49 ±0,04	0,39 ±0,04	0,28 ±0,03
1-Etenil-3-Etil-Benzeno	35,384	0,14 ±0,01	0,16 ±0,003	0,17 ±0,03	0,12 ±0,02
Naftaleno	42,858	0,69 ±0,08	0,82 ±0,12	0,59 ±0,03	0,58 ±0,05
2-Metil-Naftaleno	48,068	1,39 ±0,07	1,48 ±0,13	1,14 ±0,14	0,88 ±0,11
1-Metil-Naftaleno	48,939	0,09 ±0,01	0,10 ±0,02	0,08 ±0,00	0,09 ±0,01
1-Etil-Naftaleno	52,381	0,07 ±0,01	0,11 ±0,01	0,09 ±0,02	0,06 ±0,01
2,6-Dimetil-Naftaleno	52,881	0,48 ±0,05	0,52 ±0,03	0,41 ±0,07	0,26 ±0,04
Fenantreno	69,913	0,07 ±0,00	0,07 ±0,02	0,05 ±0,00	0,05 ±0,03
1-Metil-Fenantreno	73,853	0,07 ±0,01	0,09 ±0,02	0,06 ±0,01	0,05 ±0,03
Compostos identificados		15,3%	15,7%	13,3%	12,2%
Compostos não identificados		2,00%	2,82%	1,78%	1,79%
Rendimento total		17,26%	18,49%	15,07%	14,02%

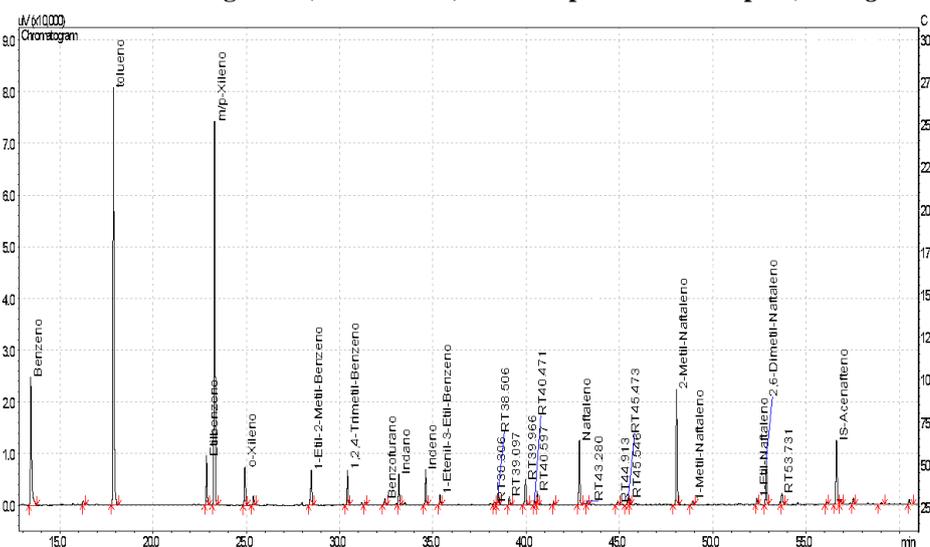
Fonte: Os autores.

De acordo com os resultados, o perfil de hidrocarbonetos aromáticos obtido foi semelhante para todas as biomassas avaliadas na micropirólise catalítica usando a zeólita ZSM-5. Observou-se um maior rendimento de hidrocarbonetos monoaromáticos em todas as biomassas, sendo que os três principais compostos obtidos foram: tolueno (de 3,29% a 4,10%), p/m-xileno (de 3,09% a 3,93%) e benzeno (de 1,34% a 1,68%). Em relação aos hidrocarbonetos diaromáticos, o principal obtido foi 2-metil-naftaleno (0,88% a 1,48%), seguido pelo naftaleno (0,58% a 0,82%). Em experimentos de Py-GC/MS de componentes (celulose, hemicelulose e lignina) e materiais lignocelulósicos (carvalho, resíduos de milho e *switchgrass*) usando zeólita ZSM-5, os principais hidrocarbonetos aromáticos encontrados também foram tolueno, p-xileno e benzeno, seguidos pelos hidrocarbonetos diaromáticos metil-naftaleno e naftaleno (MIHALCIK *et al.*, 2011).

O total de compostos identificados representam entre 84,8 e 88,4% do total de hidrocarbonetos aromáticos obtidos na pirólise utilizando-se zeólita ZSM-5. Apesar dos rendimentos totais em relação à massa de biomassa pirolisada serem próximos, nos experimentos realizados foi observado um rendimento de aromáticos ligeiramente superior para o bagaço de cana-de-açúcar.

No Gráfico 1, é apresentado o pirograma de um dos ensaios da pirólise catalítica de eucalipto (*E. urograndis*), onde se pode observar maior intensidade dos picos dos hidrocarbonetos aromáticos marcados em negrito.

Gráfico 1 – Pirograma (PY-GC-FID) obtido a partir de eucalipto (*E. urograndis*)



Fonte: Os autores.

4 Conclusões

Não se observou diferença na seletividade dos compostos obtidos em relação ao tipo de biomassa pirolisada. Com base no perfil cromatográfico, a zeólita ZSM-5 apresentou resultados semelhantes em termos de hidrocarbonetos aromáticos gerados durante a micropirólise, independentemente da fonte de biomassa.

Os compostos p/m-xileno e tolueno representam, cada um, cerca de 25% de massa na composição total dos hidrocarbonetos aromáticos gerados nas condições de micropirólise catalítica e avaliadas no presente trabalho. Os resultados obtidos mostram que é possível obter esses componentes com relativa seletividade a partir de fontes renováveis de carbono.

Referências

- CARPENTER, D.; WESTOVER, T. L.; CZERNIK, S.; JABLONSKI, W. Biomass feedstocks for renewable fuel production: a review of the impacts of feedstock and pretreatment on the yield and product distribution of fast pyrolysis bio-oils and vapors. **Green Chemistry**, v. 16, p. 384-406, 2014.
- CUTZ, L.; HARO, P.; SANTANA, D.; JOHANSSON, F. Assessment of biomass energy sources and Technologies: The case of Central America. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1.411-1.431, 2016.
- CZERNIK, S.; BRIDGWATER, A. V. Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. **Energy Fuels**, v. 18, p. 590-598, 2004.
- DIAS, J. D. S. dos SANTOS, D.T. dos; BRAGA, M.; ONOYAMA, M. M.; MIRANDA, C. H.; BARBOSA, P. F.; ROCHA, J. D. Produção de briquetes e pletes a partir de resíduos agrícolas, agroindustriais e florestais. **Documentos 13**. Brasília: Embrapa Agroenergia, 2012.
- EVARISTO, A. B.; MARTINO, D. C.; FERRAREZ, A. H.; DONATO, D. B.; CARNEIRO, A. D. C. O.; GROSSI, J. A. S. Potencial energético dos resíduos do fruto da macaúba e sua utilização na produção de carvão vegetal. **Ciência Florestal**, v. 26, p. 571-577, 2016.
- KAN, T.; STREZOV, V.; EVANS, T. J. Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. **Renewable Sustainable Energy Review**, v. 57, p. 1.126-1.140, 2016.
- LAP, Tjerk *et al.* Pathways for a Brazilian biobased economy: towards optimal utilization of biomass. **Biofuels, Bioproducts and Biorefining**, v. 13, n. 3, p. 673-689, 2019.
- MA, J.; SHI, S.; JIA, X.; XIA, F.; MA, H.; GAO, J.; XU, J. Advances in catalytic conversion of lignocellulose to chemicals and liquid fuels. **Journal of Energy Chemistry**, v. 36, p. 74-86, 2019.
- MIHALCIK, D. J.; MULLEN, C. A.; BOATENG, A. A. Screening acidic zeolites for catalytic fast pyrolysis of biomass and its components. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 92, p. 224-232, 2011.

MILLER, J. N.; MILLER J. C. **Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry**. 6. ed. Harlow: Pearson Education, 2010.

MULLEN, C. A.; BOATENG, A. A. Production of Aromatic Hydrocarbons via Catalytic Pyrolysis of Biomass over Fe-Modified HZSM-5 Zeolites. **ACS Sustainable Chemistry & Engineering**, v. 3, p. 1.623-1.631, 2015.

NAVARRO, R. M.; GUIL-LOPEZ, R.; FIERRO, J. L. G.; MOTA, N.; JIMÉNEZ, S.; PIZARRO, P.; CORONADO, J. M.; SERRANO, D. P. Catalytic fast pyrolysis of biomass over Mg-Al mixed oxides derived from hydrotalcite-like precursors: Influence of Mg/Al ratio. **Journal of analytical and applied pyrolysis**, v. 134, p. 362-370, 2018.

SCHULTZ, E. L.; MULLEN, C. A.; BOATENG, A. A. Aromatic hydrocarbon production from eucalyptus urophylla pyrolysis over several metal-modified ZSM-5 catalysts. **Energy Technology**, v. 5, p. 196-204, 2017.

Análise técnico-econômica de um Sistema de Aquecimento Solar para residência unifamiliar em Passo Fundo – RS

Dominiki Rossi Ceolin¹, Thaísa Leal da Silva², Lauro André Ribeiro³

¹ Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Arquitetura e Urbanismo da Faculdade Meridional – PPGARQ-IMED (arq.dominikiceolin@outlook.com)

² Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Arquitetura e Urbanismo da Faculdade Meridional – PPGARQ-IMED (thaisa.silva@imed.edu.br)

³ Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Arquitetura e Urbanismo da Faculdade Meridional – PPGARQ-IMED (lauro.ribeiro@imed.edu.br)

Resumo: É crescente a busca por novas alternativas de geração de energia, decorrente da atual situação ambiental que estamos enfrentando. Sabendo disso, inúmeros países encontraram, na energia solar, uma alternativa para reduzir a dependência de combustíveis fósseis e, assim, reduzir a emissão de gases de efeito estufa, por ser uma fonte abundante, não poluente e gratuita. Uma alternativa para a substituição das fontes convencionais de energia é o aquecimento solar. Nesse contexto, objetiva-se fazer uma análise das viabilidades técnica e econômica da instalação de um sistema de aquecimento de água para uma residência unifamiliar em Passo Fundo – RS, utilizando o modelo de termossifão, comparando com o sistema tradicional de chuveiro elétrico. Os resultados dos cálculos realizados demonstram que a instalação de tal sistema seria uma alternativa viável, pois possibilita uma economia significativa de energia elétrica, e a consequente economia financeira.

Palavras-chave: Energia solar. Aquecimento solar. Sustentabilidade. Eficiência energética.

Área Temática: Energia e energias renováveis.

Analysis of a Solar Heating System for single family home

Abstract: The search for new energy generation alternatives is growing, due to the current environmental situation we are facing. In this context, many countries have found in solar energy an alternative to reduce dependence on fossil fuels and thus reduce greenhouse gas emissions, as it is an abundant, non-polluting and free energy source. An alternative to replacing conventional sources of energy is solar heating. In this context, the objective of this paper was to analyze the technical and economic feasibility of installing a water heating system for a single-family residence in Passo Fundo – RS, using the thermosiphon model, comparing with the traditional electric shower system. The results of the calculations performed show that the installation of such a system would be a viable alternative, since it allows a significant saving of electric energy, and consequent financial saving.

Keywords: *Solar energy. Solar heating. Sustainability. Energy efficiency.*

Theme Area: *Energy and Renewable Energy.*

1 Introdução

Com a crescente discussão e o foco voltado à importância da preservação ambiental, cada vez mais as tomadas de decisão, tanto na esfera pública quanto na privada, estão sendo analisadas pelo ângulo da sustentabilidade. Com o aumento do consumo de eletricidade nos centros urbanos, é necessário aumentar a geração de eletricidade, porém, a construção e a operação de novas unidades geradoras

normalmente estão atreladas a impactos ambientais relevantes (SANTOS, 2010). Com isso, outras alternativas para obtenção de energia são necessárias.

As energias renováveis são as que se regeneram e nunca se esgotam, como a solar, a hidráulica e a eólica. E são chamadas de energias limpas aquelas que não causam grandes danos ao meio ambiente durante sua obtenção e utilização (ANEEL, 2008). Entre essas, destaca-se a energia solar, por se tratar de uma fonte limpa e abundante, com um grande potencial a ser explorado.

No Brasil, o número de projetos que utilizam energia solar tanto para aproveitamento térmico quanto para geração de energia fotovoltaica, é inexpressivo quando comparado com os já existentes em países desenvolvidos (MARTINS; PEREIRA; ABREU, 2007). Portanto, é possível perceber que o potencial solar brasileiro ainda não é explorado como deveria, já que o Brasil recebe níveis médios de radiação solar superior à maioria dos países europeus, principalmente pelo fato de ser um país de dimensões continentais e se situar-se, quase inteiramente, numa região tropical (NASCIMENTO, 2017).

Uma das aplicações mais viáveis da utilização de energia solar é para produção de água quente para fins residenciais e industriais. Segundo Georgi (2015), estima-se que o aquecimento de água é responsável por cerca de 25% do total de energia elétrica consumida nos domicílios brasileiros. Isso representa um consumo anual de cerca de 20 bilhões de kWh de energia elétrica que poderia ser reduzido em grande parte com a exploração de energia solar (GEORGI, 2015).

Segundo dados do Balanço Energético Nacional, referentes a 2018, os edifícios comerciais, públicos e residenciais, junto com o setor industrial, representam 46,5% do consumo, sendo que 9,9% é consumido pelo setor residencial (BRASIL, 2019). Segundo Tomé (2014), o consumo de energia das residências nas Regiões Sul e Sudeste nos horários de pico se dá pelo chuveiro elétrico, podendo representar até 40% do consumo de energia. Assim, a substituição do aquecimento através de chuveiro elétrico por sistemas solares térmicos é uma das alternativas para reduzir o consumo de energia. Diversos autores internacionais comprovam a viabilidade técnico-econômica da utilização dessa tecnologia comparada às opções de aquecimento elétrico e a gás (CRAWFORD; TRELOAR, 2004; OLIVEIRA *et al.*, 2008; KALOGIROU, 2009).

Nesse contexto, o objetivo deste artigo é realizar uma análise da viabilidade técnica e econômica da instalação de um sistema de aquecimento de água para uma residência unifamiliar localizada na cidade de Passo Fundo, utilizando o modelo de termossifão, comparando com o sistema tradicional de chuveiro

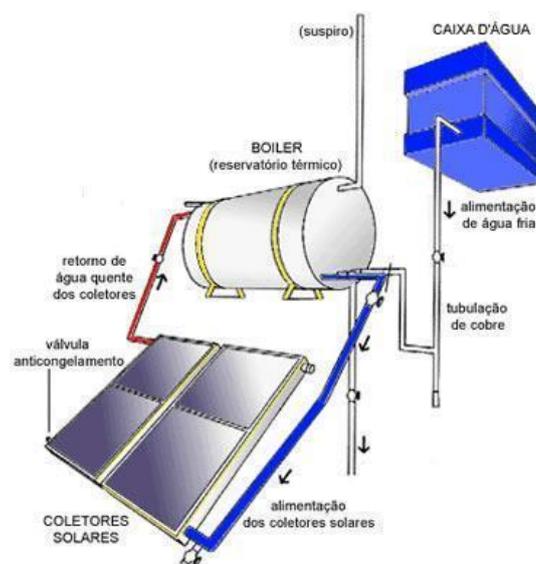
elétrico. Assim, busca-se confirmar a eficácia e a economia do sistema de aquecimento solar.

2 Procedimentos metodológicos

Quanto ao método empregado, a pesquisa inicia com uma revisão de literatura para entendimento dos conceitos de energia solar e dos sistemas de aquecimento de água. A seguir, foi realizado um estudo comparativo entre um sistema elétrico convencional e um sistema utilizando aquecimento solar. Para poder fazer o artigo, foi selecionado um sistema de placas, no caso o escolhido para estudo é o coletor CSC Ultra 140 do fabricante Cumulus. Também foi preciso definir o número de ocupantes da residência e o número de banhos dos mesmos, que, neste artigo, foi definido como quatro ocupantes sendo que cada um tomará um banho por dia.

Para o desenvolvimento dos cálculos, foi utilizada a metodologia empregada por Castilho e Chaves (2016). Assim, foi considerado que a residência possui demanda de água quente apenas para banho quente. Será feito o cálculo de consumo de água e energia utilizando o chuveiro elétrico para aquecimento da água e o aquecedor solar para poder ter o resultado comparativo entre os dois sistemas. O detalhamento e os cálculos serão apresentados na seção “Resultados”. O aquecimento solar utilizado para análise é composto por placas coletoras solares e um reservatório de água conhecido como *Boiler*. Na Figura 1 é apresentado um esquema do aquecedor solar escolhido.

Figura 1 – Esquema de funcionamento de um aquecedor solar



Fonte: Soletrol (2019).

3 Energia Solar

Energia Solar é um conceito que se refere à energia eletromagnética, proveniente da luz e do calor emitidos pelo sol. Segundo Sprenger (2007), a energia solar é a fonte mais abundante de todos os recursos energéticos, disponível desde o surgimento da vida, porém todo esse potencial energético não é aproveitado da forma eficiente que poderia, se comparado às outras fontes de energia. Uma vez que se aprenda a aproveitar e a utilizar o sol de maneira racional e adequada, além de fonte de vida, pode ser a resposta para o abastecimento energético no futuro (PALZ, 1981). Por isso, ela tem sido objeto de estudo, a fim de torná-la, cada vez mais, eficiente, por ser considerada uma fonte de energia limpa e renovável, por não poluir o meio ambiente e por ser ilimitada (ANEEL, 2008).

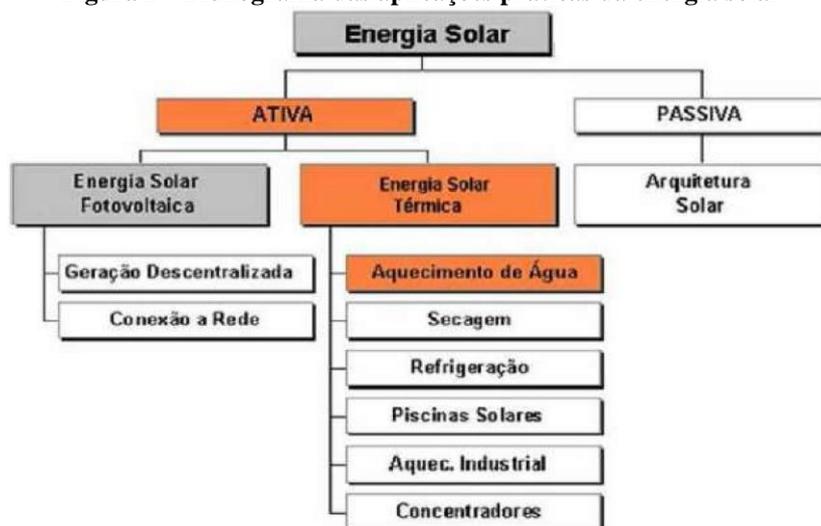
Tecnologias solares são caracterizadas como ativas ou passivas, e isso depende da forma como capturam, convertem e distribuem a energia solar. As técnicas passivas se resumem na Arquitetura Solar, ou seja, o projeto arquitetônico é planejado da forma mais eficiente possível, em que a orientação solar do edifício, a seleção de materiais, e os espaços com circulação de ar são planejados de forma a aproveitar as características do local em que o empreendimento será construído. Entre as técnicas ativas, a energia é convertida diretamente em energia elétrica (placas fotovoltaicas) ou em energia térmica (aquecimento solar) (PEREIRA *et al.*, 2003). Através da Figura 2 é possível perceber os grupos de aplicação da energia solar.

Segundo a Aneel (2019), os processos mais usados atualmente são o aquecimento de água e a geração fotovoltaica de energia elétrica. Porém, é fundamental que se faça a diferenciação entre esses processos, pois as duas possuem utilidades bastante diferentes. A energia fotovoltaica gera eletricidade através da transformação de energia solar em energia elétrica pelo uso de painéis fotovoltaicos, formados por células fotovoltaicas. Já a conversão da energia solar em energia térmica consiste na absorção da radiação solar, feita pelos coletores, e na transferência dessa para o elemento que irá receber a energia (PEREIRA *et al.*, 2003; IPCC, 2011).

A utilização de energia solar para o aquecimento da água tem ganhado grande importância no contexto atual da sociedade, devido aos seus benefícios ambientais, sociais e econômicos, além de contribuir de várias formas para o desenvolvimento da sociedade (NASCIMENTO, 2017). A agência Internacional

de Energia, em 2011, constatou que o desenvolvimento de tecnologias vindas de fontes solares acessíveis, inesgotáveis e limpas, trarão benefícios em longo prazo.

Figura 2 – Fluxograma das aplicações práticas da energia solar



Fonte: Pereira *et al.* (2003).

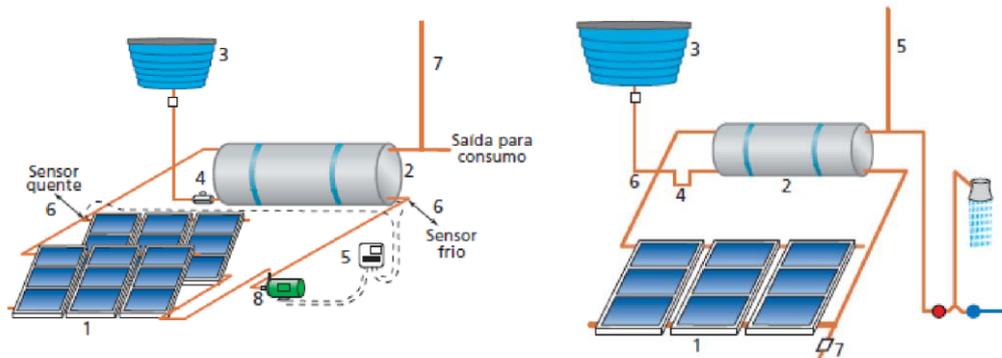
4 Aquecimento Solar

No Brasil, optar por aquecer a água com energia solar é uma excelente ideia, pois o País possui um enorme potencial solar já que a radiação é muito alta, pelo fato de que a maior parte do território está localizada próxima da linha do Equador, e isso faz com que os aquecedores tenham ótimo desempenho (ANEEL, 2019).

Existem dois sistemas de aquecimento de água utilizando a energia solar, um deles é o ativo, e o outro, o passivo. No sistema ativo é utilizada uma bomba para fazer o fluido circular entre o coletor e o reservatório térmico (Figura 3). Já no sistema passivo, o uso da bomba é eliminado. Com isso, o coletor é instalado num nível mais baixo do que o tanque e nesse caso a circulação se dá por termossifão (PENNEREIRO *et al.*, 2010). Esses sistemas isentos de bombas, segundo Siqueira (2003), são os mais utilizados, por serem mais simples e possuírem um custo menor de aquisição.

As principais vantagens desse sistema são a sustentabilidade; o conforto; a economia (que pode representar uma redução de até 80% da conta de luz); a rentabilidade; e a valorização do imóvel (LEITE, 2013). Além disso, a manutenção do sistema está cada vez mais baixa, e a vida útil do sistema pode ultrapassar os 20 anos (PORTAL SOLAR, 2019).

Figura 3A– Componentes de um sistema com circulação forçada e natural e 3B



Bombeado ou circulação forçada:

- 1- Coletores solares;
- 2- Reservatório térmico;
- 3- Caixa de água fria;
- 4- Válvula de retenção;
- 5- Controlador diferencial de temperatura;
- 6- Sensores de temperatura;
- 7- Respiro (ou válvulas de alívio de pressão);
- 8- Bomba hidráulica.

Termossifão ou circulação natural:

- 1- Coletores solares;
- 2- Reservatório térmico;
- 3- Caixa de água fria;
- 4- Sifão;
- 5- Respiro;
- 6- Alimentação de água fria com trecho de tubulação resistente a água quente;
- 7- Dreno.

Fonte: Procobre (2009).

5 Resultados

Para dimensionar o sistema de aquecimento solar, devem ser considerados alguns fatores, como: previsão do consumo de água, tempo e frequência de uso, dados de temperatura, demanda de energia e irradiação média anual (ASCURRA; RAMOS, 2011). Para este artigo será considerada apenas uma ducha por dia por pessoa no único banheiro da casa, com uma média de consumo entre 50 e 70 litros por pessoa e vazão de 6,6l/min, considerando um banho de 10min, 4 moradores na casa e a temperatura média anual de 17,9°C que é a média da cidade de Passo Fundo, localizada no Rio Grande do Sul (ANEEL, 2008; CASTILHO; CHAVES, 2016).

Inicialmente foi calculado o volume de água quente consumido diariamente, sendo definido pela Equação 01 (CASTILHO; CHAVES, 2016). Depois de calculado o volume de água quente consumido, será feito o cálculo do volume do sistema, definido pela Equação 02 (CASTILHO; CHAVES, 2016). Com o volume de armazenamento calculado, parte-se para o cálculo da demanda de energia útil (Eutil) kilowatts/hora por dia, através da Equação 03 (CASTILHO; CHAVES, 2016).

$$V_{cons} = \Sigma (Q_{pu} \times t_u \times u) \text{ (Eq. 01)}$$

Onde: V consumo: é o volume total de água quente consumido diariamente (m³);
Qpu: vazão da peça de utilização (m³/s);

Tu: tempo médio de uso diário da peça de utilização (s);

Frequência de uso: é o número total de utilização de peças por dia.

$$\mathbf{Varmaz} = [\mathbf{Vcons} \times (\mathbf{Tcons} - \mathbf{Tamb})] / (\mathbf{Tarmaz} - \mathbf{Tamb}) \text{ (Eq. 02)}$$

Onde: V armaz: é o volume do sistema de armazenamento do SAS (m³). Sugere-se que o volume de armazenamento seja maior ou igual a 75% do volume de consumo.

T consumo: é a temperatura de consumo de utilização (°C). Sugere-se a utilização de 40°C.

T armaz: corresponde a temperatura de armazenamento da água (°C). Sugere-se que a temperatura de armazenamento seja igual ou maior do que a temperatura de consumo.

T ambiente: é a temperatura média anual do local de instalação.

$$\mathbf{Eútil} = [\mathbf{Varmaz} \times \mathbf{\rho} \times \mathbf{Cp} \times (\mathbf{Tarmaz} - \mathbf{Tamb})] / 3600 \text{ (Eq. 03)}$$

Onde: Varmaz: é o volume do sistema de armazenamento

ρ: é a massa específica da água

Cp: é o calor específico da água

Tarmaz é a temperatura de armazenamento da água

Tamb é a temperatura ambiente média anual do local de instalação.

De acordo com a NBR /15569 (ABNT, 2008), o somatório das perdas térmicas (Eperdas) é equivalente a 15% da energia útil. Após o cálculo de Eutil, calcula-se a produção média diária de energia específica do coletor (PMDEE). Nesse caso, o PMDEE foi definido pelo modelo de placa escolhido, com um valor de 2,72 kWh/m² dia. Com os dados definidos, pode-se, então, fazer o cálculo da Acoletora. Para cálculo da área do coletor solar térmico, a NBR /15569 (ABNT, 2008) recomenda a utilização do cálculo através da Equação 04 (CASTILHO; CHAVES, 2016).

$$\text{Acoletora} = [(\text{Eútil} + \text{Eperdas}) \times \text{FCinstal} \times 4,901] / (\text{PMDEE} \times \text{IG}) \text{ (Eq. 04)}$$

Onde: Acoletora: é a área coletora (m²)

Ig: é o valor da irradiação global média anual para o local da instalação (kWh/m² dia)

Eperdas: é o somatório das perdas térmicas dos circuitos primário e secundário (kWh/dia), calculada pela soma das perdas ou pela equação:

Eperdas: 0,15 X Eútil

PMDEE: é a produção média diária de energia específica do coletor solar (kWh/m²).

No Quadro 1 são demonstrados os valores médios estimados de consumo de água quente. Após o valor de consumo ser estimado, é realizado o dimensionado do sistema de armazenamento. A temperatura estipulada é de 50°C, visando a um banho com temperatura média de 40°C.

Quadro 1 – Valor médio de consumo de água quente pela ducha por dia

Tipo de Consumo	Ducha
Vazão da Ducha	6,6l/min
Observações	1 vez ao dia, banho de 10min
Número de Pessoas	4
Volume Total	264 litros

Fonte: Valores calculados com base na NBR / 15569 (ABNT, 2008).

Levando em consideração a média anual de temperatura da cidade de Passo Fundo, calculou-se o consumo do sistema de armazenamento o qual está apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 – Consumo do sistema de armazenamento para temperatura de armazenamento de 50°C

Vconsumo diário (consumo ducha)	264 litros
Tconsumo (temperatura de uso)	40°C
Tambiente (temperatura média anual)	17,9°C
Tarmaz (temperatura de armazenamento)	50°C
Varmaz (volume de armazenamento)	181,75 litros

Fonte: Valores calculados com base na NBR / 15569 (ABNT, 2008).

Com o consumo de água e o sistema de armazenamento calculados, o próximo passo é fazer o cálculo da área do coletor solar térmico, através da demanda de energia útil, das perdas térmicas, do fator de correção de inclinação,

da produção média de energia específica e irradiação solar global média anual em Passo Fundo, descritas na NBR / 15569 (ABNT, 2008). Outro fator levado em consideração para o cálculo foi a inclinação do telhado, para isso foi utilizado, considerando o pior caso, uma inclinação de 15° e voltada 30° para leste ou oeste. O cálculo está representado no Quadro 3.

Quadro 3 – Cálculo da área coletora do painel de aquecimento solar

Eutil (demanda de energia util)	6,77 kWh/dia
Eperdas (perdas termicas)	1,01 kWh/dia
FCInstal (fator de correção inclinação do coletor)	1,05
PMDEE (produção média de energia especifica)	2,72 kWh/m ² dia
Ig (radiação solar média anual Passo Fundo)	5,25 kWh/m ²
Acoletor(área do coletor solar)	5,04 m²

Fonte: Valores de acordo com a NBR / 15569 (ABNT, 2008) e o Atlas Brasileiro de Energia Solar (ANEEL, 2008).

Através dos cálculos demonstrados, chega-se à conclusão de que o sistema solar desse modelo de projeto selecionado será composto por um volume de armazenamento de 200 litros de capacidade e são necessários 5,04m² de coletor solar para uma residência em Passo Fundo para atender à demanda de água quente. Nota-se que, em regiões com temperaturas médias mais baixas, como no caso de Passo Fundo, é necessária uma área de coletor solar maior para suprir a demanda de água aquecida. Para que seja possível estimar qual é a economia de energia com a utilização do aquecimento solar, foi selecionado um modelo de chuveiro elétrico, com uma potência de 4.800 Watts, considerando a residência com quatro moradores, banho uma vez ao dia, com duração de 10 minutos.

Quadro 4 – Estimativa do consumo do chuveiro elétrico diário, mensal e anual

Equipamento	Chuveiro elétrico
Potência	4800 W
Tempo de cada banho (x 4)	10 minutos x 4 = 40 minutos
Número de pessoas	4
Consumo de energia por dia	3,2 kWh
Consumo de energia por mês	96 kWh
Consumo de energia por ano	1.152 kWh

Fonte: Adaptado de Castilho e Chaves (2016).

Com isso, é possível perceber que, ao substituir o sistema de aquecimento de água através do chuveiro elétrico pelo aquecimento solar térmico em uma residência com quatro moradores, a economia média mensal gira em torno de 96 kWh, e a anual, na faixa dos 1.150 kWh. Em relação ao valor monetário que poderá ser economizado, utilizando como base a tarifa do mês de dezembro de 2019, da cidade de Passo Fundo – RS (R\$ 0,44 kWh), o custo mensal gasto com o chuveiro elétrico será de R\$ 42,24, equivalente a R\$ 506,88 por ano. Para instalação do sistema de aquecimento solar, o valor pode variar entre R\$ 2.000 e R\$ 5.000, pois depende da distância entre o reservatório térmico x coletor solar x ponto de consumo e pressão da instalação. O sistema possui vida útil estimada em 20 anos.

Assim, o tempo de retorno do investimento (*payback*) ficará entre 4 e 10 anos, respectivamente, dependendo do valor investido no sistema. É importante ressaltar que o valor da eletricidade afeta diretamente o retorno do investimento, deixando-o mais rápido conforme aumentam os valores cobrados pela eletricidade. Uma das desvantagens desse sistema é que, em dias de inverno com clima frio e sem irradiação solar significativa, os painéis solares podem não conseguir fornecer uma água à temperatura desejada, necessitando de outras fontes de energia para alcançar a temperatura necessária.

6 Considerações finais

Este trabalho se propôs analisar e comparar um sistema de aquecimento solar com um sistema convencional para aquecimento de água, de uma residência-modelo. Com base nos resultados apresentados nos cálculos acima e no estudo feito no presente trabalho, foi verificado que a instalação seria uma alternativa viável, pois possibilita uma economia significativa de energia elétrica, e a consequente economia financeira. São perceptíveis as vantagens encontradas além do fator econômico, como não gerar poluição, não precisar de combustível, utilizar uma fonte abundante, não colaborar para o aquecimento global, não ter custos recorrentes com sua “matéria-prima”.

Conclui-se que, além de reduzir custos e o consumo de energia elétrica, e apresentar viabilidade econômica, a energia solar é uma das mais importantes, dentre as fontes de energia renovável, e, quando utilizada, com todo seu potencial, gerará incontáveis benefícios.

Referências

- ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR / 15569: sistema de aquecimento solar de água em circuito elétrico direto: projeto e instalação**. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.
- ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. Energia Solar. Disponível em: [http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/03-Energia_Solar\(3\).pdf](http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/atlas/pdf/03-Energia_Solar(3).pdf). Acesso em: 25 dez. 2019.
- ANEEL. AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Atlas de energia elétrica do Brasil**. 3. ed. Brasília: Aneel, 2008.
- ASCURRA, R. E.; RAMOS, L. F. M. D. **Utilização de energia solar para o aquecimento de água em habitações com área construída entre 36 e 42 m²**. Mato Grosso, 2011.
- CASTILHO, E. L.; CHAVES, G. S. **Estudo de viabilidade técnico-econômica da implantação de um sistema de energia solar térmica**. Curitiba, 2016. Disponível em: http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/9131/1/CTCOECL_2016211.pdf. Acesso em: 25 dez. 2019.
- CRAWFORD, R. H.; TRELOAR, G. J. **Net energy analysis of solar and conventional domestic Hot Water Systems in Melbourne**, *Solar Energy*, Australia, v. 76, n. 1/3, p. 159-163, 2004.
- GEORGI, A. L. V. **Aquecimento solar de água: desempenho e racionalização de materiais e energia alternativa fundamental para o desenvolvimento sustentável**. 2015. 118 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais – PIPE, Curitiba, 2015.
- IPCC. INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Renewable energy sources and climate change mitigation: special report of the intergovernmental panel on climate Change**, IPCC, 2011.
- KALOGIROU, S. Thermal performance, economic and environmental life cycle analysis of thermosiphon solar water heaters. *SolarEnergy*, v. 83, n. 1, p. 39-48, 2009.
- LEITE, A. C. G. M. **A sustentabilidade empresarial, social e as fontes de energias**. São Paulo, 2013.
- MARTINS, F. R.; PEREIRA, E. B.; ABREU, S. L. **Satellite-Derived Solar Resource Maps for Brazil Under SWERA Project**. *SolarEnergy*, v. 81, n. 4, p. 517-528, 2007.
- NASCIMENTO, R. L.; **Energia Solar no Brasil: situação e perspectivas**, 2017.
- OLIVEIRA, L. F. C. de; FERREIRA, R. de C.; ALMEIDA, R. de A.; LOBATO, E. J. V.; MEDEIROS, A. M. Potencial de redução do consumo de energia elétrica pela utilização de aquecedores solares no Estado de Goiás *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 406-416, 2008.
- PALZ, W. **Energia solar e fontes alternativas**. São Paulo: Hemus, 1981.
- PENEREIRO, J. C.; MELO, L. P.; CORADI, T. B. Construção de um aquecedor solar de baixo custo sem cobertura: análise experimental da eficiência térmica para vários ensaios. **Revista de Ciência & Tecnologia**. Nova Iguaçu – RJ, Gráfica Universitária, v. 10, n. 1, jun. 2010.

PEREIRA, E. M. D.; DUARTE, L. O. M.; PEREIRA, L. T.; FARIA, C. F. da C. Energia Solar Térmica. *In*: TOLMASQUIM, M. T. (org.). **Fontes renováveis de energia no Brasil**. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2003.

PORTAL SOLAR. Sistema de aquecimento Solar. Disponível em: <https://www.portalsolar.com.br/sistema-de-aquecimento-solar.html>. Acesso em: 19 dez. 2019.

PROCOBRE. INSTITUTO BRASILEIRO DO COBRE. **Qualidade em instalações de aquecimento solar**: boas práticas. São Paulo: ABECOBRE, 2009.

SANTOS, R. R. **Estudo de viabilidade técnica e econômica da instalação de um sistema de aquecimento de água utilizando energia solar**. 2010. 22 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso de Engenharia Mecânica) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2010. Disponível em: <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/27762/000766487.pdf>

SIQUEIRA, A. M. **Desenvolvimento de um programa de simulação computacional de sistemas de aquecimento solar para água**. Porto Alegre: Tese (Doutorado em Engenharia Mecânica) – UFRGS, 2003. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/3716/000403404.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

SOLETROL. **Como funciona o aquecedor da água soletrol**. Disponível em: <https://www.soletrol.com.br/extras/como-funciona-o-aquecedor-solar-soletrol/>. Acesso em: 23 dez. 2019.

SPRENGER, R. L. **Aplicação do sistema fechado no aquecedor solar de água de baixo custo para reservatórios residências isolados termicamente**: concepção e comissionamento de um sistema-piloto de testes. 2007. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) – UFPR, Curitiba, 2007.

TOMÉ, M. C. **Análise do impacto do chuveiro elétrico em redes de distribuição no contexto da tarifa horossazonal**. 2014. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Elétrica e de Computação, Campinas, SP São Paulo: 2014. Disponível em: <http://www.repositorio.unicamp.br/handle/REPOSIP/259504>>. Acesso em: 23 dez. 2019.

Estimativa do potencial de geração de energia elétrica através da biodigestão anaeróbia dos fração orgânica de resíduos sólidos urbanos de Bento Gonçalves – RS

Ana Paula Sausen Conte¹, Taison Anderson Bortolin²

¹ Universidade de Caxias do Sul (apsausen@ucs.br)

² Universidade de Caxias do Sul (tabortol@ucs.br)

Resumo: A geração de resíduos sólidos implica a necessidade de gestão e gerenciamento. A atual destinação dos resíduos sólidos urbanos orgânicos do Município de Bento Gonçalves é o aterro sanitário, o que não é uma alternativa interessante em relação ao volume de resíduos encaminhado, custos envolvidos e a distância do aterro sanitário. Uma alternativa para essa situação é a geração de energia elétrica através da biodigestão anaeróbia do tipo garagem dos resíduos sólidos urbanos orgânicos do Município de Bento Gonçalves. Neste trabalho, foi feita uma estimativa de geração de energia elétrica através dos resíduos sólidos urbanos orgânicos. A estimativa de geração de energia elétrica para os próximos 18 anos foi de 51.073,62 MWh. Evidenciou-se que é possível a produção de energia elétrica utilizando a biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbano-orgânicos de Bento Gonçalves.

Palavras-chave: Energia elétrica. Biodigestão anaeróbia. Resíduos sólido-urbano-orgânicos.

Área Temática: Energia e energias renováveis.

Estimation of electric power generation potential through anaerobic digestion of organic solid urban waste from Bento Gonçalves – RS

Abstract: *The generation of solid waste implies the need for its management and management. The current destination of organic solid urban waste from the municipality of Bento Gonçalves is the landfill, which is not an interesting alternative regarding the volume of waste sent, costs involved and the distance from the landfill. An alternative to this situation is the generation of electricity through anaerobic garage-type digestion of organic solid urban waste from the municipality of Bento Gonçalves. In this work an estimate of electricity generation through organic solid urban waste was made. The estimated electric power generation for the next 18 years was 51.073,62 MWh. It was evidenced that it is possible to produce electricity using the anaerobic digestion of organic solid urban waste from Bento Gonçalves.*

Keywords: *Electricity. Anaerobic biodigestion. Organic urban solid waste.*

Theme Area: *Energy and renewable energies.*

1 Introdução

No Brasil, no ano de 2018, foi registrado um aumento do consumo final de energia elétrica de 1,4% em relação ao ano anterior (BEN, 2019). Também houve um aumento de 5,08% no uso de energias renováveis comparando 2017 e 2018, expondo uma tendência ao uso de fontes alternativas de energia (BEN, 2019). Mas, apesar dessa tendência, 66,6% da matriz energética do País ainda é proveniente de uma única fonte, que são as hidrelétricas.

Apesar da importância da hidroeletricidade, é imprescindível o maior aproveitamento de fontes alternativas de energia para a diversificação da matriz energética do Brasil. Uma alternativa para esse cenário é a geração de energia elétrica utilizando o biogás proveniente da biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos. A biodigestão é vista como uma tecnologia pertinente, sendo que o processo fermentativo reduz o potencial de poluição dos resíduos e apresenta como principais produtos o biofertilizante e o biogás, que pode ser utilizado para a geração de energia elétrica (MOURA, 2012).

O biodigestor tipo garagem, trata-se de um sistema que apresenta menos problemas com impurezas decorrentes da incorreta segregação dos resíduos sólidos urbanos. O biodigestor tipo garagem é um sistema extrasseco, em que não é necessária a adição de água no biodigestor. Como consequência, apresenta uma pequena quantidade de efluentes líquidos sendo que os mesmos são recirculados sobre o substrato evitando, assim, a necessidade de um sistema de tratamento de efluentes. Outra vantagem do sistema extrasseco é que os reatores apresentam de 35% a 50% de sólidos. Além de operar um sistema de batelada e modular, onde os resíduos são inseridos na garagem e ocorre a total metanização dos mesmos em um período de 3 a 6 semanas e, em seguida, o digestato é retirado (SNSA, 2015).

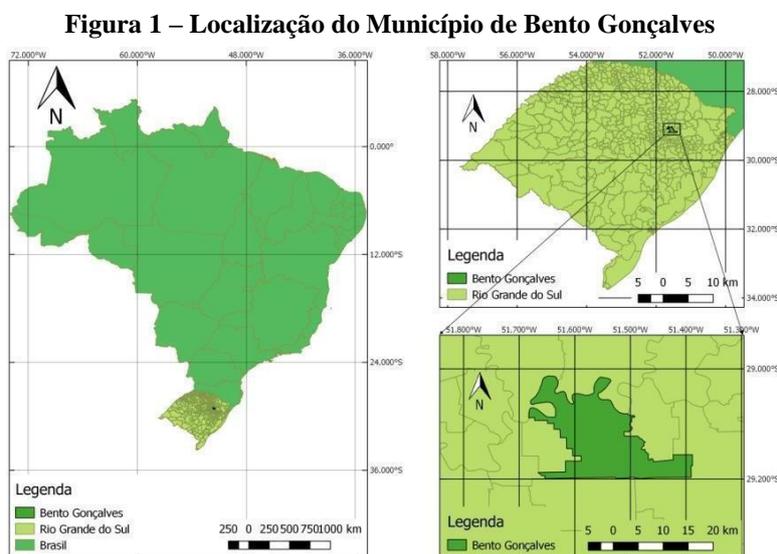
No Município de Bento Gonçalves, os rejeitos e a fração orgânica são encaminhados para o aterro sanitário SIL Soluções Ambientais Ltda. (BENTO GONÇALVES, 2014), localizado na cidade de Minas do Leão, a 200 km do Município. Considerando a distância e o custo envolvidos, além da necessidade de realizar uma gestão efetiva dos resíduos, que inclui novos métodos para a minimização do volume de resíduos encaminhados para aterro sanitário (BENTO GONÇALVES, 2014), o Município busca novas alternativas para a destinação dos resíduos gerados, além de auxiliar na diversificação energética do País, com a geração de energia elétrica através do biogás.

Nesse sentido, este trabalho visa a estimar o potencial de produção de energia elétrica proveniente do biogás gerado através da biodigestão do tipo garagem dos resíduos sólidos urbano-orgânicos do Município de Bento Gonçalves.

2 Área de estudo

O Município de Bento Gonçalves está localizado na Serra Gaúcha, a uma distância de 124 quilômetros da Capital do Rio Grande de Sul (BENTO GONÇALVES, 2019). De acordo com o IBGE (2019), possui uma área de

274,070 km² e uma população de 120.454 habitantes em 2019. Na Figura 1, é possível observar a localização do Município de Bento Gonçalves em relação ao Estado do Rio Grande do Sul e ao Brasil.



Fonte: Elaborada pelos autores com base em dados do IBGE (2015).

A composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da coleta regular do Município de Bento Gonçalves é caracterizada, em média, por 50,03% de resíduos orgânicos (SCHNEIDER, 2004). Esse dado vai ao encontro da estimativa apresentada pelo PERS (2014), que indica que Municípios com o porte de Bento Gonçalves, em média, geram resíduos com 60% de fração orgânica. Para a determinação da geração de biogás no sistema de biodigestão de Bento Gonçalves, para os próximos 18 anos, visto que o tempo de vida útil do sistema é de, aproximadamente, 13 a 20 anos (SNSA, 2015), foi realizada a estimativa de geração futura de resíduos sólidos urbanos orgânicos, com base nos dados do censo do IBGE, conforme apresenta o Quadro 1.

Quadro 1 – Dados populacionais de Bento Gonçalves

Anos	População Urbana (habitantes)
2010 (t2)	99.069 (P2)
2000 (t1)	81.820 (P1)
1991 (t0)	65.755 (P0)

Fonte: IBGE (2019).

A estimativa populacional-urbano-geométrica foi calculada através das equações 1 e 2 (VON SPERLING, 2001).

$$P_t = P_0 \cdot e^{K_g \cdot (t - t_0)}$$

Equação 1

onde:

P_t: Estimativa populacional urbana do município para o ano t (habitantes); t: Ano da estimativa (ano);

P₀: População urbana no ano t₀ (população); K_g: Coeficiente (adimensional);

t₀: Ano inicial 1991 (anos).

$$K_g = (\ln P_2 - \ln P_0) / (t_2 - t_0)$$

Equação 2

onde:

K_g: Coeficiente (adimensional);

P₂: População urbana no ano t₂ (população); t₂: Ano inicial 2010 (anos).

P₀: População urbana no ano t₀ (população); t₀: Ano inicial 1991 (anos).

Conforme informação da Prefeitura de Bento Gonçalves (2019), no ano de 2018, foram destinadas 32.112,27 toneladas de resíduos sólidos urbanos para aterro sanitário. Através da equação 3, foi possível avaliar a quantidade de resíduos sólidos urbanos destinados por dia no Município.

$$RSU = (RSUA \cdot 1000) / \text{Ano}$$

Equação 3

onde:

RSU: Massa de resíduos sólidos urbanos (kg/dia);

RSUA: Massa de resíduos sólidos urbanos (toneladas/ano); Ano: Total de dias no ano (365).

Para a taxa de incremento anual de geração *per capita* de resíduos sólidos urbanos foi utilizado o valor de 1,4% ao ano (CISGA, 2018) e para a taxa de incremento populacional foi utilizado o valor levantado pelo *Atlas do desenvolvimento humano no Brasil* (2019) de 1,61% ao ano. Segundo Snis (2017), a porcentagem de coleta de resíduos orgânicos e os rejeitos na área urbana do Município de Bento Gonçalves é de 100%. A geração *per capita* inicial em kg/habitante.dia foi calculada através da equação 4.

$$GR = RSU / \text{População}$$

Equação 4

onde:

GR: Geração per capita (kg/habitante.dia);

RSU: Massa de resíduos sólidos

urbanos (kg/dia); População:

População estimada em 2018

(habitantes).

Dos resíduos sólidos urbanos coletados no Município de Bento Gonçalves a fração orgânica corresponde a 50,03% (SCHNEIDER, 2004). Com a equação 5 foi possível calcular a quantidade de resíduos orgânicos a cada ano, considerando um horizonte de projeto de 18 anos.

$$RO = 50,03\% \cdot ER \cdot \text{Ano}$$

onde:

RO: Resíduos orgânicos (kg/ano);

Equação 5

ER: Estimativa de geração de resíduos sólidos urbanos (kg/dia); Ano: 365.

Para o dimensionamento da geração de biogás da planta é de suma importância a caracterização dos resíduos sólidos urbanos orgânicos em vista de sua porcentagem de sólidos totais e sólidos totais voláteis. Neste trabalho, foi utilizado o valor de 35% de sólidos totais e 75% de sólidos totais voláteis (SNSA, 2015).

Para o cálculo de geração de biogás, foi utilizada a metodologia de Kusch *et al.* (2011), cujo rendimento de biogás para resíduos sólidos urbanos é de 245 m³/tonSV. Para o cálculo do biogás foram utilizadas as equações 6, 7 e 8 (KONRAD *et al.*, 2016).

$$ST = \text{Biomassa} \cdot (St/100)$$

Equação 6

onde:

ST: Sólidos totais (t./ano); Biomassa: Biomassa (t./ano); St: Sólidos totais (%).

$$SV = ST \cdot (Sv/100)$$

Equação 7

onde:

SV: Sólidos voláteis (t./ano); Biogás $= (SV \cdot RB) / 365$

ST: Sólidos totais (t./ano);

Sv: Sólidos voláteis (%).

Equação 8

onde:

Biogás: Biogás (m^3 /dia);

SV: Sólidos voláteis (t./ano);

RB: Rendimento do biogás (m^3 /t. SV).

O poder calorífico do biogás gerado para o substrato de resíduos sólidos urbanos orgânicos é de aproximadamente 20 MJ/ m^3 (REICHERT, 2005). Para a conversão do biogás em energia elétrica será utilizada uma microturbina, com um rendimento de, aproximadamente, 30% (GOMES *et al.*, 2001). A equação 9 mostra o cálculo da produção de energia elétrica gerada através do biogás após as microturbinas.

$$Pee = \text{Biogás} \cdot PC \cdot 30\%$$

Equação 9

onde:

Pee: Produção de energia elétrica (MJ/dia); Biogás:

Biogás (m^3 /dia);

PC: Poder calorífico (MJ/ m^3).

A equação 10 converte a produção de energia elétrica de MJ/dia para MWh/dia.

$$C = Pee \cdot 0,000278$$

Equação 10

onde:

C: Conversão de MJ/dia para MWh/dia; Pee:

Produção de energia elétrica (MJ/dia).

A equação 11 converte a produção de energia elétrica de MJ/dia para MWh/dia.

$$\text{Cano} = Pee \cdot \text{Ano}$$

Equação 11

onde:

Cano: Conversão de MWh/dia

para MWh/ano; Pee: Produção
de energia elétrica (MJ/dia);

Ano: 365 dias.

3 Resultados e discussões

O projeto do sistema de geração de energia elétrica através da biodigestão anaeróbia do tipo garagem dos resíduos sólido-orgânicos do Município de Bento Gonçalves. Na Tabela 1 é apresentada a projeção geométrica da população, a massa de resíduos sólidos em kg/dia e a massa de resíduos sólidos orgânicos em kg/ano para os próximos 18 anos, a contar do ano de 2021, data em que se inicia a operação.

Tabela 1 – Estimativa de geração futura de resíduos sólidos urbanos de Bento Gonçalves

Ano	Projeção geométrica da população	Massa de RS (kg/d)	Geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	Coleta urbana (%)	Massa de RS orgânico (kg/ano)
2018	117.730	87.978,90	0,75	100	16.065.782,94
2019	120.298	91.156,02	0,76	100	16.645.956,09
2020	122.921	94.447,88	0,77	100	17.247.080,65
2021	125.602	97.858,62	0,78	100	17.869.913,23
2022	128.341	101.392,52	0,79	100	18.515.237,76
2023	131.139	105.054,04	0,80	100	19.183.866,47
2024	133.999	108.847,79	0,81	100	19.876.640,94
2025	136.921	112.778,54	0,82	100	20.594.433,12
2026	139.907	116.851,24	0,84	100	21.338.146,46
2027	142.958	121.071,01	0,85	100	22.108.717,04
2028	146.076	125.443,17	0,86	100	22.907.114,72

Ano	Projeção geométrica da população	Massa de RS (kg/d)	Geração <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	Coleta urbana (%)	Massa de RS orgânico (kg/ano)
2029	149.261	129.973,22	0,87	100	23.734.344,43
2030	152.516	134.666,86	0,88	100	24.591.447,34
2031	155.842	139.529,99	0,90	100	25.479.502,25
2032	159.240	144.568,75	0,91	100	26.399.626,91
2033	162.713	149.789,47	0,92	100	27.352.979,42
2034	166.261	155.198,71	0,93	100	28.340.759,74
2035	169.887	160.803,31	0,95	100	29.364.211,13
2036	173.592	166.610,29	0,96	100	30.424.621,74
2037	177.377	172.626,98	0,97	100	31.523.326,28
2038	181.245	178.860,94	0,99	100	32.661.707,61
2039	185.198	185.320,03	1,00	100	33.841.198,57

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Na Tabela 2 estão representados os resultados de biomassa em tonelada por ano, sólidos totais e toneladas por ano, sólidos voláteis em tonelada por ano, geração de biogás em m³/dia, produção de energia elétrica em MJ por dia, produção de energia elétrica em MWh por dia e produção de energia elétrica em MWh por ano.

Tabela 2 – Produção de energia elétrica (MWh/ano)

Ano	Biomassa (t/ano)	ST (t/ano)	SV (t/ano)	Biogás (m³/dia)	Produção de energia elétrica (MJ/dia)	Produção de energia elétrica (MWh/dia)	Produção de energia elétrica (MWh/ano)
2021	17.869,91	6.254,47	4.690,85	3148,65	18891,93	5,25	1916,96
2022	18.515,24	6.480,33	4.860,25	3262,36	19574,16	5,44	1986,19
2023	19.183,87	6.714,35	5.035,76	3380,17	20281,03	5,64	2057,92
2024	19.876,64	6.956,82	5.217,62	3502,24	21013,42	5,84	2132,23
2025	20.594,43	7.208,05	5.406,04	3628,71	21772,27	6,05	2209,23
2026	21.338,15	7.468,35	5.601,26	3759,75	22558,51	6,27	2289,01
2027	22.108,72	7.738,05	5.803,54	3895,53	23373,15	6,50	2371,67
2028	22.907,11	8.017,49	6.013,12	4036,20	24217,21	6,73	2457,32
2029	23.734,34	8.307,02	6.230,27	4181,96	25091,75	6,98	2546,06
2030	24.591,45	8.607,01	6.455,25	4332,98	25997,88	7,23	2638,00
2031	25.479,50	8.917,83	6.688,37	4489,45	26936,72	7,49	2733,27
2032	26.399,63	9.239,87	6.929,90	4651,58	27909,47	7,76	2831,97
2033	27.352,98	9.573,54	7.180,16	4819,56	28917,35	8,04	2934,24
2034	28.340,76	9.919,27	7.439,45	4993,60	29961,62	8,33	3040,21
2035	29.364,21	10.277,47	7.708,11	5173,93	31043,60	8,63	3149,99
2036	30.424,62	10.648,62	7.986,46	5360,78	32164,66	8,94	3263,75
2037	31.523,33	11.033,16	8.274,87	5554,37	33326,20	9,26	3381,61
2038	32.661,71	11.431,60	8.573,70	5754,95	34529,69	9,60	3503,73
2039	33.841,20	11.844,42	8.883,31	5962,77	35776,64	9,95	3630,26

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Para os próximos 18 anos a estimativa geral de produção de energia elétrica através do biogás produzido na biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbano-orgânicos de Bento Gonçalves é de 51.073,62 MWh.

4 Considerações finais

Com foco sobre os objetivos traçados, é possível concluir que a geração de energia elétrica proveniente do biogás produzido através de biodigestão anaeróbia dos resíduos sólidos urbano-orgânicos de Bento Gonçalves é possível, demonstrando, também, um aumento da geração de energia elétrica através do aumento da geração de resíduos sólidos orgânicos do Município. Isso se torna uma fonte de energia alternativa para a matriz energética atual do Brasil e uma promissora tecnologia para a mitigação de impactos ambientais provocados pelos resíduos sólidos urbano- orgânicos.

Referências

BENTO GONÇALVES. **Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos**. 2014. Disponível em: http://www.bentogoncalves.rs.gov.br/dae/Plano_de_Resduos.pdf. Acesso em: 5 mar. 2019.

BENTO GONÇALVES. **Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Bento Gonçalves**. Dados para o TCC [Mensagem pessoal] Mensagem por *e-mail*. 2019.

BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (SNSA). **Tecnologias de digestão anaeróbia com relevância para o Brasil: substratos, digestores e uso de biogás**. Probiogás. Brasília, DF. Ministério das Cidades, 2015. Disponível em: <http://www.cidades.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/probiogas/probiogastecnologias-biogas.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2019.

GOMES, E. B. *et al.* Aspectos econômicos e ambientais da aplicação de microturbinas a gás natural na geração distribuída. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO E GÁS*, 1., 2001, Natal. **Anais [...]**. Natal, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Cidades e Estados**. 2019. Disponível em: <https://ibge.gov.br/>. Acesso em: 2 abr. 2019.

KONRAD, Odorico *et al.* **Atlas das biomassas do Rio Grande do Sul para produção de biogás e biometano**. Lajeado: Ed. da Univates, 2016.

KUNZ, A; OLIVEIRA, P. A.V. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola**, n. 6, 2006.

KUSCH, S. *et al.* **Dry digestion of organic residues**. *Intregated waste management*, v.1. 2011.

- MOURA; J.P. Estudo do dimensionamento da produção de biogás com utilização de resíduos residenciais, industriais e de matrizes suínas a partir de uma revisão da literatura. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 6, p. 1.066-1.077, 2012.
- MONNET, F. An introduction to anaerobic digestion of organic wastes. **Remade Scotland**. 2003. Disponível em:
http://biogasmax.co.uk/media/introanaerobicdigestion073323000_1011_24042007.pdf. Acesso em: 5 maio 2019.
- REICHERT, G. A.; Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. *In: 23° CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*. ABES, 23., 2005, Campo Grande. **Anais [...]**. Campo Grande: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande – MS, 2005.
- RIO GRANDE DO SUL. **Lei Estadual n. 14.528/2014, de 16 de Abril de 2014**. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Disponível em: Acesso em:
<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/lei%2014.528.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2019.
- SCHNEIDER, V. E. *et al.* Considerações sobre a geração de resíduos em dois Municípios do Rio Grande do Sul – Brasil: representatividade das coletas regular e seletiva. **CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL**. **Anais [...]**, local??? 2004.
- VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM. 2005. 452 p. v. 1.

Tingimento de fibras de algodão cationizado com cloreto de benzalcônio, com corante reativo Red 195, sem uso de sal

Daniele Kuhn¹, Catia Rosana Lange de Aguiar²

¹ Universidade Federal de Santa Catarina (daniele.kuhn.dk@gmail.com)

² Universidade Federal de Santa Catarina (catia.lange@ufsc.br)

Resumo: Sabendo da necessidade da indústria têxtil de atender às suas demandas com menor índice de impactos ambientais, sem comprometer as propriedades de seus produtos, entende-se a importância da pesquisa acerca de métodos alternativos de tingimento de algodão sem uso de sal. Dessa forma, o estudo buscou analisar a viabilidade do tingimento de algodão com corante reativo por meio do método de cationização com cloreto de benzalcônio, por ser um produto já utilizado no segmento têxtil. Foram estudadas as propriedades do material tingido por meio de testes de solidez à fricção, à luz e à transferência. Além disso, foram realizadas análises de isotermas e cinética de tingimento, bem como a comparação entre os diferentes processos, com adoção do tingimento convencional como padrão. Para análise residual de corante no processo foram realizadas coletas de alíquotas nas etapas inicial e final de tingimento, bem como a cada lavagem, e as soluções foram avaliadas por meio de espectrofotômetro de absorvância. Os resultados apresentaram excelentes valores de solidez e capacidade colorística das amostras, apesar de também ressaltar a vantagem sobre o tingimento convencional que ainda se mostra o mais efetivo.

Palavras-chave: Tingimento sem sal. Cationização. Algodão.

Área Temática: Impactos ambientais.

Dyeing of cationized cotton with Benzalkonium chloride, using Red 195 reactive dye, without salt

Abstract: *Knowing the need of the textile industry to meet their demands with lower environmental impact index, without compromising the properties of their products, we understand the importance of research on alternative methods of dyeing cotton without salt. Thus, the study sought to analyze the viability of reactive dye cotton dyeing using the benzalkonium chloride cationization method, as it is already used in the textile segment. The properties of the dyed material were studied by means of friction, light and transfer fastness tests. In addition, isotherm analysis and dyeing kinetics were performed, as well as the comparison between the different processes, with the adoption of conventional dyeing as the standard. For residual dye analysis in the process aliquots were collected at the initial and final dyeing stages, as well as at each wash, and the solutions were evaluated by absorbance spectrophotometer. The results presented excellent values of color fastness and color ability of the samples, although also highlighting the advantage over conventional dyeing that still proves to be the most effective.*

Keywords: *Dyeing without salt. Cationization. Cotton.*

Theme Area: *Environmental impacts*

1 Introdução

O tingimento de substratos têxteis é uma arte antiga e, por muitos séculos, foram empregados corantes naturais, por métodos totalmente empíricos (SALEM, 2010). Um grande marco na química dos corantes foi a descoberta do primeiro

corante sintético, em 1856, e, após essa descoberta, sucederam-se inúmeras outras, que resultaram na vasta gama de corantes conhecidos atualmente.

Dentro desse contexto, existem os corantes reativos, utilizados no tingimento de fibras celulósicas, como algodão e viscosa. A estrutura de um corante reativo contém três grupos funcionais: o cromóforo, o solubilizante e o reativo, responsável pela sua reatividade. Em um processo de tingimento com corante reativo, há duas fases principais que devem ser conhecidas: adição de eletrólito e adição de álcali. Por meio da primeira, ocorre a montagem do corante na fibra, onde acontecem os fenômenos de adsorção e difusão do corante no substrato têxtil. Já a segunda fase garante o esgotamento adicional e a fixação entre corante e fibra.

Entretanto, para quebrar a repelência entre fibra e corantes aniônicos e garantir uma maior exaustão do corante, há a necessidade de adição de um eletrólito, comumente o cloreto de sódio, em grandes quantidades. Essa prática pode ser prejudicial em termos de tratamento dos efluentes gerados após os processos de tingimento, devido à grande quantidade de resíduo sólido presente nesse efluente. Por isso, entende-se que reduzir o consumo de sal tem efeitos positivos na salinidade dos efluentes e no bom funcionamento das estações de tratamento de águas residuais. Os corantes reativos com baixo teor de sal são corantes de alta afinidade, o que os torna menos fáceis de lavar do que os tipos de baixa a média afinidade (CLARK, 2011).

Dessa maneira, buscam-se alternativas de tingimento de fibras celulósicas com corante reativo com diminuição ou eliminação do uso de sal, sem prejudicar a qualidade da intensidade de cor e solidez. Uma alternativa é a cationização, que se refere à incorporação de grupos catiônicos na celulose, com papel similar ao eletrólito, porém de modo a reduzir os resíduos de corantes nos efluentes.

2 Material e Métodos

Para a realização dos experimentos foram empregados corante reativo Red 195, malha 100% de algodão, em estrutura meia malha, peróxido de hidrogênio (H_2O_2), soda cáustica (NaOH), cloreto de benzalcônio, carbonato de sódio (Na_2CO_3), cloreto de sódio, detergente aniônico, sequestrante de ferro, dispersante não iônico, ácido acético e agente de lavagem de tintos.

2.1 Pré-Alveamento

Todos os substratos passaram por um processo de pré-alveamento com o objetivo de deixar a fibra limpa e hidrófila. Para esse processo foram empregados 2g/L de detergente emulgador, 3g/L de NaOH, 3g/L de H₂O₂ e 1g/L de sequestrante de ferro. O processo foi realizado em máquina de tingimento por esgotamento, da marca Texcontrol, com aquecimento por IR, em Relação de banho de 1:20 (para cada grama de substrato, 20mL de solução). A solução foi adicionada ao caneco, juntamente com o substrato a frio, aquecido até 90°C em gradiente de 2°C/min onde permaneceu por 30min. Após esse tempo, as amostras foram lavadas em água corrente e secas para os processos de cationização e tingimento.

2.2 Cationização

O processo de cationização foi realizado na mesma máquina de tingimento por esgotamento, em temperatura de 80°C durante 30min empregando-se 4h/L de Cloreto de Benzalcônio e 2g/L de NaOH. Após o processo, as amostras foram lavadas em água fria por 5min, água fria com 1g/L de ácido acético por 5min, água a 60°C por 5min e finalmente com água fria por 5min.

2.3 Tingimento

As amostras foram tingidas por meio de processo convencional, com amostra pré-alvejada e com processo sem uso de sal, com amostra cationizada. A solução de tingimento de cada uma das amostras pode ser observada no Quadro 1, e a relação de banho foi de 1:20.

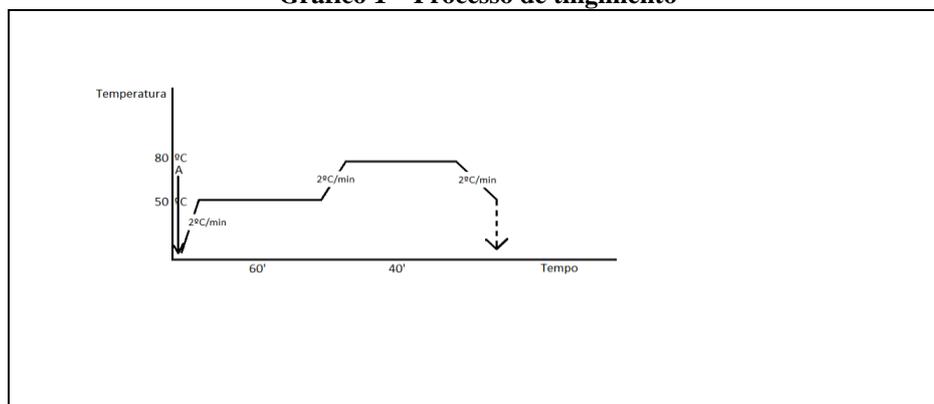
Quadro 1 – Formulação de tingimento

Amostra	Dispersante não iônico (g/L)	Corante Red 185 (%)	Na ₂ CO ₃ (g/L)	NaCl (g/L)
Convencional	2	3	16	65
Cationizada	2	3	20	-

Fonte: Os autores.

Os tingimentos foram realizados na mesma máquina de tingir por esgotamento, de acordo com o processo observado no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Processo de tingimento



Fonte: Os autores

2.4 Lavação pós-tingimento

Com o objetivo de remover o corante hidrolisado da solução de tingimento, o processo de lavagem foi realizado e a relação de banho foi de 1:20 e seguiu uma sequência de quatro processos descritos no Quadro 2.

Quadro 2 – Processo de lavagem

Lavagem	Processo	Produto aplicado	Tempo
01	Lavagem a frio	1 g/L de ácido acético	10min
02	Lavagem a 95°C	1g/L agente lavagem	10min
03	Lavagem a 95°C	1g/L agente lavagem	10min
04	Lavagem a frio	Água	10min

Fonte: Os autores.

2.5 Determinação da cinética e isotermas de tingimento

Para a determinação da cinética de tingimento, foram coletadas alíquotas ao longo do processo de tingimento e empregadas as equações de pseudoprimeira e pseudosegunda ordem (equação 1 e 2, respectivamente).

$$\log_{10}(a_e - at) = \log_{10}a_e - k_1t/2.303 \quad (\text{equação 1})$$

$$\frac{t}{at} = \frac{1}{k_2ae^2} + \frac{1}{ae} \frac{t}{at} = \frac{1}{k_2ae^2} + \frac{1}{ae} t \quad (\text{equação 2})$$

Para avaliar os modelos isotérmicos, foram empregados os modelos das Isotermas de Lagmuir e Freundlich, conforme as equações 3 e 4, onde foram efetuados tingimentos com 1, 2, 3 e 6% de corante e coletadas alíquotas de solução no tempo inicial e no tempo final de tingimento.

$$q_e = \frac{qmKLCe}{1 + KLCe} \quad q_e = \frac{qmKLCe}{1 + KLCe} \quad (\text{equação 3})$$

$$q_e = KFCe^{\frac{1}{n}} \quad q_e = KFCe^{\frac{1}{n}} \quad (\text{equação 4})$$

2.6 Ensaios de solidez

Para avaliar a qualidade do tingimento, foi realizado o ensaio de solidez à lavagem a 40°C, de acordo com a Norma ABNT NBR ISO / 105-C06 2010, o ensaio de solidez da cor à fricção a seco e a úmido de acordo com a norma ABNT BBR ISO / 105-2019 e solidez à luz conforme a norma ABNT NBR ISO / 105-B02-2019.

2.7 Avaliação da intensidade da cor

Após o tingimento e a secagem em temperatura ambiente das amostras, foi feita uma análise em espectrofotômetro de colorimetria Datacolor 500 para determinação da cor obtida em cada amostra.

3. Resultados e Discussões

3.1 Tingimento e intensidade de cor

O resultado da tonalidade após o tingimento pode ser visualizado na Figura 2.

Figura 2 – Comparação entre os tingimentos convencional e cationizado sem sal



Convencional

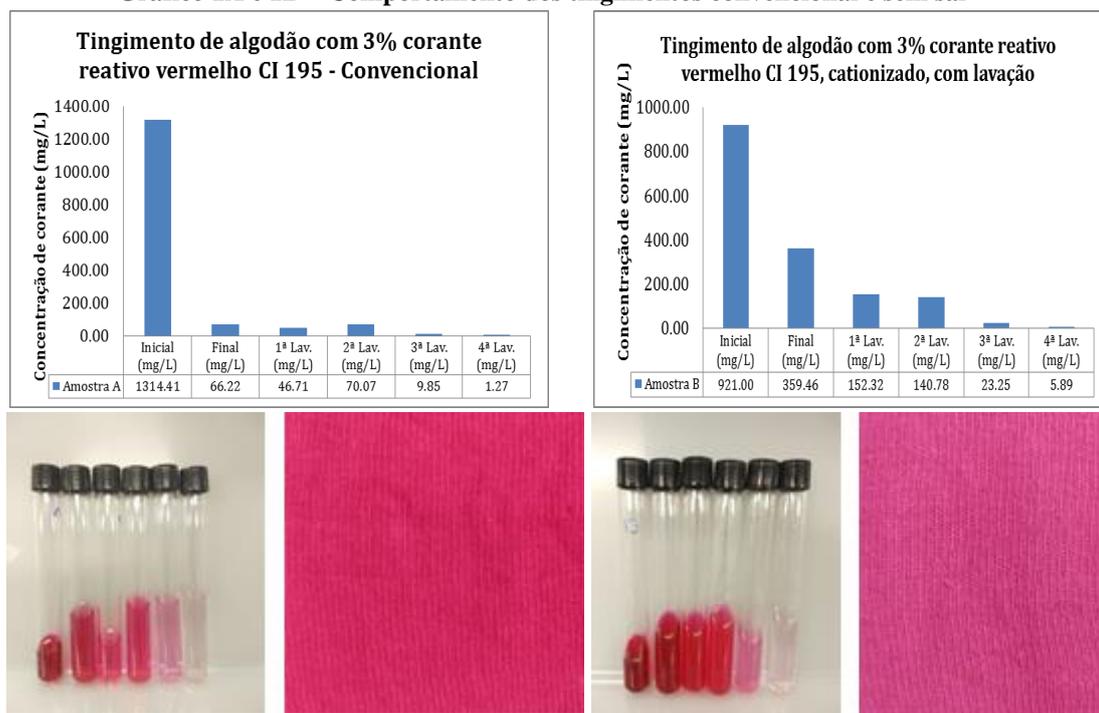
Sem sal

É possível observar que o tingimento sem sal apresentou coloração menos intensa quando comparado ao tingimento convencional, porém, em substratos sem cationização, esse tingimento não acontece. Para quantificar essa diferença, foi

analisada a força colorística de cada amostra por meio dos dados de K/S, que foram de 205,5 para a amostra convencional e de 92,8 para a amostra de tinta sem sal, o que corroborou o resultado visual.

Ao observar as amostras de substrato e as das soluções residuais de corante, vistos na Figura 3, é possível observar que há uma maior parcela de corante residual na amostra de tinta sem sal, mas que é muito bem removida após os processos de lavagem.

Gráfico 1A e 1B – Comportamento dos tingimentos convencional e sem sal



Convencional

Sem sal

Fonte: Os autores.

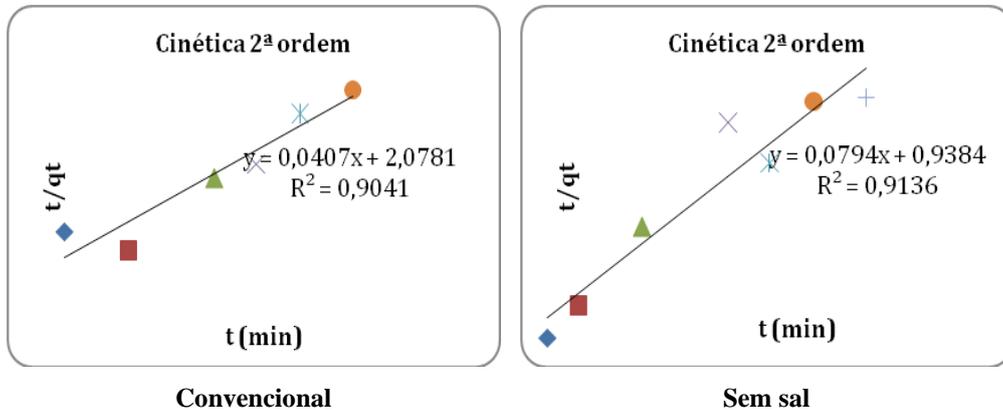
O tingimento convencional apresenta 94,96% de esgotamento do corante, enquanto o tingimento sem sal apresenta esgotamento de 60% do corante.

3.2 Cinética e Isotermas de Tingimento

Os resultados de cinética de tingimento foram avaliados de acordo com os modelos de cinéticos de pseudoprimeira e pseudossegunda ordem. Tanto o tingimento convencional quanto o tingimento sem sal revelaram que a equação de pseudossegunda ordem forneceu os melhores ajustes aos dados experimentais,

tendo seu coeficiente de correlação igual a 0,9041 e 0,9136, respectivamente, conforme observado no Gráfico 2.

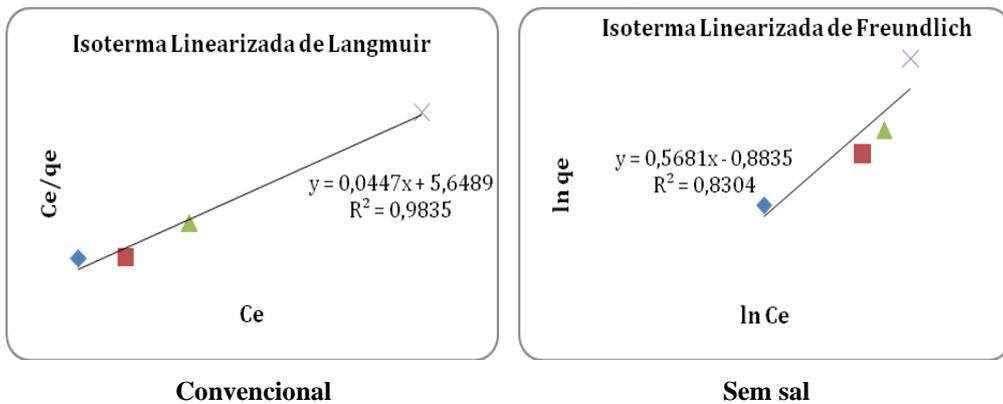
Gráfico 2 – Modelos de cinética dos tingimentos realizados



Fonte: Os autores.

Quando aplicadas as equações das isotermas, os tingimentos apresentaram melhor ajuste ao modelo de Langmuir no tingimento convencional e ao modelo de Freundlich, para o tingimento sem sal, conforme pode ser observado no Gráfico 3.

Gráfico 3 – Isotermas de tingimento



Fonte: Os autores.

O modelo ao qual o tingimento convencional se adequa é o de Langmuir, que indica que corante e fibra interagem fortemente devido à polaridade oposta entre eles (SALEM, 2010). O corante tem afinidade específica, e a fibra tem sítios limitados. Nesse caso, a polaridade oposta é explicada pela presença de sal. O tingimento sem sal, por sua vez, indica o modelo de isoterma de Freundlich, indicando que a interação entre corante e fibra é fraca, ou seja, ambos possuem a

mesma polaridade. As ligações entre eles são por pontes de hidrogênio e forças de Van der Waals, o que pode ter sido obtido pela cationização do substrato com cloreto de benzalcônio e promovido uma cationização fraca, o que corrobora os resultados obtidos até o momento e indica que o estudo pode ser conduzido com maiores concentrações de cationizante.

3.3 Análises de solidez

O Quadro 3 mostra os resultados de solidez à lavagem, à fricção e à luz das amostras tingidas

Quadro 3 – Resultados de solidez à lavagem, à fricção e à luz das amostras tingidas

Amostra	Solidez à lavagem		Solidez à fricção		Solidez à luz
	Alteração	Transferência	Seco	Úmido	
Convencional	5	5	5	5	5
Sem sal	4/5	4/5	5	4/5	3

Fonte: Os autores.

Considerando que a indústria aceita os valores de solidez à lavagem e à fricção aceitáveis quando estão acima de 4 (5 é a nota máxima de acordo com a escala de cinza), os resultados para os dois processos são aceitáveis. Quando se observa o resultado de solidez à luz, o processo sem sal apresentou um resultado inferior, ou seja, o processo de cationização interfere na solidez à luz do respectivo corante.

4 Considerações finais

O presente estudo apresentou o processo de tingimento de algodão com corante reativo convencional e o comparou ao processo de cationização e de tingimento sem sal. Os resultados indicaram que o método apresenta resultados positivos, porém ainda não podem substituir o método convencional.

Foi possível obter excelentes valores de solidez à transferência, à lavagem e à fricção, com notas entre 4/5 e 5, indicando que o método é promissor com relação à qualidade do tingimento. Com relação à solidez à luz, o tingimento convencional atingiu o melhor resultado; assim, entende-se que o processo de cationização interfere nos resultados de solidez à luz.

Com relação à cinética, todas as amostras adequaram-se aos modelos de pseudossegunda ordem, reforçando que o fenômeno que ocorre nos processos é a interação química, o que é afirmado, pois o corante empregado foi o corante reativo. Já as isotermas apresentaram modelos diferentes, demonstrando que a interação entre corante e fibra é diferente para os dois processos. Por fim, o estudo atingiu resultados que incentivam a continuidade de pesquisas e análises de diferentes métodos de tingimento, para que se torne possível encontrar um meio sem sal com igual ou superior qualidade em relação ao convencional.

Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO / 105-B02:2019**: solidez da cor à luz artificial: ensaio da lâmpada de desbotamento de arco de xenônio. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 44 p.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO / 105-C06:2010**: solidez da cor à lavagem doméstica e comercial. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2010. 14 p.

ABNT. BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO / 105- X12:2019**: solidez da cor à fricção. 2. ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2019. 5 p.

CLARK, Matthew. **Handbook of textile and industrial yeing**: principles, processes and types of dyes. Cambridge: Woodhead Publishing, 2011.

SALEM, Vidal. **Tingimento têxtil**: fibras, conceitos e tecnologias. São Paulo: Blucher: Golden Tecnologia, 2010.

Elementos nitrogenados na água lixiviada em lisímetros de drenagem em função do uso de diferentes fontes de adubação

Sinara Barros¹, Ricardo Turchetto², Lucas José Trombetta³, Genesio Mario da Rosa⁴

¹Universidade Federal de Santa Maria (sinarabarros@yahoo.com.br)

²Universidade Federal de Santa Maria (ricardoturchetto10@gmail.com)

³Universidade Federal de Santa Maria (lucasjosetrombetta1@gmail.com)

⁴Universidade Federal de Santa Maria (genesiomario@yahoo.com.br)

Resumo: Uma das formas de adubação mais utilizadas na agricultura é a adubação nitrogenada, que pode ser aplicada tanto na forma química como na orgânica. Dentre os fertilizantes orgânicos mais utilizados destacam-se a cama de aves e os dejetos líquidos de suínos, porém o uso de doses elevadas desses fertilizantes pode favorecer a lixiviação de elementos nitrogenados, que podem atingir o lençol freático e contaminar o mesmo. O objetivo deste trabalho é avaliar os teores de elementos nitrogenados lixiviados por diferentes fontes de adubação em lisímetros de drenagem. O experimento foi conduzido na área experimental do Grupo de Pesquisa GAMRH, na Universidade Federal de Santa Maria, *campus* de Frederico Westphalen. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com esquema unifatorial com três repetições, utilizando-se quatro fontes de adubação, sendo elas: Cama de Aves+NK, Dejeito de Suíno+NK, somente mineral e testemunha (sem adubação). A cultura implantada nos lisímetros foi o tomateiro, sendo que, durante seu desenvolvimento, foram realizadas quatro avaliações da água. As adubações com Dejeito de Suínos+NK e Cama de Aves+NK proporcionaram maior lixiviação dos elementos nitrogenados nas coletas realizadas no início do cultivo.

Palavras-chave: Lisímetros. Elementos nitrogenados. Contaminação.

Área Temática: Impactos Ambientais.

Nitrogen elements in leached water in drainage lysimeters due to the use of different fertilizer sources

Abstract: One of the most widely used forms of fertilization in agriculture is nitrogen fertilization, which can be applied in both chemical and organic form. Among the most used organic fertilizers are poultry litter and swine manure, but the use of high doses of these fertilizers may favor the leaching of nitrogen elements, which can reach the water table and contaminate it. The objective of this work was to evaluate the contents of nitrogen elements leached by different fertilization sources in drainage lysimeters. The experiment was conducted in the experimental area of the GAMRH Research Group, at the Federal University of Santa Maria, Frederico Westphalen campus. The completely randomized design was used with a 3 replications single factorial scheme, using 4 fertilizer sources: Poultry Litter + NK, Swine Manure + NK, only mineral and control (without fertilization). The culture implanted in the lysimeters was the tomato plant, and during its development 4 water evaluations were performed. The Swine Manure + NK and Poultry Litter + NK fertilization provided higher leaching of nitrogen elements in the collections carried out at the beginning of cultivation.

Keywords: Lysimeters. Nitrogen elements. Contamination.

Theme Area: Environmental impacts.

1 Introdução

Uma das formas de adubação mais utilizadas na agricultura é a adubação nitrogenada, visto que o nitrogênio (N) é o macronutriente mais limitante para as culturas, principalmente àquelas que não realizam associação simbiótica (ESPÍNDULA *et al.*, 2010).

A adubação nitrogenada pode ser aplicada por meio de fonte química e orgânica. Dentre os fertilizantes orgânicos mais utilizados, destacam-se a cama de aves e os dejetos líquidos de suínos. Essas fontes de origem animal tornam-se uma alternativa para diminuir a quantidade de insumos externos que é utilizada nas propriedades familiares (FERNANDES *et al.*, 2017). Porém, quando seu uso é feito através de altas doses e por um período relativamente longo, pode ocasionar alterações químicas no solo e na disponibilidade de nutrientes, causando um desequilíbrio nas culturas, além de impactar negativamente no ambiente por meio da poluição das águas superficiais e subsuperficiais (LOURENZI *et al.*, 2017).

Em ambientes bem drenados, o nitrogênio (N) encontra-se principalmente na forma de nitrato ($N-NO_3^-$), o qual, juntamente com o amônio, constitui o produto final da mineralização do N, apresentando grande mobilidade no solo (DYNIA *et al.*, 2006). Quando as doses de fertilizantes nitrogenados aplicadas forem superiores às demandas das plantas, irá ocorrer a lixiviação desse elemento, que pode atingir o lençol freático e contaminar o mesmo (CANER; TIECHER, 2017).

Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo avaliar os teores de elementos nitrogenados lixiviados em vista de diferentes fontes de adubação em lisímetros de drenagem.

2 Metodologia

O experimento foi realizado na área experimental do Grupo de Pesquisa Gerenciamento Ambiental e Manejo de Recursos Hídricos (GAMRH) na Universidade Federal de Santa Maria *campus* de Frederico Westphalen – RS, a qual possui as seguintes coordenadas geográficas: latitude 27° 25' 43 S; longitude 53° 43' 25 W; e altitude média de 488m. O solo é classificado como Latossolo Vermelho distroférico (STRECK *et al.*, 2008).

O trabalho foi conduzido em lisímetros de drenagem instalados em ambiente protegido. Lisímetros são compartimentos de fibra de vidro com dimensões de 1,40m x 0,95cm e 1,00m de profundidade, com um dreno no fundo que possibilita a coleta de água.

Em relação à adubação, utilizou-se a forma combinada de adubação orgânica e fertilizantes minerais. Para a recomendação (Tabela 1), baseou-se na escolha da dose do adubo orgânico em razão do nutriente que necessita da menor quantidade de adubo orgânico, no caso, o P (Fósforo), completando com adubo mineral a quantidade para os demais nutrientes (Nitrogênio e Potássio). Para o trabalho em questão, utilizaram-se três fontes de adubação: Cama de Aves+NK, Dejetos de Suíno+NK e apenas NPK, além da testemunha (sem adubação).

Tabela 1 – Recomendação de adubação

Tratamento	Nutriente	Recomendação (kg/ha)	Dose aplicada (kg/ha)	
Químico	N	250 kg	Adubação química	
	P K	290 kg 195 kg	555,56 kg de Ureia 707,32 kg de SFT 336,21 kg de KCl	
Cama de Aves	N	250 kg	Orgânica	Química
	P K	100 kg 120 kg	3543,08 kg de Cama de Aves	176,87 kg de Ureia 123,33 kg de KCl
Dejetos Líquidos de Suínos	N	250 kg	Orgânica	Química
	P K	170 kg 240 kg	130,26 m ³ /ha de Dejetos Líquidos de Suíno	22,93 kg de Ureia 53,83 kg de KCl

Fonte: Os autores.

Foram realizadas coletas de água a cada 45 dias, sendo que a primeira foi feita antes da implantação da cultura, e as demais, durante o experimento. As amostras, após serem coletadas foram encaminhadas ao laboratório para análise dos teores de nitrato+nitrito e amônia, seguindo metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1995). A determinação foi realizada através do método Kjeldhal, com o uso de um destilador, utilizando Óxido de Magnésio para determinar a amônia e, posteriormente, a Liga Devarda para determinação do nitrito e do nitrato.

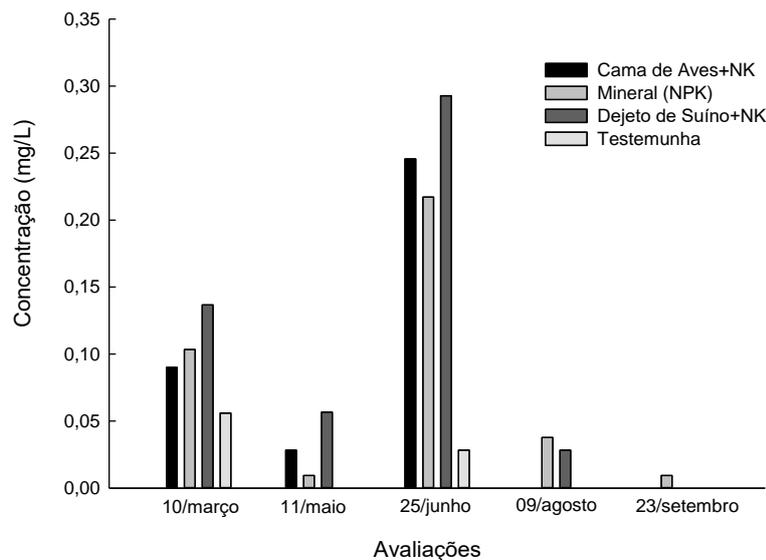
3 Resultados

Os maiores teores de amônia foram observados na terceira avaliação, correspondendo a 50 dias após a aplicação da adubação, especialmente para as

adubações com Cama de Aves+NK e Dejetos de Suíno+NK (Gráfico 1). Os níveis observados, na primeira avaliação, podem ser explicados pela decomposição da cobertura vegetal existente antes da implantação do experimento. Por outro lado, os baixos níveis observados na segunda avaliação se devem ao fato de a adubação ainda não ter sido incorporada ao solo, fato esse que ocorreu ao longo do tempo pela aplicação de água de irrigação que propiciou a lixiviação desses elementos.

Após as demais avaliações, esses valores diminuíram drasticamente. Esse decréscimo é explicado pelo fato de a amônia ser rapidamente convertida em amônio (NH_4^+), e esse, convertido em nitrato, através do processo de nitrificação (REZENDE, 2002). A maior concentração encontrada ficou próxima e 0,3mg/L para a adubação com Dejetos de Suíno+NK, estando bem abaixo do limite máximo permitido pela resolução do Conama (2005) que é de 3,7 mg/L.

Gráfico 1 – Concentração de amônia (NH_3^-) na água de drenagem em relação às fontes de adubação de acordo com os períodos de avaliação – Frederico Westphalen, 2019



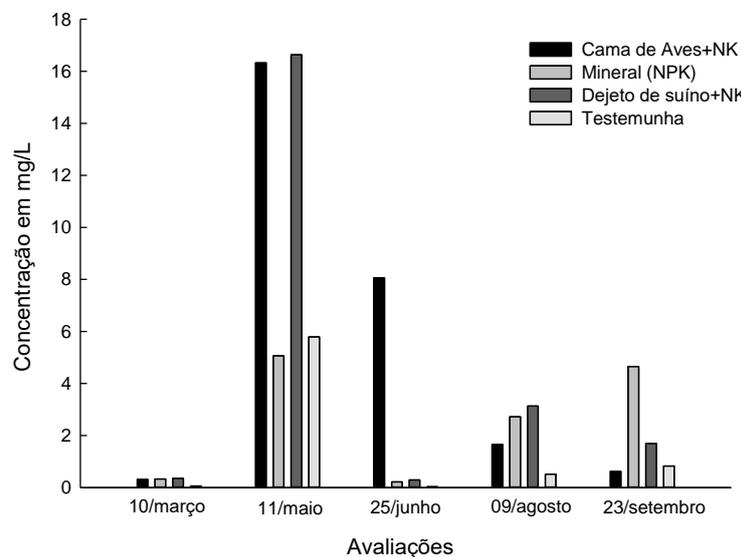
Fonte: Frederico Westphalen, 2019.

Em relação ao nitrato (Gráfico 2), pode-se observar que, na primeira avaliação, os níveis são quase nulos, e isso está relacionado com a degradação da cobertura vegetal que ainda estava em processo inicial, liberando apenas amônia, como observado no Gráfico 1. A maior concentração foi obtida na segunda avaliação realizada, correspondendo à primeira após a aplicação da adubação, a qual ocorreu uma semana antes da implantação da cultura. As adubações com

Cama de Aves+NK e Dejetos de Suíno+NK foram as que apresentaram os maiores valores, decaindo no decorrer das avaliações. Esse resultado está de acordo com o encontrado por Basso *et al.* (2005). Utilizando dejetos de suíno na cultura de aveia preta e de nabo forrageiro, observaram que os maiores teores de nitrato foram obtidos no início do desenvolvimento da cultura, diminuindo ao longo do ciclo.

Em relação à velocidade de liberação, percebe-se que a adubação mineral proporcionou uma liberação mais lenta do nitrato se comparado com as demais fontes, se estendendo até a última avaliação.

Gráfico 3 – Concentração de nitrato (NO₃⁻) na água de drenagem de acordo com as adubações – Frederico Westphalen, 2019

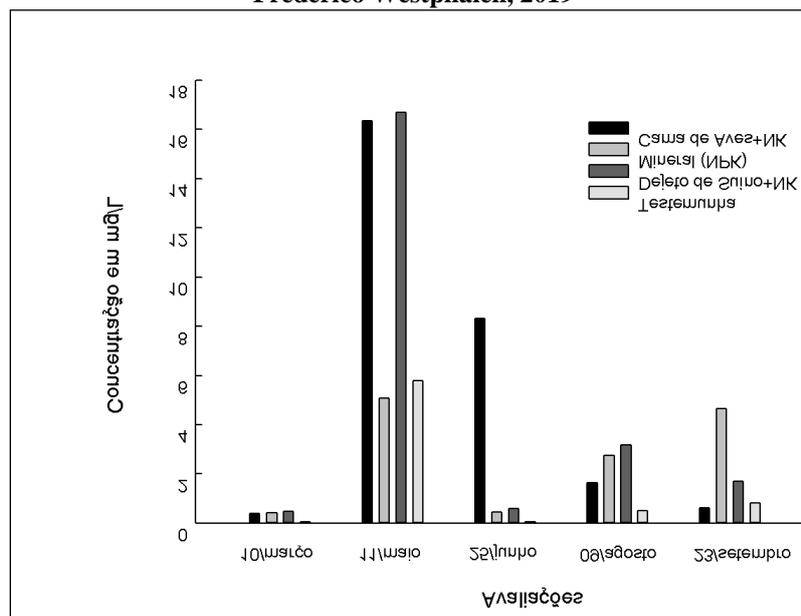


Fonte: Frederico Westphalen, 2019.

Em relação ao nitrogênio total (Gráfico 3), obtido através da soma entre os teores de amônia e nitrato+nitrato, pode-se denotar que, na segunda avaliação, todas as fontes de adubação apresentaram valores acima do máximo permitido pelo Conama (2005), que é de 2,18mg/L, especialmente as fontes de Dejetos de Suíno+NK e Cama de Aves+NK. Além disso, após a aplicação das fontes de adubação, houve uma rápida liberação de nitrogênio total nas adubações com Cama de Aves+NK e Dejetos de Suíno+NK logo após a implantação da cultura, as quais foram decaindo no decorrer das avaliações, comportamento semelhante ao observado para nitrato. Em relação à adubação com NPK, observa-se que sua

concentração foi menor que as demais, porém ocorreu uma liberação mais lenta e crescente a partir da segunda avaliação, se estendendo até o final do ciclo. Resultado contrário foi encontrado por Rosa *et al.* (2018), pois que, trabalhando com as mesmas fontes de adubação, observaram o maior pico de concentração de nitrogênio total aos 90 DAS, diminuindo ao longo do tempo.

Gráfico 4 – Efeito das adubações nos níveis de Nitrogênio Total na água de drenagem – Frederico Westphalen, 2019



Fonte: Frederico Westphalen, 2019.

4 Conclusão

Os teores de amônia encontrados foram mais elevados apenas na avaliação realizada após a adição das adubações no solo, com um rápido decréscimo em seus níveis nas demais avaliações.

Em relação ao nitrito e ao nitrato, as maiores concentrações observadas foram na terceira avaliação, com uma lixiviação mais lenta até o final do experimento. O mesmo comportamento foi obtido nas avaliações para nitrogênio total.

Sobre os níveis de amônia, nitrato e nitrogênio total na água percolada, constatou-se que as adubações de Dejetos de Suíno+NK e de Cama de Aves+NK proporcionaram uma maior lixiviação desses elementos nitrogenados, principalmente nas coletas realizadas no início do cultivo.

De acordo com os resultados analisados, pode-se concluir que o uso de adubações orgânicas combinadas com adubação mineral deve ser aplicado de

forma correta e em concentrações adequadas para que não cause problemas ambientais como a poluição das águas.

Referências

BASSO, Claudir José *et al.* Dejeito líquido de suínos: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1.305-1.312, 2005.

CANER, L.; TIECHER, Tales. Contaminação da água com nitrato pelo uso excessivo de dejeito líquido de suínos na França: o que o Sul do Brasil pode aprender? *In*: TIECHER, Tales. **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil**: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água. Frederico Westphalen: Editora da URI, 2017. p. 93-106.

Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama n. 357, de 17 de março de 2005**. Brasília, 2005.

DYNIA, José Flavio; SOUZA, Manoel Dornelas de; BOEIRA, Rita Carla. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, n. 5, p. 855-862, 2006.

ESPÍNDULA, Marcelo Curitiba *et al.* Doses e formas de aplicação de nitrogênio no desenvolvimento e produção da cultura do trigo. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 34, n. 6, p. 1.404-1.411, 2010.

FERNANDES, Gracieli *et al.* Impacto da fertilização nitrogenada em pastagens perenes na contaminação dos recursos naturais. **Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 3-14, 2017.

LOURENZI, C. R. *et al.* Uso de dejeito líquido de suínos na agricultura familiar: potencial fertilizante e poluidor. *In*: TIECHER, Tales (org.). **Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no Sul do Brasil**: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água. Frederico Westphalen: Ed. da URI, 2017. p. 77-92.

RESENDE, A. V. de. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. **Embrapa Cerrados-Documentos (INFOTECA-E)**, 2002.

ROSA, Genesio Mario da *et al.* Leaching of the different forms of nitrogen by the application of poultry litter, swine waste, and mineral nitrogen on corn cultures (*Zea mays* L.). **Environmental Quality Management**, v. 28, n. 1, p. 131-138, 2018.

STRECK, E. V. *et al.* **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS: Emater/RS-Ascar, 2008.

TEDESCO, Marino José *et al.* **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Ed. da Ufrgs, 1995.

Análise da água virtual na cadeia têxtil

Daiene Dorfey¹, Marco Alésio Figueiredo Pereira²

¹Universidade Feevale (daienedorfey11@gmail.com)

²Universidade Feevale (marco@feevale.br)

Resumo: A água é uma das necessidades básicas da vida humana. A partir da Revolução Industrial e o conseqüente aumento da capacidade de produção e consumo da sociedade, a demanda por recursos hídricos aumentou exponencialmente, chegando a ser um problema para muitos países. Entre essas demandas, a cadeia têxtil é um setor que necessita de uma grande quantidade de água, desde a produção do algodão nas lavouras, passando pelos diversos processos de industrialização até os comércios nacional e internacional. Com o aumento das transações internacionais, a “pegada hídrica” passou a ser considerada um fator preponderante. Assim, pela óptica da transferência de água virtual na economia mundial, nações e regiões devem avaliar seu comportamento nos negócios intermediários e finais de água virtual para uso sustentável dos seus recursos de água doce. Nesse sentido, o objetivo do trabalho é avaliar a água virtual em três etapas da cadeia têxtil: algodão bruto, fios de algodão e tecido de algodão. Através dos resultados obtidos do cálculo de água virtual baseado na “pegada hídrica” dos produtos, entre os anos de 2013 e 2017, foi possível observar que há grande saída de água do País através da exportação de algodão bruto. Porém, quando a análise é realizada para os fios de algodão, é possível verificar que a entrada de água através de importação do produto superou a saída por exportação. Já em relação ao tecido de algodão, nos anos de 2013 e 2014 as importações superaram as exportações, o que não se manteve nos anos seguintes.

Palavras-chave: Água virtual. Pegada hídrica. Algodão.

Área Temática: Impactos ambientais.

Analysis of virtual water of textile chain

Abstract: Water is one of the basic needs in human life. After the industrial revolution and the consequent increase of society's production capacity and consumption, the demanding for water resources raised exponentially, turning into a problem for many countries. Among those demands, textile chain is a sector that uses a great amount of water, from the cotton farms, through the different industrialization processes, to national and international commerce. Along with the increase of international transactions, water footprint has come to be considered a major factor. So, through the optics of virtual water transferring in world economy, nations and regions must evaluate their actions in intermediate and final commerce aiming the sustainable use of their fresh water resources. In this context, the objective of this study was to evaluate the virtual water in three steps of the textile chain: raw cotton, cotton yarn and cotton fabric. Through the obtained results in virtual water calculations based on water footprint of the products, between 2013 and 2017, it was possible to observe that there is a large exit of water from the country through raw cotton exportation. However, analyzing cotton yarn results, it is possible to notice that the entrance of water through this product importation overcomes its exportation. Regarding to cotton fabric, in 2013 and 2014 the importation of this product overcame its exportations, but these results were not maintained in the following years.

Keywords: Virtual water. Water footprint. Cotton.

Theme Area: Ambiental impacts.

1 Introdução

O processo produtivo têxtil é constituído, basicamente, por cinco etapas. A primeira etapa corresponde à fiação, onde ocorre a obtenção do fio a partir das fibras têxteis. Os fios podem ser enviados para beneficiamento ou diretamente para tecelagens e malharias. O beneficiamento envolve o tingimento, a engomagem, a retorção (linhas, barbantes, fios especiais, entre outros) e tratamentos especiais. Na etapa de tecelagem, ou malharia, ocorre a elaboração dos tecidos a partir dos fios têxteis. O enobrecimento é a etapa de preparação, tingimento, estamparia e acabamento dos tecidos, das malhas ou dos artigos confeccionados. Na etapa de confecções, o setor tem aplicação diversificada de tecnologias para os produtos têxteis, acrescida de acessórios incorporados nas peças (BASTIAN, 2009). As fibras têxteis podem ser naturais, como algodão, seda, linho, lã, sisal, juta, ou químicas (artificiais ou sintéticas). A preparação das fibras têxteis naturais consiste em processos como: lavagem, carbonização, cardação, penteação, entre outras (CONCLA, 2019).

Segundo Farias (2016), a sustentabilidade dentro da indústria da moda estuda toda a cadeia de produção têxtil, desde a obtenção de matéria-prima, até o consumidor final e o destino das roupas após sua utilização. Para a produção das fibras, há a utilização de pesticidas durante o plantio do algodão, expondo os trabalhadores a sérios riscos de saúde, provocando a degradação do solo e a perda de biodiversidade. Além disso, na produção de algodão, pode haver excesso de uso e desperdício de água, bem como se pode efetuar o uso de Organismos Geneticamente Modificados (OGMs), podendo ocasionar outros impactos ao meio ambiente. Ainda há o baixo salário da mão de obra do campo, abuso ambiental e falta de ética ligados ao desmatamento e à degradação da fauna e da flora para plantio de matéria-prima. Quanto às fibras químicas, as sintéticas que podem ser utilizadas na indústria têxtil provêm de fonte não renovável (FARIAS, 2016). O algodão é a fibra natural que representa 90% de todas as fibras naturais usadas na indústria da moda e que está presente em mais da metade das peças de vestuário confeccionadas no Brasil. O cultivo do algodão necessita de grande quantidade de água e de irrigação extensiva se cultivado fora do seu ambiente natural. Além disso, o cultivo de algodão utiliza defensivos agrícolas, correspondendo a 24% de todo o consumo de inseticidas e a 11% dos pesticidas utilizados na agricultura mundial. Na indústria têxtil, o algodão utiliza, ainda, grande quantidade de energia em seu processo produtivo, incluindo-se o combustível das máquinas agrícolas

que realizam a colheita, a energia das máquinas de fiação e dos processos de lavagem e secagem (AUTOSSUSTENTÁVEL, 2019).

Dessa forma, o cultivo de algodão pode causar impactos ambientais, como a degradação do solo, a contaminação do lençol freático e das águas superficiais devido ao uso de defensivos, além de problemas de saúde causados pelo manuseio e contato com esses produtos e pela ingestão de água contaminada por essas substâncias. A aspiração de fibrilas de algodão pode causar o desenvolvimento de bissinose, uma disfunção pulmonar. Há, ainda, a geração de resíduos têxteis que, no Brasil, representam 175 mil toneladas/ano, das quais somente 36 mil toneladas são reaproveitadas, devido ao curto comprimento das mesmas, para produção de barbantes, novas peças de roupa e fios e, também, para a fabricação de estopas, colchões e mobiliários (AUTOSSUSTENTÁVEL, 2019).

A indústria têxtil pode causar impactos ambientais e sociais em toda a cadeia, desde a fiação ao acabamento. Produtos químicos utilizados podem ter efeitos carcinogênicos e neurológicos, ou podem ser causadores de alergias. Durante os processos, grande quantidade de água e energia é utilizada e, em geral, resíduos não biodegradáveis são produzidos (FARIAS, 2016).

Um conceito que está relacionado ao consumo consciente da moda é a “pegada hídrica” (FARIAS, 2016). A pegada hídrica de um indivíduo, comunidade ou empresa é definida como o volume total de água doce que é utilizado para produzir os bens e serviços consumidos pelo indivíduo, pela comunidade ou produzidos pelas empresas, desde sua matéria-prima até o momento do descarte. Para a produção de uma calça *jeans* nova, por exemplo, são necessários cerca de 10 mil litros de água e, para um par de sapatos, cerca de 8 mil litros (PEGADA HÍDRICA BRASIL, 2019).

O conceito “pegada hídrica” introduzido por Hoekstra (2003) e, posteriormente, elaborado por Hoekstra e Chapagain (2008), fornece uma estrutura para analisar a ligação entre consumo humano e apropriação de água doce no mundo. A pegada hídrica de um produto é também conhecida como “teor virtual de água” e expressa o volume de água por unidade de produto (geralmente $m^3 \cdot ton^{-1}$), sendo a soma das pegadas hídricas (*azul, verde e cinza*) nas diversas etapas até o produto final (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011). Uma descrição detalhada sobre os procedimentos de cálculo da pegada hídrica pode ser encontrada em Hoekstra *et al.* (2009). Na agricultura, a pegada hídrica Azul inclui a evapotranspiração, a precipitação efetiva e a água percolada (LIO *et al.*, 2018; BLENINGER; KOTSUKA, 2015; WICHELNS, 2010; HOEKSTRA *et al.*, 2009).

A pegada hídrica *verde* representa água proveniente da chuva e umidade do solo. Este componente é especialmente significativo em produtos agrícolas, pois representa o total de água evaporada dos campos durante o período de crescimento das culturas, incluindo a transpiração pelas plantas e outras formas de evaporação (BLENINGER; KOTSUKA, 2015; WICHELNS, 2010; HOEKSTRA *et al.*, 2009). Por fim, a pegada hídrica *cinza* é aquela que se tornou poluída durante o processo produtivo, sendo definida como a quantidade de água necessária para diluir a carga de poluentes a níveis aceitáveis, estabelecidos nos padrões de qualidade e potabilidade existentes (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011; PEGADA HÍDRICA BRASIL, 2019). A partir da determinação da pegada hídrica *verde*, *azul* e *cinza* determina-se a pegada hídrica total, expressa por:

$$PH_{total} = PH_{verde} + PH_{azul} + PH_{cinza} \quad PH_{total} = PH_{verde} + PH_{azul} + PH_{cinza} \quad (1)$$

Segundo Mekonnen e Hoekstra (2011), a pegada hídrica é um indicador na apropriação direta e na indireta de recursos de água doce. Os termos “apropriação da água doce” incluem o uso de água consumível (a pegada hídrica *verde* e *azul*) e a água necessária para assimilar a poluição (a pegada hídrica *cinza*). O consumo de água não é o único fator que causa escassez de água; poluição também desempenha um papel importante (UNDP, 2006). A poluição dos recursos de água doce não apenas representa uma ameaça à sustentabilidade ambiental e à saúde pública, mas também aumenta a competição por água doce (PIMENTEL *et al.*, 2004; UNEP GEMS, 2008).

Já a água virtual consiste na mensuração da água contida em um produto, ou seja, em uma mercadoria, bem ou serviço, em relação ao volume de água doce utilizado nas diversas fases de sua cadeia produtiva. Allan (1998) introduz o conceito “Água Virtual” que tem por objetivo mensurar o comércio indireto da água que está embutida em certos produtos, especialmente em *commodities* agrícola, como matéria prima intrínseca a esses produtos. O comércio virtual de água ocorre quando vários produtos são comercializados a partir de um lugar para outro (PEGADA HÍDRICA BRASIL, 2019). Atualmente, países como Alemanha, Canadá e França se comportam como bombas ativas que conduzem vastas entradas e saídas de água virtual, demonstrando seu grande envolvimento na cadeia de suprimentos global em termos de água virtual (WU *et al.*, 2019).

Sendo assim, este trabalho tem como objetivo avaliar o impacto da indústria têxtil que utiliza fibras de algodão na exportação e importação de recursos hídricos através do cálculo da água virtual em três etapas da cadeia têxtil: algodão bruto, fios de algodão e tecido de algodão.

2 Metodologia

O trabalho foi realizado através de uma revisão narrativa da literatura, para uma maior compreensão dos assuntos abordados, sendo que os artigos foram escolhidos de acordo com sua relevância. Segundo Cordeiro *et al.* (2007), a revisão narrativa não exige um protocolo rígido para sua confecção, e a busca das fontes não é predeterminada e nem específica.

Os dados utilizados para avaliação da água virtual com as exportações e importações de algodão bruto, fios de algodão e tecidos de algodão foram obtidos no *site* do Ministério da Economia, da Indústria, do Comércio Exterior e Serviços (MDIC, 2019), nos cinco últimos anos disponíveis (2013-2017).

3 Resultados e discussão

O consumo mundial de fibras, em 2010, foi de 80 milhões de toneladas, sendo 62% de fibras químicas, e 38% de fibras naturais como o algodão. Já a produção mundial de fios, tecidos, malhas e confeccionados foi de 76 milhões de toneladas em 2010. Atualmente, a Ásia é responsável por 73% do volume total produzido no mundo. O Brasil ocupa a quarta posição entre os maiores produtores mundiais de artigos de vestuário e a quinta posição entre os maiores produtores de manufaturas têxteis. China e Hong Kong são responsáveis por 36% das exportações mundiais de produtos têxteis e vestuário. Embora o Brasil seja um grande produtor e consumidor de têxteis e de vestuário, sua participação no comércio mundial é menos de 0,5%, ocupando a 23ª posição no *ranking* de exportadores. O setor representa cerca de 6% do valor total da produção da indústria de transformação (ABIT, 2019).

O mercado nacional é responsável por 97,5% do consumo da produção, e 2,5% é destinada às exportações. Os principais fornecedores do Brasil em 2012 foram: China, Índia, Indonésia, EUA e Taiwan, sendo que a China detém 43% do volume total importado. Em relação às exportações, em 2012, os maiores compradores do Brasil foram: Argentina, EUA, Paraguai, Uruguai e Venezuela (ABIT, 2019). Com base nos dados expostos, pode-se observar que o Brasil

exporta água para outros países através da exportação de produtos da cadeia têxtil. O cálculo para avaliar a dimensão do fluxo de água virtual entre as nações pode ser feito através da multiplicação do volume do comércio com a quantidade de água contida neles, que está vinculada à “pegada hídrica” desses produtos. No período de 1996-2005, a produção global de algodão contribuiu em 3% com a pegada hídrica total da produção agrícola no mundo (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011).

Segundo Mekonnen e Hoekstra (2011), em nível de países, as maiores “pegadas hídricas” totais foram estimadas para a Índia, a China, os EUA, o Brasil, a Rússia e a Indonésia. Esses seis países, juntos, representam cerca de metade da “pegada hídrica” total global relacionada à produção agrícola. As maiores “pegadas hídricas” verdes são também encontradas nesses seis países, na seguinte ordem: Índia, China, EUA, Rússia, Brasil e Indonésia.

Dentre as fibras de origem natural, a “pegada hídrica” das fibras de algodão é substancialmente maior que as “pegadas hídricas” das fibras de sisal e linho, que são novamente maiores que as “pegadas hídricas” das fibras de juta e cânhamo.

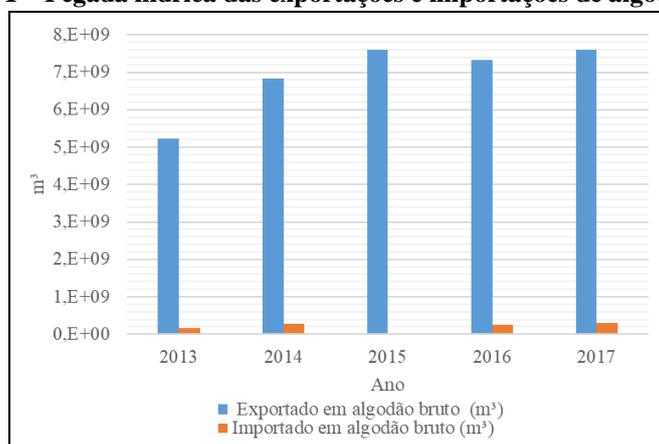
A proporção de água azul na “pegada hídrica” do algodão é relativamente grande, porque o algodão é frequentemente irrigado. Em média, um terço dessa pegada do algodão é água azul. Para alguns países, a proporção de água azul é ainda maior, como, por exemplo, no Uzbequistão (88%) e no Paquistão (55%) (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011).

Já a “pegada hídrica” média global do tecido de algodão é de 10 mil litros por quilograma. Isso significa que uma camisa de algodão de 250 gramas custa cerca de 2.500 litros de água, sendo 54% verde (absorção da água da chuva), 33% azul (irrigação) e 13% cinza (diluição dos resíduos de fertilizantes utilizados na safra e dos produtos químicos da indústria têxtil) (ANA, 2019; WATER FOOTPRINT, 2019). Um *jeans* de 800 gramas custará 8 mil litros para ser produzido. Esses números são as médias globais. A “pegada hídrica” do tecido de algodão varia de um lugar para outro. A pegada hídrica do tecido de algodão fabricado com algodão da China é de 6.000 litros/kg. Para o algodão dos Estados Unidos, é de 8.100 litros/kg, para o algodão da Índia é de 22.500 litros/kg, para o algodão do Paquistão, de 9.600 litros/kg e para o algodão do Uzbequistão, de 9.200 litros/kg (MEKONNEN; HOEKSTRA, 2011).

Com base nos valores médios de “pegada hídrica” e dados de exportação e importação, foi possível calcular a água virtual do algodão bruto, fios de algodão e

tecido de algodão, nos anos de 2013 a 2017. Os resultados para os cálculos da água virtual exportada e importada em algodão bruto estão no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Pegada hídrica das exportações e importações de algodão bruto

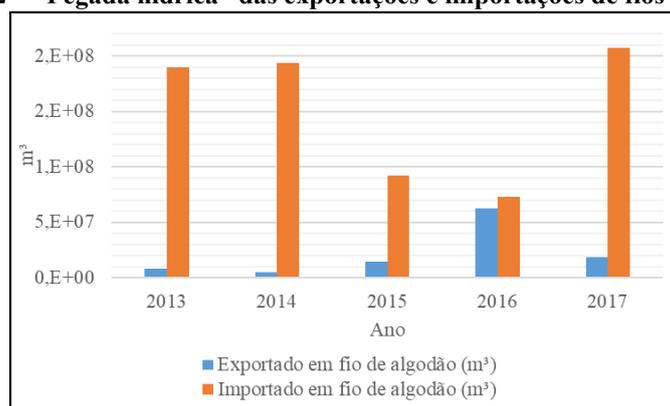


Fonte: Os autores.

O Gráfico 1 mostra que o Brasil exporta uma grande quantidade de água virtual no algodão bruto, e que a quantidade importada é pequena. Em 2015, houve a maior quantidade de exportação, atingindo 7,6 bilhões de metros cúbicos de água. Já a maior quantidade de importação foi em 2017, chegando a 306 milhões de metros cúbicos.

Os resultados para os cálculos da água virtual exportada e importada em fios de algodão são mostrados no Gráfico 2.

Gráfico 2 – “Pegada hídrica” das exportações e importações de fios de algodão

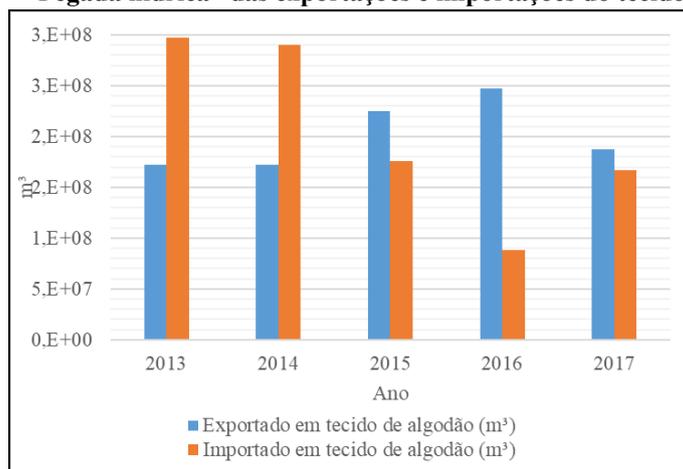


Fonte: Os autores.

As importações de fios de algodão superaram as exportações em todos os anos avaliados, atingindo a entrada de 207 milhões de metros cúbicos em 2017 e a saída de 62 milhões de metros cúbicos em 2016.

Os resultados para os cálculos da água virtual exportada e importada em tecidos de algodão são mostrados no Gráfico 3.

Gráfico 3 – “Pegada hídrica” das exportações e importações do tecido de algodão



Fonte: Os autores.

A partir do Gráfico 3, é possível observar que, nos anos de 2013 e 2014, houve a entrada de água virtual para o País através da importação de tecido de algodão. Nesses anos, as importações de tecidos de algodão superaram as exportações, resultado que não se manteve nos anos seguintes. Em 2016, houve a maior quantidade de saída de água do Brasil através da exportação de tecidos de algodão, atingindo 247 milhões de metros cúbicos.

Como em média 1/3 da pegada hídrica dos produtos da cadeia têxtil é água azul (ANA, 2019; WATER FOOTPRINT, 2019), ou seja, proveniente da irrigação do cultivo do algodão, no Brasil, a Grande Bacia do Amazonas, para a qual contribui a Bacia do rio Juruena, com os tributários Papagaio e Verde, é a mais afetada, visto que abastece a cidade de Sapezal no Estado de Mato Grosso, que é a maior produtora de algodão do País. Em 2010, a cidade produziu 165.600 toneladas (IPEA, 2019; PORTAL MATO GROSSO, 2019).

4 Conclusões

A partir da análise da pegada hídrica das exportações e importações de algodão bruto, fios de algodão e tecido de algodão, foi possível observar que há uma grande saída de água do País através da exportação do algodão bruto. Porém,

a importação de fios de algodão supera a quantidade exportada e, com os tecidos de algodão, a quantidade de saída de água do País superou a quantidade de entrada nos anos de 2013 e 2014.

É possível fazer escolhas de consumo de forma mais consciente a partir de informações sobre a pegada hídrica dos produtos. A avaliação da pegada hídrica auxilia na compreensão do consumo de água doce utilizado para a realização de atividades humanas ou durante o processo produtivo de um produto e como eles contribuem para questões de escassez de água e poluição. Também pode auxiliar na formulação de uma política sustentável.

Além disso, para países que possuem grande quantidade de água disponível, a exportação de produtos pode ser uma grande oportunidade de negócios, além de auxiliar os países com escassez. No entanto, deve-se ter a parcimônia de utilizar o recurso hídrico de forma sustentável, para que essa e as gerações futuras possam usufruir de forma digna de uma água de boa qualidade e em quantidade suficiente para as necessidades básicas de cada cidadão.

Referências

ABIT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA TÊXTIL E DE CONFECÇÕES. Indústria Têxtil e de Confecções Brasileira. Disponível em: <https://www.abit.org.br/cont/cartilha-industria-textil>. Acesso em: 17 set. 2013.

ALLAN, J. A. Virtual water: a strategic resource, global solutions to regional deficits. **Groundwater**, v. 36, n. 4, p. 545-546, 1998.

ANA. **Água virtual**: como fazer essa conta. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/agua-virtual-como-fazer-essa-conta.2019-03-15.3682323252>. Acesso em: 4 dez. 2019.

AUTOSSUSTENTÁVEL. **O que a etiqueta não mostra!** Os impactos socioambientais da moda tradicional. Disponível em: <http://autossustentavel.com/2017/12/o-que-etiqueta-nao-mostra-impactos-industria-moda.html>. Acesso em: 17 set. 2019.

BASTIAN, E. Y. O. **Guia técnico ambiental da indústria têxtil**. São Paulo: Cetesb; Sinditêxtil, 2009. 85 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/consumosustentavel/wp-content/uploads/sites/20/2013/11/guia_textil.pdf. Acesso em: 4 dez. 2019.

BLENINGER, T.; KOTSUKA, L. K. Conceitos de água virtual e pegada hídrica: estudo de caso da soja e óleo de soja no Brasil. **Revista Recursos Hídricos**, v. 36, n. 1, p. 15-24, 2015.

CONCLA. COMISSÃO NACIONAL DE CLASSIFICAÇÃO. **Fabricação de produtos têxteis**. Disponível em: <https://cnae.ibge.gov.br/?view=divisao&tipo=cnae&versao=10&divisao=13>. Acesso em: 4 dez. 2019.

FARIAS, M. M. **Consumo consciente de moda e o metabolismo futuro do guarda-roupa**: uma abordagem quantitativa com público feminino, residente do interior de São Paulo – SP. 2016. 268

p. Dissertação (Mestrado Profissional em Administração) – Universidade Metodista de Piracicaba, Piracicaba, 2016.

HOEKSTRA, A. Y. **Virtual water trade**: proceedings of the international expert meeting on virtual water trade. **Value of Water Research Report Series**, n. 12, UNESCO-IHE, Delft, the Netherlands, 2003. Disponível em: <https://waterfootprint.org/media/downloads/Report12.pdf>. Acesso em: 16 set. 2019.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K. **Globalization of water**: sharing the planet's freshwater resources. Oxford: UK, Blackwell Publishing, 2008.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **Water Footprint Manual**: State of the Art. Water Footprint Network, Enschede, the Netherlands, 2009. Disponível em: <https://waterfootprint.org/media/downloads/WaterFootprintManual2009.pdf>. Acesso em: 11 jan. 2019.

IPEA. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Produção de algodão total. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/Default.aspx>. Acesso em: 19 set. 2019.

LIU, J.; YANG, H.; SAVENIJE, H. H. G. China's move to highermeat diet hits water security. **Nature**, v. 454, p. 397, 2008.

MDIC. MINISTÉRIO DA ECONOMIA. **Balança comercial: janeiro-dezembro 2017**. Disponível em: <http://www.mdic.gov.br/index.php/comercio-exterior/estatisticas-de-comercio-exterior/balanca-comercial-brasileira-acumulado-do-ano?layout=edit&id=3056>. Acesso em: 4 dez. 2019.

MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products. **Hydrology and Earth System Sciences**. v. 15, p. 1.577-1.600. 2011.

PEGADA HÍDRICA BRASIL. **Consumo e uso da água**. Disponível em: <http://www.dca.ufcg.edu.br/phb/phb03.html>. Acesso em: 17 set. 2019.

PIMENTEL, D.; BERGER, B.; FILIBERTO, D.; NEWTON, M.; WOLFE, B.; KARABINAKIS, E.; CLARK, S.; POON, E.; ABBETT, E.; NANDAGOPAL, S. Water resources: agricultural and environmental issues, **BioScience**, v. 54, n. 10, p. 909-918, 2004.

PORTAL MATO GROSSO. **Geografia de sapezal**. Disponível em: <http://www.portalmatogrosso.com.br/municipios/sapezal/dados-gerais/geografia-de-sapezal/1029>. Acesso em: 5 dez. 2019.

UNDP: **Beyond scarcity**: power, poverty and the global water crisis, Human Development Report. 2006. United Nation Development Program, 2006. Disponível em: <https://www.undp.org/content/dam/undp/library/corporate/HDR/2006%20Global%20HDR/HDR-2006-Beyond%20scarcity-Power-poverty-and-the-global-water-crisis.pdf>. Acesso em: 16 set. 2019.

UNEP GEMS. **Water Programme**: Water Quality for Ecosystem and Human Health, 2 Ed, UNEP GEMS/Water Programme, 2008. Disponível em: http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/12217/water_quality_human_health.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 19 set. 2019.

WATER FOOTPRINT. **Cotton**. Disponível em:
<https://waterfootprint.org/en/resources/interactive-tools/product-gallery/>. Acesso em: 5 set. 2019.

WICHELNS, D. **Virtual Water**: a Helpful Perspective but not a Sufficient Policy Criterion. **Water Resource Management**, v. 24, p. 2.203-2.219, 2010.

WU, X. D.; GUO, J. L.; LI, C. H.; SHAO, L.; HAN, M. Y.; CHEN, G. Q. Global socio-hydrology: an overview of virtual water use by the world economy from source of exploitation to sink of final consumption. **Journal of Hydrology**, v. 573, p. 794-810, 2019.

Análise dos agrotóxicos comercializados no Município de Vacaria – RS, no período de 2016 a 2018

**Daniela Menegat¹, Nilva Lúcia Rech Stedille²,
Vania Elisabete Schneider³**

^{1,2,3} Universidade de Caxias do Sul (dmenegat1@ucs.br, nlrstedi@ucs.br,
veschnei@ucs.br)

Resumo: A partir da Segunda Guerra Mundial, os agrotóxicos foram amplamente distribuídos e utilizados, em vista de sua eficácia no controle de pragas e espécies animais e vegetais indesejáveis, visando à produtividade agrícola. No Brasil, o crescimento da comercialização de agrotóxicos nos últimos anos é notável. Tendo em vista a problemática acerca do uso de agrotóxicos, o presente trabalho tem por objetivo analisar os agrotóxicos comercializados no Município de Vacaria, Rio Grande do Sul, no período de 2016 a 2018. O estudo foi realizado utilizando-se relatórios disponibilizados pelo Instituto de Saneamento Ambiental (Isam) da Universidade de Caxias do Sul (UCS), com dados fornecidos pelas casas agrícolas de Vacaria, nos anos de 2016 a 2018. No total foram levantados, aproximadamente, 6.221.817 agrotóxicos comercializados no Município. Dentre os produtos analisados, a maioria apresenta classe toxicológica I, sendo considerado extremamente tóxico e classe ambiental II, produto muito perigoso ao meio ambiente. Os resultados reforçam as preocupações com relação à saúde ocupacional dos produtores e familiares, com a saúde pública e a ambiental, em razão do potencial de risco associado a esses compostos e, em particular, ao volume total comercializado.

Palavras-chave: Agrotóxicos. Saúde ambiental. Saúde ocupacional. Classes toxicológicas.

Área Temática: Impactos ambientais.

Analysis of pesticides marketed in the municipality of Vacaria – RS from 2016 to 2018

Abstract: From World War II pesticides were widely distributed and used, due to their effectiveness in the control of pests and undesirable animal and plant species aiming at agricultural productivity. In Brazil, the growth in the marketing of pesticides in recent years is remarkable. In view of the problem regarding the use of pesticides, the present work aims to analyze the pesticides marketed in Vacaria, Rio Grande do Sul, from 2016 to 2018. The study was conducted using reports provided by the Sanitation Institute. UCS Environmental Program (ISAM), with data provided by the farm houses from 2016 to 2018. In total, approximately 6,221,817 pesticides traded in the municipality were surveyed, among which the ones with the highest sales volume were analyzed. Among the analyzed, most have toxicological class I, being considered extremely toxic and environmental class II, very dangerous product to the environment. The results reinforce concerns about the occupational health of producers and family, about public and environmental health due to the potential risk associated with these compounds and in particular with the amount traded.

Keywords: Pesticides, Environmental health, Occupational health, Toxicological classes.

Theme Area: Environmental impacts.

1 Introdução

No final da Segunda Guerra Mundial, em meados da década de 50, iniciou a “Revolução Verde”, que resultou em grandes mudanças no processo de produção agrícola e nos impactos dessa atividade sobre o meio ambiente e à saúde humana (BORSOI *et al.*, 2014). O consumo de agrotóxicos cresceu de forma acelerada, chamando a atenção dos pesquisadores e agentes públicos quanto à necessidade de avaliar seus efeitos sobre a saúde humana e a ambiental. A partir dessa demanda, surgiram os receituários agrônômicos e bulas com o intuito de orientar e instruir o consumidor quanto aos riscos e às formas de manuseio desses compostos.

Nesse contexto, as instituições que normatizam a produção agrícola passaram a estruturar e a publicar, a cada nova safra, manuais contemplando os produtos autorizados para uso e a forma de aplicação adequada desses em cada etapa do crescimento de determinadas culturas.

No Brasil, instituiu-se a Lei Federal n. 7.802/1989 (BRASIL, 1989) que dispõe sobre o uso de agrotóxicos, incluindo desde a sua experimentação até a comercialização, importação e exportação. Anterior a essa lei, no Estado do Rio Grande do Sul, a Lei Estadual n. 7.747/1982 (RIO GRANDE DO SUL, 1982) já estabelecia o regramento acerca do controle sobre o uso de agrotóxicos.

Destaca-se que o Rio Grande do Sul foi o pioneiro no movimento nacional contra o uso de agrotóxicos. Conforme Feix *et al.* (2016), a importância do Rio Grande do Sul para a oferta nacional de alimentos é historicamente reconhecida. O Estado tem uma grande produtividade agrícola segundo os autores, em que a lavoura temporária e a permanente ocupam, aproximadamente, nove milhões de hectares. As culturas de lavoura temporária ocupam maior área, sendo que, na região dos Campos de Cima da Serra, ocorrem culturas tanto de lavouras permanentes quanto temporárias (FEE, 2014). Apesar disso, o Estado ocupa o posto de maior consumidor de agrotóxicos da Região Sul do Brasil (BOMBARDI, 2017).

O Município de Vacaria, localizado no Estado do Rio Grande do Sul, na região dos Campos de Cima da Serra, se destaca economicamente pela produção agrícola, apresentando uma produção em lavoura permanente, com a cultura da maçã e de pequenas frutas, e a lavoura temporária com a produção de grãos, como soja, trigo, milho, entre outros (VACARIA, 2018).

Todas as culturas, com exceção da orgânica, recebem algum tipo de tratamento com o uso de agrotóxicos, na forma de fungicidas, inseticidas, acaricidas, herbicidas, entre outros, que atuam, respectivamente, no controle de

fungos, insetos, ácaros e plantas invasoras que possam diminuir a produção agrícola.

Após a aplicação e o contato com o meio ambiente, as moléculas dos agrotóxicos podem sofrer processos de transformação, retenção, transporte e até interagirem com outras moléculas (FAY; SILVA, 2004). Dependendo da capacidade das moléculas de se transportarem e/ou ficarem retidas no ambiente, podem apresentar risco aos recursos hídricos, aos ecossistemas, à saúde humana e à ambiental de forma geral.

Tendo em vista a preocupação com a saúde e o bem-estar da população, o Ministério da Saúde, por meio da Portaria n. 03/1992 (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 1992), definiu quatro classes toxicológicas para os agrotóxicos:

- Classe I – Produtos extremamente tóxicos;
- Classe II – Produtos altamente tóxicos;
- Classe III – Produtos medianamente tóxicos;
- Classe IV – Produtos pouco tóxicos.

Essa classificação foi alterada em julho de 2019 pela Diretoria Colegiada da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), com a aprovação do novo marco regulatório para agrotóxicos, ampliando de quatro para cinco classes toxicológicas, além da inclusão do item “não classificado”. Este último, válido para produtos com baixo potencial de dano e/ou para produtos de origem biológica (ANVISA, 2019), conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação toxicológica

CLASSE	TOXICIDADE	COR DA FAIXA DO RÓTULO E BULA
I	Produto extremamente tóxico	Vermelho
II	Produto altamente tóxico	Vermelho
III	Produto moderadamente tóxico	Amarelo
IV	Produto pouco tóxico	Azul
V	Produto improvável de causar dano agudo	Azul
Não classificado	Produto não classificado	Verde

Fonte: Adaptado de Anvisa (2019).

Além da preocupação com a saúde humana, os agrotóxicos são de especial interesse no que tange à questão ambiental, visto que afetam, por suas características específicas, não apenas a saúde humana, mas também as relações tróficas nos ecossistemas.

No Brasil, a Portaria Normativa Ibama n. 84/1996 (IBAMA, 1996), estabelece quatro classes para a avaliação da periculosidade ambiental dos agrotóxicos, sendo essas definidas quanto aos parâmetros de bioacumulação, transporte, persistência, toxicidades a diversos organismos e ainda potencial carcinogênico, mutagênico e teratogênico:

Classe I: produto altamente perigoso;

Classe II: produto muito perigoso;

Classe III: produto perigoso; e

Classe IV: produto pouco perigoso.

O presente trabalho tem como objetivo analisar os agrotóxicos comercializados no Município de Vacaria, no período de 2016 a 2018 e seus potenciais riscos à saúde humana e à ambiental.

2 Metodologia

O presente estudo, de delineamento documental, foi realizado por meio da sistematização de dados disponibilizados pelo comércio local e consulta a relatórios disponibilizados pelo Instituto de Saneamento Ambiental (Isam) da Universidade de Caxias do Sul, envolvendo os agrotóxicos comercializados no Município de Vacaria – RS entre os anos de 2016 e 2018. Os dados foram sistematizados e agrupados em categorias: fungicidas, herbicidas e inseticidas e separados quanto à classe toxicológica e à classe ambiental verificada através da Ficha de Informação de Segurança de Produtos Químicos (FISPQ) dos produtos consultada através da plataforma Agrofit (2021).

3 Resultados

Os dados fornecidos indicam que foram comercializados, no período de 2016 a 2018, aproximadamente, 6.221.817 embalagens de agrotóxicos no Município. A quantidade de embalagens por categoria de uso, ou seja, fungicidas, herbicidas, inseticidas e outros, sendo esses, produtos estimulantes e/ou óleos minerais é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Distribuição das classes de agrotóxicos comercializados em Vacaria –RS

<i>Classe</i>	<i>Total</i>	<i>Percentual</i>
<i>Fungicida</i>	2.765.759	44%
<i>Herbicida</i>	2.539.393	41%
<i>Inseticida</i>	751.318	12%
<i>Outros</i>	165.347	3%
<i>Total</i>	6.221.817	100%

Fonte: Os autores.

Os resultados apontam à comercialização de, aproximadamente, 2.765.759 de fungicidas (44%) entre 2016 e 2018, sendo o agrotóxico mais consumido. Os fungicidas com maior volume de comercialização pelas casas agrícolas nesse período estão apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Fungicidas mais comercializados entre 2016 e 2018 no Município de Vacaria e respectivas classes toxicológicas e ambientais

Produto Comercial	Percentual comercializado	Classe Ambiental	Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	Grupo Químico
Captan SC	9%	II	IV	Captana	Dicarboximida
Manzate WP	7%	II	V	Mancozebe	Alquilenobis
Penncozeb	6%	III	V	Mancozebe	Alquilenobis
Fore NT WP	5%	II	V	Mancozebe	Alquilenobis
Fox SC325	54%	II	IV	Trifloxistrobina e Protioconazol	Estrobilurina e triazolintiona
Previnil Helmam	4%	II	II	Clorotalonil	Carbonitrilas

Fonte: Os autores.

Parte dos produtos apresentam classe toxicológica V, sendo, portanto, um produto improvável de causar dano agudo. Dois produtos apresentam classe IV, sendo um produto pouco tóxico e o produto Previnil Helmann, enquadrado na classe II, produto altamente tóxico. Considerando a classe ambiental, observa-se a

maioria dos produtos com classe II – produto muito perigoso, com exceção do Penncozeb que pertence à classe III – produto perigoso.

A comercialização de herbicidas entre 2016 e 2018 foi, aproximadamente, de 2.539.393 embalagens. Os de maior volume comercializados estão apresentados no Quadro 3.

Quadro 3 – Herbicidas mais comercializados entre 2016 e 2018 no Município de Vacaria e respectivas classes toxicológicas e ambientais

Produto Comercial	Percentual comercializado	Classe Ambiental	Classe Toxicológica	Ingrediente Ativo	Grupo Químico
Round Up	22%	III	V	Glifosato	Glicina
Glifosato	9%	III	V	Glifosato	Glicina
Helmoxone	8%	II	I	Dicloreto de Paraquate	Bipiridílio
2,4 D	6%	III	IV	2,4-D	Ácido ariloxialcanóico
Select	5%	III	V	Cletodim	Oxima ciclohexanodiona
Gramoxone	4%	II	I	Dicloreto de Paraquate	Bupiridílio

Fonte: Os autores.

Observa-se que dois produtos apresentam classe toxicológica I – extremamente tóxicos; três apresentam classe V – produto improvável de causar dano agudo e um classe IV – pouco tóxico. Considerando a classe ambiental, observa-se que a maioria dos produtos estão na classe III – produto perigoso, com exceção do Gramoxone e do Helmoxone que apresenta classe II – produto altamente perigoso.

Aproximadamente, 751.318 inseticidas foram comercializados no período avaliado. Os produtos de maior volume de comercialização pelas casas agrícolas estão apresentados no Quadro 4.

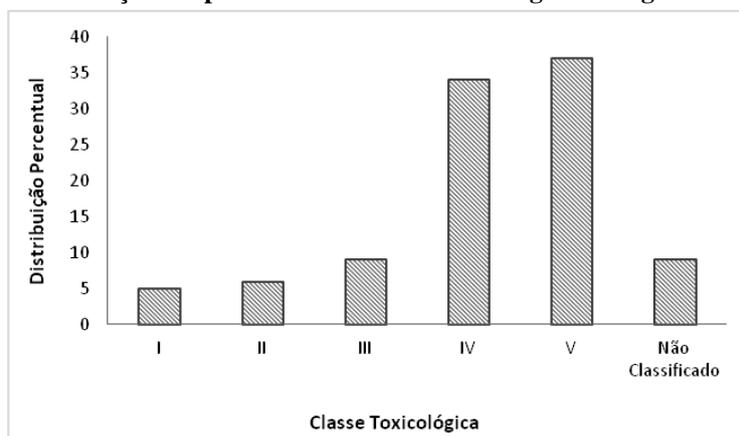
Quadro 4 – Inseticidas mais comercializados entre 2016 e 2018 no Município de Vacaria

Produto comercial	Percentual comercializado	Classe ambiental	Classe toxicológica	Ingrediente ativo	Grupo químico
Pyrinex	8%	II	IV	Clorpirifós	Organofosforado
Orthene	7%	II	IV	Acefato	Organofosforado
Suprathion	5%	II	II	Metidationa	Organofosforado
Urge	4%	II	IV	Acefato	Organofosforado
Brilhante BR	4%	II	II	Metomil	Metilcarbamato de Oxima
Clorpirifós	4%	II	II	Clorpirifós	Organofosforado

Fonte: Os autores.

Observa-se que parte dos produtos apresenta classe toxicológica IV – produto pouco tóxico, e o restante apresenta a classe II – produto altamente tóxico. Considerando a classe ambiental nota-se que todos os produtos apresentam classe II – produto perigoso ao meio ambiente.

Gráfico 1 – Distribuição em percentual da classe toxicológica dos agrotóxicos estudados



Fonte: Os autores.

No Gráfico 1 está representado o percentual de fungicidas, herbicidas e inseticidas totais comercializados em Vacaria conforme a classe toxicológica consultada na plataforma Agrofit (2021). A maioria dos produtos comercializados apresenta classe toxicológica V – produto improvável de causar dano agudo (37%), seguido da classe toxicológica IV – pouco tóxico (34%). Na sequência

tem-se a classe III, medianamente tóxico (9%) e os produtos não classificados (9%). Os produtos de classe II, altamente tóxico (6%) e os produtos de classe I, extremamente tóxico (5%) apresentam o menor percentual de produtos comercializados com essa classe toxicológica.

4 Considerações finais

A preocupação em preservar o meio ambiente tem se tornado um tema cada vez mais presente, uma vez considerada a ameaça à sobrevivência humana e de outros seres vivos. A contaminação da água, do ar e do solo contribuem para a alteração do equilíbrio dos ecossistemas e traz, consigo, também o risco à saúde humana e à ambiental.

Nesse contexto, os agrotóxicos estão entre os produtos de maior preocupação no que tange à contaminação ambiental, pois são aplicados diariamente no mundo todo. Ainda que com a finalidade de exterminar as pragas, melhorar o rendimento e a qualidade das cultivares, o uso indiscriminado, tanto no Brasil como em outros países, alerta para os riscos de intoxicação humana e de seres vivos em geral. Outra questão que chama a atenção é o fato de grande parte dos agricultores não possuir conhecimento acerca dos riscos a que se expõem e negligenciam normas de saúde e segurança no trabalho (PERES *et al.*, 2007). Os riscos ficam, de certa forma, evidenciados quando considerada a quantidade comercializada e supostamente utilizada e o fato de que os produtos mais comercializados apresentam classe toxicológica elevada, o que aumenta, ainda mais, a preocupação com o agricultor que faz a aplicação do produto em campo. Os resultados obtidos encontram correspondência com o estudo de Wurz *et al.* (2019) no qual produtos mais comercializados para cultura da uva, na região dos Campos de Cima da Serra – RS e de Altitude – SC, apresentaram altas classes toxicológicas.

A política associada ao uso e à distribuição de agrotóxicos muda constantemente, visto o avanço científico que permite a realização de novas análises, o que se reflete na proibição e/ou liberação de novos produtos. Causa preocupação, particularmente no Brasil, a liberação de, aproximadamente, 382 produtos somente em 2019 associada à flexibilização da classificação quanto à toxicidade de alguns compostos. Nesse contexto, ressalta-se a importância de estudos relativos à comercialização, ao uso e riscos associados aos agrotóxicos no Brasil, particularmente diante das mudanças recentemente ocorridas e seus impactos futuros sobre a saúde humana e/ou a ambiental.

Referências

AGROFIT. **Consulta de Ingrediente Ativo**. Disponível em:

http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons. Acesso em: 6 jul. 2021.

ANVISA. **Anvisa aprova novo marco regulatório para agrotóxicos**. 2019. Disponível em:

http://portal.anvisa.gov.br/noticias?p_p_id=101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU&p_p_col_id=column-2&p_p_col_pos=1&p_p_col_count=2&_101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU_groupId=219201&_101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU_urlTitle=anvisa-aprova-novo-marco-regulatorio-para-agrotoxicos&_101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU_assetEntryId=5568958&_101_INSTANCE_FXrpx9qY7FbU_type=content. Acesso em: 2 dez. 2019.

BOMBARDI, L. M. **Geografia do uso de agrotóxicos no Brasil e conexões com a União Europeia**. São Paulo: FFLCH/USP, 2017.

BORSOI, A. *et al.* Agrotóxicos: histórico, atualidades e meio ambiente. **Acta Iguazu**, Cascavel, v. 3, n. 1, p. 86-100, 2014. Disponível em: [file:///C:/Users/User/Downloads/9650-34813-1-PB%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/User/Downloads/9650-34813-1-PB%20(1).pdf). Acesso em: 20 set. 2018.

BRASIL. **Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7802.htm. Acesso em: 23 ago. 2018.

FAY, Elisabeth Francisconi; SILVA, Célia Maria Maganhotto de Souza. **Comportamento e destino de agrotóxicos no ambiente solo-água**. São Paulo: **Embrapa**, p. 107-143, 2004. Disponível em:

http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/SilvaFay_ComportamentoDestinoAgrotoxicos_000fdrcas1102wx5eo0a2ndxysl4vpfn.pdf. Acesso em: 20 nov. 2018.

FEIX, R. D.; LEUSIN JÚNIOR, S.; AGRANONIK; C. **Painel do agronegócio no Rio Grande do Sul – 2016**. Porto Alegre: FEE, 2016.

FEE. FUNDAÇÃO DE ECONOMIA E ESTATÍSTICA SIEGFRIED EMANUEL HEUSER. **Características da agropecuária do RS**. Porto Alegre, 2015. Disponível em:

<https://www.fee.rs.gov.br/sinteseilustrada/caracteristicas-da-agropecuaria-do-rs/>. Acesso em: 20 nov. 2018.

IBAMA. **Portaria n. 84, de 15 de outubro de 1996**. Estabelecer procedimentos a serem adotados junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA, para efeito de registro e avaliação do potencial de periculosidade ambiental – (ppa) de agrotóxicos, seus componentes e afins. Disponível em:

https://servicos.ibama.gov.br/ctf/manual/html/Portaria_84.pdf. Acesso em: 15 nov. 2018.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Portaria n. 03, de 16 de janeiro de 1992**. Ratifica os termos das “Diretrizes e orientações referentes à autorização de registros, renovação de registro e extensão de uso de produtos agrotóxicos e afins – nº 1, de 9 de dezembro de 1991”, publicadas no DOU em 13-12 1991. Disponível em:

http://bvsm.sau.gov.br/bvs/sauolegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em: 12 set. 2018.

PERES, F.; MOREIRA, J.C.; LUZ, C. Os impactos dos agrotóxicos sobre a saúde e o meio ambiente. **Revista Ciência e Saúde Coletiva**, v. 12, n. 1, p. 4-5, 2007.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei n. 7.747, de 22 de dezembro de 1982**. Dispõe sobre o controle de agrotóxicos e outros biocidas a nível estadual e dá outras providências.

VACARIA. **Dados Gerais**. 2018. Disponível em: <http://www.vacaria.rs.gov.br/vacaria/dados-gerais>. Acesso em: 10 set. 2018.

WURZ, Douglas André et al. Levantamento dos principais defensivos agrícolas comercializados na Região dos Campos de Cima da Serra/RS e Região de Altitude/SC para uso na vitivinicultura. **Revista Científica Rural**, [s.l.], v. 21, n. 2, p.344-356, 2 ago. 2019. EDIURCAMP. <http://dx.doi.org/10.30945/rcr-v21i2.2710>.

Avaliação do Potencial Toxicológico do Material Particulado (MP) de Ji-Paraná (RO), utilizando os bioindicadores *A. salina* e *D. similis*

Tiago de Oliveira Lima¹, André Azevedo Machado²,
Weder Martins Naiman³, Alecsandra Oliveira de Souza⁴

¹ Fundação Universidade Federal de Rondônia/ tiago.lima@unir.br

² Universidade Federal de Santa Maria/ andremachado07@hotmail.com

³ Seduc-RO/ wedermtn@gmail.com

⁴ Instituto Federal de Rondônia/ alecsandra.souza@ifro.edu.br

Resumo: Denomina-se material particulado (MP) o conjunto de partículas sólidas e líquidas suspensas na atmosfera, oriundas de fenômenos naturais ou antrópicos, produzindo efeito sobre a qualidade ambiental. Técnicas utilizando bioindicadores aquáticos foram desenvolvidos para investigar a presença de poluentes devido ao aumento do efeito tóxico de determinadas substâncias após exposição aos bioindicadores aquáticos. Portanto, o presente estudo tem o objetivo de avaliar, no ar, a presença de contaminantes por meio do aumento do potencial toxicológico do MP da região urbana da cidade de Ji-Paraná (RO) utilizando os bioindicadores *Daphnia similis* e *Artemia salina*. Os testes de toxicidade com *Artemia salina* foram regidos conforme a metodologia de Meyer *et al.* (1982), ao passo que os ensaios com *Daphnia similis* seguiram as instruções da NBR 12.713 (ABNT, 2016). Foram identificados pontos de alta sensibilidade nos organismos, destacando o aumento da toxicidade em, pelo menos, 90% dos pontos analisados após a exposição nos períodos de 24, 48 e 72h.

Palavras-chave: Poluição. Saúde. Rondônia.

Área Temática: Química ambiental.

Evaluation of Toxicological Potential of Ji-Paraná (RO) Particulate Matter (MP) Using *A. salina* and *D. similis*

Abstract: Particulate matter (MP) refers to the set of solid and liquid particles suspended in the atmosphere from natural or anthropogenic phenomena, causing effects on environmental quality. Techniques using aquatic bioindicators are developed to evaluate the toxic effect of certain substances. This study aims to identify the presence of toxicological potential in MP of the urban region of Ji-Paraná (RO) using the bioindicators *D. similis* and *A. salina*. Tests were conducted according to the methodology of Meyer *et al.* (1982) and NBR 12.173. High sensitivity points were identified in the organisms, highlighting the increase of toxicity in at least 90% of the points analyzed after exposure at 24, 48 and 72 hours.

Keywords: Pollution, health, Rondônia.

Theme Area: Environmental Chemistry.

1 Introdução

Material particulado (MP) pode ser definido como o conjunto de partículas sólidas e líquidas suspensas na atmosfera e oriundas de fenômenos naturais ou antrópicos. Por consequência, a exposição a essas partículas pode provocar efeitos sobre a saúde de seres vivos e, portanto, merecem atenção especial quanto

à sua influência na qualidade do ar atmosférico. Em razão de as frações do MP apresentarem inúmeras origens, tais como, atividades vulcânicas, queima de combustíveis fósseis, queimadas florestais, pólen vegetal e poeira de construção civil, a interação entre essas partículas pode agregar inaláveis de diferentes toxicidades, provocando efeitos agudos e crônicos à saúde humana e aos demais seres vivos (KAMPA; CASTANAS, 2008). Assim, se torna essencial o desenvolvimento de metodologias que permitam avaliar aspectos qualitativos e quantitativos dessa classe de poluentes ambientais.

A partir de meados do século XX, cientistas começaram a desenvolver técnicas de avaliação da qualidade ambiental utilizando bioindicadores, analisando o estresse gerado na população-teste, oriundo de alterações do seu ciclo vital e exposição a poluentes (CARRERAS; PIGNATA, 2001; ROSSBACH *et al.*, 1999; WAPPELHORST *et al.*, 2001 *apud* CARNEIRO, 2004). Os testes utilizando determinadas espécies de crustáceos são bem-aceitos, visto que possuem cultivo economicamente viável, de fácil reprodução em laboratório e, principalmente, são organismos bastante sensíveis a alterações ambientais. A sensibilidade é o fator determinante em um teste de toxicidade, considerando que, caso a espécie utilizada no ensaio for facilmente adaptável às alterações ambientais, o resultado observado não contemplará as espécies mais sensíveis, que podem sofrer efeitos agudos e crônicos da exposição ao poluente que não teria representado risco ao organismo mais resistente. Os microcrustáceos *Artemia salina* e *Daphnia similis* são exemplos de espécies amplamente aplicadas em avaliação de efeito toxicológico (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

Considerando que a cidade de Ji-Paraná é um região em desenvolvimento, localizada no interior de Rondônia, registrando aumento no número de veículos, indústrias e construção civil na região, o presente estudo tem o objetivo de avaliar o potencial toxicológico do MP em duas avenidas da cidade utilizando os bioindicadores *Daphnia similis* e *Artemia salina*, a fim de verificar se os inaláveis dispersos na atmosfera podem representar risco à saúde ambiental.

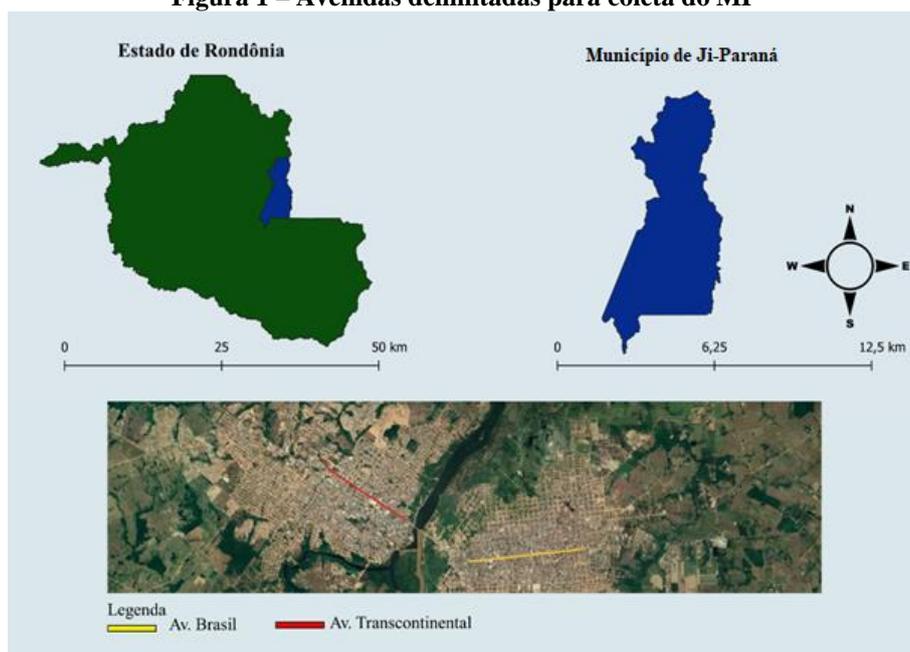
2 Coleta do Material Particulado

As avenidas selecionadas para a amostragem de MP são caracterizadas por apresentarem grande fluxo de veículos e pedestres. A escolha foi motivada pelo pressuposto de que a região com maior fluxo de veículos tende a apresentar maior concentração de sólidos e líquidos suspensos na atmosfera, haja vista que

o funcionamento dos veículos motorizados tem como princípio a queima de combustíveis fósseis, concentrando resíduos na atmosfera local e aumentando a probabilidade de inalação pelos pedestres em circulação. Ainda que ocorra autodepuração do poluente na atmosfera, a emissão dos poluentes em pluma, como ocorre nos veículos, irá influenciar a concentração dos poluentes nos arredores da avenida quando comparado a regiões remotas.

Foram distribuídos sete amostradores ao longo da Avenida Brasil, centro comercial da cidade, e três ao longo da Avenida Transcontinental (BR-364), via de acesso à capital do Estado e às demais regiões do País (ver Figura 1). Foram adaptados amostradores de sedimentação do MP construídos com suporte de PVC para acondicionamento de membranas de policarbonato de porosidade 47 mm, expostas pelo período de 120 horas. Cada ponto de amostragem foi realizado em triplicata.

Figura 1 – Avenidas delimitadas para coleta do MP



Fonte: Elaborada pelos autores.

Para a realização dos testes em meio aquoso, a extração do MP das membranas ocorreu em água deionizada por 15 min em banho ultrassônico. Em seguida, cada amostra foi centrifugada por 5min a 13.500 rpm, de modo que somente o sobrenadante foi utilizado para aplicação dos testes.

3 Testes com micro-organismos

Os testes de toxicidade com *Artemia salina* foram regidos conforme a metodologia de Meyer *et al.* (1982), ao passo que os ensaios com *Daphnia similis* seguiram as instruções da NBR 12713 (ABNT, 2016). Para procedimentos com ambos os organismos foram estipulados um controle negativo (CN) e um controle positivo (CP). Para *A. salina* foi preparada uma solução de $K_2Cr_2O_7$ 0,001% para CP; para CN, os organismos foram submetidos à água salina idêntica à de cultivo. Os microcrustáceos *D. similis* foram testados quanto à sua sensibilidade (CP) diante da KCl nas concentrações 0, 37, 48, 62, 80 e 100 mg/L; seu CN foi realizado utilizando água idêntica à de cultivo. A leitura das análises foi realizada pelo cálculo da estatística da variância Anova, seguida pelo teste de Dunnett no *software* GraphPad PRISM 5.0.

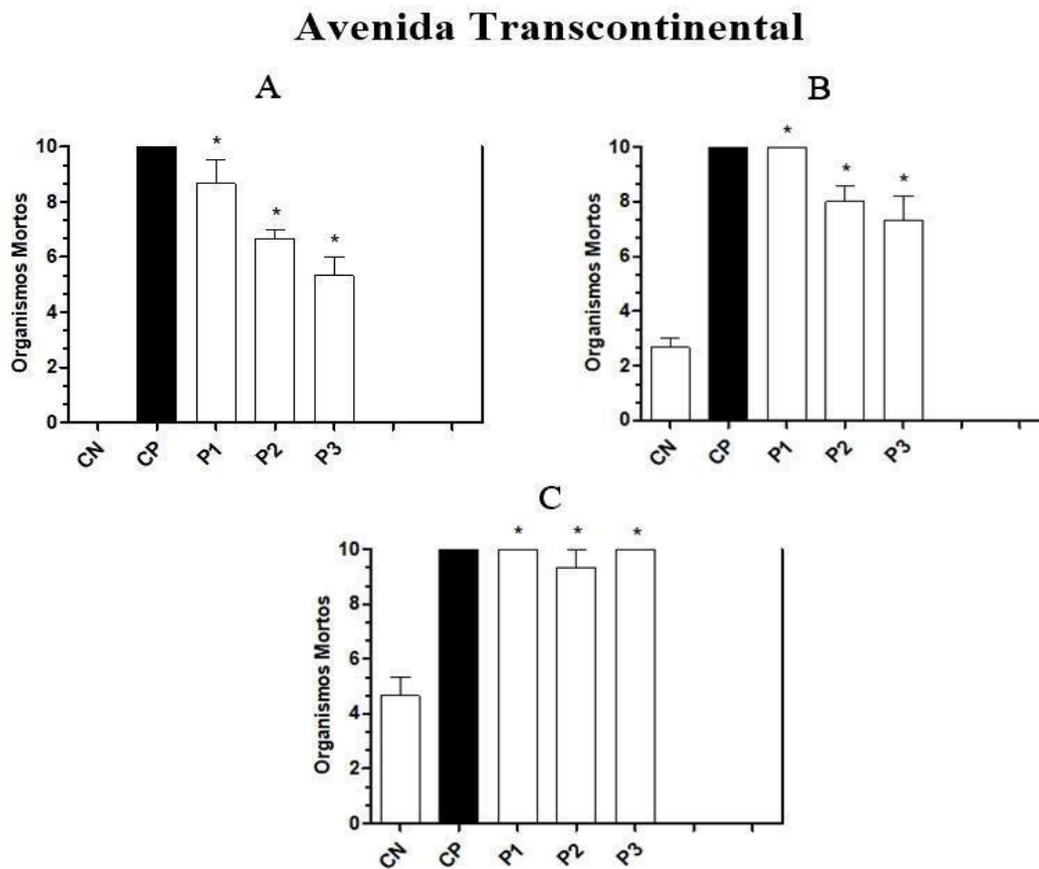
4 Resultados e Discussão

A Figura 2 apresenta a taxa de mortalidade para os náuplios de *Artemia salina* para a avaliação da Avenida Transcontinental. Para todos os períodos, o controle negativo (CN) está abaixo dos pontos analisados, o que indica que a taxa de mortalidade nesses está associada à toxicidade do MP, e não das condições do cultivo. Observa-se que, após 72 horas de exposição, não há diferença estatística entre P1, P2 e P3, demonstrando letalidade para 100% dos organismos submetidos ao extrato.

Ao comparar as taxas de mortalidade de náuplios de *Artemia salina* e *Daphnia similis* (Figura 3), nota-se que a *Artemia salina* demonstrou ser mais sensível ao MP extraído do que a *Daphnia similis* para P2, no entanto, ainda assim, todos os pontos da Avenida Transcontinental apresentaram toxicidade para ambos os bioindicadores. O teste de letalidade confirma a presença de toxicidade aguda no MP coletado; a toxicidade crônica, em contrapartida, poderia ser observada caso os organismos expostos ao extrato conseguissem sobreviver com comprometimento de funções vitais, como alteração no ciclo reprodutor, alimentação e locomoção (AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Além do excesso de veículos em trânsito na avenida, a coleta foi realizada em período de transição entre chuva e seca, o que pode ter contribuído para a concentração de partículas suspensas. Isso sugere, também, ser necessário um monitoramento que contemple todas as estações do ano, especialmente os meses de agosto e outubro, quando as queimadas florestais atingem seu pico e provocam nuvens de fumaça na região.

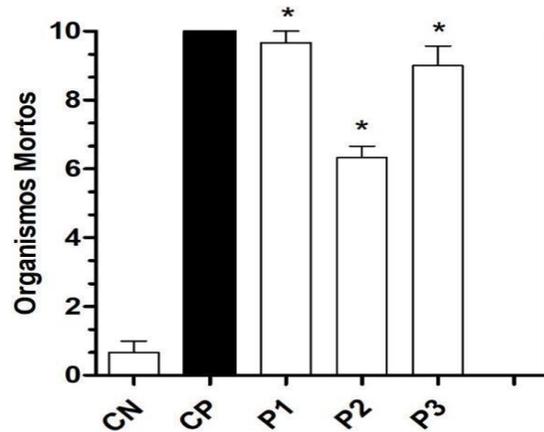
Gráfico 1 – Taxa de mortalidade de náuplios de *Artemia salina* após o período de exposição de 24 horas (A), 48 horas (B) e 72 horas (C) às soluções extraídas a partir do material particulado coletado nos três diferentes pontos da Avenida Transcontinental. As colunas representam as Médias \pm Desvio Padrão de três experimentos independentes (N=3) comparados pelo teste Dunnett em relação ao controle negativo. Os resultados são significativos (*) para $p < 0,05$



Fonte: Acervo pessoal dos autores.

Gráfico 2 – Taxa de mortalidade dos organismos *D. similis* após o período de exposição de 48h às soluções extraídas a partir do material particulado coletado nos três diferentes pontos da Avenida Transcontinental. As colunas representam as Médias \pm Desvio Padrão de três experimentos independentes (N=3) comparados pelo teste Dunnett em relação ao controle negativo. Os resultados são significativos (*) para $p < 0,05$.

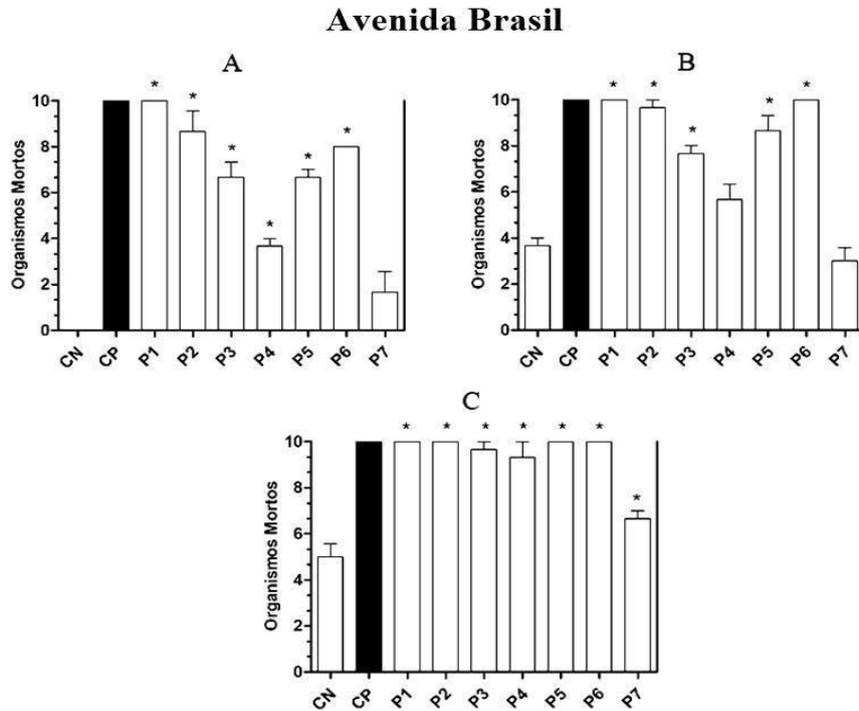
Teste de Toxicidade com *D. Similis* - Av. Transcontinental



Fonte: Acervo pessoal dos autores.

Os resultados de toxicidade para o MP coletado na Avenida Brasil são apresentados nos Gráficos 4 e 5.

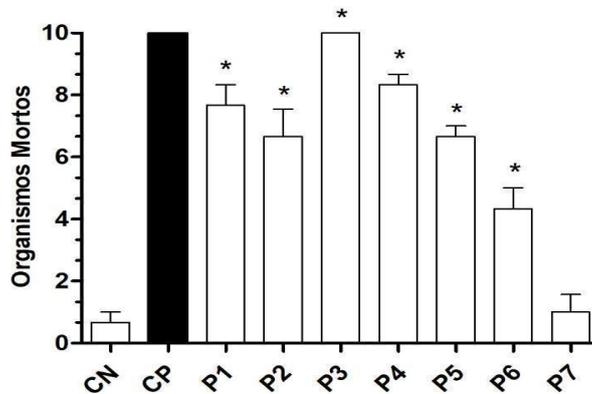
Gráfico 3 – Taxa de mortalidade de náuplios de *Artemia salina* após o período de exposição de 24 horas (A), 48 horas (B) e 72 horas (C) às soluções extraídas a partir do material particulado coletado nos sete diferentes pontos da Avenida Brasil. As colunas representam as Médias \pm Desvio Padrão de três experimentos independentes (N=3) comparados pelo teste Dunnett em relação ao controle negativo. Os resultados são significativos (*) para $p < 0,05$.



Fonte: Acervo pessoal dos autores.

Gráfico 4 – Taxa de mortalidade dos organismos *D. similis* após o período de exposição de 48h às soluções extraídas a partir do material particulado coletado nos sete diferentes pontos da Avenida Brasil. As colunas representam as Médias \pm Desvio Padrão de três experimentos independentes (N=3) comparados pelo teste Dunnett em relação ao controle negativo. Os resultados são significativos (*) para $p < 0,05$.

Teste de Toxicidade com *D. Similis* - Avenida Brasil



Fonte: Acervo pessoal dos autores.

Os pontos avaliados para a Avenida Brasil, com exceção de P7, demonstraram letalidade para *Artemia salina* e *Daphnia similis* superior ao controle negativo, o que sinaliza a presença de toxicidade aguda no trecho. O ponto 7, por sua vez, apresentou-se estatisticamente igual ao controle negativo para as duas espécies, ou seja, não foi observada toxicidade aguda para esse ponto. Apesar disso, é preciso cautela para avaliar corretamente tais dados, visto que a ausência de toxicidade aguda não descarta a presença de toxicidade crônica, tornando, portanto, necessária a execução de bioensaios com indicadores de toxicidade crônica para o MP aos arredores de P7.

Ainda assim, é possível pontuar que P7 é uma região visivelmente de menor trânsito veicular e maior arborização, o que pode contribuir para a redução da toxicidade aguda. De acordo com Moreira (2010), a presença de árvores influencia para a redução da disponibilidade de MP no ar atmosférico, visto que as folhas são capazes de adsorver partículas sólidas e líquidas em sua superfície, dentre elas, os próprios particulados.

5 Considerações finais

A avaliação de toxicidade demonstrou que o MP coletado em duas avenidas de Ji-Paraná apresentou toxicidade aguda para os bioindicadores aquáticos *Artemia salina* e *Daphnia similis*. A metodologia empregada mostrou-se eficiente, mas é importante que em próximas avaliações sejam também utilizados bioindicadores que possuam contato direto com o ar atmosférico, como espécies vegetais.

A confirmação da toxicidade aguda neste trabalho chama a atenção para que os gestores públicos mobilizem ações que incentivem a população a reduzir a emissão de particulados na atmosfera, como a substituição de veículos automotores por bicicletas e redução de queimadas. Além disso, uma região arborizada demonstrou menor toxicidade aguda para os organismos, assim, plantios em vias públicas podem auxiliar na adsorção de partículas potencialmente deletérias. Em conjunto, ações de monitoramento devem ser constantes, a fim de avaliar a dinâmica da poluição por MP na região.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 12.173: **Ecotoxicologia aquática, Toxicidade aguda, Método de ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera)**. Rio de Janeiro, 2016. 27 p.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. **As bases toxicológicas da ecotoxicologia**. São Paulo: Internox, 2003. 340 p.

CARNEIRO, R. M. A. **Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica**: uma contribuição para a saúde de comunidade. 2004. 144 p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Escola de Enfermagem da Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2004.

KAMPA, M.; CASTANAS, E. Human health effects of air pollution. **Environmental pollution**, v. 151, n. 2, p. 362-367, jan. 2008.

MEYER, B. N.; FERRIGNI, N. R.; PUTNAM, J. E.; JACOBSEN, L. B.; NICHOLS, D. E.; McLAUGHLIN, J. L. Brine Shrimp: A Convenient General Bioassay for Active Plant Constituents. **Journal of Medicinal Plant Research**, 45, p. 31-34, 1982.

OLIVEIRA, E. A.; CARRA, M. L.; CHALUPE, V. C.; SAMPAIO, F. G.; JONSSON, C. M. Avaliação da toxicidade da sulfametazina em organismos aquáticos. *In*: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 8., 2014, Campinas. **Anais [...]**, Campinas, 2014.

MOREIRA, T. C. L. **Interação da vegetação arbórea e poluição atmosférica na cidade de São Paulo**. 2010. 79 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2010.

Desenvolvimento de compósitos poliméricos de MDF residual com PET reciclado: valorização de coprodutos industriais

Nayara Fernandes de Mendonça¹, Lucas Florêncio Queiroz de Oliveira², Fernando Reinoldo Scremin³,
Paulo Rodrigo Stival Bittencourt⁴

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Medianeira,
nayarafmendonca@gmail.com

² Universidade de São Paulo – São Carlos, lucasaero09@gmail.com

³ Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Medianeira, screminfr@gmail.com

⁴ Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Medianeira, paulob@utfpr.edu.br

Resumo: O politereftalato de etileno (PET) é um poliéster termoplástico com ampla utilização em diversos seguimentos industriais. Quando descartado inadequadamente, torna-se um passivo ambiental, podendo ocasionar poluição ambiental. Na busca de opções para a minimização de impactos ambientais provenientes do descarte de materiais poliméricos, surge como alternativa a produção de blendas poliméricas, que, ainda podem agregar valor a outros subprodutos industriais, como o MDF (*Medium Density Fiberboard*). Com o objetivo de agregar valor a esses resíduos, neste estudo foram utilizadas embalagens de PET residual com pó de MDF de uma indústria moveleira. As análises térmicas das amostras têm resultados próximos, e os materiais apresentam alto comportamento plástico, sendo que a utilização da massa residual de indústrias de móveis (MDF) com PET, torna-se uma alternativa promissora na produção de substitutos para a madeira, devido à relativa facilidade e ao baixo custo de obtenção, resultando na valorização desses dois resíduos.

Palavras-chave: Ambiental. Subprodutos. Poluição.

Área Temática: Química ambiental.

Development of residual MDF polymer composites with recycled PET – valorization of industrial co-products

Abstract: Polyethylene terephthalate (PET) is a thermoplastic polyester widely used in various industrial segments, which when disposed improperly, becomes an environmental liability and may cause environmental pollution. Searching options to minimize environmental impacts of polymeric materials disposal, the production of polymeric blends appears as an alternative, which may still add value to other industrial by-products, such as MDF (*Medium Density Fiberboard*). In order to add value to these leavings, this study used residual PET packaging with MDF powder from a furniture industry. Where thermal analysis of samples produces close results and materials exhibit high plastic behavior. Since utilization of waste from furniture industries (MDF) with PET becomes a promising alternative in production of substitutes for wood, considering relative ease and low cost of obtaining, resulting in the recovery of these two residues.

Keywords: Environmental. By-products. Pollution.

Theme Area: Environmental chemistry.

1 Introdução

Os polímeros termoplásticos têm conquistado espaço como material de grande relevância para a sociedade atual, entretanto, seu descarte ainda é um grande problema. Os materiais poliméricos como polietileno de alta densidade (Pead) e poliéster, como o poli (tereftalato de etileno) (PET), representam as classes de termoplásticos mais consumidas e estão disponíveis em grande quantidade a partir do descarte doméstico, constituindo uma larga porção de resíduos plásticos pós-consumo, principalmente no setor de embalagens (MARCONCINI, 2006).

A indústria de polímeros termoplásticos tem avançado nos últimos anos no sentido de se buscar uma alternativa de modo a minimizar os problemas ambientais gerados pelos mesmos (MARTÍNEZ *et al.*, 2007).

Uma alternativa interessante e promissora sob o ponto de vista ambiental, além do fato de agregar valor aos resíduos, refere-se à utilização do PET e do Pead em desenvolvimento de blendas, possibilitando a criação de material com propriedades intermediárias entre os constituintes puros. Blendas poliméricas são materiais que se destacam pela ampla faixa de possíveis aplicações, pois suas propriedades físicas, químicas e mecânicas podem ser alteradas, a depender da concentração dos constituintes, visando a um desempenho desejável para o produto (ULTRACKI, 1989; BUCKNALL, 2000), oferecendo um balanço atrativo dessas propriedades.

O *Medium Density Fiberboard* (MDF) é um material fabricado através da aglutinação de fibras de madeira com resinas sintéticas e aditivos, sendo, portanto, um material derivado da madeira. Com o processamento do MDF, acaba-se retendo grande quantidade de pequenas partículas, ou seja, há uma grande quantidade de pó residual, sendo que esse pode causar danos ambientais se não for manejado de forma correta.

O pó de MDF pode ser combinado ao PET reciclado, a fim de se formar um composto polimérico, e a mistura forma uma espécie de madeira plástica, que pode ser utilizada em móveis destinados a áreas externas, por apresentar maior resistência mecânica e baixa absorção de água (FORMÓBILE, 2017).

2 Metodologia

2.1 Materiais

As amostras de PET, utilizadas nesse estudo, foram provenientes de sobras da pré-forma e do pré-consumo, higienizadas com álcool etílico e água ultrapura,

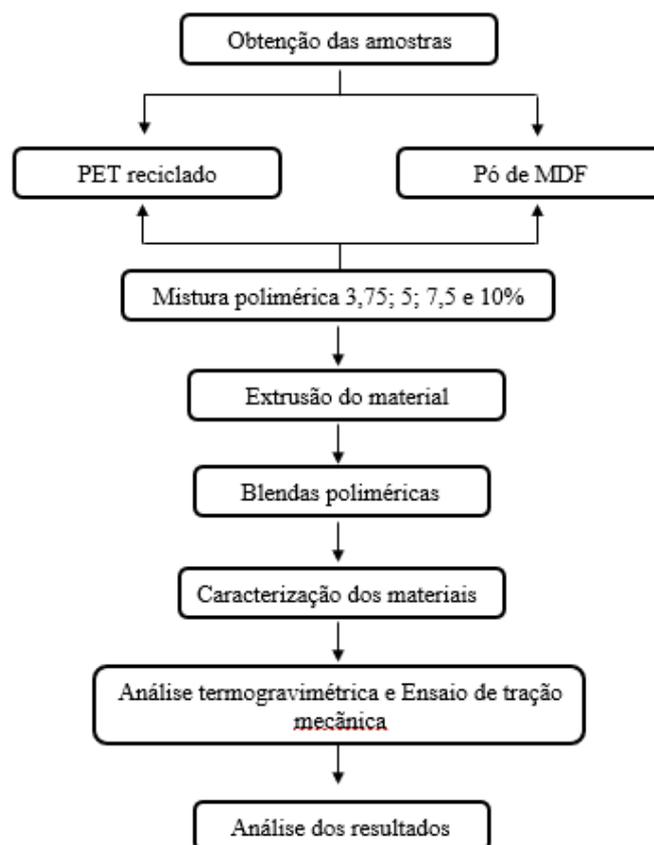
secas em estufa a 40°C por 4 horas e moídas em um moinho de facas (CARVALHO, 2013).

O pó de MDF, neste estudo, foi obtido a partir da doação de uma indústria moveleira do Município de Medianeira – PR.

2.2 Métodos

A parte experimental do projeto constituiu-se na preparação e extrusão das misturas de PET com teores de 3,75; 5; 7,5; e 10% de MDF (m/m). A contextualização das etapas da pesquisa pode ser observada no fluxograma representado na Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma simplificado das etapas da pesquisa



Fonte: Os autores.

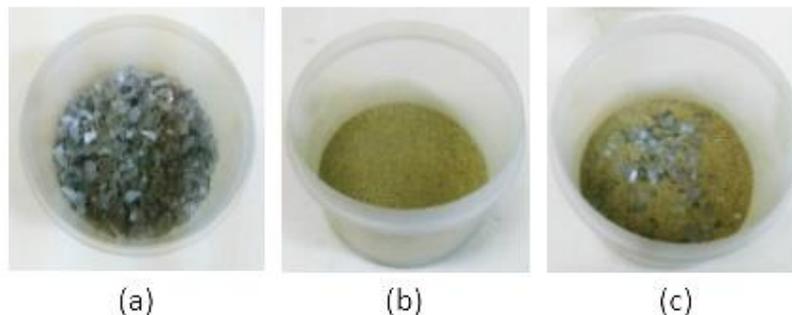
3 Caracterização do PET e do MDF

O PET e o pó de MDF foram caracterizados através de análises térmicas e ensaio mecânico.

3.1 Blendas PET/MDF

A mistura foi realizada de forma mecânica, utilizando o PET moído em forma de um pó fino e o pó de MDF. As concentrações para as misturas foram de 3,75, 5, 7,5 e 10% de massa de MDF com relação à blenda. A Figura 2 ilustra a composição dos materiais.

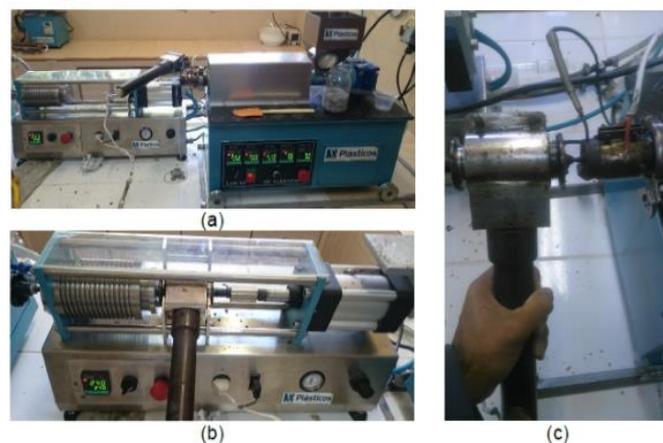
Figura 2 – a) Amostra de PET, b) Amostra de MDF, c) Homogeneização das amostras de PET e MDF



3.2 Extrusão das blendas de PET/MDF

A extrusão foi realizada em uma extrusora de bancada AX 16/26 – AX Plásticos – Figura 3, usando injetora para corpos de prova como linha de frente, as temperaturas para extrusão são apresentadas no Quadro 1, definidas com base na literatura e recomendações do fabricante.

Figura 3 – Extrusora utilizada para a confecção dos corpos de prova: a) estação de mistura com os tempos definidos; b) injeção dos corpos de prova; e c) recarga do equipamento de injeção dos corpos de prova



Fonte: Os autores

Quadro 1 – Condições para extrusão das misturas PET/MDF

Área de aquecimento	Temperatura (°C)
Zona 1	215
Zona 2	225
Zona 3	235
Injeção	240

Fonte: Os autores.

A rotação foi mantida a 45 rpm durante a extrusão, e o material foi injetado no molde, conforme ilustra a Figura 4, de acordo com a norma ASTM D-638 V. (ASTM, 2010).

Figura 4 – Molde utilizado para confecção dos corpos de prova segundo ASTM D-638



Fonte: Os autores.

3.3 Análise termogravimétrica e a calorimetria exploratória diferencial

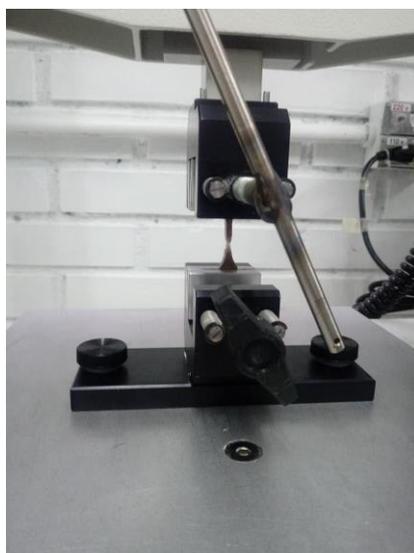
As amostras de PET, MDF e suas respectivas blendas foram submetidas a análises de Termogravimetria (TGA), e análise de Calorimetria Exploratória Diferencial, utilizando um porta amostras de Platina, contendo, aproximadamente, de 8,0 mg a 10,0 mg do material, submetidas a uma variação de temperatura de 50 até 750°C, e razão de aquecimento (β) de 10°C min⁻¹ em atmosfera dinâmica de

nitrogênio com fluxo de 20 mL min⁻¹. O equipamento utilizado foi o STA6000 da PerkinElmer.

3.4 Ensaios de tração mecânica

Para a execução do ensaio de tração, realizado com as blendas, foi utilizado um texturômetro modelo TA.HD – plus – Stable Micro Systems. A razão de tração utilizada nos corpos de prova foi de 5 mm/s até o rompimento da amostra (Figura 5), os grampos foram dispostos a uma distância de 25,4 mm entre ambos conforme a norma ASTM D-638V. Os resultados do módulo de Young e da tensão de estiramento foram obtidos através da análise da curva Tensão por Estiramento.

Figura 5 – Rompimento da amostra no texturômetro



Fonte: Os autores.

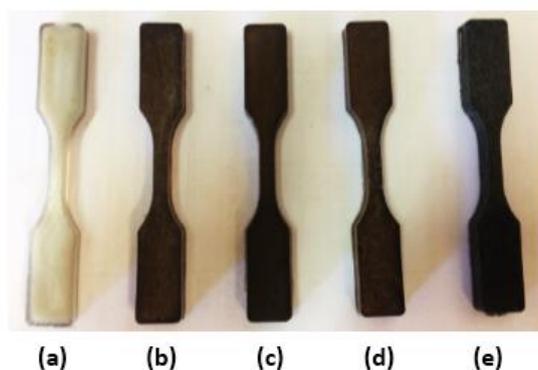
4 Resultados e discussões

4.1 Aparência das blendas poliméricas

As amostras preparadas apresentaram boa homogeneização, o que pode ser explicado pela boa interação entre os materiais, além da boa extrusão causada nos materiais.

A aparência das blendas poliméricas obtidas é apresentada na Figura 6, em que os corpos de prova apresentam brilho elevado e coloração marrom. Essa coloração é atribuída possivelmente a porcentagem de MDF adicionada a mistura.

Figura 6 – Corpos de prova: a) PET, b) 3,75%, c) 5%, d)7,5%, e) 10%

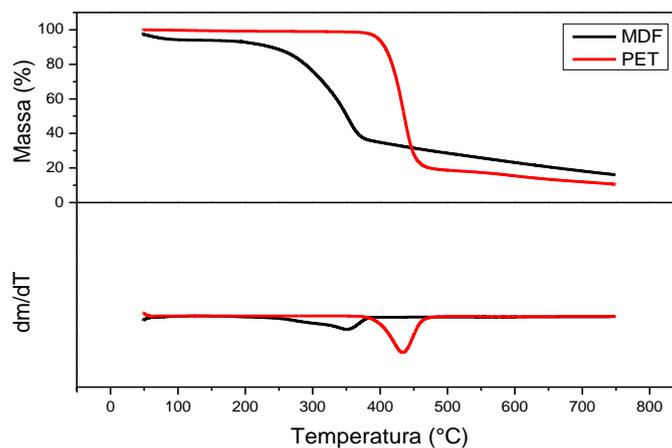


Fonte: Os autores.

4.2 Comportamento térmico das blendas poliméricas

O comportamento térmico das blendas poliméricas, utilizando o PET reciclado como plastificante, foi estudado a partir de ensaios termogravimétricos dos compósitos e dos principais componentes que formam as blendas poliméricas. Inicialmente, observa-se o perfil termogravimétrico dos materiais puros (Gráfico 1) que juntamente com a análise diferencial termogravimétrica nos fornece informações sobre como ocorre a degradação dos materiais quando isolados.

Gráfico 1 – Perfil termogravimétrico e análise térmica diferencial dos materiais puros (PET e MDF)

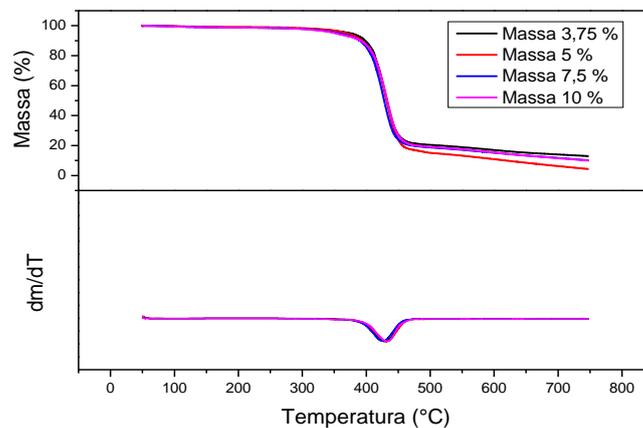


Fonte: Os autores.

A curva TGA para amostras de PET (Gráfico 2) não mostra variação de massa até 350°C, quando se inicia uma perda de massa entre 350 e 510°C, na qual 88% da massa inicial é perdida (BANNACH, 2011).

A TGA mostra que há pouca variação de degradação da amostra em relação à inserção de MDF. Como pode ser visto no Gráfico 2, é possível observar a TGA e a dTG das amostras de PET e MDF com percentuais de 3,75, 5, 7,5 e 10% de MDF, na qual se apresentam os máximos de degradação, e concluir que a adição de MDF em misturas de PET mantém a temperatura de degradação muito próxima.

Gráfico 2 – Perfil termogravimétrico e análise térmica diferencial das blendas poliméricas (3,75; 5; 7,5; 10%)



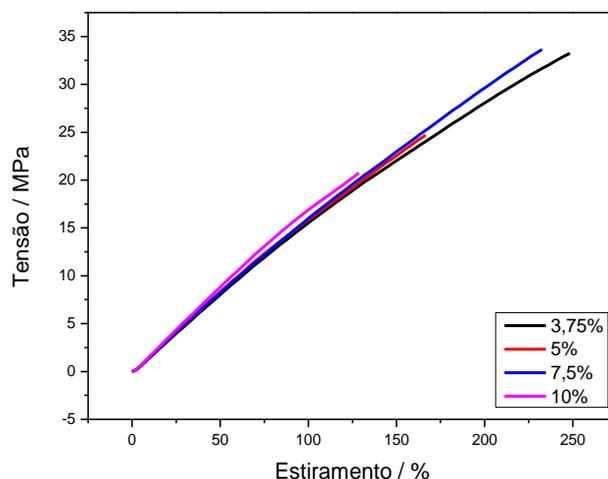
Fonte: Os autores.

4.3 Ensaios de tração das blendas poliméricas

Os ensaios de tração dos filmes compósitos são apresentados no Gráfico 3. Esses ensaios permitem a determinação do módulo de Young (módulo de elasticidade), medida que indica o nível de rigidez do material, além de indicar a tensão máxima de ruptura e o estiramento do material.

As propriedades mecânicas são, de fato, resultantes de interações em nível molecular. Dessa forma, os ensaios mecânicos dos filmes compósitos podem comprovar características dos filmes observadas em outras análises.

Gráfico 3 – Ensaio de tração das blendas poliméricas 3,75, 5, 7,5 e 10%



Fonte: Os autores.

Os materiais produzidos possuem comportamento plástico sendo que, a partir da sua ruptura, o material não consegue retornar à sua forma original. Ainda se pode observar que as blendas com 3,75% e 7,5% possuem um limite de ruptura maior, o que pode ser justificado pela maior homogeneização da mistura.

Quanto maior for a porcentagem de MDF, maior será o limite de ruptura do material, porque o pó de MDF deixa o material mais rígido. Nos compósitos, houve diminuição gradual da resistência mecânica à tração e flexão com o aumento do teor de resíduo de MDF.

O módulo de Young para os materiais que possuem menor percentual em massa de MDF representa materiais mais resistentes à deformação. Esse efeito está relacionado, possivelmente, à maior cristalinidade das blendas poliméricas.

5 Conclusão

O estudo apresenta um método alternativo e ambientalmente menos impactante, inovando na área de materiais e, contudo, minimizando impactos ambientais futuros por se tratar de um produto residual.

Dentre as amostras preparadas com 3,75, 5, 7,5 e 10% em massa, todas obtiveram sucesso na formação de filmes, sendo que o acréscimo de PET residual é de suma importância na estabilização das blendas, pois é o que dá sustentação e rigidez ao material. As análises termogravimétricas demonstraram que não houve alteração significativa na estabilidade térmica das blendas quanto ao acréscimo de

pó de MDF. Pode-se concluir que as blendas poliméricas formadas obtiveram estabilidade térmica desejável e um comportamento plástico positivo, não tendo necessidade de adição de uma quantidade muito grande de pó de MDF. Dessa forma, as blendas poliméricas possuem potenciais aplicações, destacando-se em diversos usos em emprego de substituição de madeira, havendo grandes expectativas com relação ao uso de biopolímeros.

Referências

- ASSADI, R.; COLIN, X.; VERDU, J. Irreversible structural changes during PET recycling by extrusion. **Polymer**, v. 45, n. 13, p. 4.403-4.412, 2004. ISSN 0032-3861.
- ASTM. **ASTM D638-10**: Standard Test Method for Tensile Properties of Plastics. MATERIALS, A. S. F. T. A. 2010.
- BANNACH, Gilbert *et al.* Efeitos da história térmica nas propriedades do polímero pet: um experimento para ensino de análise térmica. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 10, p. 1.825-1.829, 4 jul. 2011.
- CARVALHO, Agne Raoni. **Utilização de glicerol na reciclagem química de PET visando à produção de poliésteres sulfonados**. 2011. 98 f. Dissertação (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- FORMÓBILE (org.). **Compósito de PVC com pó de MDF pode ser usado na produção de móveis de áreas externas**. Disponível em: <https://digital.formobile.com.br/composito-de-pvc-com-po-de-mdf-pode-ser-usado-na-producao-de-moveis-para-areas-externas-confira/>. Acesso em: 22 out. 2017.
- MARTÍNEZ, J. G.; BENAVIDES, R.; GUERRERO, C. J. **Appl. Polym. Sci.**, v. 104, n. 560, 2007.
- UTRACKI, L. A. **Polymer Alloys and Blends: Thermodynamics and Rheology**. Oxford University Press. New York, 1989.
- SILVEIRA, M. R. *et al.* Estudo das propriedades termomecânicas de madeira plástica com diferentes espécies de pó de madeira. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE POLÍMEROS, 10., 2009, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**. Foz do Iguaçu, 2009.
- UEHARA, G. A. **Estudo de blenda polimérica PET/PE aplicado na reciclagem de aparas de filmes multicamadas**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2013.

Florística da vegetação colonizadora de uma área degradada por mineração em Ametista do Sul – RS

Fernanda Dias dos Santos¹, Roberta Aparecida Fantinel²,
Elenice Broetto Weiler³, Jussara Cabral Cruz⁴

¹ Universidade Federal de Santa Maria (fernandadiotti@hotmail.com)

² Universidade Federal de Santa Maria (fantinel.ar@gmail.com)

³ Universidade Federal de Santa Maria (elenice.bere@hotmail.com)

⁴ Universidade Federal de Santa Maria (jussaracruz@gmail.com)

Resumo: Áreas degradadas são aquelas que tiveram seu estado original alterado, geralmente por ações antrópicas, sendo o ecossistema modificado. A mineração é uma das atividades causadoras de tal degradação, visto que a extração do produto gera resíduos, que, na maioria dos casos, não recebem tratamento e destinação adequados, sendo depositados nas áreas no entorno do local de extração. A recuperação de áreas degradadas pela mineração envolve atividades que têm o intuito de restabelecer a vegetação, conduzindo espécies adaptáveis a tais áreas. O objetivo deste trabalho é caracterizar a florística da vegetação em uma área degradada por mineração em estado de abandono, de 697 m² em um garimpo em Ametista do Sul – RS. Para tanto, foi realizado o inventário florístico, avaliando as espécies, seus modos de dispersão e classificação sucessional, sendo que foram avaliados indivíduos com mais de 5 metros de altura e com menos de 5 metros de altura. Observou-se a presença de muitas espécies. Os resultados evidenciaram que a área está em processo de regeneração natural, prevalecendo a existência de espécies pioneiras e de dispersão zocórica, caracterizando a vegetação em estágio primário a secundário inicial acentuando o importante papel da fauna na recuperação das áreas degradadas.

Palavras-chave: Fitossociologia. Degradação. Recuperação.

Área Temática: Recuperação de áreas degradadas.

Floristic of the colonizing vegetation of a degraded mining area in Ametista do Sul – RS

Abstract: Degraded areas are those that had their original state altered, usually by anthropic actions, being the modified ecosystem. Mining is one of the activities that cause such degradation, since the extraction of the product generates waste, which in most cases does not receive proper treatment and disposal, being deposited in the areas around the extraction site. The recovery of degraded areas by mining involves activities aimed at restoring vegetation, leading species adaptable to such areas. The objective of this work was to characterize the floristics of the vegetation in an area degraded by abandoned mining, of 697 m² in a mining in Ametista do Sul – RS. For this purpose, a floristic inventory was carried out, evaluating the species, their dispersal modes and successional classification. Individuals with more than 5 meters height and less than 5 meters height were evaluated and the presence of many species was observed. The results showed that the area is in the process of natural regeneration, prevailing the existence of pioneer species and zoochoric dispersal, characterizing the vegetation in primary to early secondary emphasizing the important role of fauna in the recovery of degraded areas.

Keywords: Phytosociology. Degradation. Recovery.

Theme Area: Recovery of egraded areas.

1 Introdução

Ecossistemas naturais que passaram por alterações significativas na estrutura do solo e da vegetação são considerados degradados quando não conseguem retornar à condição original sem a intervenção antrópica (CORRÊA, 1998). Porém, quando a qualidade ecológica da área é apropriada, a regeneração desenvolve-se naturalmente.

Diversas áreas degradadas estão associadas ao processo de exploração de recursos minerais, regulamentado pela legislação brasileira e que deve ser feito segundo critérios definidos no processo de licenciamento ambiental (VENTUROLI *et al.*, 2013). As empresas mineradoras que possuem licença de lavra têm por obrigação recuperar a área degradada pela mineração. Essa obrigação advém da necessidade de retenção da camada superficial de solo, contenção de erosão, manutenção da biodiversidade e da beleza cênica, sendo o plantio de mudas indicado para locais onde, além da cobertura vegetal, foram também suprimidos os meios de regeneração natural, como o banco de sementes, de plântulas, chuva de sementes e possibilidade de rebrota (FELFILI *et al.*, 2008).

Gressler *et al.* (2006) afirmam que para a recuperação das áreas degradadas, deve ser conhecida a florística e a dispersão das espécies, uma vez que isso é fundamental para o sucesso da recomposição e preservação dessas áreas. Costa e Zocche (2009) afirmam que, em solos de áreas de mineração construídos em tempos diferentes apontam que o tempo de recuperação não afeta sua fertilidade, mas que, em locais de mineração de carvão, a baixa fertilidade restringe o desenvolvimento de plantas, devido aos baixos teores de matéria orgânica, fósforo e elevada acidez.

O conceito de áreas degradadas por mineração tem evoluído, passando do objetivo de reestabelecer as condições originais do sítio para a busca de situações em que os impactos ambientais sejam efetivamente corrigidos, até que a estabilidade e a sustentabilidade do ambiente sejam asseguradas (BITAR, 1997). Escolher corretamente a comunidade de plantas que irá iniciar o processo de sucessão em uma área degradada é um dos pontos críticos do processo de recuperação (NERI *et al.*, 2011). Estudos fitossociológicos de ambientes naturais preservados e alterados têm como finalidade não apenas a escolha de espécies, mas também descobrir como empregá-las com eficiência nos projetos de recomposição e recuperação (ATTANASIO, 2008; NERI *et al.*, 2011).

O Estado do Rio Grande do Sul é conhecido, no Brasil e no Exterior, como um dos grandes fornecedores de gemas do mundo, não propriamente pela

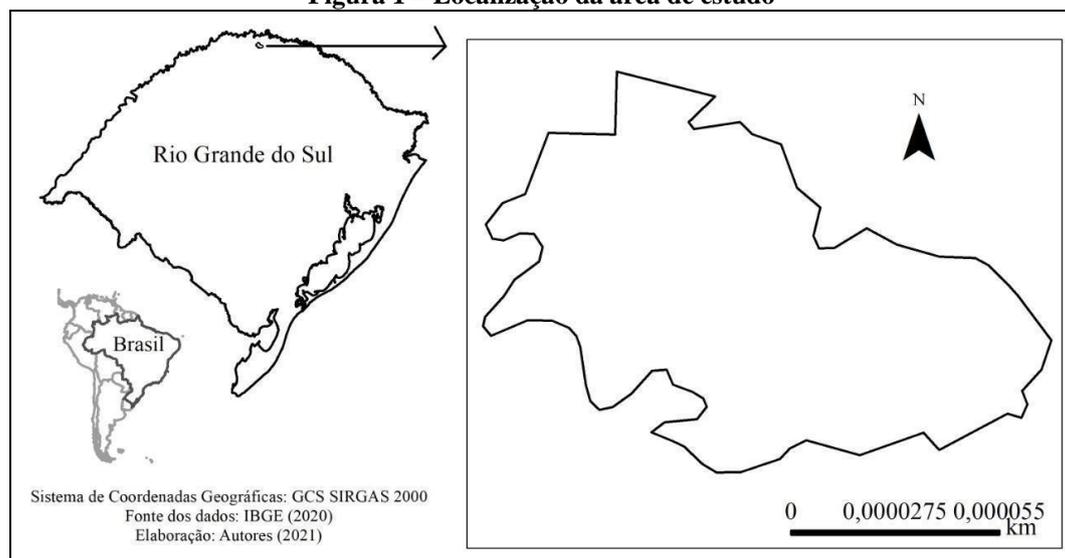
diversificação de pedras, mas pelo significativo volume de gemas que produz, especialmente ágata e ametista (ALBERTI *et al.*, 2003), que ocorrem no interior de basaltos da Formação Serra Geral, da Bacia Sedimentar do Paraná. A maior produção encontra-se no norte do Estado, na região do Médio e Alto Uruguai e abrange vários Municípios que têm como atividade econômica principal a mineração, dentre os quais destaca-se Ametista do Sul, que detém a maior produção e maior número de garimpeiros, cuja extração é feita em galerias horizontais subterrâneas (PAGNOSSIN; PIRES, 2008).

Diante disso, o objetivo do presente trabalho é caracterizar a florística da vegetação em uma área degradada por mineração em estado de abandono, no Município de Ametista do Sul – RS.

2 Material e métodos

O estudo foi realizado no Município de Ametista dos Sul, região do Médio Alto Uruguai do Rio Grande do Sul (Figura 1), localizado a 27°21'38'' de latitude Sul e 53°10'54'' de longitude Oeste, próximo da divisa com Santa Catarina. Apresenta altitude média de 505 m, com temperatura média anual variando de 20°C a 23°C e de acordo com a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cfa subtropical com precipitação média anual que varia entre 1.900 e 2.200 mm (ALVARES *et al.*, 2013).

Figura 1 – Localização da área de estudo



Fonte: Os autores.

A área avaliada é, aproximadamente, de 697 m², em um garimpo desativado de extração de pedra Ametista, no qual encontra-se degradada e com rejeitos de mineração jogados a céu aberto. Porém, por estar com atividades desativadas, o processo de regeneração natural acentua-se, principalmente nas proximidades da entrada do garimpo onde há maior umidade devido à presença de água proveniente das furnas de extração.

Para análise da composição florística, foram avaliados todos os indivíduos de porte arbóreo acima de 5 metros de altura. Para os indivíduos menores que 5 m de altura, foram distribuídas, aleatoriamente, 12 unidades amostrais de 1 m² na área em estudo. As espécies que não puderam ser identificadas *in loco* foram fotografadas ou levadas amostras ao Herbário Florestal da Universidade Federal de Santa Maria, para identificação botânica.

As espécies foram caracterizadas pelo modo de dispersão, sendo classificadas em espécies anemocóricas, zoocóricas, autocóricas e antrópicas (PIJL, 1982). Além disso, as espécies foram agrupadas em categorias sucessionais propostas (GANDOLFI *et al.*, 1995), sendo, essas, pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias (ARAÚJO *et al.*, 2005; GRESSLER *et al.*, 2006; YAMAMOTO *et al.*, 2006; RIBEIRO; FERRAZ FILHO, 2013; ALMEIDA *et al.*, 2010).

3 Resultados e discussão

No levantamento florístico de indivíduos de porte maior que 5 metros de altura (Quadro 1) foram identificadas 15 espécies, pertencentes a 13 famílias botânicas.

Quadro 1 – Inventário florístico de indivíduos maiores de 5 m de altura e o resultado das características avaliadas em Ametista do Sul – RS

Família	Nome científico	Característica sucessional	Sistema de dispersão	Número de indivíduos
Anarcadiaceae	<i>Spondias tuberosa</i> Arr. Cam.	P	AUTO/ZOO	1
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	P	ZOO	5
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	P	AUTO	20
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i> Vell.	SI	ZOO	1
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & JE Mill.	P, SI, ST	ANE/AUTO	1
Fabaceae (Mimosideae)	<i>Albezia niopoides</i> Spruce ex Benth.	P, SI, ST	AUTO	2
Fabaceae (Caesalpinoideae)	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	P, SI	AUTO	2
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	P	ANE	1
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i> L.	P	ZOO	4
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	NE	ZOO	2
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	P	ZOO	2
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunberg.	NE	ZOO	5
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> L.	NE	ZOO	13
Ulmaceae	<i>Trema micranta</i> L.	P	ZOO	2
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> Ruíz & Pavón.	P	ANE	3

Sendo: Pioneira (P), Secundária Inicial (SI), Secundária Tardia (ST), Climax ©, Não Especificado (NE), Anemocoria (ANE), Autocoria (AUTO), Zoocoria (ZOO).

Fonte: Os autores.

Na avaliação de plantas menores que 5m de altura (Quadro 2), foram identificadas 12 espécies de 11 famílias botânicas, sendo a família Rutaceae a que apresentou o maior número de espécies (2). Verifica-se que as espécies que mais

se destacaram foram *Annona crassiflora* e *Baccharis dracunculifolia*, popularmente conhecidas por araticum e vassourinha, respectivamente.

Quadro 2 – Inventário florístico dos indivíduos menores de 5 m de altura e as características avaliadas

Família	Nome científico	Característica sucessional	Sistema de dispersão	Número de indivíduos
Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	P	ZOO	13
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	P	AUTO	20
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	PI	ANE	2
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	NE	AUTO/ANE	1
Fabaceae (Caesalpinoideae)	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	P, SI	AUTO	1
Moraceae	<i>Morus nigra</i> L.	NE	ZOO	1
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	C	ZOO	1
Rutaceae	<i>Citrus limon</i> L.	NE	ANT/ZOO	3
Rutaceae	<i>Citrus reticulata</i> L.	NE	ANT	3
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	P	ZOO	1
Ulmaceae	<i>Trema micranta</i> L.	P	ZOO	3
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i> Ruíz e Pavón.	P	ANE	4

Sendo: Pioneira (P), Secundária Inicial (SI), Secundária Tardia (ST), Climática (C), Não Especificado (NE), Anemocoria (ANE), Antrópica (ANT), Autocoria (AUTO), Zoocoria (ZOO).

Fonte: Os autores.

As famílias de maior número de espécies foram as Boraginaceae e as Fabaceae com duas espécies cada. Resultados semelhantes foram encontrados por Araújo *et al.* (2005), que encontraram a família Fabaceae como a mais rica em número de espécies avaliando uma área degradada por mineração de caulim, no Município de Brás Pires – MG.

Analisando o Quadro 1 das espécies com mais de 5 metros de altura, *Baccharis dracunculifolia* se destacou em maior quantidade de indivíduos, seguida pela exótica *Citrus limon*. Quanto às características sucessionais das espécies, a maioria (aproximadamente 73%) se apresentam como pioneiras, fator que explica uma vegetação ainda em primeiro estágio sucessional, porém com tendência a uma mudança por apresentar espécies de transição, como é o caso de *Cordia americana*, *Albizia niopoides* e *Bauhinia forficata*. Essas espécies de transição puderam surgir em vista de mudanças no ambiente, como, por exemplo, o sombreamento que tem papel fundamental no estabelecimento de espécies secundárias (CONNELL; SLATYER, 1977).

Estudo realizado por Soares de Souza e Márquez Piña-Rodrigues (2013), utilizando espécies de diferentes características sucessionais na recuperação de uma área degradada, indicaram o estabelecimento de estratificação horizontal e vertical semelhantes a florestas naturais, mostrando ser uma das características ecológicas que indicam o estabelecimento de processos desejáveis para a recuperação de áreas degradadas.

Portanto, deve-se incluir plantas secundária e clímax, pois, conforme Bitar (1997), que realizou seu trabalho em São Paulo, em áreas de mineração, “o conceito de recuperação de áreas degradadas tem evoluído ao longo do tempo”, local em que se procura acelerar o processo de recuperação para que o solo se restabeleça o mais rápido possível em suas condições mais próximas do normal, e que o ecossistema, como um todo, esteja em condições de produzir um ambiente equilibrado.

Considerando o sistema de dispersão, observa-se que 60% das plantas possuem dispersão zoocórica. Esses dados corroboram os observados por Araújo *et al.* (2005) que encontraram mais de 60% das espécies com essa síndrome de dispersão. Dessa forma, percebemos a importância que a fauna exerce sobre esse fator, contribuindo, significativamente, para a recuperação de áreas degradadas, fator que é destacado por Medellín e Gaona (1999). O fator que pode acentuar essa dispersão é a existência desses indivíduos maiores que 5 metros que podem servir de poleiros para as aves.

A transposição do banco de sementes configura-se como um revés para estimular a sucessão florestal em áreas degradadas, sendo que melhores resultados em termos de densidade e riqueza de espécies são obtidos quando solo superficial e camada de serapilheira são utilizados em conjunto (RODRIGUES *et al.*, 2010).

Também é possível observar que já se desenvolvem espécies protegidas por lei, como, por exemplo, *Spondias tuberosa*, conhecida popularmente por umbu, frisando ainda mais a importância de tornar o local uma Área de Proteção Permanente, visto que preservação desses ambientes surge como alternativa para o resgate e a manutenção da biodiversidade, o que vem sendo comumente pouco valorizado em programas de recuperação (FERREIRA *et al.*, 2013). Outro fator que acentua a recuperação da área é a declividade do local e seus arredores, a qual, por ser acentuada, não permite a prática de pastejo animal nas proximidades.

Da mesma forma que nos indivíduos maiores que 5 m de altura, as espécies, em sua maioria, são pioneiras acentuando a necessidade de implantação de espécies secundárias e clímax na área para aceleração da recuperação da área. A forma de dispersão não diferiu dos indivíduos de porte maior de 5 m, sendo a dispersão zoocórica em maior quantidade. Mesmo em casos em que há semeadura direta em áreas de recuperação, as diferentes condições de sítios influenciam a emergência de plântulas e a sobrevivência das mudas de espécies arbóreas (SANTOS *et al.*, 2012). Um dos fatores que interferem é a densidade do banco de sementes, pois varia muito de um local para outro, tendendo a ser maior em florestas secundárias, onde o dossel mais aberto possibilita maior densidade de espécies pioneiras, cujas sementes possuem dormência (BAIDER *et al.*, 2001; DALLING, 2002).

4 Conclusões

Com o levantamento florístico na área degradada em estudo, observou-se o processo de resiliência do local, onde a regeneração, apesar de ser lenta, acontece. A vegetação tem características pioneiras apresentando potencial de transição para secundária inicial. O sistema de dispersão ocorre, em sua maioria, da forma zoocórica, acentuando o importante papel da fauna na recuperação da área. Outro elemento fundamental para a recuperação é a topografia que, por ser acentuada, não permite outras atividades no local, fato que causa o abandono da área, ocorrendo, assim, a regeneração natural.

Referências

AGOSTINI, I. M. **Ágata do Rio Grande do Sul**. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Brasília: DNPM, 1998, 272 p.

ALBERTI, E. A.; SILVA, G. S. DA; REIS, J. T.; FONSECA PIRES, C. A. DA. O caráter dicotômico da produção de ametista no Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 25, p. 189-210, 2003.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES, G. DE; LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ATTANASIO, C. M. **Manual Técnico: restauração e monitoramento mata ciliar e da reserva legal para a Certificação Agrícola: Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura**. Piracicaba: Imaflora, 2008.

BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 61, n.1, p. 35-44, 2001.

BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo**. 1997. p. 184. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.

BONUMÁ, N. B. **Avaliação da qualidade da água sob impacto das atividades de implantação de garimpo no Município de São Martinho da Serra**. 2006. p. 131. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, 2006.

CORRÊA, R. S. Degradação e recuperação de áreas no Distrito Federal. *In: CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. (org.). Ecologia e recuperação de áreas degradadas no Cerrado*. Brasília, DF: Paralelo 15, 1998. p. 13-20.

COSTA, S.; ZOCHE, J. J. Fertilidade de solos construídos em áreas de mineração de carvão na região sul de Santa Catarina. *Árvore*, v. 33, n. 4, p. 665-674, 2009.

DALLING, J. W. Ecología de semillas. *In: GUARIGUATA, M. R.; KATTAN, G. H. (ed.). Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Cartago: Libro Universitario Regional, p. 345-375. 2002.

FARIA, R. R. DE; COSTA, M. E. A inserção dos veículos aéreos não tripuláveis (drones) como tecnologia de monitoramento no combate ao dano ambiental. *Ordem Pública*, v. 8, n. 1, p. 81-103, 2015.

DUTRA, A. F.; ARAÚJO, M. M.; TURCHETTO, F.; RORATO, D. G.; AIMI, S. C.; GOMES, D. R.; NISHIJIMA, T. Substrate and irrigation scheme on the growth of *Parapiptadenia rigida* (angico-vermelho) seedlings. *Ciência Rural*, v. 46, n. 6, p. 1.007-1.013, 2016.

FELFILI, J. M.; FAGG, C. W.; PINTO, J. R. R. Recuperação de áreas degradadas no Cerrado com espécies nativas do bioma e de uso múltiplo para formação de corredores ecológicos e uso sustentável. *In: FELFILI, J. M.; SAMPAIO, J. C.; CORREIA, C. R. M. A. (org.). Bases para a recuperação de áreas degradadas na Bacia do São Francisco*. Brasília: Centro de Referência em Conservação da Natureza e Recuperação de Áreas Degradadas (CRAD), 2008.

FERREIRA, P. I.; GOMES, J. P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A. P.; COSTA, N. C. F. D.; BORTOLUZZI, R. L. D. C.; MANTOVANI, A. Espécies potenciais para recuperação de Áreas de Preservação Permanente no Planalto Catarinense. *Floresta e Ambiente*, v. 20, n. 2, p. 173-182, 2013.

GIEHL, E. L. H.; ATHAYDE, E. A.; BUDKE, J. C.; GESING, J. P. A.; EINSIGER, S. M.; CANTO-DOROW, T. S. D. Espectro e distribuição vertical das estratégias de dispersão de

- diásporos do componente arbóreo em uma floresta estacional no sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 1, p. 137-145, 2007.
- GRESSLER, E.; PIZO, M. A.; MORELLATO, L. P. C. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 29, n. 4, p. 509-530, 2006.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa, SP: Instituto Plataraum, 2002. 368 p.
- MEZZOMO, M. M.; SANTOS, B. P.; ALMEIDA, J. A. Relação entre criação de RPPNs e geração de ICMS ecológico: Estudo sobre Luiziania-PR. **Perspectiva Geográfica**, v. 8, n. 9, 2013.
- NERI, A. V.; SOARES, M. P.; NETO, M.; ALVES, J. A.; DIAS, L. E. Espécies de Cerrado com potencial para recuperação de áreas degradadas por mineração de ouro, Paracatu – MG. **Árvore**, v. 35, n. 4, p. 907-918, 2011.
- NUNES-GUTJAHR, A. L.; BRAGA, C. E. de S. Faunistic analysis of grasshoppers Acridoidea in the Volta Grande of the Xingu River, area of direct influence of the Belo Monte Hydroelectric Power Station, Pará, Brazil. **Ciência Rural**, v. 45, n. 7, p. 1.220-1.227, 2015.
- PAGNOSSIN, E. M.; PIRES, C. A. da F. Silicose em garimpeiros de Ametista do Sul, Brasil. Hygeia, **Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde**, v. 4, n. 7, 2008.
- RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Árvore**, v. 34, n. 1, p. 65-73, 2010.
- SANTOS, P. L.; FERREIRA, R. A.; ARAGÃO, A. G.; AMARAL, L. A.; OLIVEIRA, A. S. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.
- SOUZA, M. C. S. de; MÁRQUEZ PIÑA-RODRIGUES, F. C. Desenvolvimento de espécies arbóreas em sistemas agroflorestais para recuperação de áreas degradadas na Floresta Ombrófila Densa, Paraty, RJ. **Árvore**, v. 37, n. 1, p. 89-98, 2013.
- VENTUROLI, F.; VENTUROLI, S.; BORGES, J. D.; CASTRO, D. S.; SOUZA, D. D. M.; MONTEIRO, M. M.; CALIL, F. N. Incremento de espécies arbóreas em plantio de recuperação de área degradada em solo de cerrado no Distrito Federal. Biosci. J., **Uberlândia**, v. 29, n. 1, p. 143-151, 2013.

Atributos químicos em diferentes Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta em um latossolo no campo experimental da Embrapa Amazônia Oriental

Sarah Dias Azevedo¹, Leandro Marques Torres², Lorena Fernanda Araújo Soares³, Suzana Romeiro Araújo⁴, Arystides Resende Silva⁵

- 1 Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém (saaahazevedo@gmail.com)
2 Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém (leandrotorres15@yahoo.com.br)
3 Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém (lorenaasoaares@gmail.com)
4 Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém (suzanaromeiro@yahoo.com.br)
5 Embrapa Amazônia Oriental (arystides.silva@embrapa.br)

Resumo: Novas tecnologias vêm sendo utilizadas para garantir a qualidade dos solos em sistemas de produção agrícola, entre elas destacam-se o sistema de plantio direto (SPD), e os sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (SILPFs). Nesse sentido, o trabalho buscou avaliar a qualidade química do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta, comparados a pastagens contínuas e sistema homogêneo de florestas, além de uma área de floresta homogênea que foi usada como testemunha, através do estudo das características químicas e físicas do solo. Para avaliação dos atributos químicos do solo (pH, Ca, Mg, K, P, Al, H+Al, CTC pH 7 e matéria orgânica), foram tomadas 15 amostras simples para constituir uma amostra composta por área, totalizando três amostras compostas por sistema, na profundidade de 0 cm a 20 cm. O teste Tukey foi realizado no software Assistat versão 7.7. A implementação dos SILPF com Mogno africano e o sistema de floresta homogênea de Mogno africano trouxeram mais melhorias na qualidade química do solo quando comparada a testemunha, resultando em um aumento da sua fertilidade.

Palavras-chave: SILPFs. Terra alta. Fertilidade do solo.

Área Temática: Recuperação de Área.

Chemical attributes in different Integration System Washing Cattle Forest in a Latosol in the experimental field of Embrapa Eastern Amazon

Abstract: *New technologies have been used to ensure soil quality in agricultural production systems, including the no-tillage system (SPD) and the crop-livestock-forest integration (SILPFs) system. In this sense, the work aimed to evaluate the chemical quality of the soil in crop-livestock-forest integration systems, compared to continuous pastures and homogeneous forest system, as well as a homogeneous forest area that was used as a witness through the study of the characteristics. chemical and physical soil. To evaluate soil chemical attributes (pH, Ca, Mg, K, P, Al, H + Al, CTC pH 7 and organic matter), 15 simple samples were taken to constitute a sample composed by area, totaling three samples composed by system at a depth of 0 to 20 cm. The Tukey test was performed on Assistat software version 7.7. Implementation of SILPF with African Mahogany and the African Mahogany Homogeneous Forest System brought further improvements in soil chemical quality when compared to control, resulting in increased fertility.*

Keywords: SILPFs. Terra Alta. Soil fertility.

Theme Area: Recovery of degraded areas.

1 Introdução

O manejo inadequado solo pode levar a perda de suas propriedades físicas e químicas ocasionado a perda de sua qualidade, capacidade de manter a produtividade biológica e sustentar a qualidade ambiental (PAULINO, 2013). Nesse sentido, novas tecnologias vêm sendo utilizadas para garantir a qualidade dos solos em sistemas de produção agrícola, e, entre elas, destacam-se o Sistema de Plantio Direto (SPD) e os Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (SILPFs) (MACEDO; ARAÚJO, 2012).

O SILPF pode ser entendido como a produção sustentável de leite, carne, energia, grãos, fibra e produtos florestais, em um mesmo espaço, em plantio consorciado, em sucessão ou rotacionado, objetivando efeitos sinérgicos e potencializadores entre os componentes envolvidos no sistema (KICHEL *et al.*, 2014).

A ideia de ILPFs engloba quatro vertentes, e cada uma possui a devida singularidade para a produção. A primeira Agropastoril (ILP), junta os elementos lavoura e pecuária para rotação e prática do consórcio ou sucessão, além de permanecer a atividade no mesmo recinto por um período de tempo considerável; o sistema Silvipastoril (IPF) agrega a parte pecuária e florestal apenas em consórcio; o Silviagrícola (ILF) transporta o meio florestal e agrícola à medida que há o consórcio de vegetais atrelado ao cultivo anual ou perene. Por fim, tem-se o sistema Agrossilvipastoril (ILPF) que contempla os itens citados anteriormente: agrícola, pecuário e florestal, e esses podem seguir no meio rotacional, de consórcio ou sucessão, dentro da mesma região (SILVA *et al.*, 2014).

Esses sistemas produtivos promovem maior estabilidade e sustentabilidade na produção agrícola quando comparados com sistemas tradicionais de produção, ocorrendo um aumento nas pesquisas relacionadas a esses sistemas (MOREIRA, 2014). De fato, há conhecidos pontos positivos na implementação desses sistemas, tais como: recuperação produtiva do solo, aumento da capacidade de infiltração e ciclagem de nutrientes, reestabelecimento da boa qualidade dos atributos químicos, físicos e biológicas do solo, melhoria das condições de conforto animal, aumento da geração de renda por área, sequestro de carbono e mitigação de emissão de gases de efeito estufa e atenuação do uso de agrotóxicos (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Na Amazônia, a implantação de SILPF é recomendada como estratégia de recuperação da qualidade do solo em pastagens degradadas (TOWNSEND, 2013).

Pesquisas no Estado do Amazonas verificaram que a introdução de sistemas de integração em áreas degradadas ocasionou aumento dos atributos químicos do solo e melhoria dos atributos físicos (densidade e porosidade) quando comparados a áreas de pasto degradadas (OLIVEIRA, 2015). De semelhante modo, um experimento realizado em campo experimental da Embrapa Rondônia, em Porto Velho, identificou melhorias significativas na fertilidade do solo após cinco anos de implementação do sistema de integração (TOWNSEND, 2013).

Além disso, a criação de cultivos afeta diretamente o teor de matéria orgânica (MO) disponível nos níveis superficiais do solo, o que atinge a quantidade de substâncias ao sustento de micro-organismos e vegetais (MOLINE COUTINHO, 2015). Oliveira *et al.* (2017) afirmam que o manejo ineficiente do solo prejudica a qualidade dos nutrientes dispersos para sua fertilidade nos SILPFs, analisados no Município de São Domingos do Araguaia – PA. Silva *et al.* (2016) concluíram que, após pesquisas em Santa Fé – PA, a porcentagem de carbono orgânico favoreceu a elevação dos processos microbiológicos e maior probabilidade na absorção de subsídios às plantas em sistemas de ILPF, o que proporciona melhorias nos atributos químicos do solo.

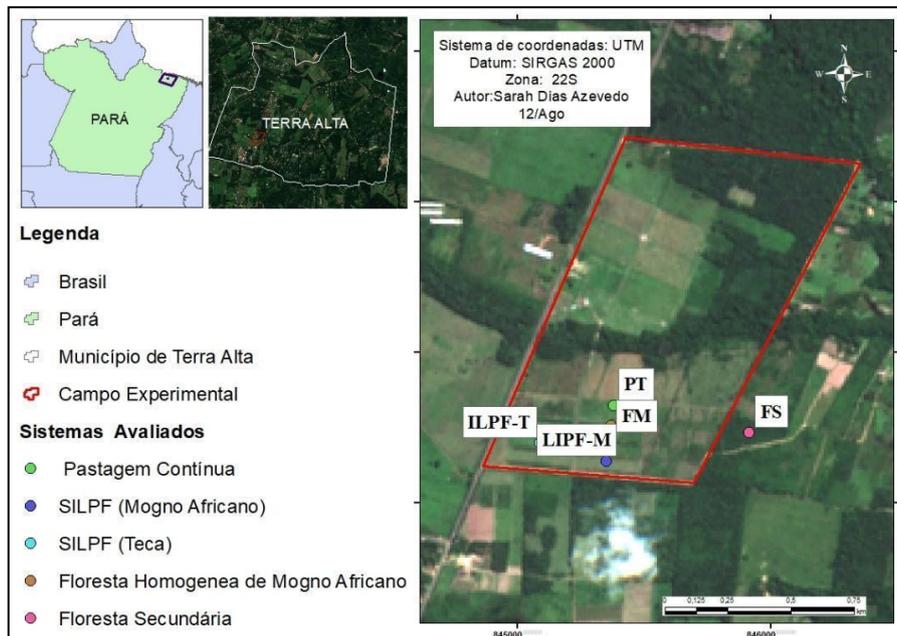
Nesse sentido, o trabalho buscou avaliar a fertilidade do solo em dois SILPFs comparando seus atributos a um sistema homogêneo de floresta, uma pastagem e uma floresta secundária.

2 Materiais e métodos

A área do estudo está localizada na região nordeste paraense, descrita como parte da Microrregião Salgado composta por 11 Municípios, onde está inclusa no Campo Experimental de Terra Alta (Terra Alta – PA) da Embrapa Amazônia Oriental (Belém – PA), a uma altitude de 35 metros, 01°02'28" S de latitude e 47°54'27" W de longitude, originalmente sob vegetação da Amazônia Legal (Figura 1). O solo é classificado como Latossolo amarelo, textura média, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Embrapa, 2013).

O experimento ocupa uma área total de 12,45 ha dividida em: 9,50 ha de SILPFs; 2,51 ha de pastagem, além de uma área de 0,44 ha de floresta homogênea. Nas áreas de SILPFs e de floresta homogênea, as espécies arbóreas Teca (*Tectona grandis*) estão espaçadas em 3x3 metros, e o Mogno Africano (*Khaya ivorensis*) em 5x5 metros.

Figura 1 – Localização da área de estudo, Município de Terra Alta – PA



*PT: Pastagem contínua; ILPF-M: ILPF, uso atual de pastagem e Mogno Africano (*Khaya Grandifoliola*); ILPF-T: ILPF, uso atual de pastagem e Teca (*Tectonia grandis*); FM: Floresta homogênea de Mogno Africano; FS: Floresta Secundária.
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

As amostragens de solo foram realizadas levando em consideração a sazonalidade de chuvas na região. Sendo assim, foram realizadas coletas no período de baixa pluviosidade (nov./18) e período de alta pluviosidade (fev./19). Para avaliação dos atributos químicos do solo (pH, Ca, Mg, K, P, Al, H+Al, CTC pH 7 e matéria orgânica), foram tomadas 15 amostras simples para constituir uma amostra composta por área, totalizando três amostras compostas por sistema, na profundidade de 0 cm a 20 cm. As amostras foram dispostas em sacos plásticos, etiquetadas e armazenadas em um isopor. Todas as análises foram realizadas nos Laboratórios de Solos da Embrapa Amazônia Oriental, seguindo a metodologia da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias (Embrapa, 2017).

Os resultados foram submetidos ao teste de normalidade de Jarque-Bera para a realização do teste Tukey de comparação das médias ao nível de 5% de probabilidade. Os dados que não foram considerados normais pelo teste foram submetidos a técnicas de transformação para normalizá-los. O teste Tukey foi realizado no *software* Assisat versão 7.7.

3 Resultado e discussão

Os sistemas avaliados não apresentaram variação significativa do pH no mês de novembro, enquanto em fevereiro, a testemunha (FS) e o ILPF com Mogno (ILPF-M) apresentaram os valores mais baixos. A variação do pH encontrada (4,8 a 5,6) é comum nos solos amazônicos, onde, frequentemente, são encontrados valores na faixa de variação de 4,0 e 5,5 (SILVA *et al.*, 2006) (Tabela 1). Solos como o avaliado comumente apresentam elevada acidez em decorrência da natureza ácida dos solos dessa região. Ela advém do processo de degradação de matéria orgânica e mineralização acelerada, causando a acidificação natural do solo nesses locais (SILVA JÚNIOR *et al.*, 2012). Quanto à variação entre os períodos, nos sistemas ILPF-M e FS, os valores mais elevados foram encontrados no mês de novembro, enquanto no sistema FM, o pH mais elevado foi observado no mês de fevereiro.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam valores baixos e médios de MO nos solos (EMBRAPA, 2015) (Tabela 1). Em ambos os meses, os sistemas ILPF-T e FM apresentaram um aumento do atributo quando comparado à testemunha, sendo que, no mês de novembro, o PT foi estatisticamente igual a eles. Assim, se infere que o manejo aplicado nos sistemas proporcionou um maior aporte de MO nesses períodos. As técnicas aplicadas no manejo exercem grande influência no acúmulo de MO, podendo diminuir, manter ou aumentar o estoque em comparação à vegetação nativa (HARTMAN, 2014).

De fato, a conservação da matéria orgânica se faz necessária visto que exerce forte influência sobre a sustentabilidade agropecuária, tendo em vista que o aumento nos seus níveis tende a gerar a elevação da produção vegetal (SILVA *et al.*, 2017). Entre os períodos, o atributo apresentou variação significativa apenas nos sistemas ILPF-T, FM e FS, sendo que os valores mais elevados foram encontrados no período de alta pluviosidade (fevereiro) (Tabela 1). O fato pode ser devido à decomposição da MO do solo que ocorre com mais intensidade nos períodos mais secos, visto que altas temperaturas beneficiam o processo de decomposição, ocasionando, assim, um menor acúmulo de matéria orgânica no solo (PEREIRA *et al.*, 2000).

Tabela 1 – Variação dos atributos químicos nos cinco sistemas e dois períodos avaliados

Sistemas	pH água		MO		Al		Ca	
	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.
	água		g kg ⁻¹		cmolc.dm ⁻³			
PT	5,1 aB	5,5 aA	18 aA	17 bA	0,6 bA	0,4 bB	0,4 abA	0,5 cA
ILPF-M	5,1 aA	4,7 cB	13 bA	14 bA	0,5 bcA	0,4 bB	0,4 abA	0,5 cA
ILPF-T	5 aA	5,1 bA	17 aB	39 aA	0,5 cB	0,6 bA	0,5 aA	0,4 dA
FM	5,4 aB	5,6 aA	15 aB	45 aA	0,3 dA	0,3 cA	0,5 aB	1,2 bA
FS	5,2 aA	4,8 cB	11 bB	21 bA	0,7 aA	0,6 aB	0,3 bB	1,5 aA
	Mg		H + al		CTC pH7		V%	
			cmolc.dm ⁻³				%	
Sistemas	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.	Nov.	Fev.
PT	0,2 bB	0,3 bA	3,7 bB	4,4 bA	4,4 bB	5,3 bA	16 cB	17 dA
ILPF-M	0,1 bB	0,5 aA	3,4 cB	4,1 cA	4,1 cB	5 cA	14 dB	20 cA
ILPF-T	0,2 bB	0,6 aA	4,2 bA	3,8 cB	4,8 aA	4,7 cA	18 bB	23 bcA
FM	0,4 aB	0,6 aA	3,1 cB	3,6 dA	3,9 cB	5,3 bA	22 aB	36 aA
FS	0,2 bB	0,6 aA	4,4 aB	7 aA	4,6 bB	9,2 aA	11 eB	24 bA

*PT: Pastagem contínua; ILPF-M: ILPF, uso atual de pastagem e Mogno Africano (*Khaya Grandifoliola*); ILPF-T: ILPF, uso atual de pastagem e Teca (*Tectonia grandis*); FM: Floresta homogênea de Mogno Africano; FS: Floresta Secundária. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey (p>0,05).

Fonte: Elaborada pelos autores, 2019.

Conforme apresentado na Tabela 1 os resultados de Al variaram entre 0,3 e 0,7 cmolc dm⁻³, sendo considerados valores médios e altos (EMBRAPA, 2015) (Tabela 1). Em decorrência da acidez natural dos Latossolos, é comum encontrar teores mais altos de alumínio nessas regiões, visto que o pH é o principal fator que controla a disponibilidade desse elemento no solo (MIGUEL *et al.*, 2010). De fato, a neutralização do alumínio trocável ocorre com o aumento do pH, tendo em vista que, em solos com o pH maior que 5,5, ocorre a complexação de Al⁺³ livre, tornando-o indisponível para o solo (OLIVEIRA *et al.*, 2018). O atributo apresentou variação significativa entre os sistemas nos dois períodos, sendo a testemunha o sistema com o teor mais elevado. O sistema FM apresentou os valores mais baixos para o atributo, e valores encontrados nesse sistema foram próximos aos encontrados por De Paula *et al.* (2014) em um Latossolo em Santa Bárbara – PA sob diferentes sistemas de integração com Mogno. Os sistemas PT, ILPF-M e FS apresentaram valor mais elevado de Al no mês de novembro, e isso pode ser em decorrência do baixo aporte de MO encontrado nesses sistemas para esse período). Wendling (2012), afirma que o cúmulo de MO no solo ocasiona

menores valores de trocável (Al^{3+}) na solução do solo em decorrência da complexação Al^{3+} pela MO. Quando ocorre o processo de complexação Al^{3+} pela MO, a fitotoxicidade do alumínio é eliminada, diminuindo a atividade de dissolução do Al.

Os teores de Mg e Ca encontrados em todos os sistemas foram baixos (EMBRAPA, 2015) (Tabela 1). O atributo Ca apresentou variação significativa entre os tratamentos nos dois períodos, e, no mês de novembro, os sistemas ILPF-T e FM se diferenciaram da testemunha com valores mais elevados, enquanto para Mg apenas o FM se diferenciou da testemunha com valores mais altos. Menores valores de Ca no sistema (S5) podem ser explicados pelo fato de que solos como Latossolo geralmente são solos muito ácidos apresentando valores baixos de Ca^{2+} e Mg^{2+} (EMBRAPA, 2015). No mês de fevereiro, por outro lado, a testemunha (FS) apresentou os valores mais elevados se diferenciando dos demais, o que pode indicar que a sazonalidade das chuvas pode ter influenciado a disponibilidade do atributo. De fato, nos sistemas FM e FS ocorreu uma diferença significativa entre o teor de Ca encontrado nos diferentes períodos, com o período de alta pluviosidade apresentando valor mais elevado (Tabela 1).

Para o Mg, no mês de novembro, apenas o FM se diferenciou dos demais, onde foi observado o valor mais elevado do atributo. Já no mês de fevereiro, apenas PT se diferenciou dos demais, porém com o valor mais baixo. Em todos os sistemas, foi observado o maior valor de Mg no mês de fevereiro. A maior disponibilidade do atributo no mês de alta pluviosidade pode estar relacionada a um maior aporte de matéria orgânica que tende a elevar os valores Ca^{2+} e Mg^{2+} encontrados no solo, assim como reduzir os teores de Al trocável no solo (PAVINATO *et al.*, 2009).

No atributo acidez potencial ($\text{H} + \text{Al}$), foi observada variação significativa do atributo em ambos os meses, a testemunha (S5) apresentou o valor mais elevado que pode ser em decorrência da maior disponibilidade de Al. O Latossolo estudado apresenta condições naturais de acidez em decorrência de seu material de origem com poucos teores de cátions básicos e pela remoção de cátions básicos do complexo de troca que ocasiona o acúmulo de cátions ácidos, em áreas com alta pluviosidade. Isso pode ocorrer com mais frequência (CRAVO *et al.*, 2012). Os sistemas com o componente arbóreo Mogno Africano foram os que apresentaram menor valor do atributo. No período de alta pluviosidade, foram encontrados os maiores valores de acidez potencial em todos os sistemas, exceto no LIPF-T.

Os sistemas apresentaram valores de CTC pH 7 considerados baixos ($<5 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) (EMBRAPA, 2015). Valores baixos CTC indicam que o solo tem pouca capacidade de reter cátions em seu coloide; de fato, solos tropicais, como o estudado, são muito intemperizados o que lhes confere baixa CTC e restrita disponibilidade de nutrientes. No mês de novembro, a variação entre os sistemas foi significativa, quando ILPF-T teve o valor mais elevado, e os sistemas com o componente arbóreo Mogno Africano, os mais baixos. No mês de fevereiro, os sistemas de integração apresentaram os valores mais baixos do atributo, enquanto a testemunha, o mais elevado. Os maiores valores de CTC pH7 foram encontrados no período de alta pluviosidade (Tabela 1).

Em todos os sistemas estudados, os valores de saturação por bases (V%) foram menores do que 50%; logo, o solo é considerado distrófico. Para os sistemas com o componente arbóreo Mogno Africano os valores de V% foram os mais elevados, apesar de estarem ainda abaixo dos 50%. O Sistema S5 apresentou valores de V% muito abaixo do ideal, e isso pode ser devido à baixa quantidade de bases e à alta acidez potencial desse solo. Os maiores valores de V% foram encontrados no período de alta pluviosidade.

4 Conclusão

Os diferentes usos e manejos das áreas afetam os atributos químicos do solo. Pode-se observar que, com a implementação dos SILPFs, com Mogno Africano e o sistema de floresta homogênea de Mogno africana trouxeram mais melhorias à qualidade química do solo quando comparada à testemunha, resultando em um aumento de sua fertilidade. Os sistemas apresentaram um aumento nos atributos Ca^{2+} , K, MO, V% e uma diminuição de Al.

Referências

CRAVO, M. S.; SMYTH, T. J.; BRASIL, E. C. Calagem em Latossolo amarelo distrófico da Amazônia e sua influência em atributos químicos do solo e na produtividade de culturas anuais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 3, p. 895-908, 2012.

DE PAULA, M. T. *et al.* Avaliação da dinâmica dos atributos químicos do solo em sistemas agroflorestais no Município de Santa Bárbara – PA, Amazônia-Brasil. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, n. 201, 2014.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Guia prático para interpretação de resultados de análises de solo**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2015. 13 p.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília. Embrapa, 2017. 574 p.

HARTMAN, D. C. **Dinâmica do carbono e agregação do solo influenciada pelo uso de fósforo em sistema integrado de produção agropecuária**. 2014. 91f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2014.

KICHEL, A. N.; COSTA, J. A. A.; ALMEIDA, R. G.; PAULINO, V. T. **Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) – Experiências no Brasil**. Boletim de Indústria Animal, 2014. 95 p.

MACEDO, M. C. M.; ARAÚJO, A. R. de. Sistemas de integração lavoura-pecuária: alternativas para recuperação de pastagens degradadas. In: BUNGENSTAB, D. J. (ed.). **Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: a produção sustentável**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 27-48.

MIGUEL, P. S. B.; GOMES, F. T.; ROCHA, W. S. D. da; MARTINS, C. E.; CARVALHO, C. A.; OLIVEIRA, A. V. de. Efeitos tóxicos do alumínio no crescimento das plantas: mecanismos de tolerância, sintomas, efeitos fisiológicos, bioquímicos e controles genéticos. **CES Revista**, v. 24, p. 13-29, 2010.

MOLINE, E. F. V.; COUTINHO, E. L. M. Atributos químicos de solos da Amazônia Ocidental após sucessão da mata nativa em áreas de cultivo. **Revista de Ciências Agrárias/Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 58, n. 1, p. 14-20, 2015.

MOREIRA, G. M. **Qualidade do solo em Sistemas de Integração Lavoura, Pecuária e Floresta em Sinop, MT**. 2014. 96 f. Dissertação (Mestrado em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas; Gênese, Morfologia e Classificação, Mineralogia, Química) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

OLIVEIRA, A. N de; OLIVEIRA, A. N de; SILVA, K. R.; SILVA, J. de A. da; MELLO, A. H. de. Atributos químicos de solo sob diferentes sistemas de uso e manejo no projeto de assentamento Veneza – São Domingos do Araguaia – PA. **Agroecossistemas**, v. 9, n. 1, p. 170-179, 2017.

OLIVEIRA, B. S.; CARVALHO, M. A. C.; LANGE, A.; WRUCK, F. J.; DALLACORT, R.; SILVA, V. P.; BAREA, M. Atributos físicos do solo em Sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, na região Amazônica. **Espacios**, v. 38, p. 8, 2017.

OLIVEIRA, R.; SOUZA, N. F.; PIETROSKI, M.; FERBONINK, G. F.; CAIONE, G. Mudanças de *Tectona grandis* produzidas em diferentes níveis de saturação por bases do solo. **Revista de Agricultura Neotropical**, Cassilândia – MS, v. 5, n. 2, p. 31-38, abr./jun. 2018.

OLIVEIRA, T. K. de. Sistemas integrados na Amazônia brasileira: experiências demonstrativas e resultados de pesquisa. In: ALVES, F. V.; LAURA, V. A.; ALMEIDA, R. G. de (ed.). **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. Brasília, DF: Embrapa; Senar, 2015.

PAULINO, P. da S. **Atributos físicos como indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo no Estado de Santa Catarina, SC**. 2013. 93f. Dissertação (Mestrado em Manejo do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2013.

PEREIRA, W. L. M.; VELOSO, C. A. C.; GAMA, J. R. N. F. Propriedades químicas de um latossolo amarelo cultivado com pastagens na Amazônia Oriental. **Scientia Agrícola**, v. 57, n. 3, p. 531-537, 2000.

SANDIM, A. da S. Disponibilidade de fósforo em função da aplicação de calcário e silicatos em solos oxídicos. 2012. 99 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

SILVA JÚNIOR, C. A.; BOECHAT, C. L.; CARVALHO, L. A. Atributos químicos do solo sob conversão de floresta amazônica para diferentes sistemas na região norte do Pará, Brasil. **Bioscience Journal**, v. 28, n. 4, p. 566-572, 2012.

SILVA, A. R.; SALES, A.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Dinâmica do cultivo de mogno africano em sistemas integração lavoura-pecuária-floresta nos atributos físicos e teor de matéria orgânica do solo. **Journal of Agronomic Sciences**, Umuarama, v. 6, n. 1, p. 108-122, 2017.

SILVA, G. R.; SILVA JÚNIOR, M. L.; MELO, V. S. Efeitos de diferentes usos da terra sobre as características químicas de um Latossolo amarelo do Estado do Pará. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 151-157, 2006.

SILVA, R. A. da, J. E.; MEDRADO, M. J. S.; RIGOLIN, I. M. Sistemas integrados de produção: o novo desafio para a agropecuária brasileira. **Colloquium Agrariae**, v. 10, n.1, jan./jun. 2014.

TOWNSEND, C. R.; PASSOS, A. M. A. dos; GODINHO, V. de P. C.; MARCOLAN, A. L.; UTUMI, M. M.; BOTELHO, F. J. E.; TEIXEIRA, J. F.; OLIVEIRA, S. J. de M.; ARAÚJO, L. V. de; TEIXEIRA, C. A. D.; COSTA, J. N. M. iLPF como alternativa sustentável de recuperação de pastagem degradada em Porto Velho, Rondônia. Porto Velho: Embrapa Rondônia, 2013. 28 p.

WENDLING, B.; VINHAL-FREITAS, I. C.; OLIVEIRA, R. C.; BABATA, M. M.; BORGES, E. N. Densidade, agregação e porosidade do solo em áreas de conversão do cerrado em floresta de pinus, pastagem e plantio direto. **Bioscience Journal**, v. 28, n. 1, 30 mar. 2012.

Potencial das espécies *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* para a remoção de contaminantes

Carolina Faccio Demarco¹, Thays França Afonso², Ana Luiza Bertani Dall'Agnol³, Maurizio Silveira Quadro⁴, Robson Andrezza⁵

¹ Universidade Federal de Pelotas (carol_demarco@hotmail.com)

² Universidade Federal de Pelotas (thaysafonso@hotmail.com)

³ Universidade Federal de Pelotas (analu_bda@yahoo.com.br)

⁴ Universidade Federal de Pelotas (mausq@hotmail.com)

⁵ Universidade Federal de Pelotas (robsonandrezza@yahoo.com.br)

Resumo: As diferentes técnicas de recuperação de áreas degradadas visam a recuperar ambientes afetados pelas diversas atividades antropogênicas. Entre as técnicas, destaca-se a fitorremediação, caracterizada pelo uso de plantas como principal agente de descontaminação. Entre as espécies utilizadas na fitorremediação, as macrófitas aquáticas têm sido amplamente estudadas visto o potencial natural que apresentam para remoção de diferentes contaminantes. Dessa forma, o objetivo deste estudo é identificar o potencial de fitorremediação das macrófitas aquáticas *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. A metodologia baseou-se na coleta de dados realizada a partir de fontes secundárias, através de levantamento bibliográfico. Verificou-se que diferentes tipos de contaminante podem ser removidos por essas plantas, através de diferentes mecanismos, demonstrando a importância como filtro natural. Para a espécie *Lemna minor* foi verificado um potencial de redução de DBO, DQO, metais pesados e sólidos. *Pistia stratiotes* foi detectada tendo o potencial de remoção de metais pesados, N e P, além do herbicida Clomazone. Já a *Eichhornia crassipes* foi relatada apresentando potencial de remoção de corantes e metais pesados, atingindo mais de 90% de remoção. Desse modo, demonstrou-se o futuro promissor dessas espécies na aplicação em técnicas de fitorremediação.

Palavras-chave: Metais pesados. Nutrientes. Macrófitas aquáticas.

Área Temática: Recuperação de áreas degradadas.

Contaminant removal using *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes*

Abstract: The different techniques for the recovery of degraded areas aim to recover environments affected by various anthropogenic activities. Among the techniques, phytoremediation stands out, characterized by the use of plants as the main decontamination agent. Among the species used in phytoremediation, aquatic macrophytes have been widely studied considering their natural potential to remove different contaminants. Thus, the objective of this study was to identify the phytoremediation potential of aquatic macrophytes *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes*. The methodology was based on data collection from secondary sources through bibliographic survey. It was found that different types of contaminants can be removed by these plants through different mechanisms, demonstrating the importance as a natural filter. For the *Lemna minor* species, it was verified potential reduction of BOD, COD, heavy metals and solids. *Pistia stratiotes* was detected with potential removal of heavy metals, N and P, besides the herbicide Clomazone. *Eichhornia crassipes* has been reported to have potential for dye and heavy metal removal, reaching over 90% removal. Thus, the promising future of these species in the application of phytoremediation techniques was demonstrated.

Keywords: Heavy metals. Nutrients. Aquatic macrophytes.

Theme Area: Recovery of degraded areas.

1 Introdução

A poluição ambiental ocasionada pelas diferentes atividades antropogênicas demanda a aplicação de técnicas de recuperação, visto as nocivas cargas de poluição (LIU *et al.*, 2019). A escolha da técnica a ser aplicada está relacionada diretamente com o tipo de contaminante e do ambiente em questão. Destaca-se que o foco da aplicação das técnicas é fazer com que a área retorne às condições anteriores à perturbação. Algumas das características que tornam a técnica de recuperação eficiente é o tempo de descontaminação, facilidade de execução e custo-benefício. Desse modo, a biorremediação apresenta destaque por utilizar organismos vivos como agentes descontaminantes – como plantas e micro-organismos (AZUBUIKE *et al.*, 2016).

A fitorremediação é uma das técnicas de biorremediação e utiliza plantas para a remoção dos contaminantes. A fitorremediação é reconhecida por representar uma tecnologia mais sustentável e acessível do que as técnicas químicas e físicas convencionais de recuperação (ABBAS *et al.*, 2019).

Inúmeros mecanismos de fitorremediação vêm sendo estudados, objetivando identificar a habilidade de remoção de cada espécie de planta. Nesse contexto, os estudos buscam verificar o potencial de bioacumulação de cada espécie com cada poluente específico através de experimentos utilizando plantas terrestres e aquáticas (MUTHUSARAVANAN *et al.*, 2018).

Diversos poluentes podem ser removidos a partir da fitorremediação, e, entre eles, se incluem metais pesados, pesticidas e herbicidas, HPAs, nutrientes, entre outros (JEEVANANTHAM *et al.*, 2019; ATIA *et al.*, 2019; SARWAR *et al.*, 2017) apontando as limitações da aplicação da fitorremediação destaca que, para haver uma remediação efetiva, é necessário um tempo maior comparado às técnicas tradicionais, bem como há uma dependência direta da produção de fitomassa da planta e da biodisponibilidade dos contaminantes, que podem, muitas vezes, não estar disponível para a planta fazer a retirada.

Entre as espécies utilizadas na fitorremediação, as macrófitas aquáticas vêm ganhando destaque haja vista a eficiente habilidade de remoção de diversos tipos de contaminante. Alguns exemplos de macrófitas amplamente estudadas para a fitorremediação são a *Eichhornia crassipes*, cuja tipologia é flutuante e apresenta um grande sistema radicular responsável pela absorção de poluentes; *Salvinia* sp. é conhecida pela habilidade de remoção de metais pesados e tolerância ao desenvolvimento em diferentes condições ambientais; e *Pistia stratiotes*, também

flutuante, apresenta alta taxa de crescimento e adaptação em diferentes condições, demonstrando ser uma excelente espécie fitorremediadora (MA *et al.*, 2018).

Dessa forma, o objetivo deste estudo é identificar o potencial de fitorremediação das macrófitas aquáticas *Lemna minor*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*.

2 Metodologia

A metodologia utilizada baseou-se na coleta de dados realizada a partir de fontes secundárias, através de levantamento bibliográfico (PIZZANI *et al.*, 2012). A pesquisa bibliográfica auxilia no início do estudo, pois visa a encontrar as diferenças e semelhanças entre os documentos de referência, e pode ser definida como revisão de literatura sobre as principais teorias que norteiam o trabalho científico. São buscadas a resolução de um problema – hipótese, por meio de referenciais teóricos publicados, analisando e discutindo as várias contribuições científicas (BOCCATO, 2006). As diversas informações disponíveis em meio eletrônico representam uma facilidade de acesso ao conteúdo e à democratização do conhecimento (BREVIDELLI, 2008).

3 Resultados e discussão

Potencial de fitorremediação de *Lemna minor*

A espécie *Lemna minor*, entre as macrófitas aquáticas, é uma das melhores espécies para aplicação em técnicas de fitorremediação, principalmente quando o contaminante a ser removido são metais pesados (BOKHARI *et al.*, 2016). *L. minor* já foi investigada para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, reduzindo a concentração de metais pesados (remoção de 70%), DQO e DBO (remoção de 39% e 47%, respectivamente), demonstrando o potencial da planta como uma alternativa sustentável (DAUD *et al.*, 2018) (Tabela 1).

Lemna minor L. também apresenta relato de estudo em fitorremediação de um corpo hídrico poluído por águas residuárias de indústria petroquímica, em um estudo conduzido por Ugya (2015). O autor identificou alta taxa de redução de metais pesados, com percentual de 99,6% de Cd, 93,3% de remoção de Hg, 99,3% de redução de Zn, 94,3% de Mn, 100% de redução Pb e 95,4% de redução de Ag. Outros parâmetros com bons resultados foram obtidos nos sólidos dissolvidos totais, DQO, nitrato, DBO, sólidos em suspensão, com valores de 81,3%, 91,6%,

93,3%, 68% e 77,3%, respectivamente, destacando o potencial da espécie para fitorremediação do corpo hídrico.

Tabela 1 – Potencial de fitorremediação da macrófita aquática *Lemna minor*

Espécie	Localidade	Parâmetro	Remoção	Referência
		Metais pesados	70 %	
<i>Lemna minor</i>	Paquistão	DQO	39%	Daud <i>et al.</i> (2018)
		DBO	47%	
		Cd	99,6%	
		Hg	93,3%	
		Zn	99,3%	
		Mn	94,3%	
		Pb	100%	
<i>Lemna minor</i>	Nigéria	Ag	95,4%	Ugya (2015)
		Sólidos dissolvidos totais	81,3%	
		DQO	91,6%	
		Nitrato	93,3%	
		DBO	68%	
		Sólidos em suspensão	77,3%	

Fonte: Os autores.

Fitorremediação por *Pistia stratiotes*

A espécie de macrófita *Pistia stratiotes* apresenta diversos estudos na literatura demonstrando a habilidade de remoção de metais pesados como manganês, cádmio, zinco, ferro, bem como compostos orgânicos e efluentes têxteis (BARCHANSKA *et al.*, 2019). Apresenta característica de ampla distribuição em ambientes tropicais, fácil reprodução e aumento de biomassa, e com resistência a variações climáticas (SCHWANTES *et al.*, 2019).

A espécie *Pistia stratiotes* foi estudada por Escoto *et al.*, (2019) para a remoção do herbicida Clomazone (Tabela 2) e foi verificado um potencial de remoção de 90%, destacando a grande habilidade dessa planta em remediar áreas com esse contaminante.

Um estudo analisando o potencial de *Pistia stratiotes* em batelada para a remoção de fluoreto demonstrou que a espécie apresenta potencial para atenuação de águas contaminadas com esse composto (KARMAKAR *et al.*, 2018). Os autores reportaram que os mecanismos responsáveis pela remoção foram a bioacumulação e biossorção, demonstrando que antes da acumulação pela planta, o fluoreto foi adsorvido na superfície dos tecidos.

A habilidade de fitorremediação de *Pistia stratiotes* também já foi estudada para o tratamento de águas residuárias de esgoto doméstico por Schwantes *et al.* (2019). Os autores avaliaram, em um estudo piloto, a utilização da espécie no pós-tratamento de efluentes domésticos em 42 dias de remoção, e verificaram que o potencial de remoção de turbidez, nitrogênio total, fósforo total e DQO indicam excelentes resultados, demonstrando potencial de evitar condições de eutrofização.

Um estudo realizado por Volf *et al.* (2015) identificou a habilidade de remoção de 96% de Pb (II) pela espécie, um metal sem função biológica conhecida e com alta toxicidade e potencial de acúmulo nas cadeias tróficas. Estudando outros metais pesados, Lu *et al.* (2011) identificaram a macrófita *Pistia stratiotes* com potencial de hiperacumulação de Ni, Pb, Zn Cr, Cu, Fe e Mn.

Tabela 2 – Potencial de fitorremediação da macrófita aquática *Pistia stratiotes*

Espécie	Localidade	Parâmetro	Remoção	Referência
<i>Pistia stratiotes</i> L	Brasil	Herbicida Clomazone	90%	Escoto <i>et al.</i> (2019)
<i>Pistia stratiotes</i>	Índia	Fluoreto	38,89%	Karmakar <i>et al.</i> (2018)
<i>Pistia stratiotes</i>	Brasil	Turbidez	98,5%	Schwantes <i>et al.</i> (2019)
		N total	100%	
		P total	100%	
		DQO	79,18%	
<i>Pistia stratiotes</i>	Romania	Pb (II)	96%	Volf <i>et al.</i> (2015)
<i>Pistia stratiotes</i>	Estados Unidos	Fe, Mn, Na, Ni, Pb, Cr, Cu, Zn, Al, Ca, Cd, Co, K, Mg	Hiperacumulação de Ni, Pb, Zn, Cr, Cu, Fe e Mn.	Lu <i>et al.</i> (2011)

Fonte: Os autores.

Eichhornia crassipes

A espécie de macrófita aquática *Eichhornia crassipes* apresenta também uma ampla discussão na literatura a respeito do potencial de fitorremediação. A espécie é uma das plantas aquáticas mais invasivas do mundo (VILLAMAGNA; MURPHY, 2010). Já foi relatada como eficiente fitorremediadora de corantes, metais pesados, poluentes orgânicos e radionuclídeos, sendo realizados diversos estudos tanto em escala laboratorial quanto em escala real (MISHRA; MAITI, 2017).

A Tabela 3 apresenta alguns resultados de estudos de fitorremediação, utilizando a macrófita aquática *Eichhornia crassipes*. Um estudo avaliando a capacidade de remoção de ibuprofeno e cafeína a partir da espécie *E. crassipes* em sistemas de *wetlands* construídos e relatou eficiência de remoção de 90% para ambos os compostos (OLIVEIRA *et al.*, 2019).

Muthunayanan *et al.* (2011), avaliando o potencial de remoção de corantes utilizando a espécie *E. crassipes* encontrou resultados promissores, visto sua capacidade de remoção de 95% para o Corante Vermelho RB e de 99.5% para o Corante Preto B.

Em relação à remoção de metais pesados, Swain *et al.* (2014) avaliaram a espécie considerando cádmio e cobre, e verificaram para ambos os elementos uma remoção de 90% desses elementos.

Tabela 3 – Potencial de fitorremediação da macrófita aquática *Eichhornia crassipes*

Espécie	Localidade	Parâmetro	Remoção	Referência
<i>Eichornia crassipes</i>	Brasil	Ibuprofeno e cafeína	90%	de Oliveira <i>et al.</i> (2019)
<i>Eichornia crassipes</i>	Índia	Corante Vermelho RB	95%	Muthunayanan <i>et al.</i> (2011)
		Corante Preto B	99.5%	
<i>Eichornia crassipes</i>	China	Cd e Cu	90%	Swain <i>et al.</i> (2014)

Fonte: Os autores.

4 Conclusão

Desse modo, pode-se verificar que a espécie de macrófita aquática *Lemna minor* apresenta excelentes resultados de redução de contaminantes, entre eles metais pesados e DQO e DBO, parâmetros utilizados para a avaliação da qualidade de águas.

Também se pode perceber que a espécie *Pistia stratiotes* apresenta potencial de remoção de diversos contaminantes e de nutrientes como nitrogênio e fósforo, elementos responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos. Também foi identificado o potencial de hiperacumulação de metais pesados por essa espécie, fator essencial para uma eficiente remoção de contaminantes, visto que representa a capacidade de acumular elementos em concentrações superiores às de outras espécies de plantas.

A espécie de macrófita *E. crassipes* demonstrou potencial de remoção de uma ampla variedade de contaminantes, entre eles corantes e metais pesados, apresentando um futuro promissor para aplicação em técnicas de fitorremediação.

Referências

- ABBAS, Z.; AROOJ, F.; ALI, S.; ZAHEER, I. E.; RIZWAN, M.; RIAZ, M. A. Phytoremediation of landfill leachate waste contaminants through floating bed technique using water hyacinth and water lettuce. **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n. 13, p. 1.356-1.367, 2019.
- ATIA, F. A. M.; AL-GHOUTI, M. A.; AL-NAIMI, F.; ABU-DIEYEH, M.; AHMED, T.; AL-MEER, S. H. Removal of toxic pollutants from produced water by phytoremediation: Applications and mechanistic study. **Journal of Water Process Engineering**, v. 32, p. 1-15, 2019.
- AZUBUIKE, C. C.; CHIKERE, C. B.; OKPOKWASILI, G. C. Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 32, n. 11, p. 180, 2016.
- BARCANSKA, H.; PLONKA, J.; JAROS, A.; OSTROWSKA, A. Potential application of *Pistia stratiotes* for the phytoremediation of mesotriene and its degradation products from water **International Journal of Phytoremediation**, v. 21, n.11, p. 1.090-1.097, 2019.
- BOCCATO, V. R. C. Metodologia da pesquisa bibliográfica na área odontológica e o artigo científico como forma de comunicação. **Rev. Odontol. Univ. Cidade São Paulo**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 265-274, 2006.
- BOKHARI, S. H.; AHMAD, I.; MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; MOHAMMAD, A. Phytoremediation potential of *Lemna minor* L. for heavy metals **International Journal of Phytoremediation**, v.18, n.1, p. 25-32, 2016.
- BREVIDELLI, M. M.; DE DOMENICO, E. B. **Trabalho de conclusão de curso: guia prático para docentes e alunos da área da saúde**. 2. ed. São Paulo: Iátria, 2008.

- DAUD, M. K., ALI, S., ABBAS, Z.; ZAHEER, I. E.; RIAZ, M. A.; MALIK, A.; ZHU, S. J. Potential of Duckweed (*Lemna minor*) for the Phytoremediation of Landfill Leachate. **Journal of Chemistry**, p. 1-9, 2018.
- DE OLIVEIRA, M.; ATALLA, A. A.; FRIHLING, B. E. F.; CAVALHERI, P. S.; MIGLIOLO, L.; FILHO, F. J. C. M. Ibuprofen and caffeine removal in vertical flow and free-floating macrophyte constructed wetlands with *Heliconia rostrata* and *Eichornia crassipes* **Chemical Engineering Journal**, v. 373, p. 458-467, 2019.
- ESCOTO, D. F.; GAYER, M. C.; BIANCHINI, M. C.; DA CRUZ PEREIRA, G.; ROEHR, R.; DENARDIN, E. L. G. Use of *Pistia stratiotes* for phytoremediation of water resources contaminated by clomazone, **Chemosphere**, v. 227, p. 299-304, 2019.
- JEEVANANTHAM, S.; SARAVANAN, A.; HEMAVATHY, R. V.; KUMAR, P. S.; YAASHIKAA, P. R.; YUVARAJ, D. Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects, **Environmental Technology & Innovation**, v.13, p. 264-276, 2019.
- KARMAKAR, S.; MUKHERJEE, J.; MUKHERJEE, S. Biosorption of fluoride by water lettuce (*Pistia stratiotes*) from contaminated water, **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 15, n. 4, , p. 801-810, 2018.
- LIU, L.; BILAL, M.; DUAN, X.; IQBAL, H. M. N. Mitigation of environmental pollution by genetically engineered bacteria – Current challenges and future perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 667, p. 444-454, 2019.
- LU, Q.; HE, Z. L.; GRAETZ, D. A.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.), **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, n. 6, p. 978-986, 2011.
- MA, H.; WANG, A.; ZHANG, M.; LI, H.; DU, S.; BAI, L.; ZHONG, M.; CHEN, S. Compared the physiological response of two petroleum-tolerant contrasting plants to petroleum stress, **International Journal of Phytoremediation**, v. 20, n.10, p. 1.043-1.048, 2008.
- MISHRA, S.; MAITI, A. The efficiency of *Eichornia crassipes* in the removal of organic and inorganic pollutants from wastewater: a review, **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 9, p. 7.921-7.937, 2017.
- MUTHUNARAYANAN, V.; SANTHIYA, M.; SWABNA, V; GEETHA, A. Phytodegradation of textile dyes by water hyacinth (*Eichornia crassipes*) from aqueous dye solutions. **International Journal of Environmental Science**, v.1, n. 7, 2011.
- MUTHUSARAVANAN, S.; SIVARAJASEKAR, N.; VIVEK, J. S.; PARAMASIVAN, T.; NAUSHAD, M.; PRAKASHMARAN, J.; GAYATHRI, V.; AL-DUAIJ, O. K. Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements, **Environmental Chemistry Letters**, v.16, n. 4, p. 1.339-1.359, 2018.
- PIZZANI, L.; SILVA, R. C.; BELLO, S. F.; HAYASHI, M. C. P. I. A arte da pesquisa bibliográfica na busca do conhecimento. **Rev. Dig. Bibl. Ci. Inf., Campinas**, v. 10, n.1, p. 53-66, 2012.

SARWAR, N.; IMRAN, M.; SHAHEEN, M. R.; ISHAQUE, W.; KAMRAN, M. A.; MATLOOB, A.; HUSSAIN, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives. **Chemosphere**, 171, 2017, p. 710-721.

SCHWANTES, D.; GONÇALVES, A. C.; SCHILLER, A. D. P.; MANFRIN, J.; CAMPAGNOLO, M. A.; SOMAVILLA, E. Pistia stratiotes in the phytoremediation and post-treatment of domestic sewage. **Intenational Journal of Phytoremediation**, v. 21, n.7, p. 714-723, 2019.

SWAIN, G.; ADHIKARI, S; MOHANTY P. Phytoremediation of copper and cadmium from water using water hyacinth, Eichhornia crassipes. **Inter J Agri Sci Technol**, v. 2, p. 1-7, 2014.

UGYA, A. Y. The Efficiency of *Lemna minor* L. in the Phytoremediation of Romi Stream: A Case Study of Kaduna Refinery and Petrochemical Company Polluted Stream. **Journal of Applied Biology and Biotechnology**, v. 3, n. 1, p. 11-14, 2015.

VILLAMAGNA, A. M.; MURPHY, B. R. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review, **Freshwater Biology**, v. 55, n. 2, p. 282-298, 2010.

VOLF, I.; RAKOTO, N. G.; BULGARIU, L. Valorization of Pistia stratiotes Biomass as Biosorbent for Lead(II) Ions Removal from Aqueous Media Separation, **Science and Technology**, v. 50, n. 10, p. 1.577-1.586, 2015.

Utilização de sementes bioindicadoras para avaliação de fitotoxicidade de chorume de aterro sanitário

Yeslei Paulino da Silva¹, Roger Vasques Marques², Denise Peresin³,
Vania Elisabete Schneider⁴

¹ Universidade de Caxias do Sul (ypsilva@ucs.br)

² Universidade de Caxias do Sul (rvmarques@ucs.br)

³ Universidade de Caxias do Sul (deniseperesin@gmail.com)

⁴ Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

Resumo: O aumento acentuado na produção de resíduos sólidos urbanos e o consequente acúmulo e extravasamento de chorume nos aterros aumentam o risco de contaminação ambiental. Porém, quando utilizado em concentrações corretas, o mesmo pode ser utilizado em fertirrigação. Sementes bioindicadoras podem ser usadas para avaliar a toxicidade do lixiviado. Neste estudo, o potencial poluente do chorume de um aterro sanitário municipal de Caxias do Sul – RS, Brasil, foi avaliado através de bioensaios com sementes de azevém (*Lolium perene*), trevo-branco (*Trifolium repens*), alface (*Lactuca sativa*) e pepino (*Cucumis sativus*). A metodologia utilizada foi adaptada da norma OCSPP 850. 4100 (Environmental Protection Agency – EPA). O chorume foi testado em sua forma bruta e diluído em água destilada nas concentrações de 100, 50, 25, 12,5 e 6,25%. Foram analisados o índice de germinação das sementes, e os resultados mostraram que o IG das quatro espécies foi maior no controle (água destilada) e que foi reduzindo à medida que a concentração de chorume aumentou. Levando em consideração que o índice de germinação mínimo favorável para o cultivo é 70%, de forma a caracterizar um substrato não fitotóxico, as concentrações máximas (em % v/v) de chorume para as sementes de alface, pepino, trevo-branco e azevém foram, respectivamente: 6,0; 19,3; 5,1; e 4,7. Portanto, conclui-se que a utilização do chorume para a fertirrigação pode ser viável se forem utilizadas concentrações ideais para cada espécie de cultivo desejada.

Palavras-chave: Chorume. Sementes bioindicadoras. Fitotoxicidade.

Área Temática: Reúso de águas e efluentes.

Use of bioindicator plants for evaluation of leachate phytotoxicity

*Abstract: The sharp increase in the production of municipal solid waste and the consequent accumulation and leakage of slurry in landfills increases the risk of environmental contamination. However when used in correct concentrations, it can be used in fertigation. Bioindicator seeds can be used to evaluate leachate toxicity. In this study, the pollutant potential of leachate from a municipal landfill in Caxias do Sul, RS, Brazil, was evaluated by ryegrass (*Lolium perene*), white clover (*Trifolium repens*), lettuce (*Lactuca sativa*) and cucumber (*Cucumis sativus*). The methodology used was adapted from OCSPP 850. 4100 (Environmental Protection Agency – EPA). The slurry was tested in its crude form and diluted in distilled water at concentrations of 100, 50, 25, 12.5 and 6.25%. The seed germination index was analyzed and the results showed that the GI of the four species was higher in the control (distilled water) and reducing as the concentration of leachate increased. Taking into account that the minimum favorable germination index for cultivation is 70%, in order to characterize a non-phytotoxic substrate, the maximum concentrations (in% v / v) of manure for lettuce, cucumber, white clover and ryegrass were, respectively: 6.0; 19.3; 5.1; 4.7. Therefore, it can be concluded that the use of manure for fertigation can be viable, since it uses optimal concentrations for each desired crop species.*

Keywords: Slurry. Seeds bioindicators. Phytotoxicity.

Theme Area: Water and effluent reuse.

1 Introdução

O crescimento da população humana, aliado à rápida industrialização e urbanização, provoca uma elevação na produção de resíduos (DAS *et al.*, 2019). Em 2012, o Banco Mundial estimou uma produção anual de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs) de, aproximadamente, 1,3 milhão de toneladas para assentamentos urbanos, e esse número deverá dobrar até o final de 2025, sendo composto, principalmente, por papel, plástico e restos de alimentos (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

Essa crescente e rápida geração de resíduos resulta em problemáticas envolvendo sua destinação final, obrigando os gestores municipais a encontrarem soluções adequadas, tais como a criação de aterros sanitários. Entretanto, quando essas ações são malgerenciadas resultam em consequências negativas para o meio ambiente, causando poluição de rios, degradação do solo, contaminação de águas subterrâneas, proliferação de vetores, entre outras. Dessa forma, órgãos e instituições públicas são forçadas a criar regulamentações, para que essas áreas sejam preservadas ou recuperadas (BORTOLIN; MALAGUTTI FILHO, 2010; ABRELPE, 2015; NUNES JÚNIOR *et al.*, 2016; COELHO *et al.*, 2018).

No ano de 2010, foi instituída no Brasil, através da Lei n. 12.305/2010 (BRASIL, 2010), a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que delibera sobre as diretrizes relativas à gestão integrada e ao gerenciamento de resíduos sólidos, tendo como princípios norteadores a prevenção e a redução da geração de resíduos, dispondo como proposta a prática de hábitos de consumo sustentável e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem, da reutilização e da destinação ambientalmente adequada dos rejeitos.

Embora os aterros sanitários sejam de extrema importância para a destinação adequada de resíduos não reaproveitáveis, um dos principais problemas que esses podem apresentar é o extravasamento de conteúdo líquido, rico em matéria orgânica e minerais solúveis no solo, conhecido como lixiviado, percolado ou chorume (BORTOLIN; MALAGUTTI FILHO, 2010). Segundo Serafim *et al.* (2003), o chorume é originado a partir da umidade natural da matéria orgânica pela atividade metabólica dos micro-organismos existentes na massa de resíduos, que, ao decompor esse material, libera para o meio vapor-d'água, calor e gás carbônico como compostos majoritários. O vapor-d'água condensa e escoar pela massa sólida, carreando consigo uma diversidade de compostos hidrossolúveis que dão origem ao lixiviado.

O impacto produzido pelo lixiviado sobre o meio ambiente está diretamente relacionado com a sua fase de decomposição. O percolado de aterro, quando recebe certa quantidade de água pluvial, é caracterizado por pH ácido, altas concentrações de carga orgânica, mensurada por Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO⁵) e de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e compostos potencialmente tóxicos, como Nitrogênio Amoniacal Total (NAT), sais inorgânicos, como Cl⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, metais pesados, como Cd, Cr, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn e compostos orgânicos xenobióticos, como o BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno, xileno), além de micro-organismos patogênicos (AZIZ *et al.*, 2010; CHRISTENSEN *et al.*, 2001; KJELDSEN *et al.*, 2002; OLLER, MALATO; SÁNCHEZ-PÉREZ, 2011; TENGRUI *et al.*, 2007; SÁ *et al.*, 2012; ÖMAN; JUNESTEDT, 2008).

Segundo Pande *et al.* (2015), o lixiviado pode apresentar elevadas concentrações de sólidos suspensos, metais pesados e compostos orgânicos provenientes da degradação de substâncias que são metabolizadas como carboidratos, proteínas e gorduras. Estudos mostram que por conter substâncias hidrossolúveis, a percolação de lixiviados contamina os recursos hídricos subterrâneos próximos (SINGH *et al.*, 2016).

A disposição do chorume sem tratamento no solo pode causar poluição por metais potencialmente tóxicos, o que é particularmente perigoso no caso de terras agrícolas, por estar associado a atividades agropecuárias (YANG *et al.*, 2018). Portanto, para que o chorume gerado em aterros sanitários seja utilizado na fertirrigação de culturas, é necessário que o mesmo seja tratado e seu potencial de toxicidade avaliado, com vistas a evitar e prevenir a contaminação da área em que for aplicado. O chorume não tratado ou aplicado em concentrações não adequadas, pode causar efeitos prejudiciais no crescimento das plantas, bem como a inibição do seu desenvolvimento (SANG, 2010). Em contraponto, segundo Romero *et al.* (2013), o chorume de resíduos sólidos urbanos, se corretamente utilizado, pode ser uma fonte potencial de nutrientes. Nesse contexto, os testes de fitotoxicidade existentes, que avaliam a germinação de sementes e o alongamento radicular, são amplamente utilizados, são rápidos, demonstram sensibilidade, simplicidade, baixo custo e adequação para produtos químicos ou amostras instáveis (WANG *et al.*, 2001; GRYCZAK *et al.*, 2018).

Segundo Wang *et al.* (2001), os ensaios com espécies de plantas possuem um bom custo-benefício por se tratar de sementes que podem ser compradas a granel, armazenadas por um tempo relativamente longo e com baixo custo de

manutenção. Os testes de germinação de sementes e alongamento de raízes não necessitam de nutrientes e coadjuvantes da planta no controle da água. As vantagens citadas tornam o método adequado como teste de prontidão ou como parte de uma bateria de testes, especialmente para o desenvolvimento de bancos de dados de fitotoxicidade em larga escala.

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo determinar o limiar de concentração de chorume de um aterro sanitário para sua aplicação na fertirrigação de diferentes culturas, através de ensaios de fitotoxicidade em sementes bioindicadoras.

2 Materiais e métodos

2.1 Escolha das espécies bioindicadoras

As espécies foram selecionadas com base na sua sensibilidade a agentes tóxicos que inibem a germinação de suas sementes, conforme consta na norma EPA OCSPP 850.4100 (USA, 2012). As espécies definidas para serem utilizadas no experimento estão apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 – Classificação taxonômica das espécies utilizadas no ensaio de fitotoxicidade

Grupo	Família	Espécie	Nome comum
Dicotiledônea	<i>Cucurbitaceae</i>	<i>Cucumis sativus</i>	Pepino
	<i>Asteraceae</i>	<i>Lactuca sativa</i>	Alface
Monocotiledônea	<i>Poaceae</i>	<i>Lolium multiflorum</i>	Azevém
	<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium repens</i>	Trevo branco

Fonte: Adaptado de USA (2012).

2.2 Preparo das diluições

O experimento foi conduzido em delineamento experimental completamente casualizado em esquema fatorial (Tabela 1). A variável independente foi “concentração de chorume” (D1: 100% v/v; D2: 50% v/v; D3: 25% v/v; D4: 12,5% v/v; D5: 6,25% v/v diluído em água destilada) e em um controle (D0: 100% água destilada). A variável resposta-analisada foi “índice de germinação”. Todo o experimento foi conduzido em triplicata.

Tabela 1 – Delineamento experimental para o ensaio de fitotoxicidade do chorume para quatro espécies vegetais

Variáveis independentes					Espécie (nome comum)	Variáveis dependentes
Diluição	Proporções		Volume			
	% v/v chorume	% v/v H ₂ O dest.	mL v/v chorume	mL v/v H ₂ O dest.		
D0 (controle)	0	100	0	150	Alface Pepino Azevém Trevo branco	Índice de Germinação
D1	100	0	150	0		
D2	50	50	75	75		
D3	25	75	37,5	112,5		
D4	12,5	87,5	18,75	131,25		
D5	6,25	93,75	9,38	140,62		

Fonte: Os autores.

As diluições foram realizadas em Erlenmeyer de 250mL e submetidas a agitador magnético por uma hora. Posteriormente, os frascos foram vedados com papel alumínio e deixados em repouso em incubadora BOD a $22 \pm 0,1^\circ\text{C}$ por 15h ou um *overnight* (ZUCCONI *et al.*, 1988). Após esse período em repouso, as diluições foram filtradas utilizando o filtro *Whatmann* n. 1.

2.3 Preparo das sementes e bioensaio

As sementes das espécies selecionadas (Quadro 1) foram adquiridas no comércio local, respeitando o mesmo fornecedor e o mesmo lote. Para todas as repetições, as sementes foram alocadas uniformemente em placas de Petri de 9mm de diâmetro, revestidas com papel-filtro qualitativo. Foram utilizadas 10 sementes de pepino e trevo branco e 20 sementes de alface e azevém. Após alocar as sementes nas placas, foi adicionada uma alíquota de 5mL das diluições obtidas conforme o item 2.2.

Após a adição das diluições, as placas foram vedadas com Parafilm e incubadas em BOD a $22^\circ \pm 0,1^\circ\text{C}$, em ausência de luz, por 48h (alface), 72h (pepino) e 96h (azevém e trevo branco). A diferença no tempo de incubação é determinada em função da necessidade de cada espécie vegetal para germinar. O período utilizado seguiu o recomendado na norma EPA OCSPP 850.4100 (USA, 2012).

2.4 Análise dos resultados

Os resultados obtidos foram avaliados a partir do número de sementes germinado nas amostras e no controle, bem como a longitude média das raízes. O índice de germinação foi calculado conforme a Equação 1 (ZUCCONI *et al.*, 1988).

$$IG = \frac{Ga.La}{Gc.Lc} \quad (1)$$

Em que:

IG = índice de germinação;

Ga = número de sementes germinado na amostra;

Gc = número de sementes germinado no controle;

La = longitude média das raízes da amostra (mm);

Lc = longitude média das raízes do controle (mm).

O resultado do IG referente ao controle corresponde a 100% (IG = 100%). A relação entre a capacidade de germinação das sementes expostas às diferentes diluições do chorume quando comparadas com o controle experimental (água destilada), foi considerada fitotóxica, uma vez que o IG foi menor que 70%; não fitotóxica, quando apresentar crescimento $70\% < IG < 100\%$; ou fertilizante (IG $\geq 100\%$), segundo (CORRÊA *et al.*, 2012; USA, 2012).

2.5 Análise estatística

Os pressupostos de normalidade dos dados foram testados pelo teste de Shapiro-Wilk; a homocedasticidade pelo teste de Hartley e a independência dos resíduos por análise gráfica. Atendendo a esses pressupostos, os dados foram analisados pelo teste F ($p < 0,05$). Em caso de significância estatística na análise de variância (Anova), equações de regressão foram plotadas utilizando modelos polinomiais para validação dos dados, conforme equação 2. Os dados foram tratados com auxílio do *software Statistica* (versão 13.0, da Dell®).

$$y = \sum_{i=1}^n y_0 + ax + bx^2 \quad (2)$$

Em que:

y = é a variável índice de germinação (%);

y₀ = é o intercepto da curva com a abscissa;

x = é a variável concentração de chorume (% v/v);

a = coeficiente linear da equação;

b = coeficiente quadrático da equação

3 Resultados e discussão

No Gráfico 1 são apresentados os resultados do Índice de Germinação (IG) das quatro espécies analisadas nas diferentes concentrações de chorume e nas equações de regressão.

Baseado no Gráfico 1, observa-se que o IG das quatro espécies foi maior no controle (água destilada – D0) e foi reduzindo à medida que a concentração de chorume foi sendo aumentada. As espécies pepino (*Cucumis sativus*) e alface (*Lactuca sativa*) apresentaram menor sensibilidade ao chorume, alcançando índices de germinação satisfatórios ($70\% < IG < 100\%$), na concentração D5 para as duas espécies, e na concentração D4 para o pepino. Conforme Klauck *et al.* (2015), substâncias consideradas tóxicas parecem não afetar diretamente o processo de ontogenia da semente, na transição do metabolismo heterotrófico para o autotrófico, entretanto, as demais espécies analisadas, azevém (*Lolium multiflorum*) e trevo-branco (*Trifolium repens*), apresentaram maior sensibilidade ao chorume, não alcançando níveis satisfatórios de germinação, em nenhuma das diluições de chorume analisadas.

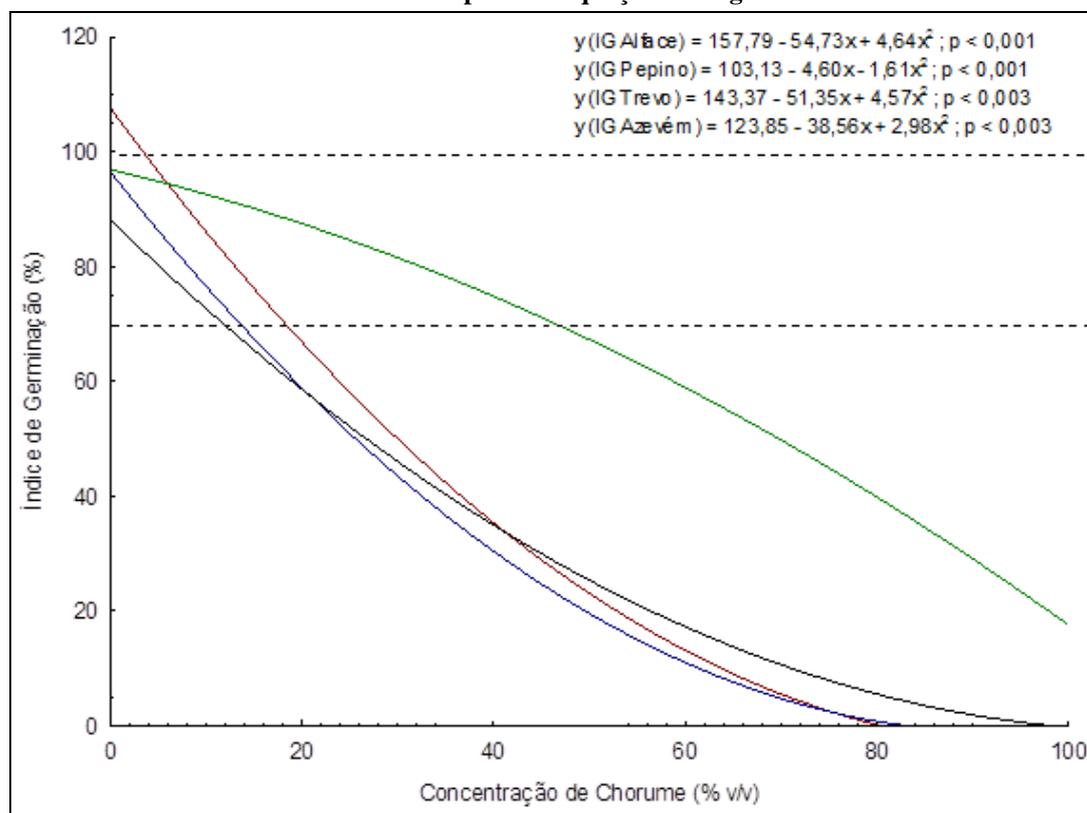
A alface atingiu seu potencial de germinação mínimo aceitável (70%) quando adicionado 16,83% de concentração do chorume. Esses dados não corroboram o trabalho de Vieira e Droste (2018), que encontraram índices de germinação iguais a 13,4% quando adicionada a concentração de 100% de chorume. Para a concentração mínima de chorume, quando adicionado 6,25% (0,3mL) e 12,5% (0,6mL), o IG reduziu-se 30,02% e 48,12% respectivamente, já Franco *et al.* (2017) encontraram para concentrações de 0,1mL e 0,5mL valores de 78% e 75%, respectivamente, para essa espécie. Pode-se associar esses resultados ao perfil fitotóxico maior do chorume analisado quando comparado com outros estudos referenciados.

Para o grupo-controle da espécie pepino, encontraram-se índices de germinação iguais a 100% quando incubadas por 72h, enquanto Wang *et al.* (2001) encontraram IG aproximado de 81,21% para um tempo de 48h de incubação. Esse fato pode estar associado ao tempo de incubação distinto. Quanto às concentrações de chorume, Franco *et al.* (2017) encontraram para as menores

concentrações (0,1 e 0,3mL) uma redução de 10% e 13% respectivamente, no IG do pepino, enquanto no presente trabalho, para as concentrações de 0,3 e 0,6mL encontrou-se uma redução de 16% e 21%, respectivamente. Esses resultados podem estar associados ao perfil fitotóxico do chorume estudado.

Para a análise estatística, como descrito na metodologia, valores externos (*outliers*) foram excluídos, utilizando como base os valores residuais de “R de Student”.

Gráfico 1 – Resultados do IG das sementes das quatro espécies, nas diferentes concentrações de chorume e respectivas equações de regressão



Fonte: Elaborado pelos autores.

O pepino (*Cucumis sativus*) foi a espécie que apresentou, significativamente, ($p < 0,05$), pelo teste F, a menor sensibilidade aos componentes presentes no chorume quando comparada às demais espécies analisadas. As sementes de alface (*Lactuca sativa*), azevém (*Lolium multiflorum*) e trevo-branco (*Trifolium repens*) não apresentaram diferença significativa entre si pelo teste F

($p < 0,05$) quanto ao seu perfil germinativo, demonstrando uma alta sensibilidade ao choro, mesmo em baixas concentrações.

Considerando que o índice de germinação mínimo favorável para cultivo de espécies é de 70% (CORRÊA *et al.*, 2012; USA, 2012) de forma a caracterizar um substrato não fitotóxico, as concentrações máximas de choro recomendadas (com as características físico-químicas e microbiológicas do choro avaliado) baseado nas equações de regressão, são: alface = 6,0% v/v de choro; pepino = 19,3% v/v de choro; trevo-branco = 5,1% v/v de choro; azevém = 4,7% v/v de choro.

4 Conclusões

Os resultados indicam a concentração máxima recomendada de choro (com as características físico-químicas e microbiológicas da amostra avaliada), a qual pode ser aplicada em cultivos das espécies avaliadas, de forma que não cause efeito fitotóxico.

Os resultados obtidos com a amostra de choro coletada, indicaram que a concentração máxima para a germinação da alface é de 6,0% v/v de choro; para o pepino é de 19,3% v/v de choro; para o trevo branco é de 5,1% v/v de choro; e para o azevém é de 4,7% de choro. O pepino foi a espécie que apresentou menor sensibilidade toxicológica ao choro avaliado.

Referências

- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. São Paulo, 2015.
- AZIZ, S. Q.; AZIZ, H. A.; YUSOFF, M. S.; BASHIR, M. J. K.; UMAR, M. 2010. **Leachate characterization in semi-aerobic and anaerobic sanitary landfills: a comparative study**. Journal of Environmental Management. 91(12), 2608-2614. doi:10.1016/j.jenvman.2010.07.042.
- BORTOLIN, J. R. M.; MALAGUTTI FILHO, W. **Método da eletrorresistividade aplicado no monitoramento temporal da pluma de contaminação em área de disposição de resíduos sólidos urbanos**. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 15, n. 4, p. 367-374, 2010.
- CHRISTENSEN, T. H.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; HANS-JØRGEN, A.; HERON, G. 2001. **Biogeochemistry of landfill leachate plumes**. Applied Geochemistry, 16(7-8), 659-718. doi:10.1016/s0883-2927(00)00082-2.
- COELHO, D. da C. L.; MEDEIROS JÚNIOR, A. O.; SILVA, K. B. da; DIAS, N. da S.; BATISTA, R. O. 2018. **Fertigation of sunflower crops using landfill leachate**. Revista Caatinga, 31(4), 944-953. doi:10.1590/1983-21252018v31n417rc.

CORRÊA, E. K.; COREZZOLLA, J. L.; CORRÊA, M. N.; BIANCHI, I.; JR LUCIA T. Chemical characteristics of beddings for swine: Effects of bedding depths and of addition of inoculums in a pilot-scale. **Bioresource Technology**. v. 123, p. 62-65, 2012.

DAS, S.; LEE, S. H.; KUMAR, P.; KIM, K. H.; SOO LEE, S.; BHATTACHARYA, S. S. 2019. **Solid waste management: Scope and the challenge of sustainability**. Journal of Cleaner Production, 228. 10.1016/j.jclepro.2019.04.323.

GRYCZAK, M.; KILIPPER, J. T.; COSTA P. D.; MACCARI, A. 2018. **Sementes de *lactuca sativa* como bioindicador de toxicidade em resíduos de construção civil**. Revista Tecnologia e Ambiente, v. 24, Criciúma, Santa Catarina – SC. ISSN Eletrônico 2358-9426 e ISSN.

HOLANDA, F. N. J.; ARAGÃO, F. G.; BEZERRA, B. B.; MONTEIRO, F. B.; OVÍDIO, P. B. B. 2016. **Emergência e Crescimento Inicial de Plantas de Girassol Submetidas a Diferentes Concentrações de Percolado de Aterro Sanitário**. Conexões – Ciência e Tecnologia. 10. 10.21439/conexoes.v10i5.1161.

HOORNWEG, D; BHADA T, P. 2012. What a Waste: **A Global Review of Solid Waste Management**. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC. World Bank.

ISIDORI, M.; LAVORGNA, M.; NARDELLI, A.; PARRELLA, A. 2003. **Toxicity identification evaluation of leachates from municipal solid waste landfills: a multispecies approach**. Chemosphere, 52(1), p. 85-94. doi:10.1016/s0045-6535(03)00298-4.

KLAUCK, Cr.; RODRIGUES, Mas; SILVA, Lb. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Brazilian Journal of Biology**, [s.l.], v. 75, n. 2, p. 57-62, maio 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.1813>.

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, 32(4), 297-336. doi:10.1080/10643380290813462.

BRASIL. Lei n 12.305, de 02/08/2010. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**, Brasília, 2010.

BRASIL. Lei n. 12.305, de 02/08/2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos**; alterada a Lei n. 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Brasília, DF: 1998.

LI, G.; CHEN, J.; YAN, W.; SANG, N. 2017. A comparison of the toxicity of landfill leachate exposure at the seed soaking and germination stages on *Zea mays* L. (maize). **Journal of Environmental Sciences**, 55, p. 206-213. doi:10.1016/j.jes.2016.06.031.

NUNES JÚNIOR, F. H *et al.* Emergência e Crescimento Inicial de Plantas de Girassol Submetidas a Diferentes Concentrações de Percolado de Aterro Sanitário. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. **Conex. Ci. e Tecnol.** Fortaleza/CE, v. 10, n. 5, p. 57-64, dez. 2016.

OLLER, I.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ, J. A. 2011. **Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for waste watered contamination: a review**. Science of the total environment, v. 409, n. 20, p. 4141-4166. doi: 10.1016/j.scitotenv.2010.08.061.

- ÖMAN C. B.; JUNESTEDT, C. 2007. **Chemical characterization of landfill leachate – 400 parameters and compounds** Waste Manag., 28 (10) 2008, p. 1876-189.
- PANDE, G.; SINHA, A.; AGRAWAL, S. 2015. **Impacts of leachate percolation on ground water quality: a case study of Dhanbad City**. Global NEST J. 17 (1), 162-174.
- ROMERO P, RAMOS P.; COSTA C, MARQUEZ, M. C. 2013. Raw and digested municipal waste compost leachate as potential fertilizer: ocmparison with a commercial fertilizer. **J.Cleaner Prod.** 59: p.73-78. doi:10.1016/j.jclepro.2013.06.044.
- SÁ, F. F.; JUCÁ, J. F. T.; MOTTA, A. da S. 2012. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. Ambiente e água – **An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 1, p. 204-217, 30 abr. doi: 10.4136/ambi-agua.815.
- SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; DE BRITO, N. N.; SOBRINHO, G. D.; TONSO S.; PELEGRINI, R. 2003. **Chorume, Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamentos**. In: FÓRUM DE ESTUDOS CONTÁBEIS, 3., 2003, Rio Claro. *Anais* [...], Rio Claro: Faculdades Integradas Claretianas, 2003.
- SINGH, S.; RAJU, N. J.; GOSSEL, W.; WYCISK, P. 2016. **Assessment of pollution potential of leachate from the municipal solid waste disposal site and its impact on groundwater quality**. Varanasi environs, India. Arabian Journal of Geosciences, 9(2). doi: 10.1007/s12517-015-2131-x.
- TENGRUI, L.; AL-HARBAWI, A. F.; BO, L. M.; JUN, Z.; LONG, X, Y. 2007. **Characteristics of nitrogen removal from old landfill leachate by sequencing batch biofilm reactor**. American journal of applied sciences, v. 4, n. 4, p. 211-214. doi: 10.3844/ajassp.2007.211.214.
- UNITED STATES OF AMERICA – USA. Environmental Protection Agency – EPA. **Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4100: Seedling Emergence and Seedling Growth**. Washington, EPA 712-C-012, January, 2012.
- YANG, Q.; LI, Z.; LU, X.; DUAN, Q.; HUANG, L.; BI, J. 2018. **A review of soil heavy metal pollution from industrial and agricultural regions in China: Pollution and risk assessment**. Science of the Total Environment, 642, 690-700.doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.068.
- WANG, X.; SUN, C.; GAO, S.; WANG, L.; SHUOKUI, H. 2001. **Validation of germination rate and root elongation as indicator to assess phytotoxicity with Cucumis sativus**. Chemosphere, 44(8), 1.711-1.721. doi:10.1016/s0045-6535(00)00520-8.
- ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. **Evaluating toxicity in immature compost**. Biocycle 22, 54-57. 1981.

Destilação por membrana aplicada à recuperação de água de efluente concentrado petroquímico

Paula G. Santos¹, Cíntia M. Scherer², Adriano. G. Fisch³,
Marco Antônio S. Rodrigues⁴

¹ Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, FEEVALE
(paula.goncalves@feevale.br)

² Curso de Engenharia Química, FEEVALE (cintiascherer@feevale.br)

³ Chemical and Materials Engineering Department, UNIVERSITY OF ALBERTA
(fisch@ualberta.ca)

⁴ Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Materiais e Processos Industriais,
FEEVALE (marcor@feevale.br)

Resumo: A demanda global por água tem aumentando cerca de 1% ao ano nas últimas décadas devido a múltiplos fatores, tais como: o crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e mudanças nos padrões de consumo. Tendo em vista uma futura restrição ao acesso à água, complexos industriais modernos possuem, atualmente, pesquisas ou projetos pilotos para avaliar a incorporação, em suas estações de tratamento terciário, de processos complementares que propiciem a reutilização da água, tais como: osmose inversa e eletrodialise reversa. Esses processos tradicionais de separação por membrana, apesar de eficientes, possuem como característica a geração de 20%-30% de solução aquosa salina concentrada, a qual é ordinariamente descartada. O processo de destilação por membranas pode ser empregado para recuperar parte da água do rejeito concentrado de osmose inversa e eletrodialise reversa, sendo, assim, uma alternativa ao simples descarte. Este trabalho tem o intuito de fomentar o desenvolvimento da técnica de destilação por membranas no campo industrial através da aplicação dessa tecnologia na recuperação de água. O efluente concentrado e tratado no presente estudo é o descarte final de uma estação piloto de eletrodialise reversa instalada como parte do tratamento terciário de um polo petroquímico. Os resultados analíticos mostram que a recuperação de água de efluente concentrado petroquímico é viável tecnicamente, utilizando pré-tratamentos para melhorar as condições operacionais do sistema, como filtração e ajuste de pH.

Palavras-chave: Efluente concentrado. Destilação por membrana. Recuperação de água.

Área Temática: Reúso de águas e efluentes.

Membrane distillation applied to petrochemical concentrated effluent water recovery

Abstract: Global demand for water has been increasing by about 1% per year in recent decades as a result of population growth, economic development and changing consumption patterns, among other factors. Due to a future constraint on access to water, modern industrial complexes currently have researches or pilot projects to save or to reuse water using reverse osmosis and reverse electro dialysis. These traditional membrane separation processes, although efficient, are characterized by the generation of 20-30% concentrated saline aqueous solution, which is ordinarily discarded. Membrane distillation can be efficiently used to recover water from the concentrated solutions of reverse osmosis and reverse electro dialysis, therefore it emerges as an alternative technology to its ordinary discard. Aiming to promote the development of the membrane distillation technique in the industrial field, this work studied the application of this technology in the water recovery of a concentrated effluent which was generated in a reverse electro dialysis process. The concentrated effluent used in the present study was obtained from a

reverse electrodialysis pilot station installed as part of the tertiary treatment of a petrochemical complex. The obtained analytical results show that the recovery of water from a petrochemical concentrated effluent is technically feasible using pretreatments to improve the operating of the membrane distillation process, such as filtration and pH adjustment.

Keywords: Concentrated effluent. Membrane distillation. Water recovery.

Theme Area: Water and effluent reuse.

1 Introdução

A demanda global por água tem aumentado cerca de 1% ao ano nas últimas décadas, em vista do crescimento populacional, do desenvolvimento econômico e das mudanças nos padrões de consumo, entre outros fatores, e continuará crescendo significativamente no futuro. Estima-se, ainda, que a demanda industrial e doméstica por água aumentará muito mais rapidamente do que a demanda agrícola, embora a agricultura continue sendo o maior usuário em geral. Esse crescimento ocorrerá em países com economias em desenvolvimento ou emergentes (THE UNITED NATIONS WORLD WATER DEVELOPMENT REPORT 2018: NATURE-BASED SOLUTIONS FOR WATER, 2018).

Devido à ampla demanda e à potencial restrição ao acesso à água, muitos projetos da indústria petroquímica têm conceituado a água como um recurso fundamental. Dentro desse escopo, têm surgido alternativas para o aumento da disponibilidade de água dentro dos processos, tanto para manutenção de suas operações quanto para ampliação da capacidade produtiva. Uma das iniciativas fomentadas pela gestão industrial é a adoção de tecnologias baseadas no reúso da água. A prática de reúso tem como principal objetivo reduzir a captação de água dos corpos hídricos (NARIYOSHI, 2016).

De fato, refinarias de petróleo e complexos petroquímicos modernos possuem, atualmente, pesquisas ou projetos pilotos para avaliar a incorporação, em suas estações de tratamento terciário, processos complementares que propiciem a reutilização da água, através da remoção de materiais orgânicos e sais dissolvidos. Para este último objetivo, processos tradicionais de separação por membranas, tais como a osmose inversa (OI) e a eletrodialise reversa (EDR), têm sido preferencialmente aplicados (FORNIARI; GODOI, 2012; SANTIAGO, 2010; VENZKE *et al.*, 2018). Esses processos tradicionais de separação por membrana, apesar de eficientes, possuem como característica a geração de 20-30% de solução aquosa salina concentrada, qual é ordinariamente descartado. De acordo com Venzke *et al.* (2017), após aplicação do processo híbrido OI-EDR no efluente tratado de um polo petroquímico, verificou-se a presença de elevadas

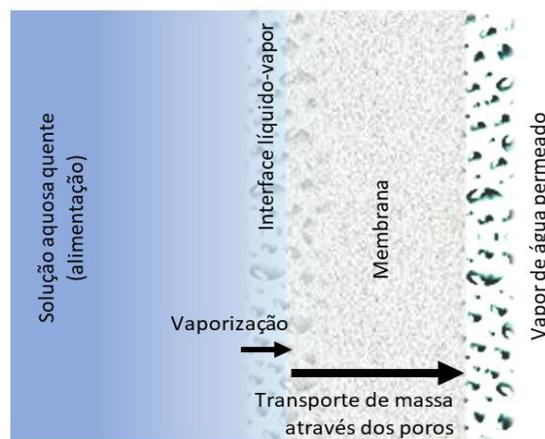
concentrações de cloreto, alcalinidade, cálcio, magnésio e sódio no concentrado, além de compostos orgânicos dissolvidos, impossibilitando a disposição direta desse rejeito sem nenhum tratamento e apontando à necessidade de alternativas de uso racional desse material.

Como alternativa para o tratamento de concentrados de OI e ED/EDR, buscando a máxima recuperação de água, surge o processo de destilação por membranas.

A destilação por membrana é um processo de separação conduzido termicamente em que apenas moléculas de vapor transferem-se através de uma membrana hidrofóbica porosa a partir do lado de maior temperatura (alimentação/retido) e são recolhidas, após condensação, no lado de menor temperatura (permeação/destilado) (ALKHUDHIRI *et al.*, 2012). A Figura 1 representa, esquematicamente, o processo de destilação por membrana. A diferença de temperatura nas superfícies da membrana induz a uma diferença de pressão do vapor em ambos os lados da membrana, resultando em um fluxo de massa e de calor através dessa. A natureza da força motriz e o caráter hidrofóbico da membrana rejeitam teoricamente 100% dos solutos não voláteis (DRIOLI *et al.*, 2015).

Com o intuito de fomentar o desenvolvimento da técnica de destilação por membranas no campo industrial, neste trabalho foi estudada a aplicação dessa tecnologia na recuperação de água de um efluente concentrado gerado no processo de eletrodialise reversa. O efluente concentrado é o efluente final de uma estação piloto de eletrodialise reversa instalada como parte do tratamento terciário de um polo petroquímico.

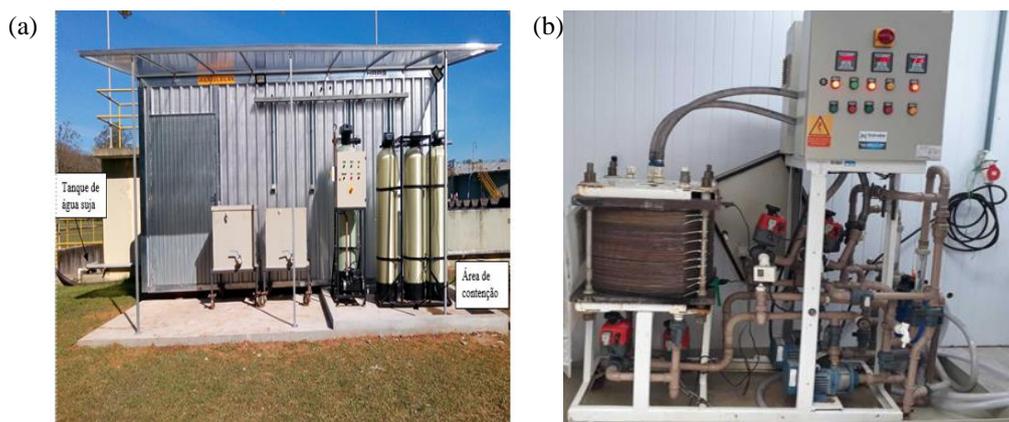
Figura 1 – Representação esquemática do processo de destilação por membranas



2 Metodologia

As amostras de concentrado de eletrodialise reversa (EDR) foram obtidas na planta piloto instalada no Sistema Integrado de Tratamento de Efluentes Líquidos do Polo Petroquímico do Sul, conforme Figura 2.

Figura 2 – Instalações da planta piloto (a) e equipamento de eletrodialise reversa (b)



Fonte: Os autores.

A unidade piloto de EDR é da marca Hidrodex®, modelo EDR 2,0 – 300 1E 1s 2e, com capacidade nominal de $2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, formada por 150 membranas empilhadas (*stack*) sendo 75 membranas aniônicas (HDX 200 Hidrodex®), 75 membranas catiônicas (HDX 100 Hidrodex®), 75 espaçadores de polipropileno e 2 eletrodos de titânio/platinizado. As condições operacionais utilizadas são: pressão de 2 bar, vazão de permeado de $0,7 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, vazão de concentrado de $0,3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, 70% de recuperação e voltagem nos eletrodos entre 100 e 300 VDC.

Na Universidade Feevale, foi instalado um sistema de destilação por membrana de contato direto em escala de bancada, conforme a Figura 3. O sistema é composto por um tanque de alimentação, uma célula de acrílico com membrana hidrofóbica, um banho termostático com água quente (70°C) para aquecer a alimentação do processo, um banho termostático com água gelada (5°C) para resfriamento da corrente de permeado recirculante e um tanque de permeado. O sistema conta com medidores de temperatura na entrada e saída das correntes de alimentação e permeado. Além disso, a pressão de ambas as correntes é monitorada na entrada no módulo. As vazões mássicas das bombas de recirculação das correntes de alimentação e permeado são, respectivamente, 28 e

10 g s-1. As medições de temperatura e pressão das linhas foram utilizadas nos cálculos de análise do processo de destilação por membranas.

Figura 3 – Sistema de destilação por membranas em escala de bancada do laboratório Aquário/FEEVALE



Os experimentos de destilação por membrana foram realizados utilizando amostra de efluente concentrado de EDR sem tratamento, efluente concentrado de EDR filtrado e efluente concentrado de EDR filtrado com ajuste de pH. Para filtração foi utilizada papel filtro qualitativo 80 g cm⁻², com capacidade de reter partículas com tamanho de 4-12 μ m. Para ajuste de pH foi utilizado HCl 37%.

Cada experimento de destilação por membranas durou 156 h (~9400 min) sendo dividido em três partes: operação do sistema por 72 horas; limpeza da membrana por 12 horas; e continuação da operação por mais 72 horas.

A análise do processo de destilação por membranas foi realizada a partir dos dados de fluxo do permeado (J), coeficiente efetivo de transferência de massa (k_{ef}) e resistência ao transporte (R). As equações usadas para o cálculo destas variáveis são dependentes da temperatura de entrada e saída das correntes de efluente da EDR (alimentação) e permeado, principalmente, mas também dependem das respectivas vazões e pressões hidráulicas. Esses dados foram obtidos a partir dos instrumentos instalados no módulo. Além destes dados, são necessários os parâmetros construtivos do módulo, como a área da membrana e área transversal ao escoamento das correntes.

O processo de destilação por membranas foi avaliado pelo fluxo de permeado transmembrana, calculado segundo a Equação 1,

$$J = \frac{m_5}{300A} \quad (1)$$

onde: J é o fluxo de transmembrana ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$), A é a área de membrana transversal ao fluxo (m^2) e m_5 é a massa de permeado acumulado em 5min (300 s) (kg).

A resistência à transferência de massa no processo foi avaliada conforme a Equação 2,

$$R = \frac{\Delta p}{J} \quad (2)$$

onde: R é a resistência ao transporte de permeado no processo de destilação por membranas (m s^{-1}), J é o fluxo transmembrana ($\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) e Δp é a diferença de pressão parcial de vapor de água através da membrana (Pa).

O coeficiente de transferência de massa é o inverso da resistência, tal que,

$$k_{ef} = \frac{1}{R} \quad (3)$$

onde: k_{ef} é o coeficiente convectivo global de transferência de massa no processo (s m^{-1}) e R é a resistência ao transporte de permeado no processo de destilação por membranas (m s^{-1}).

As caracterizações físico-químicas das amostras de efluente concentrado EDR e dos permeados originados foram realizadas no Laboratório Aquário, segundo os métodos descritos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, conforme listado na Tabela 1.

Tabela 1 – Lista de análises para caracterização físico-química

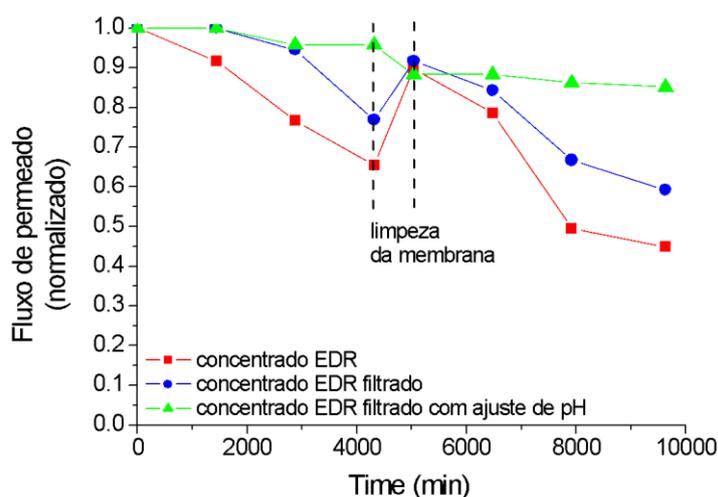
Parâmetro	Unidade	Metodologia	Parâmetro	Unidade	Metodologia
Alumínio	mg L ⁻¹	SM 3113 B	Sílica	mg L ⁻¹	SM 4500 C
Cálcio	mg L ⁻¹	SM 3111 D	Sódio	mg L ⁻¹	SM 3500 Na B
Carbono Orgânico	mg L ⁻¹	SM 5310 B	SDT	mg L ⁻¹	SM 2540 C
Cloreto	mg L ⁻¹	SM 4110 B	SST	mg L ⁻¹	SM 2540 D
Condutividade	µS/cm	SM 2510 B	ST	mg L ⁻¹	SM 2540 B
erro	mg L ⁻¹	SM 3111 B	Sulfato	mg L ⁻¹	SM 4110 B
Magnésio	mg L ⁻¹	SM 3111 B	Turbidez	NTU	SM 2130 B
pH	-	SM 4500 H ⁺	Zinco	mg L ⁻¹	SM 3111 B
Potássio	mg L ⁻¹	SM 3500 K B			

Fonte: Os autores.

3 Resultados

Os fluxos dos permeados para os testes com efluente concentrado de EDR sem qualquer pré-tratamento, quando esse filtrado e filtrado com ajuste de pH (pH~5) é mostrado na Gráfico 1. Conforme os resultados obtidos, o fluxo de permeado durante o processo de destilação por membranas é reduzido acentuadamente, durante o processamento do efluente concentrado de EDR, sem pré-tratamento. Quando a solução de efluente concentrado de EDR é filtrada previamente ao processo de destilação por membranas, a queda no valor do fluxo de permeado inicia após um período de latência, mas com, aproximadamente, a mesma taxa de queda encontrada quando do processamento do efluente concentrado de EDR sem pré-tratamento. Já quando o efluente de concentrado de EDR é filtrado e tem o pH ajustado para 5 com HCl, a taxa de queda do fluxo de permeado ao logo do processo de DM é visivelmente inferior aos demais.

Gráfico 1 – Fluxo de permeado normalizado

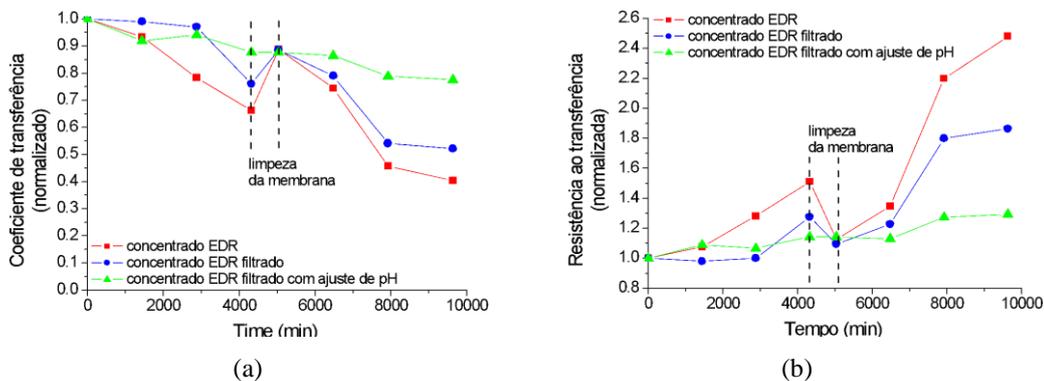


Essa diferença na taxa de queda do fluxo de permeado, ao longo do processamento, confirma que o beneficiamento físico (filtração) e o físico-químico (filtração + ajuste de pH) dispensados ao efluente de concentrado de EDR influenciam, positivamente, a manutenção do fluxo transmembrana, pois a filtração remove os sólidos que causam a incrustação, e o ajuste de pH impede a precipitação de compostos, como cálcio e magnésio, durante a concentração do concentrado de EDR.

O maior fluxo transmembrana obtido com o uso de filtração e o ajuste de pH permitiu recuperar 74% da água disponível no efluente concentrado de EDR, enquanto o processamento desse efluente concentrado filtrado permitiu recuperar 67% de água, e o efluente sem pré-tratamento recuperou apenas 56%.

Os coeficientes de transferência de massa e suas resistências, estão plotados no Gráfico 2 a, b respectivamente. Como se pode observar, o valor inicial dos coeficientes (e das resistências) é o mesmo após a limpeza da membrana, mas inferior àquele calculado com a membrana nova, corroborando a especulação de que apenas uma parcela da resistência criada durante o processamento é eliminada pela limpeza.

Gráfico 2 – Coeficiente de transferência e resistência à filtração normalizados



Fonte: Os autores.

Tendo em vista que a filtração elimina apenas material particulado suspenso da solução de concentrado de EDR e que o ajuste de pH entre 4,0 e 5,5 evita a precipitação de sais insolúveis durante o seu processamento na DM, uma proposta de resistências associativas pode ser viável.

O efluente concentrado de EDR e os permeados obtidos nos testes foram caracterizados por análises físico-químicas.

Os resultados EDR apresentados com os permeados obtidos do processamento do efluente concentrado de EDR, com ou sem pré-tratamento, possui uma qualidade que lhe garante a reutilização em diversas etapas do processo industrial de indústrias petroquímicas, como: torres de resfriamento, caldeiras, abastecimento de sistemas de incêndio, etc. Pode-se notar que os principais contaminantes foram removidos: cálcio (~98%), magnésio (~99%), sódio (~99%), potássio (~99%), ferro (~93%), cloreto (~99%), e sulfato (~99%). A remoção de sólidos dissolvidos

totais ficou entre 96% e 98%. Independentemente da utilização de pré-tratamento, o pH do permeado de DM ficou entre 5,06 e 5,45.

Tabela 2 – Caracterização físico-química do concentrado EDR e permeados da destilação por membrana

Parâmetro	Unidade	Concentrado EDR	Permeado da DM de concentrado EDR	Permeado da DM de concentrado EDR filtrado	Permeado da DM de concentrado EDR filtrado + ajuste pH
Alumínio	mg L ⁻¹	0,01	< LQ	< LQ	< LQ
Cálcio	mg L ⁻¹	41,38	1,004	0,747	0,744
Carbono Orgânico	mg L ⁻¹	11,8	0,0	2,3	N.R.
Cloreto	mg L ⁻¹	68,87	< LQ	< LQ	< LQ
Condutividade e	µS/cm	1469	8,60	5,90	3,52
Ferro	mg L ⁻¹	0,77	0,054	0,021	0,024
Magnésio	mg L ⁻¹	9,75	0,166	0,177	0,105
pH	-	7,60	5,06	5,45	5,22
Potássio	mg L ⁻¹	103	< LQ	< LQ	< LQ
Sílica	mg L ⁻¹	42,6	0,5	0,57	0,22
Sódio	mg L ⁻¹	162	0,5	0,5	0,6
SDT	mg L ⁻¹	916	39,5	16,3	17,7
SST	mg L ⁻¹	3	< LQ	< LQ	< LQ
ST	mg L ⁻¹	938	56,5	32,7	30,9
Sulfato	mg L ⁻¹	422	< LQ	< LQ	< LQ
Turbidez	NTU	6,72	1,257	0,724	1,65
Zinco	mg L ⁻¹	0,142	0,032	0,041	0,037

< LQ – menor que o limite de quantificação do método.

4 Conclusões

A partir dos dados obtidos, é possível concluir que a recuperação de água de efluente petroquímico concentrado é tecnicamente viável, quando realizada através do processo de destilação por membrana. A adoção de pré-tratamentos, como filtração e ajuste de pH auxiliam na operação do sistema, mantendo o fluxo de permeado o mais constante possível e aumentando a taxa de recuperação de água. O maior fluxo transmembrana obtido com o uso de filtração e ajuste de pH permitiu recuperar 74% da água do concentrado de EDR.

Os resultados analíticos comprovam a obtenção de água de reúso de excelente qualidade para uso em diversos processos produtivos.

Referências

ALKHUDHIRI, A. *et al.* Membrane distillation: A comprehensive review. **Desalination**, v. 287, p. 2-18, 2012.

E. DRIOLI, A. ALI, F. MACEDONIO, Membrane distillation: recent developments and perspectives, **Desalination**, v. 356, p. 56-84, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.028>.

FORNIARI, M.; GODOI, L. Cresce reúso de água no Brasil. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, p. 12-15, 2012.

NARIYOSHI, Y. N. **Estudo dos fundamentos de cristalização assistida por destilação com membranas em aplicação de dessalinização de água**. USP, [s.l.], 2016.

SANTIAGO, V. M. J. Pesquisas e implantação de tecnologias de ponta no tratamento e reúso de efluentes hídricos em refinarias. *In*: VII SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL, 2010, Porto Alegre: Abes, 2010.

THE UNITED Nations World Water Development Report 2018: Nature-based Solutions for Water. World Water Assessment Programme/UN-Water Report. Paris. 2018.

VENZKE, C. D. *et al.* Application of reverse osmosis to petrochemical industry wastewater treatment aimed at water reuse. **Management of Environmental Quality: An International Journal**, [s.l.], v. 28, n. 1, p. 70-77, 2017.

VENZKE, C. D. *et al.* Increasing water recovery rate of membrane hybrid process on the petrochemical wastewater treatment. **Process Safety and Environmental Protection**, [s. l.], v. 117, p. 152-158, 2018.

Análise do uso de Equipamentos de Proteção Individual no manejo de agrotóxicos por produtores de alho e uva do Município de São Marcos – RS

**Cassiano da Costa Fioreze¹, Taís Furlanetto Bortolini²,
Nilva Lúcia Rech Stedile³, Vania Elisabete Schneider⁴**

¹ Universidade de Caxias do Sul (ccfioreze@ucs.br)

² Universidade de Caxias do Sul (tfbortolini1@ucs.br)

³ Universidade de Caxias do Sul (nlrstedil@ucs.br)

⁴ Universidade de Caxias do Sul (veschnei@ucs.br)

Resumo: O crescente uso de agrotóxicos no Brasil tem acarretado problemas à saúde humana e à ambiental. Para minimizar os agravos na saúde, foi estabelecido o Decreto n. 4.074/2002 que regulamenta o uso de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) aos agricultores ao manipularem agrotóxicos. Este estudo objetiva caracterizar os agricultores e analisar o uso de EPIs por 56 trabalhadores rurais no Município de São Marcos – RS. Trata-se de uma pesquisa quantitativa e de campo, caracterizada pela busca de dados primários diretamente com 56 agricultores familiares do Município. Os resultados mostram que 58% dos agricultores são do sexo feminino, mais de 70% têm idade superior a 46 anos, 69,6% têm ensino fundamental incompleto, 69,66% trabalha mais que oito horas/dia e que os trabalhadores que usam a totalidade dos EPIs indicados (8) correspondem a 17,85%. Mostram, ainda, que os EPIs mais usados são a bota (93%), a luva (82%) e a calça (77%); os menos usados são a viseira facial (32%), o avental (36%) e a touca árabe 50%. Esses resultados apontam para situações de risco à saúde.

Palavras-chave: Equipamento de Proteção Individual. Agroquímicos. Agricultura.

Área Temática: Saúde ambiental.

Analysis of the use of personal protective equipment for pesticide management by garlic and grape growers in São Marcos/RS

Abstract: The increasing use of pesticides in Brazil has caused problems for human and environmental health. To minimize health problems was established Decree 4074/2002 that regulates the use of Personal Protective Equipment (PPE) to farmers when handling pesticides. This study aims to characterize farmers and analyze the use of PPE by 56 rural workers in the city of São Marcos – RS. It is a quantitative and field research, characterized by the search of primary data directly with 56 family farmers in the municipality. The results show that 58% of farmers are female, over 70% have more 46 years old, 69.6% have not completed elementary school, 69.66% work more than eight hours/day and the workers that using all PPEs indicated (8) correspond to 17.85%. The most commonly used PPE are the boot (93%), the glove (82%) and the pants (77%); the least used are the face visor (32%), the apron (36%) and the arabic cap 50%. These results point to health risk situations.

Keywords: Individual Protection Equipment. Agrochemicals. Agriculture.

Theme Area: Environmental health.

1 Introdução

Mesmo que a agricultura seja praticada pela humanidade há mais de 10 mil anos, o uso de agrotóxicos nas plantações para controle das pragas teve início acerca de meio século, após as Duas Guerras Mundiais, quando as indústrias químicas produtoras de venenos, que até então eram utilizados como armas químicas, encontraram, nas lavouras, um novo mercado para comercializar seus produtos (LONDRES, 2011).

No Brasil, a utilização de agrotóxicos vem crescendo anualmente. Seu uso de forma exacerbada constitui-se um problema de saúde pública, por afetar concomitantemente seres vivos e meio ambiente. A Associação Brasileira de Saúde Coletiva (Abrasco) alerta para o fato de que, desde 2008, o Brasil ocupa o primeiro lugar no *ranking* mundial como maior consumidor de agrotóxicos, aumentando os riscos de contaminação e intoxicação (CARNEIRO *et al.*, 2015). Segundo dados da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa) e do Observatório da Indústria de Agrotóxicos da Universidade Federal do Paraná, divulgados durante o 2º Seminário sobre Mercado de Agrotóxicos e Regulação, que foi realizado em Brasília, no ano de 2012, enquanto nos últimos dez anos o mercado mundial de agrotóxicos cresceu 93%, o mercado brasileiro cresceu 190% (CARNEIRO *et al.*, 2015).

Outro dado importante é que o consumo médio de agrotóxicos vem aumentando em relação à área plantada. Passou-se de 10,5 litros por hectare (l/ha), em 2002, para 12 l/ha em 2011. Isso se deve, em parte, à crescente resistência das ervas “daninhas”, dos fungos e dos insetos e também ao aumento das doenças nas plantações. Outro estímulo ao consumo de agrotóxicos é a diminuição dos preços e à isenção de impostos sobre os agrotóxicos, fazendo com que os trabalhadores rurais façam uso de maior quantidade por hectare (CARNEIRO *et al.*, 2015). Estudos realizados por Bombardi (2017) mostram que a Região Centro-Oeste do Brasil tem a maior média de uso quando comparada às demais regiões do País, tendo 334.628 t. Essa região também apresenta a maior média de uso de agrotóxicos (em Kg) por área agrícola (em hectare), com 16,14 Kg/ha, seguido pela Região Sul, que mostra uma média de 9,81 Kg/ha.

Para manipular os agrotóxicos, o Decreto n. 4.074/2002 estabelece o uso de EPIs aos agricultores (BRASIL, 2002). Segundo Silveira (2011) *apud* Monquero (2019), o manejo seguro de agrotóxicos exige a correta utilização de EPIs, e a utilização incorreta ou subutilização desses equipamentos acarreta prejuízos à saúde do trabalhador e possíveis intoxicações. A utilização dos EPIs é destinada à pessoa envolvida na produção agrícola e sua respectiva proteção, considerando que a utilização dos mesmos reduz o contato direto com os agrotóxicos. O uso

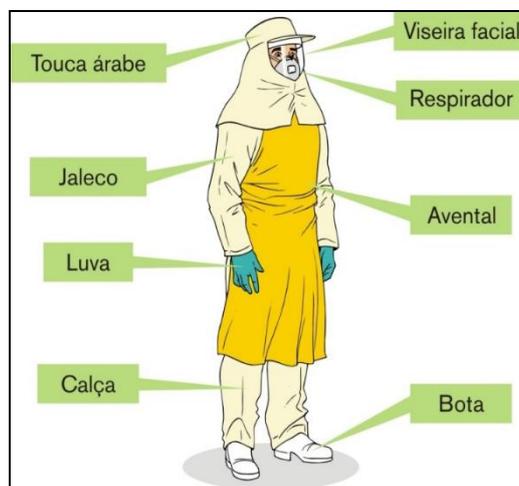
permite a redução do risco de intoxicação e oferece uma maior segurança ao agricultor (BRASIL, 1978; BRASIL, 2002; CEARÁ, 2010 *apud* PINTO, 2018).

Conforme estabelece o Decreto n. 4.074, de 2002, no art. 1º, o “Equipamento de Proteção Individual (EPI) é caracterizado como todo vestuário, material ou equipamento destinado a proteger a pessoa envolvida na produção, manipulação e uso de agrotóxicos, seus componentes e afins” (BRASIL, 2002).

Ainda na década de 70 do século passado, foi definido pela legislação brasileira que o uso de EPIs reforça a segurança do trabalhador no manejo com agrotóxicos e diminui os riscos de contaminação (BRASIL, 1978). As intoxicações por agrotóxicos são um problema de Saúde Pública maior do que os casos conhecidos, uma vez que, para um caso notificado, outros cinquenta não são identificados e manejados de forma correta, o que leva a entender que há uma subnotificação dos casos de intoxicação por agrotóxicos (CARNEIRO *et al.*, 2015).

Os EPIs indicados para uso no manejo dos agrotóxicos estão na Figura 1, e são: luvas; respiradores; viseiras faciais; jaleco; calça; boné árabe ou capuz; avental; e botas (SILVEIRA, 2011).

Figura 1 – Equipamentos de Proteção Individual (EPIs)



Fonte: Camilotti (2018).

Entretanto, mesmo que o EPI ofereça proteção ao trabalhador, esses equipamentos deixam a desejar em alguns aspectos, conforme afirma Veiga *et al.* (2007), quando diz que certas características dos EPIs (que foram projetadas para conferir maior segurança) podem acarretar dificuldades operacionais em várias situações de trabalho, como, por exemplo, o equipamento oferecer uma maior resistência de um tecido à permeabilidade, uma maior resistência ao calor podem

estar associados a aumento de peso e, conseqüentemente, a um menor conforto térmico.

Em vários países do continente europeu, existem legislações que exigem avaliação dos riscos relacionados à utilização dos EPIs. Entre esses riscos, encontram-se os malefícios à saúde causados pela hipertermia. Afora os problemas ocasionados à saúde humana, a carência de conforto térmico no ambiente de trabalho acaba por produzir efeitos econômicos, por interferir na produtividade e na qualidade do trabalho realizado (CROCKFORD, 1999 *apud* VEIGA *et al.*, 2007). Conforme Silveira (2011), no cenário rural brasileiro, as conseqüências que o uso de agrotóxicos traz ao ambiente e ao agricultor estão relacionadas a fatores como uso inadequado desses produtos e alta toxicidade de alguns agrotóxicos, além da precária utilização de EPIs e ausência de mecanismos de vigilância.

Nesse cenário, o objetivo geral do estudo é caracterizar o sexo, a idade, a escolaridade, as horas semanais de trabalho e analisar o uso de EPIs em 56 trabalhadores rurais no Município de São Marcos, Estado do Rio Grande do Sul.

2 Metodologia

Trata-se de uma pesquisa quantitativa e de campo, caracterizada pela busca de dados primários diretamente com os agricultores familiares do Município de São Marcos – RS. Participaram, até o momento, 56 agricultores desse Município, que cultivavam alho e uva, que também utilizavam agrotóxicos nas suas plantações e que morassem nos locais de aplicação. Este estudo faz parte do projeto “O uso de agrotóxicos na agricultura familiar e suas implicações à saúde dos agricultores e à saúde ambiental”. Trata-se, portanto, de um recorte e de dados parciais.

Os critérios de inclusão na pesquisa foram: 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 às questões; e f) aceitar participar do estudo e assinar o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE). O projeto foi submetido e aprovado pelo CEP com o n. 3.481.277.

Os dados foram coletados por meio de entrevistas com os agricultores, organizados em planilha *Excel* e tratados por estatística descritiva. Os dados selecionados referem-se à caracterização dos agricultores (sexo, idade, escolaridade e horas de trabalho semanais na propriedade) e uso de EPIs (tipos de EPI usados; número utilizado por agricultor). Os resultados estão apresentados na forma de tabelas e gráficos.

3 Resultados e discussão

A amostra foi composta por 56 agricultores. O sexo feminino é mais prevalente entre os entrevistados, sendo que 58,92% correspondem ao sexo feminino, e 42,85% correspondem ao sexo masculino.

Figura 1 – Distribuição dos agricultores por sexo



A Tabela 1 apresenta dados referentes à idade dos agricultores, com amplitude igual a 5.

Tabela 1 – Distribuição dos agricultores segundo a idade

Classes da idade	Frequência absoluta (f)	Frequência relativa (fr)
21 ··26	3	5,37
26 ··31	-	-
31 ··36	2	3,57
36 ··41	6	10,71
41 ··46	3	5,37
46 ··51	9	16,07
51 ··56	13	23,21
56 ··61	5	8,92
61 ··66	8	14,28
66 ··71	3	5,37
71 ··76	-	-
76 ··81	4	7,14
Total	56	100

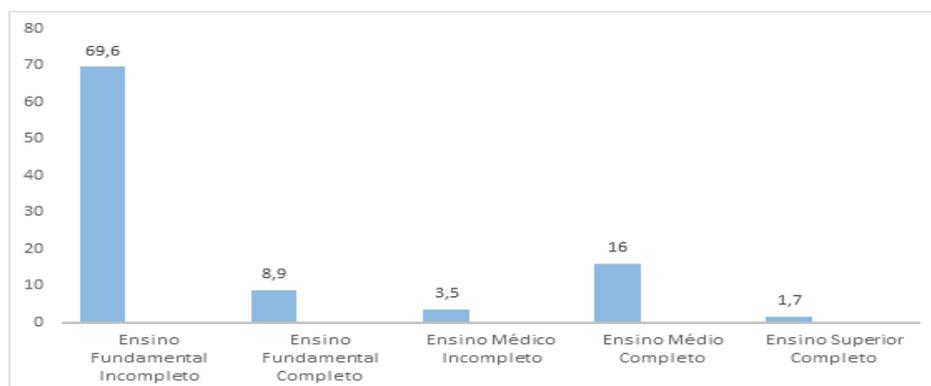
Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A frequência absoluta mostra que a concentração maior está no grupo de 51 a 56 anos, com 14 dos entrevistados, representando 23,21% do total. Em seguida, vem o grupo com idade entre 46 a 51, com 9 dos entrevistados, representando 16,07%.

Os resultados mostram que há um envelhecimento da população de agricultores. Segundo dados do Censo Agro 2017 (IBGE, 2018), o percentual de jovens na agricultura está diminuindo, enquanto o de idosos aumenta. Isso se comprova pelos dados comparados nos anos de 2006 e 2017, quando pessoas com mais de 65 anos representavam 17,52% da população de agricultores, e, em 2017, 21,4%. Nas faixas etárias de menores de 25 anos até menores de 45 anos, houve um decréscimo da população, sendo: <25 anos de 3,30% para 2,03%; de 25 a 35 anos, passa de 13,56% para 9,49%; 35 a 45, de 21,93% para 18,29%. Enquanto, nos grupos com idade superior a 45 anos, aumentaram sua população no campo, sendo: 45 a 55, de 23,34% para 24,77% e de 55 a 65, de 20,35% para 24,01%.

O Gráfico 2 mostra a escolaridade dos agricultores.

Gráfico 2 – Distribuição dos agricultores segundo a escolaridade



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A Figura mostra que 69,6% possuem ensino fundamental incompleto, 8,9% ensino fundamental completo, 3,5% Ensino Médio incompleto, 16% Ensino Médio completo e 1,7% 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, ainda, é possível evidenciar a realidade educacional no cenário rural do país por apenas 16% da população do estudo possuírem no mínimo o

Ensino Médio completo. É escassa a existência de políticas públicas que garantam o acesso e permanência das crianças nas escolas em território rural. Essa variável pode afetar no uso de EPIs e também no manejo de agrotóxicos, visto que nas bulas constam informações e dados altamente técnicos e de difícil compreensão.

Dessa 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, o que dificulta ou até mesmo faz com que um agricultor com baixo nível escolar não compreenda as descrições do produto, 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).

A Tabela 2 corresponde à distribuição das frequências absolutas e relativas das horas semanais de trabalho dos agricultores entrevistados, com amplitude de classe igual a 10. Percebe-se que 32,14%, estão na classe 55 a 65 e 21,42% na classe 35 a 45.

A classe que corresponde de 55 a 65 possui maior concentração de entrevistados (32,14), embora esteja regulamentada pelo Decreto n. 73.626/1974 (BRASIL, 1974) e, no art. 7º da Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988), garantindo ao trabalhador rural uma jornada de trabalho não superior a 8 horas/dia e 44 horas semanais. Com a somatória das classes anteriores 35 a 45, a proporção corresponde somente a 30,34% dos agricultores que estão cumprindo o que a legislação determina, ou seja, 69,66% dos agricultores entrevistados excedem o tempo de trabalho (BRASIL, 1988; BRASIL, 1973; BRASIL, 1974).

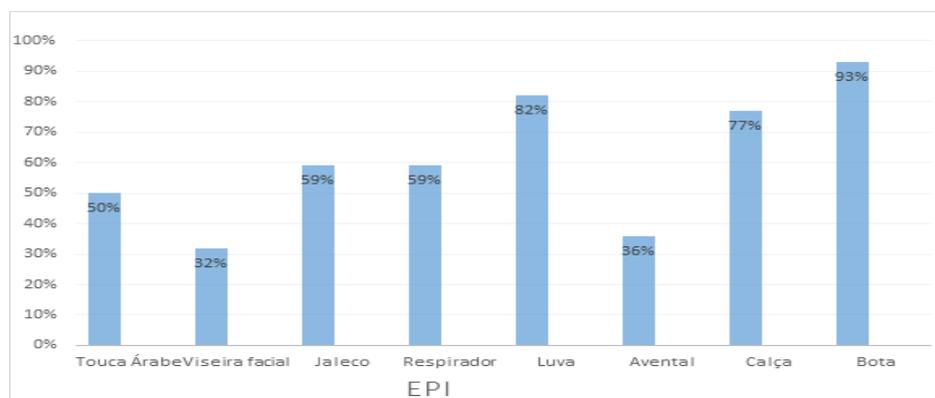
Na Figura 3 está a distribuição do uso dos EPIs, segundo os entrevistados. Percebe-se que 93% dos agricultores entrevistados utilizam botas, 82%, luva, e 77%, calça.

Tabela 2 – Distribuição das frequências absolutas e relativas das horas semanais de trabalho dos agricultores entrevistados, com amplitude de classe igual a 10

Classe das horas semanais	Frequência absoluta (f)	Frequência resolutive (fr)
15 ...25	3	5,35
25 ...35	2	3,57
35 ...45	12	21,42
45 ...55	7	12,5
55 ...65	18	32,14
65 ...75	8	14,28
75 ...85	4	7,14
85 ...95	2	3,57
Total	56	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Figura 3 – Distribuição do uso de EPIs segundo os agricultores



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Os equipamentos utilizados por mais de 50% dos entrevistados é a touca árabe, o jaleco, o respirador, as luvas, as calças e as botas. Porém se deve levar em consideração que os agricultores usam chapéus, bonés e máscaras descartáveis atribuindo o uso desses ao invés de touca árabe e respirador. Deve-se atentar que somente 32% dos agricultores usam viseira facial, sendo um sinal de risco para intoxicação aguda por absorção ocular.

A Tabela 3 apresenta a distribuição da quantidade de EPIs utilizados pelos agricultores entrevistados.

Tabela 3 – Distribuição da quantidade de EPIs utilizados pelos agricultores entrevistados

Quantidade de EPI	Frequência absoluta (f)	Frequência relativa (fr)
1	2	3,57
2	5	8,92
3	8	14,28
4	5	8,92
5	14	25
6	4	7,14
7	6	10,71
8	10	17,85
Total	56	100

Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A Tabela 3 mostra que os trabalhadores que usam a totalidade dos EPIs indicados (8) correspondem a 17,85%; que utilizam sete (7) EPIs correspondem a 10,71%; os que utilizam seis (6) EPIs correspondem a 7,14%; os que utilizam cinco (5) EPIs correspondem a 25%. Esta situação pode ser atribuída ao desconforto, à dificuldade de locomoção e ao calor excessivo que o EPI pode causar ao agricultor. Ainda pode estar atribuída à falta de relação entre a exposição e a causalidade. Portanto, a baixa adesão ao uso dos EPIs aumenta a exposição direta aos agrotóxicos que, por consequência, aumenta o risco de intoxicação por esses insumos (BOHNER; ARAÚJO; NISHIJIMA, 2013).

4 Conclusão

Os dados mostram que, quanto à caracterização, predomina o sexo feminino (58%), mais de 70% têm idade superior a 46 anos, 69,6% têm Ensino Fundamental incompleto, 69,66% trabalha mais que 8 horas/dia. Em relação ao uso de EPIs mais usados são as botas (93%), as luvas (82%) e a calça (77%); os menos usados são: a viseira facial (32%), o avental (36%) e a touca árabe (50%). Mostra, ainda, que os trabalhadores que usam a totalidade dos EPIs indicados (8) correspondem a 17,85%, visto que remete a uma situação de vulnerabilidade.

Referências

BOHNER, Tanny Oliveira Lima; ARAÚJO, Luiz Ermani Bonesso; NISHIJIMA, Toshio. O impacto ambiental do uso de agrotóxicos no meio ambiente e na saúde dos trabalhadores rurais. **Revista Eletrônica do Curso de Direito da UFSM**, v. 8, p. 329-341, 2013.

BOMBARDI, Larissa Mies. **Geografia do Uso de Agrotóxicos no Brasil e Conexões com a União Europeia**. São Paulo: Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas – USP, 2017. 296 p. Disponível em: <https://drive.google.com/file/d/1uRgO057EGY59I880BfPBu8LcviBpFD2V/view>. Acesso em: 9 nov. 2019.

BRASIL. [Constituição (1988)]. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Senado Federal, Subsecretaria de Edições Técnicas, 2004. 436 p. Texto constitucional promulgado em 5 de outubro de 1988, com alterações adotadas pelas Emendas Constitucionais de Revisão n. 1 a 6/1994. Disponível em: https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/508200/CF88_EC85.pdf?sequence=1&isAlloWed=y. Acesso em: 10 nov. 2019.

BRASIL. **Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989**. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7802. Acesso em: 12 nov. 2019.

BRASIL. **Decreto n. 4074, de 04 de janeiro de 2002**. Regulamenta a Lei n. 7.802, de 11 de julho de 1989. Diário Oficial da União: Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4074. Acesso em: 13 nov. 2019.

BRASIL. **Decreto n. 73.626, de 12 de fevereiro de 1974**. Aprova Regulamento da Lei n. 5.889, de 8 de junho de 1973. Brasília, Casa Civil, Sub Chefia para Assuntos Jurídicos, 12 fev. 1974. Diário Oficial da União: Brasília, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1970-1979/d73626.htm. Acesso em: 10 nov. 2019.

BRASIL. IBGE. Censo Agro 2017. 2018. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/21905-censo-agro-2017-resultados-preliminares-mostram-queda-de-2-0-no-numero-de-estabelecimentos-e-alta-de-5-na-area-total>. Acesso em: 13 nov. 2019.

BRASIL. **Lei n. 5.889, de 8 de junho de 1973**. Estatui normas reguladoras do trabalho rural. Brasília, Casa Civil, Sub Chefia para Assuntos Jurídicos, 8 jun. 1973. Diário Oficial da União, DF. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L5889.htm. Acesso em: 11 nov. 2019.

BRASIL. **Norma Regulamentadora n. 15, de 8 de junho de 1978**. Norma Regulamentadora. Atividades e Operações Insalubres. Brasília: Ministério do Trabalho e Emprego, 8 jun. 1978. Disponível em: <http://trabalho.gov.br/images/Documentos/SST/NR/NR15/NR-15.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2019.

BRASIL. **Norma Regulamentadora n. 6 de 8 de junho de 1978**. Norma Regulamentadora: Equipamento de Proteção Individual – EPI. Brasília: Ministério do Trabalho e Emprego, 8 jun. 1978. Disponível em:

<http://portal.mte.gov.br/data/files/8A7C816A47594D04014767F2933F5800/NR-06> (atualizada 2014.pdf. Acesso em: 14 nov. 2019.

CAMILOTTI, Fábio: 18:08 h. 2018. 1 grav., color. 739x639. Disponível em: <http://socicana.com.br/noticias/defensivos-agricolas-importancia-da-utilizacao-dos-epis-na-aplicacao-de-agroquimicos/>.

CARNEIRO, Fernando Ferreira. (Brasil). Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio (org.). **Dossiê Abrasco**: um alerta sobre os impactos dos agrotóxicos na saúde. Rio de Janeiro; São Paulo: Expressão Popular, 2015. 628 p. Disponível em: https://www.abrasco.org.br/dossieagrotoxicos/wp-content/uploads/2013/10/DossieAbrasco_2015_web.pdf. Acesso em: 10 nov. 2019.

LONDRES, Flávia. **Agrotóxicos no Brasil**: um guia para ação em defesa da vida. Rio de Janeiro: Assessoria e Serviços a Projetos em Agricultura Alternativa, 2011. 191 p. Disponível em: <http://br.boell.org/sites/default/files/agrotoxicos-no-brasil-mobile.pdf>. Acesso em: 10 nov. 2019.

PINTO, Débora; STEDILE, Nilva. **O uso de Equipamentos de Proteção Individual na manipulação de agrotóxicos e a frequência de intoxicações agudas**. 2018. 58 F. TCC (Graduação em Enfermagem) – Universidade de Caxias do Sul, Caxias do Sul, 2018.

REBOUÇAS, Maria Agripina; LIMA, Vera Lúcia A. de. 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 2013. ISSN 1807-1600. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/1338>. Acesso em: 16 nov. 2019. doi:<https://doi.org/10.15628/holos.2013.1338>.

SILVEIRA, Marco Antônio Saldanha. **Importância do uso de equipamentos de proteção individual por agricultores no Município de São Sepé – RS**. 2011. 34 f. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.

VEIGA, Marcelo Motta *et al.* A contaminação por agrotóxicos e os Equipamentos de Proteção Individual (EPIs). **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, São Paulo, v. 32, n. 116, p. 57-68, dez. 2007. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0303-76572007000200008&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 13 nov. 2019.

Qualidade microbiológica da água de açudes de área preservada – Santiago – RS

Cisnara Pires Amaral¹, Ricardo Cancian²

1 Docente no Departamento de Ciências Biológicas/Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (cisnara@yahoo.com.br)

2 Acadêmico no Curso de Ciências Biológicas/Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (ricardo.cancian@hotmail.com)

Resumo: O trabalho é fruto de um projeto de extensão no qual foram realizadas intervenções em área preservada com a coleta de água em açudes locais, com o objetivo de verificar a presença de coliformes termotolerantes e sua relação com o despejo de esgoto. Para tal, realizou-se o método quali-quantitativo no qual as amostras foram coletadas, utilizando para análise a metodologia dos tubos múltiplos (TM), e os resultados expressos em NMP (número mais provável)/100 ml de amostra. Os resultados demonstraram que a área está sofrendo ação antrópica derivada de infiltração por dejetos humanos, lixo ou trânsito de animais homeotérmicos. Verificou-se a presença de vermes relacionados a parasitoses veiculadas pela rede de água e esgoto, sendo fundamental a compreensão de que atitudes de descaso contribuem para degradar o meio ambiente, contribuindo para a proliferação de doenças e a degradação da área.

Palavras-chave: Desequilíbrio. Relação antrópica. Saúde ambiental.

Área Temática: Saúde ambiental.

Microbiological quality of water from preserved area dams – Santiago – RS

Abstract: *The work is the result of an extension project where were performed interventions in preserved area with water collection in the local dams in order to check for the presence of coliforms thermo-tolerant and its relationship with the anthropic action. To this goal, the quali-quantitative method where the samples were collected using the methodology analysis of multiple tubes (TM), and the results expressed as MPN (Most Probable Number)/100 ml of sample. The results showed that the area is suffering human action derived from infiltration by human waste, garbage or transit of homoeothermic animals. It was verified the presence of worms related to parasites in the water and sewer network, being fundamental to understanding that attitudes of indifference contributing to degrade the environment, contributing to the proliferation of diseases.*

Keywords: *Imbalance. Anthropogenic relationship. Environmental awareness.*

Theme Area: *Environmental health.*

1 Introdução

Sabemos que áreas preservadas são de suma importância para o equilíbrio ecológico, pois são locais de abrigo para uma grande variedade de espécies, além de serem locais raros, se estiverem, principalmente, localizados em área urbana. Entende-se, então, que as ações antrópicas estão cada vez mais disseminadas. Segundo Rosa (2011), o homem é o maior poluidor e transformador do meio ambiente.

As atividades da população humana, a explosão do crescimento demográfico, assim como o crescimento econômico dos países está degradando o meio ambiente a uma taxa acelerada. A diversidade biológica está sendo irreversivelmente diminuída, através da extinção, à medida que os *habitats* são destruídos. E isso precisa mudar, uma vez que necessitamos de um meio ambiente equilibrado em todos os sentidos (ROSA, 2011).

Vivenciamos constantemente os desequilíbrios ambientais, através de chuvas torrenciais, alagamentos, entupimento de bueiros, desenvolvimento de patologias relacionadas à contaminação da água como leptospirose, diarreias e enterogastrites. Desse modo, nos questionamos quanto às nossas atitudes, ou cruzamos os braços de forma passiva e aceitamos todas as mazelas que por ações de descaso, assolam nossa sociedade ou nos tornamos proativos em relação às questões ambientais, adquirindo atitudes que poderão contribuir para minimizar os impactos antrópicos.

Assim sendo, uma atenção maior deve ser dada à qualidade da água, uma vez que fatos históricos demonstram que alguns dos maiores surtos que já acometeram a população humana foram originados a partir de sistemas de distribuição hídrica. Melhores perspectivas de desenvolvimento são obtidas por meio da associação entre a água e a saúde pública (YAMAGUCHI *et al.*, 2013).

Desse modo, torna-se fundamental a pesquisa de bactérias termotolerantes como bioindicadores de contaminação da água, e da falta de saneamento básico em determinados locais para demonstrar o nível de contaminação e quais são as adaptações ocorridas no meio. Assim sendo, a pesquisa objetiva realizar a qualidade microbiológica para detectar o despejo de esgoto em área preservada, contribuindo para reforçar a importância da manutenção dos micro e macros ambientes para a fauna e a flora local, bem como a importância das ações individuais e coletivas para o equilíbrio dos ecossistemas e a manutenção do processo saúde-doença.

1.1 Qualidade da água, parasitas e contaminação

Compreende-se a importância da qualidade de água dentro de um ecossistema, pois servirá de meio onde inúmeras cadeias alimentares se projetam, contribuindo para a estabilidade das comunidades dentro de uma área preservada; além de estar envolvida em inúmeras parasitoses.

Nesse sentido, a resolução do Comana n. 357/2005 dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água

superficiais, estabelecendo algumas condições e padrões de lançamento de efluentes, e um dos parâmetros é a presença de coliformes termotolerantes, que se caracterizam por bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, caracterizadas pela ação da enzima galactosidase, estando presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos.

Essas bactérias são parasitas de grande destaque, pois que, habitualmente, são encontradas em açudes, córregos, rios e praias. Uma das principais é a *Escherichia coli*, que representa percentuais em torno de 96% a 99% nas fezes humanas e animais homeotérmicos. Além de ser o primeiro organismo na lista das infecções urinárias, a *Escherichia coli* tem sido também isolada de diversos outros sítios do corpo humano, responsável por patologias como pneumonias, meningites e infecções intestinais (DUARTE, 2011).

Compreendendo a ampla distribuição geográfica, sabe-se que a prevalência de infecções por parasitas intestinais é um dos melhores indicadores da situação socioeconômica de uma população, podendo estar associada a diversos determinantes como instalações sanitárias inadequadas, poluição fecal da água, alimentos consumidos, fatores socioculturais, contato com animais e ausência de saneamento básico.

A partir desses determinantes, questiona-se: Qual é a relação entre a contaminação de uma área preservada e a população ao seu redor? Quais são os fatores envolvidos?

Lembremos que, na natureza, ocorrem ciclos, assim os materiais que acabam sendo liberados no meio ambiente poderão retornar à sua origem através da contaminação de uma fruta, verdura, solo ou contato com animais domésticos, atingindo também o lençol freático.

Para Almeida (2013) esses fatores são questões de saúde pública, pois que se caracterizam por um conjunto de discursos, práticas e saberes que objetivam o melhor estado de saúde possível das populações, isto é, ela se refere à saúde da coletividade. Os conceitos hoje em dia aplicados são distintos, sendo que o alvo e o campo de práticas da saúde pública dependem de diversos fatores, tais como, a concepção do papel do Estado nos campos econômico e social e a concepção das responsabilidades individual e coletiva sobre a saúde e sobre os fatores intervenientes no processo saúde-enfermidade.

Sendo assim, ainda levantamos a seguinte questão: *Se a área preservada se encontra em área urbana, deverá fazer parte do processo saúde-doença? Quais seriam as responsabilidades individuais e as coletivas?*

É mister que ações de promoção de saúde entre as instituições, gestão municipal e escolas sejam realizadas para que promovam a capacidade de discernimento, criticidade em relação às nossas atitudes, contribuindo para que a Educação Ambiental consiga promover a reflexão e a cidadania.

Assim, o ambiente, visto como projeto comunitário, é entendido como algo com o qual precisamos nos comprometer. Nesse enfoque, o ambiente faz parte da coletividade humana, é o lugar dividido, o lugar político, o centro da análise crítica. Pelo individualismo e a falta de compromisso com a própria comunidade, o ambiente clama pela solidariedade, pela democracia e pelos envolvimento individual e coletivo (KRZYSCZAL, 2016).

Se existem inúmeros problemas que dizem respeito ao ambiente, isso se deve, em parte, ao fato de as pessoas não serem sensibilizadas para a compreensão do frágil equilíbrio da biosfera e dos problemas da gestão dos recursos naturais. Elas não estão e não foram preparadas para delimitar e resolver, de um modo eficaz, os problemas concretos do seu ambiente imediato (ROOS; BECKER, 2012).

Dessa forma, compreende-se que os desequilíbrios do meio, representados pelos desajustes em relação à água contaminada poderão contaminar áreas de hortas, pomares, quintais, colaborando para a disseminação de doenças, onerando os cofres públicos, pois, em sua grande maioria, poderiam ser evitadas.

2 Metodologia

A pesquisa foi realizada através de um projeto de extensão ocorrido em parceria com o Exército Brasileiro, especificadamente com a 11ª Companhia de Comunicações Mecanizada (Cia Com Mec) situada entre as coordenadas geográficas 29°11'30"S e 54°52'02"W, local onde se encontra uma área de mata preservada pertencente ao bioma Pampa, classificada como Mata Estacional Semidecidual (PILLAR *et al.*, 2009), ocupando uma área total de 18 ha.

A área estudada se encontra localizada na cidade de Santiago – RS, em zona urbana, nas proximidades da Universidade. As amostras ocorreram em quatro pontos dos açudes (A1, A2, A3 e A4), durante três meses seguidos (agosto, setembro e outubro), durante a tarde, aproximadamente em torno das 14h. Salienta-se que esses meses se caracterizaram por intensas chuvas.

Para a retirada da água foram utilizados quatro frascos estéreis de 60ml cada, numerados de 1 a 4 conforme os pontos de coleta. O acadêmico utilizava materiais descartáveis tais como luvas para sua proteção. A coleta deu-se da

seguinte forma: foi imerso o frasco fechado em uma profundidade aproximada de 30cm onde o mesmo foi aberto e após ser preenchido com a amostra da água foi fechado submersamente, de modo que o mesmo não se contaminasse ao ter contato com o meio externo. Após a coleta, os frascos foram levados para o laboratório de microbiologia onde foram realizadas as devidas análises a seguir descritas.

Para realizar a análise de coliformes termotolerantes, foi utilizada a metodologia dos tubos múltiplos (TMs), que consta de teste presuntivo e confirmativo para coliformes totais e confirmativo para a presença de coliformes termotolerantes. Inicialmente, foram preparadas três diluições da amostra (1:1, 1:10, 1:100), e uma bateria de 15 tubos, sendo 5 para cada diluição. Para o teste presuntivo foi usado Caldo Lauril Triptose (4 ml + 1 ml da respectiva diluição), incubado a 35°C durante 48 horas. Para o teste confirmativo foi usado o Caldo Verde Brilhante Bile 2%, onde foram tomados os tubos que formaram gás (tubo de Durham), fazendo a repicagem com alça bacteriológica (5 tubos para cada diluição), incubado a 35°C durante 48 horas. Então, os tubos que formaram gás nessa fase foram usados para a pesquisa de coliformes termotolerantes, repicando com alça bacteriológica para o Meio EC (5 tubos para cada diluição), incubado em banho-maria a 44,5°C durante 24 horas. Os resultados foram expressos em NMP/ 100 ml de amostra.

Para determinar o NMP, verificou-se a combinação formada pelo número de tubos positivos que apresentaram as diluições 1:1; 1:10 e 1:100 no Teste Confirmativo, consultando a tabela de Hoskins (FUNASA, 2013). Após ocorreu a análise e a tabulação de dados.

3 Resultado e discussão

Para uma melhor compreensão, optou-se pela análise dos pontos de verificação separados, conforme coordenadas geográficas, sendo o primeiro resultado relacionado ao açude 1, mais afastado da zona urbana, com as seguintes coordenadas: 29°11'47,5" S e 54°52'51,2" W; açude 2 – 29°11'46,1" S e 54°52'52,2" W e açude 3 – 29°11'44,5" S e 54°52'53,6" W.

Salienta-se que o método para a detecção de parasitas como a *Escherichia coli* é baseado nas atividades enzimáticas específicas dos coliformes (β galactosidade) e *E. coli* (β glucuronidase). Os meios de cultura contêm nutrientes indicadores (substrato cromogênico) que, hidrolisados pelas enzimas específicas dos coliformes e/ou *E. coli*, provocam uma mudança de cor no meio. Após o

período de incubação, se a cor amarela for observada, coliformes totais estão presentes. Se a fluorescência azul é observada sob a luz ultravioleta (UV) 365 nm, *E. coli* está presente. Além da maior precisão, esse método tem como vantagem o tempo de resposta, já que a determinação simultânea de coliformes (totais) e *E. coli* é efetuada após incubação das amostras a 35° C por 24 horas, não havendo necessidade de ensaios confirmativos (FUNASA, 2013).

Seguem resultados referentes às amostras coletadas.

Quadro 1 – Resultados expressos em valores de número mais provável (NMP) de coliformes termotolerantes / 100 mL

AMOSTRA NMP/100ml	A1	A2	A3	A4
Açude 1	<20	70	Negativo	60
Açude 1	Ovos de Ancilostoma sp cistos de Entamoeba sp	Cistos de Entamoeba sp	Negativo	Negativo
Açude 2	Negativo	60	Negativo	90
Açude 2	Larvas de Ancilostoma sp	Negativo para ovos e cistos	Negativo para ovos e cistos	Negativo para ovos e cistos
Açude3	170	170	120	120
Açude 3	Negativo para ovos e cistos	Negativo para ovos e cistos	Negativo para ovos e cistos	Cistos de Entamoeba sp

A1, A2, A3 e A4 fazem referência aos pontos de coleta.

Fonte: Elaborado pelos autores.

Observa-se que, na primeira coleta, referentemente ao açude 1, encontramos um número menor que 20 bactérias por 100ml de água, fato que poderá estar associado ao alto índice de chuvas que ocasionam a dissipação do material, além do fenômeno da ressurgência, demonstrando irrelevância nos dados encontrados. Porém, na coleta dos pontos 2 e 4, percebeu-se um índice relevante de bactérias, representando 70 e 60 bactérias por 100ml, considerando que o açude 1 é o ponto mais afastado da zona urbana, tendo um índice de contaminação, porém não poderíamos atrelar esse fato somente ao despejo de esgoto, pois animais de sangue quente, como cachorros e gatos, transitam pelo local, e possuem em seu intestino a *E. coli*.

Referentemente ao ponto 3 (açude 1) não foi percebido resultado positivo para bactérias termotolerantes. Acreditamos que o nível de contaminação, as chuvas constantes, o vento Minuano próprio da Região Sul, e o trânsito de animais, são fatores que poderão auxiliar na dissipação do material analisado.

Quanto aos ovos de *Ancilostoma sp*, observa-se que esse verme é classificado como nematelminto, encontrado no solo, relacionado ao ciclo da Ancilostomose, verminose responsável pelo Amarelão em humanos, possui dentículos córneos, se instala no intestino delgado e provoca anemia decorrente da perda de sangue constante pelo intestino parasitado, porém também encontramos, na literatura, o *Ancylostoma caninum*, nematoide causador da ancilostomíase animal e inflamação cutânea no homem. Esse parasita é próprio de felídeos e canídeos domésticos ou silvestres, mas pode acometer, acidentalmente, também o homem (OLIVEIRA *et al.*, 2008). Lembremos que o local possui vários cachorros que poderão também infectar as águas dos açudes.

Os ancilostomídeos são parasitas do intestino delgado, e duas espécies acometem com frequência o homem, *Necator americanus* e o *Ancylostoma duodenale*, sendo responsáveis por uma doença tipicamente anemiante denominada ancilostomíase. O *Ancylostoma brasiliense* e o *Ancylostoma caninum* são parasitas de cães e gatos, causando uma doença no homem conhecida como larva migrans cutânea. Suas larvas filarioides infectantes são capazes de penetrar através da pele, porém, quando não conseguem completar seu ciclo, abrem “caminhos” entre a epiderme e a derme onde ficam até morrer. Essa penetração através da pele, com a subsequente migração através do tecido subcutâneo, de larvas filarioides, bem como de outros nematódeos, pode produzir lesões cutâneas conhecidas como bicho geográfico devido aos caminhos que fazem na pele (REY, 2011; FERREIRA, 2012).

Outro fato interessante é o encontro de cistos de *Entamoeba sp*. em praticamente todos os pontos coletados, esse, o protozoário causador da Amebíase, ou Desintéria Amebiana, que provoca diarreia, febre, calafrios, fezes com sangue ou esbranquiçadas. Nota-se que ambas as parasitoses estão relacionadas ao saneamento básico e à contaminação de seres humanos. Lembremos que a área preservada recebe esgotos da comunidade ao redor, proveniente das chuvas constantes, podendo contaminar os açudes locais. Outro ponto a considerar é a ressurgência que ocorre nas águas de açudes, auxiliada pelos ventos constantes que provocam o deslocamento da água.

Pesquisas ainda garantem e confirmam que condições higiênico-sanitárias estão intimamente relacionadas com altas prevalências de enteroparasitoses em diferentes trabalhos realizados no Brasil (SILVA; SILVA, 2010).

Em relação ao açude 2, percebe-se que os pontos 1 e 3 apresentaram resultados negativos, enquanto nos pontos 2 e 4, os resultados foram consideráveis, apresentando 60 e 90 bactérias por 100ml, respectivamente. Nota-se que o ponto 4 apresentou aumento no número de bactérias contabilizadas. Para a interpretação de locais com e sem parasitas, deve-se levar em conta a incidência do sol nos açudes, fator abiótico que aumenta a atividade metabólica dos seres vivos, contribuindo para sua nutrição e reprodução, fato observado nos pontos 2 e 4 com alta incidência de luz solar; já os pontos 1 e 3, localizados em áreas sombreadas, não apresentaram parasitas no momento da coleta.

A ação contaminante não é causadora de danos excessivos, porém se deve entender que é relevante, que os parasitas encontrados refletem o deslocamento de animais domésticos que transitam pelo local, como cães e gatos, e que o nível de contaminação depende do sombreamento da área, dispersão de poluentes, nível de pluviosidade, quantidade de matéria orgânica, fatores abióticos que são preponderantes para a proliferação dos mesmos, sem esquecer que tais parasitas poderão afetar o lençol freático.

Segundo o Ministério da Saúde, Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011, em 100 ml de água não deve conter a presença de coliformes totais e nem de termotolerantes, sendo tolerado em amostras individuais de poços, nascentes e outras formas de abastecimento, a presença de coliformes totais na ausência da *E. coli* devendo ser investigada a origem da contaminação e tomar as providências de correção (BRASIL, 2011).

Essa portaria reforça o potencial de contaminação, comprovando que, de fato, está ocorrendo a ação antrópica. Ainda evidenciamos a presença de parasitas no ponto 1, larvas de *Ancilostoma sp.* Nos pontos 2, 3 e 4, não encontramos a presença de parasitas. Observamos que o verme nematoide em questão é proveniente dos ovos encontrados no açude 1 e também está relacionado à falta de saneamento básico e aos parasitas encontrados no intestino de cães e gatos.

Constata-se menor presença de helmintos e ovos na amostra, constatando maior concentração no açude 1 em relação ao açude 2. Devemos compreender que as chuvas excessivas colaboram para a disseminação de ovos, que são

levados pelo vento e por vetores; dessa forma, esses ovos, além de contaminar os açudes, poderão se fazer presentes em hortaliças, pomares e jardins.

Ressalta-se que, quando os parasitas acometem isoladamente os indivíduos, geralmente não apresentam alta letalidade, entretanto, as infecções associadas e, inclusive, algumas isoladas, afetam o estado nutricional do indivíduo, interferindo e competindo na absorção dos nutrientes, podendo causar sangramento intestinal e aumentar as chances de complicações (MARCHARETTI *et al.*, 2014).

Em referência ao açude 3, nota-se contaminação considerável em todos os pontos de coleta, pois o mesmo encontra-se praticamente em contato com a área urbana, sendo que o número de *E. coli* duplicou nas amostras. Desse modo, já podemos considerar que a rede de esgoto está contaminando o mesmo, ou está ocorrendo algum vazamento que auxilia a contaminação do local. A presença da bactéria *E. Coli*, nessas águas, indica que a área do Exército Brasileiro está exposta também a diversas doenças de veiculação hídrica, como amebíase, giardíase, gastroenterite, febre tifoide, hepatite A, que, em geral, apresentam sintomas como: febre, vômitos intensos, dores abdominais, que podem desencadear quadros agudos de diarreia, podendo ser veiculadas por moscas, formigas, baratas, cães e gatos que transitam pelo local.

A falta de monitoramento das diferentes fontes de água e o desconhecimento da população das causas e problemas associados à contaminação concorrem para a alta incidência de doenças de veiculação hídrica em comunidades (CAVALCANTI, 2014). Globalmente, há, aproximadamente, 1,7 bilhão de casos de doenças diarreicas e 4 milhões de crianças com menos de 5 anos que morrem de diarreia todo ano (WHO, 2013). No Brasil, o número total de internações por diarreia apenas nos cem Municípios brasileiros mais populosos representa 20,7% do total das internações de crianças (KRONEMBERGER, 2013).

Quanto às análises parasitológicas, não encontramos parasitas, nem cistos nas amostras 1, 2 e 3; somente na amostra 4, encontramos cistos de *Entamoeba sp.* Reiteramos que a ação das chuvas e do vento poderá contribuir para disseminar os ovos dos parasitas.

É importante destacar que o processo saúde-enfermidade de uma coletividade é decorrente de diversos aspectos sociais, políticos, econômicos, ambientais e biológicos. Enfatiza-se entre os determinantes sociais: a urbanização; a industrialização crescente, bem como as condições de moradia, de

saneamento básico, de nutrição, de alimentação, de escolarização, de recreação e lazer, de acesso aos serviços de saúde do trabalho, de emprego e de renda (ALMEIDA, 2013).

A conscientização da população é medida imprescindível para que o meio ambiente consiga se readequar. Atualmente, enfrentamos grandes catástrofes em relação à proliferação de mosquitos transmissores de doenças, que poderiam ser evitadas com precauções básicas, como cuidar do excesso de lixo e do local onde o mesmo está sendo depositado e de hábitos de higiene.

4 Conclusão

Conclui-se que a área preservada, localizada próxima da Organização Militar está sofrendo o impacto de despejos de esgotos domésticos que poderão estar ocorrendo via infiltração, vazamento ou pela falta de saneamento básico adequado, pois se encontrou, no açude 3 da localidade, um número excedente de *E. coli*, sendo o mesmo o mais próximo da comunidade local, porém os açudes 1 e 2 não deixam claro se a contaminação ocorre através de despejos de matéria orgânica, trânsito de animais homeotérmicos ou através do fluxo de água derivada da quantidade de chuvas presente nos meses da coleta.

Deve-se considerar que, na área, encontramos alguns cachorros e gatos, porém não poderiam eles ser os responsáveis pela quantidade de bactérias termotolerantes encontradas na localidade, referentes ao açude 3. Também observamos grande quantidade de cistos e outros parasitas, todos veiculados através da água, o que, de certa forma, ratifica a contaminação relacionada à rede de esgoto. Sabe-se que os micro-organismos encontrados dependem para viver de uma série de fatores abióticos, como: incidência de luz, salinidade, pH e que contribuem para a disseminação de parasitas em pontos específicos do açude, pois auxiliam a reprodução e o metabolismo.

Desse modo, são essenciais medidas mitigatórias, como a inserção de algas ou plantas flutuantes que consigam realizar a absorção da matéria orgânica, para que a mesma não se constitua um meio de reprodução e nutrição de micro-organismos patógenos.

Referências

- ALMEIDA, N. D. A saúde no Brasil, impasses e desafios enfrentados pelo Sistema Único de Saúde – SUS. **Rev. Psicologia e Saúde**. v. 5, n.1, p. 1-9, 2013.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE (MS). **Portaria n. 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.
- BRASIL. Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 357, de 2000**. Disponível em: [http:// www.mma.gov.br/conama/](http://www.mma.gov.br/conama/). Acesso em: 28 abr. 2019.
- CAVALCANTI, R. B. L. Ocorrência de *Escherichia coli* em fontes de água e pontos de consumo em uma comunidade rural. **Rev. Ambient. Água** [on-line], v. 9, n. 3, p. 550-558, 2014.
- CETESB. **Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos**. São Paulo: Edit. ???, 1991. (Série Manuais).
- DUARTE, P. B. **Micro-organismos indicadores de poluição fecal em recursos hídricos**. 2011. 52 f. Monografia (TCC – Especialização em Microbiologia) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- FERREIRA, M. U. **Parasitologia contemporânea**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2012.
- FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 4 ed. Brasília, 2013. Disponível em: http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manual_pratico_de_analise_de_agua_2.pdf. Acesso em: 2 dez. 2018.
- KRONEMBERGER, D. **Análise dos impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um esgotamento sanitário inadequado dos 100 maiores municípios brasileiros no período 2008-2011**. Relatório Final 2013. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/drsai/Relatorio-Final-Trata-Brasil-Denise-Versao-FINAL.pdf>. Acesso em: abr. 2019.
- KRZYSCZAK, F.R. As diferentes concepções de meio ambiente e suas visões. **Rev de Educação do IDEAU – REI**. v. 11, n. 23, p. 1-18, 2016.
- MARCHARETTI, H.; NORBERG, N. A.; MARTINS, J. A. S.; OLIVEIRA, J. T. M.; SANTA OLIVEIRA, F.; FAGUNDES, E.; BIAZOTTO, G.; NEVES, M. F. Ancilostomíase. **Rev. Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**, ano IV, n. 11, 2008.
- PILLAR, V. P.; MULLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A.V. A. **Campos Sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Editora do Ministério do Meio Ambiente, 2009.
- REY, L. **Bases da parasitologia médica**. 3. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2011.
- ROSA, M. D. A relevância ambiental das áreas de preservação permanente e sua fundamentação jurídica. **Planeta Amazônia** – Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas, Macapá, n. 3, p. 83-95, 2011.

ROOS, A.; BECKER, E. L. S. Educação Ambiental e sustentabilidade. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 5, n. 5, p. 857-866, 2012.

SILVA, L. P.; SILVA, R. M. G. **Ocorrência de enteroparasitas em centros de Educação Infantil no Município de Patos de Minas – MG**, Biosci, 2010.

YAMAGUCHI, M. U.; CORTEZ, L. E. R.; OTTONI, L. C. C.; OYAMA, J. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em instituição de ensino de Maringá-PR. **Mundo Saúde**, v. 37, n. 3, p. 312-320, 2013.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **World Health Statistics. 2013**: a wealth of information on global public health. Geneva: World Health Organization, 2013.

Conhecimento popular sobre o uso de plantas medicinais: estudo de caso em um Município do Extremo-Oeste de Santa Catarina

**Kauane Andressa Flach¹, Genesio Mario da Rosa²,
Marisa Janete Giehl Flach³**

¹Universidade Federal de Santa Maria (kaauane_flaach@hotmail.com)

² Universidade Federal de Santa Maria (genesiomario@yahoo.com.br)

³ Professora da Rede Municipal de Ensino do Município de Mondaí – SC
(marisajanete@outlook.com)

Resumo: No presente trabalho, são apresentadas as principais concepções sobre o conhecimento empírico na utilização de plantas medicinais, em suas formas de uso, com o intuito de resgatar o saber local da população que vive em Mondaí – SC. Por meio de uma abordagem qualitativa, usando a entrevista como método de coleta de dados, o levantamento abordou cinco pessoas, através do método *snowball sampling*, conhecido também como “Bola de Neve”. Os resultados referem um total de 101 plantas citadas, sendo que os entrevistados demonstraram um conhecimento ainda mais amplo sobre plantas que auxiliam no tratamento do fígado. Além disso, as análises demonstraram que a planta mais indicada em todo o estudo foi a tançagem (*Plantago major*), e a família de plantas mais citada foi a *Asteraceae*, com 19 plantas.

Palavras-chave: Plantas medicinais. Conhecimento empírico. Método “Bola de Neve”. *Asteraceae*.

Área Temática: Saúde ambiental.

Popular knowledge about the use of medicinal plants: case study in a far west Municipality of Santa Catarina

Abstract: *The present work presents the main conceptions about the empirical knowledge of the use of medicinal plants, in their use in order to rescue the local knowledge of the population living in Mondaí-SC. Through a qualitative approach, using the interview as a data collection method, the survey approached five people through the snowball sampling method, also known as the "Snowball". The results point to a total range of 101 plants mentioned, and the interviewees demonstrated a broader knowledge about plants that help the liver treatment. In addition, the analyzes showed that the most indicated plant in the whole study was the tango (*Plantago major*) and the most cited plant family was *Asteraceae*, with nineteen plants.*

Keywords: *Medicinal plants. Empirical knowledge. Snowball method. *Asteraceae*.*

Theme Area: *Environmental health.*

1 Introdução

Em termos de tempo, as plantas existem muito antes da humanidade e, segundo Reidt *et al.* (2018), na Antiguidade, os agentes etiológicos das doenças eram desconhecidos do homem, tornando-se uma fonte de tentativa e erro, que, atualmente, revela fiéis plantas medicinais valiosas (REIDT *et al.*, 2018).

Os primeiros registros de plantas usadas na medicina remontam a 5 mil anos, encontrados em uma placa de argila suméria que descreve 12 receitas para a preparação de medicamentos, referindo-se a mais de 250 plantas. Ainda mais interessante, descreve plantas ainda comumente usadas nos tempos modernos, como a papoula e o mandrágora (PETROVSKA, 2012).

O uso de plantas na medicina por grupos étnicos específicos é denominado medicina etnobotânica (FARNSWORTH, 1994). A etnobotânica é classicamente definida como a ciência que estuda o conhecimento e as conceituações desenvolvidas por qualquer sociedade a respeito do mundo vegetal, englobando tanto a maneira como o grupo social classifica as plantas, como a finalidade que lhes dá (AMOROZO, 1996).

As observações populares sobre o uso e a eficácia de plantas medicinais contribuem de forma relevante para a divulgação das virtudes terapêuticas dos vegetais, prescritos, com frequência, pelos efeitos medicinais que produzem (GONÇALVES; PASA, 2015).

De acordo com Badke *et al.* (2012), as plantas medicinais continuam a servir como tratamento alternativo na saúde das pessoas, mesmo com a introdução dos fármacos sintéticos. Segundo Johnson (1992), o saber local que compreende uma série de observações empíricas do ambiente local, enraizada no passado, pode ser considerado um sistema autônomo de saberes cumulativos e dinâmicos. Nesse sentido, o presente estudo ganha sustentação na medida em que tem por finalidade investigar e analisar, sistematicamente, o conhecimento empírico dos moradores da comunidade de Linha Taipa Baixa em Mondaí – SC, sobre a utilização de plantas da vegetação local, e suas formas de uso com o intuito de resgatar o saber local dessa população no que tange ao conhecimento popular sobre plantas medicinais. Esses levantamentos se tornam fundamentais na medida em que as gerações mais novas não estão mais guardando esses saberes, e os mesmos, quando não registrados, podem cair no esquecimento.

2 Metodologia

O estudo foi realizado na comunidade de Linha Taipa Baixa, interior do Município de Mondaí (Figura 1) sobre a utilização de plantas da flora local, ressaltando os usos preponderantes de cada espécie para o tratamento de determinadas doenças com o intuito de recuperar informações sobre o saber popular no que tange às plantas medicinais.

Figura 1 – Cidade de Mondai – SC



Fonte: *Google Earth* (2017). Acesso em: 15 dez. 2019.

A pesquisa realizada teve um cunho qualitativo referente à coleta de dados sobre os conhecimentos e as percepções da população sobre o uso de plantas medicinais. Segundo Minayo (2007), a abordagem qualitativa considera os níveis mais profundos das relações sociais, visando a compreender os aspectos quanto aos valores culturais de uma comunidade e representações sobre sua história.

Segundo Pasa (2007), se faz pertinente a coleta de informações na comunidade no que diz respeito ao uso de plantas, uma vez que as mesmas vêm sendo revalorizadas e, em muitos casos, são a forma mais acessível para obtenção de cura de enfermidades da população.

Nesse sentido, as entrevistas com a população local se deram por meio da metodologia “Bola de Neve”, seguindo a metodologia de Baldin e Monhoz,

uma via para a execução de trabalho de pesquisa e em campo em comunidades é a técnica metodológica snowball, também divulgada como snowball sampling (“Bola de Neve”). Essa técnica é uma forma de amostra não probabilística utilizada em pesquisas sociais onde os participantes iniciais de um estudo indicam novos participantes que, por sua vez, indicam novos participantes e assim sucessivamente, até que seja alcançado o objetivo proposto (o “ponto de saturação”) (2011).

Ao todo cinco pessoas participaram do estudo. As mesmas eram convidadas a integrar o grupo, sendo que todos eram maiores de idade, de ambos os sexos, não tendo seu nome divulgado. Assinaram um termo de compromisso de uso de vídeo e imagem e, posteriormente, passaram pela entrevista, quando houve o consentimento para tal. As perguntas eram abertas sendo que os entrevistados puderam expor seus conhecimentos relativos à utilização de plantas medicinais para tratamento de doenças.

3 Resultados e discussões

Ao todo foram citadas nas cinco entrevistas, 101 plantas diferentes, conforme Quadro 1, para o tratamento das mais diversas doenças, sendo elas: infecção intestinal, infecção de bexiga, infecção de garganta, furúnculo, cobreiro-freira, tose-comprida, fígado, câncer, doenças do estômago, infecções externas (espinhas/cortes), cicatrização, tosse, gripe alérgica, anemia, rim, diarreia, verminoses, catapora, depressão, hipertensão, útero, azia, diabete e intoxicação.

Quadro 1 – Plantas citadas no estudo

Asteraceae	<i>Cynara scolymus</i>	Alcaxofra
Lamiaceae	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Alecrim
Amaryllidaceae	<i>Allium sativum</i>	Alho
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	Ameixa-do-inverno
Moraceae	<i>Morus</i>	Amoreira
Fabaceae	<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	Angico vermelho
Crassulaceae	<i>Kalanchoe daigremontian</i>	Aranto
Asteraceae	<i>Arnica</i>	Arnica
Rutaceae	<i>Ruta graveolens</i>	Arruda
Pteridaceae	<i>Adiantum capillus-veneris</i>	Avenca
Xanthorrhoeaceae	<i>Aloe vera</i>	Babosa
Crassulacea	<i>Bryophyllum delagoense</i>	Balsamo alemão
Asteraceae	<i>Arctium lappa</i>	Bardana
Convolvulaceae	<i>Ipomoea batatas</i>	Batata doce
Solanaceae	<i>Atropa belladonna</i>	Beladona
Amarantaceae	<i>Beta</i>	Beterraba
Lamiaceae	<i>Plectranthus ornatus</i>	Boldo
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea var. italica</i>	Brócolis
S.I	S.I	Bucho
Asteraceae	<i>Conyza bonariensis</i>	Buva
Gramíneas.	<i>Zea mays</i>	Cabelo de milho
Poaceae	<i>Piptochaetium stipoides</i>	Cabelo-de-porco
Asteraceae	<i>Calendula arvensis</i>	Calêndula
Asteraceae	<i>Matricaria chamomilla</i>	Camomila
Tropaeolaceae	<i>Tropaeolum majus</i>	Capuchinha
Asteraceae	<i>Baccharis trimera</i>	Carqueja
Amaranthaceae	<i>Amaranthus viridis</i>)	Caruru espinha
Bromeliaceae	<i>Ananas comosus</i>	Casca de abacaxi
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum vacciniifolium</i>	Catuaba
Amaryllidaceae	<i>Allium cepa</i>	Cebola
Papaveraceae	<i>Chelidonium majus</i>	Celidônia
Apiaceae	<i>Daucus carota</i>)	Cenoura
Alismataceae	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	Chapéu de couro
Amaranthaceae	<i>Gingseng-brasileiro</i>	Chisim= ginseng
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i>	Cidreira brasileira
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia esperanzae</i>	Cipó- mil-homem
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaíba
Lamiaceae	<i>Leonotis nepetifolia</i>	Cordão de frade
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i>	Couve manteiga
Asteraceae	<i>Taraxacum officinale</i>	Dente-de-leão
Asteraceae	<i>Calyptocarpus brasiliensis</i>	Erva da mingua

Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i>	Erva-mate
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i>	Espinheira santa= cancorosa
Fabaceae	<i>Phaseolus vulgaris</i>	Feijão
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Flor de mamão
Asteraceae	<i>Zinnia elegans</i>	Flor de zínia
Asteraceae	<i>Gochnatia polymorpha</i>	Folha de cambará
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Folha de goiaba
Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i>	Folha de jabuticaba
Rutaceae	<i>Citrus X sinensis</i>	Folha de laranja
Rosaceae	<i>Fragaria × ananassa</i>	Folha de moranguinho
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	Folha de pitanga
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea var. capitata</i>	Folha de repolho
Boraginaceae	<i>Symphytum officinale</i>	Frei / confrei
Apiaceae	<i>Foeniculum vulgare</i>	Funcho
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Gabirova
Zingiberaceae	<i>Zingiber officinale</i>	Gengibre
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	Gervão chifre
Annonaceae	<i>Annona muricata</i>	Graviola
Asteraceae	<i>Mikania glomerata Spreng</i>	Guaco
Lamiaceae	<i>Mentha arvensis</i>	Hortelã
Asteraceae	<i>Artemisia vulgaris</i>	Infalivina
Bignoniaceae	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	Ipê roxo
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i>	Jurubeba
Compositae	<i>Solidago chilensis</i>	Lanceta
Rutaceae	<i>Citrus limonum</i>	Limão
Asteraceae	<i>Artemisia absinthium</i>	Losna
Asteraceae	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Mal-me-quer
Malvaceae	<i>Malva</i>	Malva
Lamiaceae	<i>Origanum majorana</i>	Manjerona
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i>	Marcela
Asteraceae	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Margarida branca
Lamiaceae	<i>Mentha</i>	Menta
Euphorbiaceae	<i>Jatropha multifida</i>	Mertiolate
Chenopodiaceae	<i>Chenopodium ambrosioides L.</i>	Mestruz
Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>	Mil em rama
Cucurbitaceae	<i>Bryonia dioica Jacq</i>	Nabo do diabo
Juglandaceae	<i>Juglans regia</i>	Nospecam
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i>	Nossa senhora
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i>	Pariparoba
Poaceae	<i>Eleusine indica</i>	Pé- de- galinha
Amaranthaceae	<i>Alternanthera brasiliana</i>	Penicelina(flor roxa)
Asteraceae	<i>Bidens pilosa L.</i>	Picão
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i>	Quebra pedra
Simaroubaceae	<i>Quassia amara L.</i>	Quina=pau amargo
S.I	S.I	Quina
Asteraceae	<i>Pulchea sagittalis</i>	Quitoco
Urticaceae	<i>Urtica</i>	Raiz de ortiga
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i>	Sabugueiro
Adoxaceae	<i>Sambucus nigra</i>	Sabugueiro
Apiaceae	<i>Petroselinum crispum</i>	Salsa
Smilacaceae	<i>Smilax ornata</i>	Salsaparrilha
Amaranthaceae	<i>Dysphania ambrosioides</i>	Santa maria
Lamiaceae	<i>Leonurus Cardiaca</i>	Santos filho
S.I	S.I	Sementes alfazema

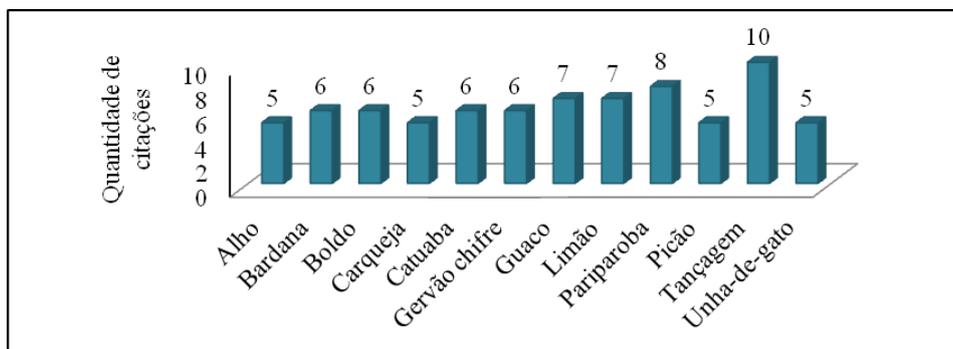
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i>	Tançagem
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i>	Tarumã
Rubiaceae	<i>Uncaria tomentosa</i>	Unha-de-gato
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	Vacum
Scrophulariaceae	<i>Verbascum thapsus</i>	Verbasco

* S.I.= Sem informação.

Fonte: Elaborado pelas autoras.

Dentre todas as plantas citadas no estudo, as mais destacadas pelos pesquisados foram 11 espécies, como mostra o Gráfico 1.

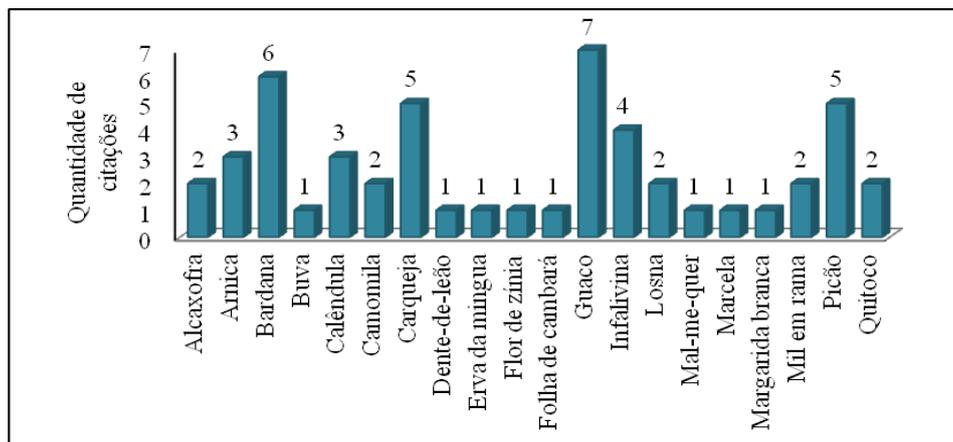
Gráfico 1 – Plantas mais citadas nas entrevistas



Fonte: Elaborado pelas autoras.

Verifica-se que a família de plantas mais citada é a Asteraceae, com 19 plantas pertencentes à família, assim como mostra o Gráfico 2. É importante ressaltar que tanto no grupo das 11 plantas mais citadas, quanto no grupo das 101 plantas totais, a Asteraceae mostra-se a mais citada, demonstrando um indicativo positivo para o estudo dessa família.

Gráfico 2 – Plantas pertencentes à família Asteraceae, abordadas nas entrevistas



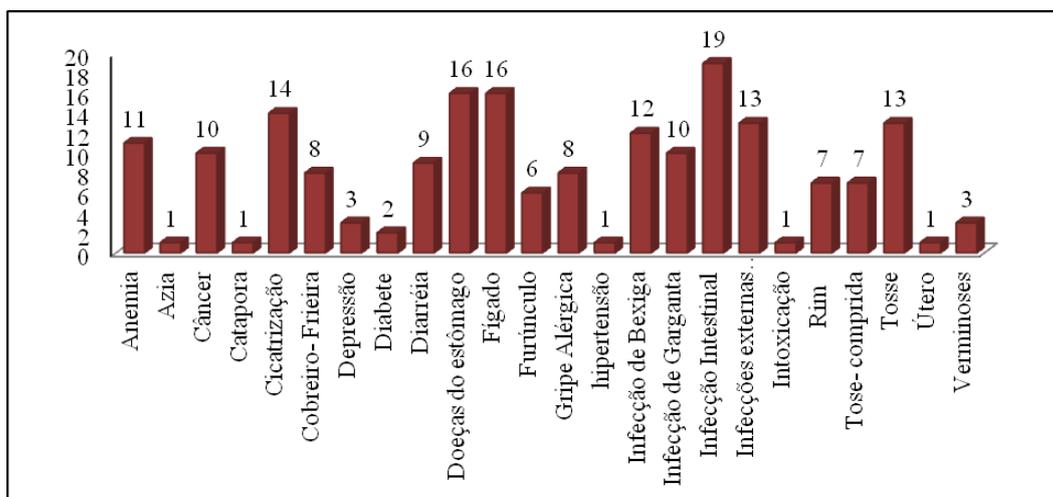
Fonte: Elaborado pelas autoras.

Segundo explanação de Cronquist (1988), o sucesso evolutivo das Asteraceae pode ser atribuído em parte ao desenvolvimento de um sistema químico de defesa que inclui a produção combinada de compostos secundários muito derivados, do tipo poliacetilenos e lactonas sesquiterpênicos. Trazendo assim uma possível característica peculiar que faz dessa família de plantas uma importante economia na medicina tradicional, além dos propósitos terapêuticos.

A maior quantidade de plantas diferentes fora indicada para a doença de infecção intestinal, sendo que no total 19 plantas, como mostra o Gráfico 3. A planta mais citada para uma mesma doença foi o boldo (*Plectranthus ornatus*), sendo quatro vezes indicada, das cinco possíveis, para o tratamento do fígado.

Entre as plantas mais comumente utilizadas para fins terapêuticos se destacam o boldo (*Plectranthus ornatus*), empregado tradicionalmente como analgésico e estimulante do apetite e principalmente nos casos de distúrbios do fígado e estômago (COSTA; NASCIMENTO, 2003).

Gráfico 3 – Quantidade de plantas diferentes indicada para cada doença



Fonte: Elaborado pela autora.

4 Conclusão

Foi inerente perceber, no decorrer das entrevistas, o quão intimamente as plantas citadas estão ligadas com as pessoas e seus costumes. Além disso, mencionaram que se sentiram muito felizes em perceber que estudos estão sendo realizados para resgatar esses saberes que, desde tempos antigos, auxiliam as pessoas no tratamento natural de enfermidades.

Referências

- AMOROZO, M. C. M. A abordagem etnobotânica na pesquisa de plantas medicinais. *In*: DISTASI, L. C. (org.). **Plantas medicinais: arte e ciência: um guia de estudo interdisciplinar**. São Paulo: Edusp, 1996. p. 47-68.
- BADKE, M. R.; BUDÓ, M. L. D.; ALVIM, N. A. T.; ZANETTI, G. D.; EISLER, E.V. **Saberes e práticas populares de cuidado em saúde com o uso de plantas medicinais**. *Texto Contexto Enferm*, Florianópolis, v. 21, n. 2, p. 363-370, 2012.
- BALDIN, N.; MUNHOZ, E. M. B. Educação Ambiental comunitária: uma experiência com a técnica de pesquisa *snowball* (bola de neve). **Rev. eletrônica Mestr. Educ. Ambient.** ISSN 1517-1256, v. 27, jul. a dez. de 2011. Disponível em: <https://periodicos.furg.br/remea/article/viewFile/3193/1855>. Acesso em: 9 dez. 2019.
- COSTA, M. C. C. D.; NASCIMENTO, S. C. Atividade citotóxica de *Plectranthus ornatos*. Andr. (Lamiaceae). **Acta Farm. Bonaerense**. v. 22, p. 155-158, 2003.
- CRONQUIST, A. **The evolution and classification of flowering plants**. 2. ed. New York: Columbia University Press, 1988.
- FARNSWORTH, N. R. **Ethnopharmacology in drug development**. Ciba Foundation Symposium, v. 185, p. 42-51, 1994.
- GONÇALVES, K. G.; PASA, M. C. A etnobotânica e as plantas medicinais na Comunidade Sucuri, Cuiabá – MT, Brasil. **Interações**, Campo Grande, v. 16, n. 2, p. 245-256, jul./dez. 2015.
- JOHNSON, M. C. **Lore-Capturing Traditional Environmental Knowledge**. Ottawa, CA: Diane Publishing, 1992. 190 p.
- MINAYO, M. C. S. **O desafio do conhecimento: pesquisa qualitativa em saúde**. 10. ed. São Paulo: Hucitec, 2007.
- PASA, M. C. **Um olhar etnobotânico sobre as comunidades do Bambá, Cuiabá – MT**. Cuiabá, MT: Entrelinhas, 2007.
- PETROVSKA, B. B. Historical review of medicinal plants' usage. **Pharmacognosy Review**, v. 6, p. 1-6. 2012.
- REID, A. M.; OOSTHUIZEN, C. B.; FIBRICH, B. D.; TWILLEY, D.; LAMBRECHTS, I. A.; DE CANHA, M. N.; RADEMAN, S.; LALL, N. **Traditional medicine: the ancient roots of modern practice**. Pretoria: South Africa, University of Pretoria, 2018.

Análise das atividades agrícolas sob a ótica de segurança do trabalho: um estudo de caso

Jéssica Bonatto¹, Janaína Ribeiro Velho²

¹ Egressa da Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho / Universidade de Caxias do Sul (jbonatt1@ucs.br)

² Docente convidada da Especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho / Universidade de Caxias do Sul (janainavelho@gmail.com)

Resumo: As atividades agrícolas expõem os trabalhadores a diversos riscos químicos, físicos, biológicos e ergonômicos. Uma análise tem a finalidade de proporcionar o planejamento de ações preventivas para reduzir a ocorrência de acidentes e doenças relacionadas ao trabalho. O conhecimento sobre as medidas preventivas no meio ambiente, na segurança e na saúde ocupacionais é fundamental para promover um ambiente seguro e ambientalmente satisfatório. O objetivo deste artigo é realizar uma análise das atividades realizadas na lavoura e da aplicação de defensivos agrícolas sob a ótica de segurança do trabalho exclusivamente no cultivo de pêssegos e ameixas em uma propriedade rural localizada no Município de Caxias do Sul. A metodologia de pesquisa utilizada tem como base uma abordagem de análise qualitativa com procedimento aplicado de comparação, buscando compreender os riscos que envolvem a segurança e a saúde ocupacionais. Assim, se observou que a empresa, antes mesmo de fazer a análise de risco, já sentia a necessidade de fazer melhorias no seu processo, em específico, em saúde e segurança dos trabalhadores.

Palavras-chave: Agricultura. Risco ocupacional. Perigo ocupacional.

Área Temática: Saúde ambiental.

Analysis of agricultural activities from the perspective of occupational safety: a case study

Abstract: Agricultural activities expose workers to many occupational risks, like: chemical, physical, biological and ergonomic. An analysis provides the purpose of providing preventive actions planning to reduce the occurrence of work-related accidents and illnesses. The knowledge about preventive measures in the environment, safety and occupational health is fundamental to promote a safe and environmentally satisfactory environment. The objective of this paper is to analyze the activities executed in the agriculture and in the application of pesticides from the perspective of work safety exclusively in the cultivation of peach and plum in a rural property located in Caxias do Sul. The research used is based on a qualitative analysis approach with applied comparison procedure seeking to understand risks involving safety and occupational health. Thus, it was observed that the company even before doing the risk analysis already felt the need for improvements in its process, specifically, in workers' health and safety.

Keywords: Agriculture. Occupational risk. Occupational hazard.

Theme Area: Environmental health.

1 Introdução

Para produzir alimentos dentro de um ecossistema equilibrado, o produtor rural tende a utilizar sua própria área de plantio, ampliando sua produção a partir do grande desenvolvimento tecnológico, da utilização de máquinas e

equipamentos modernos, de sementes mais resistentes, de adubação química, de aplicação de defensivos agrícolas para combater pragas, e da irrigação artificial a fim de buscar maior produtividade (RADOLL, 2012).

Nos ambientes rurais, pode-se perceber a relação direta existente entre as safras e a contratação de mão de obra direta e indireta para viabilizar a produção agrícola. Esse aspecto se reflete nos regimes de contrato de trabalho, na qualificação dos trabalhadores rurais, e nos impactos relativos à Segurança e à Saúde Ocupacional (SSO), além das intervenções no meio ambiente.

Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho é realizar uma análise sobre as atividades agrícolas sob a ótica de segurança do trabalho e meio ambiente, exclusivamente em uma propriedade rural caxiense que cultiva pêssegos e ameixas. Os objetivos específicos são: identificar as atividades do cultivo de pêssegos e ameixas e relacioná-las com os riscos ocupacionais.

2 Referencial teórico

Um dos grandes pilares da evolução do agronegócio está ligado à modernização de máquinas, que aumenta a variedade dos riscos de acidente no meio rural, envolvendo tratores agrícolas, podendo trazer consequências desde lesões pequenas, perda parcial ou permanente de funções do corpo ou até mesmo podendo levar a óbito. A natureza das causas que caracterizam acidentes estão, principalmente, em contato com partes móveis, geralmente em cardã, capotamento, quedas do trator e objetos, colisões, atropelamento, aterramento, entre outras (FERNANDES *et al.*, 2014).

Os tratores agrícolas geralmente trazem riscos físicos como o ruído e a vibração, por serem equipamentos que não possuem um sistema especial na suspensão, transferindo um amortecimento mais bruto. Porém, o risco de vibrações e ruídos pode ser gerado pela irregularidade do terreno onde é realizado e pelos pneus do trator junto com a pressão de insuflação dos pneus e a velocidade operacional, que influencia a capacidade de amortecimento. Consequentemente, a vibração chega ao operador, gerando desconforto e podendo causar problemas de saúde como lesões na coluna vertebral. Já o ruído pode ser causado pelo motor, podendo ocasionar problemas auditivos (SILVA *et al.*, 2017).

Outro risco físico a que os trabalhadores rurais se expõem está relacionado à sua atividade ao ar livre, sendo submetidos a radiações e ao calor devido ao elevado tempo de exposição prolongada ao sol, podendo provocar, na pele,

envelhecimento precoce e aumentar o risco de câncer. Estudos apontam que 90% dos casos de câncer de pele desenvolvem-se em regiões do corpo expostas à intensa radiação solar, tendo taxas mais elevadas se comparadas à população que possui um contato menor com o sol (HAYASHIDE *et al.*, 2010).

Os agrotóxicos são considerados os principais riscos químicos prejudiciais à saúde humana, por ser utilizado em grande escala e em vários tipos de cultivo agrícolas. Eles se tornam um problema em termos ambientais e de saúde, pois, mesmo com a existência de um receituário agrônomo e fiscalização sobre a venda, ainda assim encontra-se produtos “piratas”. O produtor rural, muitas vezes, por falta de informação, recursos ou por desconforto devido ao calor, não utiliza, de forma adequada, os equipamentos necessários à sua proteção, chamados de Equipamentos de Proteção Individual (EPIs). A contaminação ocupacional por agrotóxicos ocorre nas principais vias de penetração do corpo humano sendo por ingestão, pelas vias respiratórias e por absorção dérmica (STOPPELLI; MAGALHÃES, 2005).

As atividades do trabalho agrícola são desenvolvidas em condições ambientais desfavoráveis, relacionadas conforto térmico, à luminosidade, ao ruído, à vibração, às poeiras, ao manuseio de máquinas portáteis e ferramentas que podem demandar elevado esforço físico causando esforço ergonômico ao trabalhador, pois acarreta redução do desempenho, desconforto, aumento de acidentes, danos à saúde do trabalhador, além de tornar vulnerável o aparecimento de Lesão por Esforço Repetitivo (LER) e Doenças Osteomusculares Relacionadas ao Trabalho (DORT) (LOPES, 2016).

3 Metodologia

O presente estudo foi desenvolvido através de análise em uma empresa agrícola localizada em propriedade rural no Município de Caxias do Sul – RS, especialmente nos setores de lavoura e aplicação de defensivos agrícolas, cuja principal atividade é o cultivo de pêssegos e ameixas, em uma área, aproximadamente, de 30 hectares. O processo envolve desde o cuidado inicial com as mudas frutíferas, passando pela colheita, a armazenagem da produção, a classificação e até a distribuição do produto final. Trata-se de uma empresa de pequeno porte que possui sete funcionários, sendo que quatro deles pertencem à família proprietária. No período de safra, ocorrem contratações por tempo determinado, conforme demanda.

Esta pesquisa tem como base uma abordagem qualitativa que possibilita realizar relatos a partir da experiência, buscando identificar os riscos de segurança e saúde ocupacional na atividade agrícola, a fim de proporcionar um ambiente seguro e agradável para o trabalhador. O método aplicado foi o comparativo, considerando-se a técnica de observação, a análise do trabalho rural vendo os problemas de outro ângulo, a fim de evitar acidentes de trabalho utilizando o levantamento da análise de risco, aplicando na segurança e saúde ocupacionais dos trabalhadores (NASCIMENTO, 2012).

4 Resultados e discussão

A análise realizada no processo de produção de pêssegos e ameixas inclui etapas diretas em seu cultivo, que estão relacionadas à fase inicial, na qual ocorre o plantio e os cuidados durante os três primeiros anos da planta, que ainda não produz frutos ou só pequenas quantidades. A partir dos três anos, as plantas estão mais desenvolvidas e preparadas para uma produção maior. Por meio da Figura 1, se observam as atividades realizadas no processo.

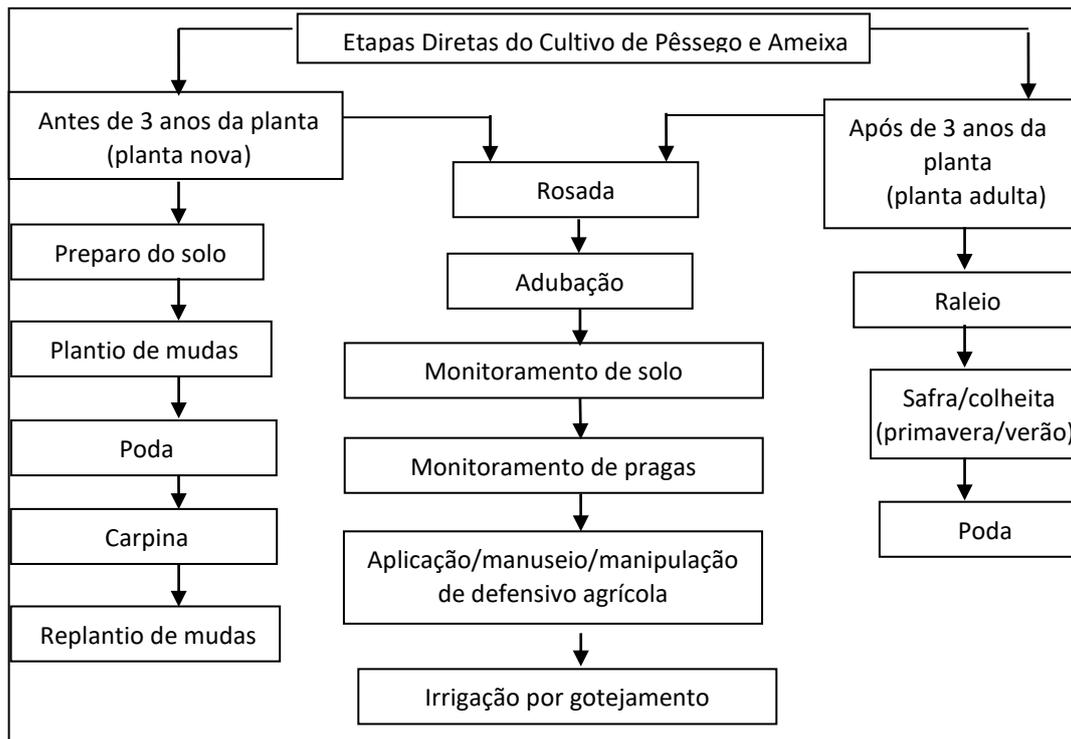
Para realizar o plantio das mudas frutíferas, ocorre, inicialmente, o preparo do solo com o auxílio de implementos agrícolas, utilizando tratores. Posteriormente, ocorre a medição da área, para a programação das fileiras em que serão plantadas as mudas, priorizando o sentido em que nasce o sol, a fim de obter um melhor desenvolvimento das plantas.

Entre uma fileira e outra, são feitas “estradas”, que servem como a passagem de máquinas agrícolas, a fim de realizar tarefas que ajudam a diminuir o intenso esforço físico dos trabalhadores.

A fim de ter um clima diversificado, a plantação necessita de muitos cuidados com fungos, bactérias e pragas, em que a aplicação de agrotóxicos é necessária para conseguir obter frutos de boa qualidade. A atividade de preparo da calda para tratar o pomar é feita com muito cuidado, devendo ocorrer a medição dos defensivos agrícolas para dissolver em água na quantidade exata. O trabalhador tem que estar bem-protegido com os EPIs, tais como roupa com material impermeável, avental impermeável, boné árabe, óculos de proteção, botas de borracha, luvas de látex ou nitrílica, e máscara com filtro para produtos químicos. O processo de aplicação do agrotóxico, nessa propriedade rural estudada, se realiza através da pulverização com turbina em um trator adaptado para essa função. É utilizado um trator com cabina baixa para que consiga passar por dentro do pomar, chamado de “Buggy Pulverizador”. Esse tipo de

equipamento protege o trabalhador, evitando que o mesmo se molhe na névoa de tratamento que é espalhada na plantação, pois varia muito com a direção do vento e as condições climáticas. Essa atividade é realizada pelo tratorista, que, devido ao risco físico (ruído) do trator, utiliza protetor auricular.

Figura 1 – Etapas diretas do cultivo de pessegueiros e ameixeiras



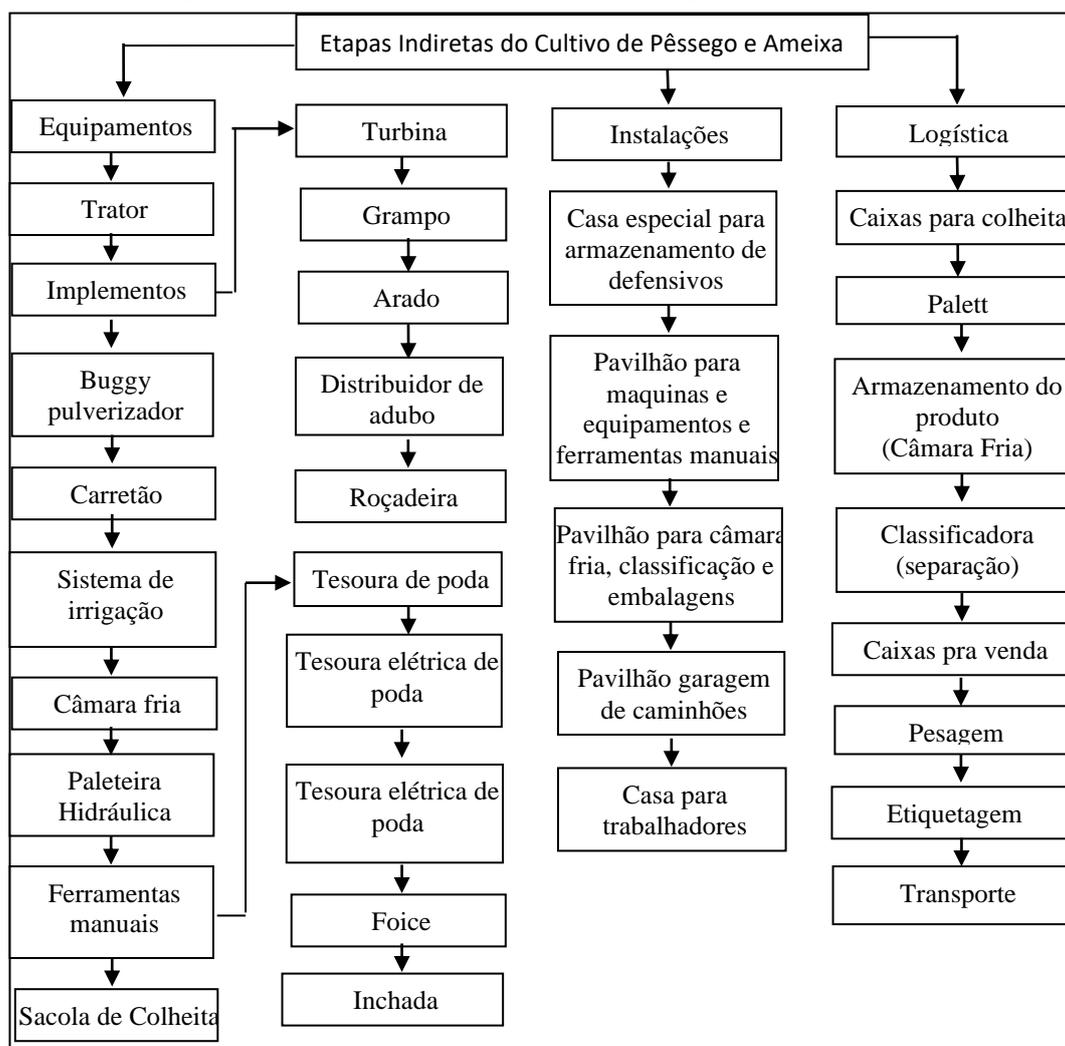
Fonte: Os autores (2019).

A poda se realiza na planta a fim de fazer uma limpeza dos galhos que não vão produzir, mais fraca e de fazer aberturas na planta para deixar o sol entrar nela. A atividade de raleio também é realizada de forma manual, a qual consiste na retirada do excesso de frutas na planta, o que serve para dar mais força aos frutos que serão produzidos.

À medida que os frutos vão crescendo e amadurecendo, a atividade de colheita ocorre de forma manual, e, para facilitar o trabalho, são colocados em uma sacola apropriada que fica junto do corpo do trabalhador. Quando está cheia, é esvaziada com cuidado em caixas, que serão recolhidas da lavoura com máquinas agrícolas (carretão) e levadas para armazenagem em câmeras frias.

Por fim, ocorre a etapa final do processo quando é selecionado o produto e encaminhado ao consumidor através de transporte em caminhão-baú com resfriamento, por se tratar de fruta frágil.

Figura 2 – Etapas indiretas do cultivo de pessegueiros e ameixeiras



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

Tendo em vista o outro lado do processo, observam-se as etapas indiretas no cultivo das frutas, que envolvem equipamentos, instalações e logística, presentes no encadeamento de toda a produção da propriedade rural analisada, como se pode observar na Figura 2, que mostra toda a infraestrutura necessária/essencial para essa categoria de cultura.

As etapas indiretas necessitam se utilizar de equipamentos com propulsão mecânica (trator, *buggy* pulverizador, carretão, roçadeira); ferramentas manuais; implementos agrícolas; equipamentos de logística (paleteira hidráulica); além de instalações para os trabalhadores (safristas), armazenamento dos agroquímicos e local para classificação, resfriamento e armazenagem das frutas.

4.1 Identificação dos riscos ocupacionais

Os riscos ocupacionais são aqueles existentes (ou potenciais) em um ambiente de trabalho aos quais o trabalhador está exposto, podendo causar danos à sua saúde. Os fatores de risco químicos, físicos, biológicos, para acidentes e ergonômicos devem ser analisados nos postos de trabalho, para que possam ser desenvolvidas ações de melhoria, a fim de evitar o desenvolvimento de doenças, acidentes e/ou a ocorrência até de morte relacionada ao trabalho.

Utilizando conhecimentos prévios e práticos, se analisaram os riscos ocupacionais em todo o seu processo de produção de pêssegos e ameixas na propriedade rural estudada. Avaliaram-se as atividades de forma separada, nos setores de lavoura, manipulação e aplicação de agrotóxicos, instalações e logística. Os riscos associados às atividades do setor lavoura são apresentados no Quadro 1.

Alguns riscos identificados possuem relação com atividades desenvolvidas a céu aberto e/ou com utilização de trator, conforme apresentação de nota.

Observa-se o Quadro 1 no setor lavoura, que todas as atividades estão relacionadas ao trabalho a céu aberto, pois a agricultura depende dos fatores climáticos para ter seu processo produtivo. A atividade realizada pelos trabalhadores na lavoura implica, principalmente, riscos de acidentes, que são comuns, como quedas, devido às condições do ambiente de trabalho por ser, geralmente, um terreno irregular e possuir obstáculos ao trabalhador onde realiza as atividades de pé e caminhando por longos períodos. Há, também, o perigo de luxações pelo corpo e projeção de partículas nos olhos, principalmente nas atividades de poda, raleio e colheita pelo motivo de o trabalho ser realizado entre os galhos das plantas.

Outro posto de trabalho que possui risco de acidente elevado é o recolhimento da produção na lavoura, pois a atividade se realiza através da condução de máquina agrícola, como o carretão, quando, por sua vez, ocorre o processo de carregamento das caixas cheias, podendo haver o perigo de

tombamento da máquina agrícola por se tratar de um terreno irregular e pelo fato de, nos períodos de chuva, o chão ficar liso em vista do barro. O trabalhador que carrega o carretão corre um risco ergonômico por pegar a caixa do chão e erguer para colocar no carretão.

Quadro 1 – Análise de riscos ocupacionais da propriedade rural no setor de lavoura

Atividade	Risco	Perigo
Preparo do solo/adubação mecanizado ^{1 2}	Químico	Poeiras.
Plantio de mudas ¹	Ergonômico	Postura inadequada, sobrecarga muscular nos membros superiores e inferiores e atividade feita totalmente em pé.
	Acidente	Corte e quedas.
Poda ¹	Ergonômico	Movimento repetitivo, braços acima da linha do ombro e atividade totalmente em pé.
	Acidente	Corte, quedas por irregularidade do chão, luxações e projeção de partículas nos olhos.
Capina/Roçada manual ¹	Ergonômico	Atividade totalmente em pé, sobrecarga muscular nos membros superiores e esforço físico.
	Acidente	Cortes e quedas.
Adubação manual ¹	Químico	Tóxico para pele e olhos, intoxicação, problemas respiratórios, dermatite.
	Acidente	Quedas.
	Ergonômico	Movimentação de braços.
Raleio ¹ / Colheita ¹	Químico	Contato com agrotóxico e dermatite.
	Biológico	Exposição a bactérias e fungos.
	Acidente	Quedas, picada de animais peçonhentos, luxações e projeção de partículas nos olhos.
Recolhimento da produção da lavoura ¹	Físico	Ruído.
	Acidente	Tombamento de carga e quedas.
Trabalho a céu aberto	Físico	Frio, calor, radiação não ionizante (raios solares).
	Biológico	Umidade, fungos e bactérias.
	Acidente	Picada de animais peçonhentos.
	Ergonômico	Desconforto térmico.

Fonte: Elaborado pelos autores (2019).

¹ Atividade a céu aberto.

² Atividade utilizando trator.

O Quadro 2 apresenta a análise de riscos no setor de manuseio e aplicação de agrotóxicos.

Nota-se que no setor manuseio e aplicação de defensivos agrícolas, é necessária muita precaução no manejo dos produtos químicos, pois trazem riscos à saúde humana quando não manuseados corretamente. Medidas preventivas que podem ser aplicadas nesse setor são: disponibilização e treinamentos sobre os EPIs, proibir o acesso de pessoas e animais na área de armazenamento das embalagens dos produtos químicos e instalação de placas de avisos.

Quadro 2 – Análise de riscos ocupacionais da propriedade rural no setor de manuseio e aplicação de defensivos agrícolas

Atividade	Risco	Perigo
Preparo da Calda	Químico	Intoxicação, vapores e poeiras.
	Físico	Ruído.
	Acidente	Respingo de contaminantes e problemas respiratórios.
Manuseio/Aplicação de Agrotóxico ²	Químico	Intoxicação, vapores, queimaduras, névoas, poeiras, problemas respiratórios e dermatite.
Tratorista ³	Químico	Poeiras, névoas e vapores.
	Físico	Ruído, vibração, calor e umidade.
	Ergonômico	Torção de pescoço, movimento excessivo de pedais e alavancas e braços sem apoio.
	Acidente	Tombamento.

Fonte: Elaborado pelos autores (2019).

5 Considerações finais

A propriedade rural analisada possui uma boa estrutura e investe na segurança dos trabalhadores, deixando os pessegueiros e as ameixeiras em uma altura acessível, não havendo necessidade de utilizar escadas para acessar às plantas na colheita ou poda. Dessa forma, diminuem os riscos de acidentes e

³ Atividade a céu aberto.

² Atividade utilizando tratorista.

doenças ocupacionais, ocasionados por quedas, esmagamento de membros em escadas e sobrecarga muscular.

Outro ponto a ser destacado é a utilização de tesouras de poda elétricas que amenizam a força para cortar o galho se comparado com a tesoura convencional, minimizando problemas relacionados a movimentos repetitivos.

Outra observação relevante é a existência de “estradas” entre as fileiras dos pomares, o que minimiza o deslocamento de caixas cheias de frutas, além dos investimentos em implementos agrícolas que facilitam as atividades e diminuem a exposição do trabalhador a riscos laborais. Um exemplo disso é a substituição de trator sem cabina por um *buggy* pulverizador, local em que o trabalhador fica protegido das névoas, quando da aplicação dos agrotóxicos por conta da ação dos ventos.

A identificação dos fatores de risco químicos, físicos, biológicos, ergonômicos e de acidentes nas atividades relacionadas ao processo de cultivo de pessegueiros e ameixeiras, foi analisada considerando os postos de trabalho, podendo, futuramente, ser estruturado um plano de ações visando à melhoria das condições laborais, como a diminuição de possíveis acidentes ou doenças relacionadas ao trabalho.

Outra contribuição para trabalhos futuros seria a elaboração de uma ferramenta de análise baseada nas normas regulamentadoras e aplicáveis à atividade agrícola, utilizando o panorama geral dos riscos identificados e viabilizar o conhecimento e a gestão de condicionantes presentes nas legislações prevencionista, previdenciária e trabalhista, além das possíveis exigências do e-Social e demais atualizações que venham surgir.

Referências

BRASIL. Ministério do Trabalho e Emprego. **Norma regulamentadora n. 31, de 3 março de 2005**. NR 31 – Segurança e Saúde no Trabalho na Agricultura, Pecuária Silvicultura, Exploração Florestal e Aquicultura. Disponível em: https://enit.trabalho.gov.br/portal/images/Arquivos_SST/SST_NR/NR-31.pdf. Acesso em: 5 maio 2019.

FERNANDES, Haroldo Carlos *et al.* Acidentes com tratores agrícolas: natureza, causas e consequências. **Reveng** – Revista Engenharia na Agricultura, Viçosa, v. 22, n. 4, p. 361-371, ago. 2014. Disponível em: <file:///C:/Users/Jessica/Downloads/358-1938-1-PB.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2019.

HAYASHIDE, Juliana Midori *et al.* Doenças de pele entre trabalhadores rurais expostos a radiação solar. Estudo integrado entre as áreas de Medicina do trabalho e Dermatologia. **Rev Bras Med**, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 1-8, 19 ago. 2010. Disponível em:

http://www.anamt.org.br/site/upload_arquivos/revista_brasileira_volume_8_n%C2%B0_2_-_dez_2010_12122013101628533424.pdf. Acesso em: 22 jan. 2019.

LOPES, Eduardo da Silva. **Instrumentos para manutenção da ergonomia no trabalho rural**. 2016. Disponível em: <http://www.mundohusqvarna.com.br/coluna/instrumentos-para-manutencao-da-ergonomia-no-trabalho-rural/>. Acesso em: 20 maio 2019.

NASCIMENTO, Luiz Paulo do. **Elaboração de projetos de pesquisa**: monografia, dissertação, tese e estudo de caso, com base em metodologia científica. São Paulo: Cengage Learning, 2012. 146 p. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788522126293/cfi/159!/4/4@0.00:70.0>. Acesso em: 5 fev. 2019.

RADOLL, Geni de Fátima Portela. **Segurança Agrícola Rural**. Curitiba: Instituto Federal do Paraná, 2012. 232 p. Disponível em: <http://ead.ifap.edu.br/netsys/public/livros/LIVROS%20SEGURAN%C3%87A%20DO%20TRABALHO/M%C3%B3dulo%20II/Livro%20Seguranca%20agricola%20rural.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2019.

SILVA, Anderson Candido da *et al.* Ruído e vibração no posto de operação de um trator agrícola em função da pressão dos PNEUS E velocidade operacional. **Reveng** – Revista Engenharia na Agricultura, Viçosa, v. 25, n. 5, p.454-458, 24 nov. 2017. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/15928/842-4258-1-PB.pdf?sequence=1>. Acesso em: 22 jan. 2019.

STOPPELLI, Illona Maria de Brito Sá; MAGALHÃES, Cláudio Picanço. **Saúde e segurança alimentar**: a questão dos agrotóxicos. Rio de Janeiro SciELO: 11 abr. 2005.

Análise do efeito do campo elétrico na extração de terras raras leves no processo de mineração assistida por campo elétrico

Carolina Mocelin Gomes Pires¹, Elan Gabriel Forteski²,
Renata Bachmann Guimarães Valt³, Lucas Aparecido Bittencourt⁴,
Maria José Jerônimo de Santana Ponte⁵

¹ Universidade Federal do Paraná (carolinamocelin@ufpr.br)

² Universidade Federal do Paraná (elangabriel@ufpr.br)

³ Universidade Federal do Paraná (renatavalt@gmail.com)

⁴ Universidade Federal do Paraná (lucasbittencourt@ufpr.br)

⁵ Universidade Federal do Paraná (mponte@ufpr.br)

Resumo: Os elementos *terras raras* estão distribuídos na crosta terrestre na forma de óxido e estão presentes na composição de alguns minerais, tais como a monazita, bastnasita e a xenotima. A principal rota de obtenção desses elementos se dá pelo processo hidrometalúrgico, que apresenta elevado impacto ambiental. Diante desse cenário, surge a necessidade de uma técnica capaz de remover essas espécies de uma forma ambientalmente menos impactante. Assim, neste trabalho é apresentada a técnica de mineração assistida por campo elétrico para promover a extração de terras raras leves a partir de solos. Com isso, o objetivo do presente estudo é avaliar o efeito migracional dos íons de terras raras leves submetidos à ação de um campo elétrico aplicado. Para isso, foram realizadas duas minerações em intensidades de campo elétrico distintas ($0,5 \text{ V cm}^{-1}$ e $1,0 \text{ V cm}^{-1}$) empregando ácido acético a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ como eletrólito. Os resultados mostraram que a mineração conduzida em um campo elétrico de $1,0 \text{ V cm}^{-1}$ foi mais eficiente, pois removeu 17% do íon cério com 72 h de experimento. Dessa forma, a técnica utilizada se mostrou promissora e com potencial para extração multicomponente de elementos terras raras.

Palavras-chave: Eletromineração. Eletrólito biodegradável. Migração.

Área Temática: Tecnologias Ambientais.

Analysis of the effect of electric field on light rare earth extraction in electric field assisted mining process

Abstract: Rare earth elements are distributed in the earth's crust in the form of oxide, and are present in the composition of some minerals, such as monazite, bastnasite and xenotime. The main route for obtaining these elements is via hydrometallurgical process, which has a high environmental impact. In this scenario the need arises for a technique that can remove these species in an environmentally less harmful form. Thus, in this work the electric field assisted mining technique was introduced to promote the extraction of light rare earths from soils. Therefore, the aim of this study was to evaluate the effect of migrational TRL ions submitted to the action of the applied electric field. For that end, two electrominings were performed in different electric field strengths (0.5 V cm^{-1} and 1.0 V cm^{-1}) to acetic acid using 0.1 mol L^{-1} as electrolyte. The results showed that electromining conducted in an electric field of 1.0 V cm^{-1} was more efficient, which removed 17% of the cerium ion with 72 h of experiment. Thus, the technique used proved promising and with potential for multicomponent extraction of rare earth elements.

Keywords: Electromining. Biodegradable Electrolyte. Migration.

Theme Area: Environmental Technologies.

1 Introdução

Os terras raras (TRs) formam um grupo de elementos constituídos pela série dos lantanídeos e pelos elementos escândio (Sc) e ítrio (Y), totalizando 17 elementos quimicamente similares (QIN *et al.*, 2019). Embora os TRs apresentem o adjetivo *raro*, alguns desses componentes são abundantes na crosta terrestre, sendo o cério (Ce) a espécie com a maior concentração média, próxima de 60 mg kg⁻¹. Os elementos Y e lantânio (La) também apresentam concentrações elevadas em torno de 30 mg kg⁻¹ (BALARAM, 2019). Os TRs estão disponíveis na crosta terrestre normalmente na forma de óxido (TAKEHARA *et al.*, 2016), e são encontrados, principalmente, nos minerais de monazita, xenomita e bastnasita (WANG *et al.*, 2017).

Os elementos terras raras (ETRs) possuem inúmeras aplicações, tais como: ímãs permanentes, catalisadores de indústrias petroquímicas, em baterias de carros híbridos e elétricos, em turbinas eólicas e como agentes anticorrosivos de ligas metálicas (JEBALI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2017). No entanto, essas espécies são encontradas em poucos países, sendo a China a maior produtora de ETRs, possuindo 37% das reservas comprovadas, sendo responsável por 97% da produção mundial de ETRs (WANG *et al.*, 2017; ZHANG *et al.*, 2017).

A obtenção de ETRs, geralmente, ocorre por meio do processo hidrometalúrgico, via adsorção por argilas. Essa rota de extração causa grandes impactos ambientais, com elevado consumo de energia durante o beneficiamento da matéria-prima (QIN *et al.*, 2019; UM; HIRATO, 2016).

Com a procura de rotas alternativas ao processo de mineração convencional de ETRs, surge a mineração assistida por campo elétrico (Mace), também denominada de eletromineração. Essa técnica é capaz de remover espécies iônicas pela ação do campo elétrico. Para isso é aplicada uma diferença de potencial entre os eletrodos inertes inseridos em um solo, que está umedecido com eletrólito biodegradável. Assim, por meio da ação do campo elétrico sobre os íons, ocorre o transporte dessas espécies para seus eletrodos correspondentes. O fenômeno electrocinético caracterizado por esse transporte é a migração, de tal forma que cátions migram no sentido do cátodo, e os ânions para o ânodo, promovendo a separação das espécies (ORTIZ-SOTO *et al.*, 2019; PIRES *et al.*, 2019).

A vantagem de utilizar a Mace está na possibilidade de ser aplicada *in situ* ou *ex situ*. Sendo capaz de remover espécies de solos saturados, insaturados, com baixas granulometria e permeabilidade (ACAR *et al.*, 1995). Outra vantagem da técnica é a possibilidade de adição de agentes complexantes para formação de

complexos solúveis da espécie de interesse para favorecer o transporte assistido pelo campo elétrico (QIN *et al.*, 2019).

Os autores Pires *et al.* (2019) empregaram a técnica Mace para remoção do íon ítrio (Y^{3+}) de um solo artificial contendo 30 mg kg^{-1} da espécie. Uma das vantagens do trabalho dos autores foi o emprego de ácido acético como eletrólito do processo, pois se trata de um ácido biodegradável e ambientalmente menos impactante para a aplicação *in situ*. Foi observado o transporte de Y^{3+} por migração, resultando em uma remoção de 42% da espécie na câmara catódica do reator.

A técnica desenvolvida pelos autores apresentou baixa geração de efluentes, pois a eletromineração foi realizada em um meio estagnado, isento de convecção forçada de eletrólito. Essa opção experimental apresenta duas vantagens principais: a redução da quantidade de eletrólitos utilizada no processo e a redução do custo energético total do sistema devido à ausência de bombeamento de eletrólitos durante a eletromineração.

A extração de terras raras via Mace consiste em uma técnica inovadora, ambiental e economicamente menos impactante para a remoção de TRs (PIRES *et al.*, 2019). Todavia, a extração simultânea de terras raras leves (TRLs) não foi encontrada na literatura consultada. Assim, a relevância e a motivação para o desenvolvimento deste trabalho está na remoção concomitante das espécies La, Ce, neodímio (Nd) e samário (Sm) pela ação do campo elétrico. Com isso, o objetivo do presente trabalho é a extração de TRLs de solos via Mace e avaliar o comportamento sinérgico dessa remoção multicomponente.

2 Materiais e métodos

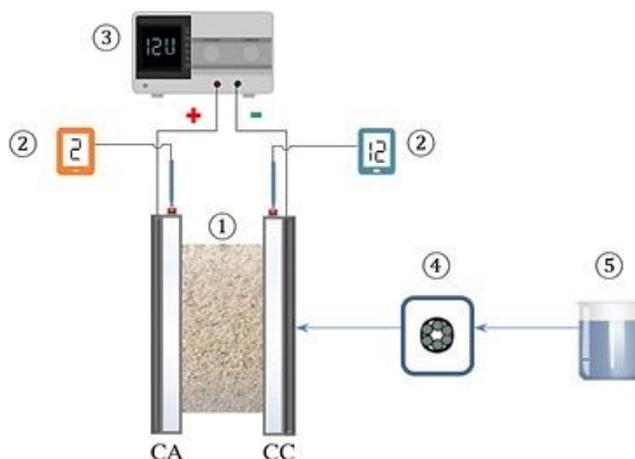
2.1 Materiais

O aparato experimental utilizado nas eletrominerações (EMs) é apresentado na Figura 1. As EMs são conduzidas em uma célula de migração, que é composta por um leito que contém o solo a ser eletrominerado, uma câmara anódica (CA) e uma câmara catódica (CC). É utilizada uma bomba peristáltica (Heidolph – modelo PD 5002) para enviar o eletrólito do reservatório e preencher todo o volume remanescente da célula de migração.

O eletrólito eleito para as EMs é o ácido acético (CH_3COOH) na concentração de $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, de acordo com os trabalhos de Acar *et al.* (1995) e de Pires *et al.* (2019). Para fornecer o campo elétrico responsável pela migração das espécies, eletrodos são posicionados nas extremidades das câmaras CA e CC, os

quais são conectados a uma fonte. O eletrodo anódico é composto por titânio recoberto por óxido de rutênio e irídio (DSA[®]), e o eletrodo catódico é de chumbo metálico (Pb⁰).

Figura 1 – Aparato experimental para EMs contendo: 1) célula de migração, 2) pHmetro, 3) fonte, 4) bomba, e 5) reservatório de eletrólito



Fonte: Os autores (2019).

Legenda: CA – câmara anódica; CC – câmara catódica.

3 Método

Para realizar a Mace para extração de TRL foram utilizados, aproximadamente, 300g de um solo artificial contendo as espécies La, Ce, Nd e Sm, todas na concentração de 10 mg kg⁻¹ de solo. Para isso, foram preparados 500 mL de uma solução multielementar na concentração de 20 mg L⁻¹ de cada TRL.

Essa solução foi adicionada ao solo para formar uma mistura, que foi levada a um banho de areia, com agitação periódica do material, durante 24h para remoção da umidade do meio e proporcionar a adsorção dos TRLs ao solo.

Após a secagem, o solo foi inserido no leito da célula migracional e, em seguida, foi bombeado o eletrólito para a célula migracional a partir da câmara catódica em direção à câmara anódica (Figura 1), até que o volume da célula fosse completamente preenchido. Com isso, os eletrodos são conectados à fonte para fornecer o campo elétrico responsável pelo transporte de massa das espécies.

O presente trabalho tem como objetivo avaliar o comportamento migracional dos TRLs em relação ao campo elétrico aplicado. Para isso, foram conduzidas duas eletrominerações em intensidades de campo elétricos diferentes, sendo a EM-01 com 0,5 V cm⁻¹, e a EM-02 com 1,0 V cm⁻¹. Em ambos os casos,

foi utilizado ácido acético como eletrólito na concentração de 0,1 mol L⁻¹, de acordo com o trabalho de Pires *et al.* (2019). As eletrominerações foram conduzidas durante 72h. Nesse período, foram monitorados o pH da solução na CA e na CC, e a corrente elétrica dissipada no processo. A energia dissipada (E_n), em Wh, no processo de eletromineração é calculada por

$$E_n = \int_0^{t_f} E i dt, \quad (1)$$

onde, E é o potencial elétrico médio entre os eletrodos (V), i é a corrente elétrica média dissipada (mA) no processo e t_f é tempo final das EMs, sendo t_f = 72 h.

A eficiência de extração (ζ) do processo de eletromineração leva em consideração a concentração (C_i) da espécie, em mg L⁻¹, na CC e o volume da CC da célula migracional (V = 0,15 L), ambos em relação à massa inicial (m₀), em mg, de cada TRL. Assim,

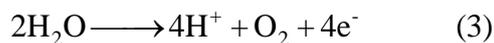
$$\zeta = \frac{VC_i}{m_0} 100\% . \quad (2)$$

4 Resultados e discussão

Foram realizadas duas eletrominerações, ambas empregando o mesmo tempo de procedimento experimental de 72h. O diferencial entre as duas EMs está na intensidade do campo elétrico utilizada, sendo uma de 0,5 V cm⁻¹ (EM-01), e a outra de 1,0 V cm⁻¹ (EM-02).

Durante o processo de eletromineração, foi monitorado o pH da solução contida nas câmaras da célula migracional. A Figura 2 apresenta os perfis de pH registrados em CA e CC para os dois eventos, a EM-1 e a EM-2.

O aumento do pH na CC, bem como sua redução em CA (Figura 2), evidencia a ocorrência da reação de hidrólise da água na superfície dos eletrodos. A reação anódica é dada por



e a reação catódica por

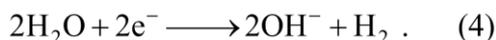
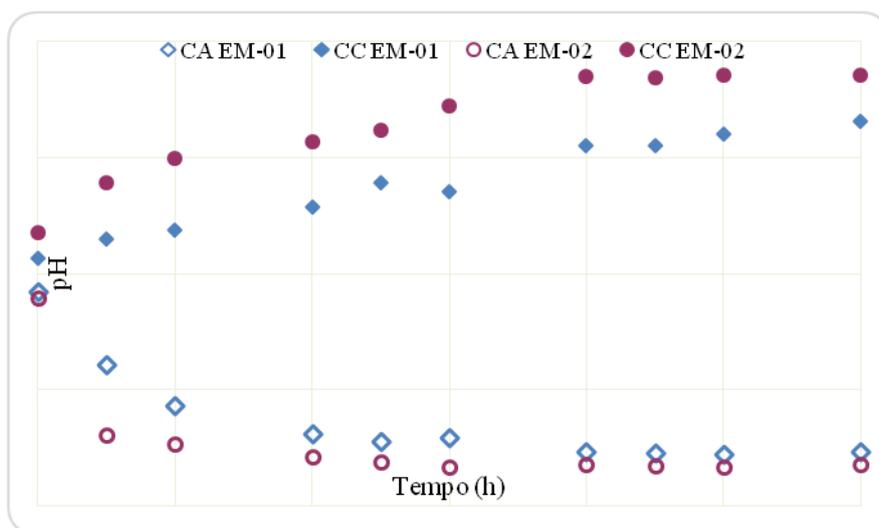


Figura 2 – Perfis de pH nas câmaras CA e CC das Sem



Fonte: Elaborada pelos autores (2019).

A redução do pH em CA pode ser explicada pelo aumento da concentração do íon H^+ nesta região, conforme Eq. (3). Por outro lado, o aumento do pH na região catódica se dá pela presença da hidroxila OH^- de acordo com a Eq. (4). A Figura 2 mostra um comportamento aproximadamente estável do pH nas câmaras CA e CC, pois, em ambas as eletrominerações, a partir de 36h, o perfil de pH apresentou poucas oscilações. Esse comportamento indica que as reações paralelas de hidrólise da água nos eletrodos se estabilizaram.

A EM-02 em comparação com a EM-01 apresentou valores inferiores de pH em CA e superiores em CC. Essa evidência pode ser justificada pela maior intensidade de campo elétrico, que é a força motriz para a ocorrência da eletrólise da água.

4.1 Energia dissipada e eficiência de extração das EMs

A partir dos valores médios de corrente elétrica dissipada e de potencial elétrico médio entre os eletrodos das EMs, foi calculada a energia dissipada no processo por meio da Eq. (1). Embora as EMs tenham sido conduzidas em diferentes intensidades de campo elétrico, foram observados baixos valores de energia dissipada no processo, como mostrado na Tabela 2. Contudo, a EM-02 apresentou valores superiores aos da EM-01, pois estava submetida a um campo elétrico de maior magnitude. Em ambas as Sem, foram obtidos perfis estáveis de

corrente elétrica, com poucas oscilações, indicando que as reações paralelas também apresentam esse comportamento.

Tabela 2 – Energia dissipada nas EMs

	i (mA)	E (V)	ε (V cm⁻¹)	E_n (Wh)
EM-01	3,7 ± 0,7	4,55	0,5	1,2
EM-02	11,4 ± 1,6	9,10	1,0	7,5

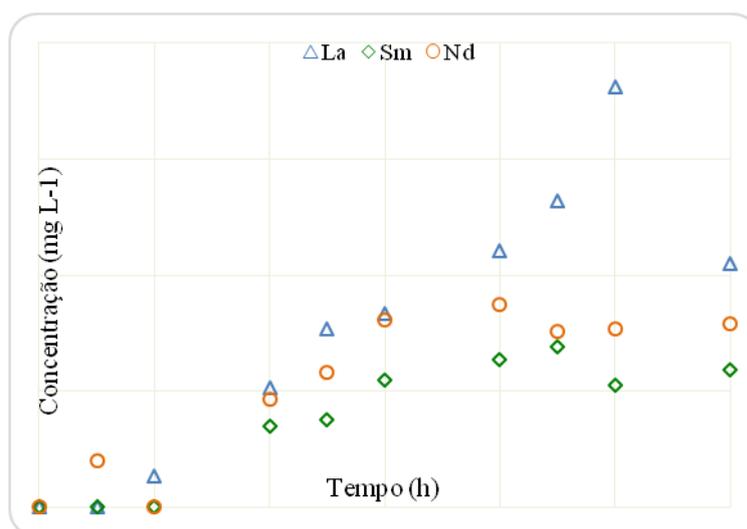
Fonte: Os autores (2019).

Durante o processo de eletromineração, foram coletadas amostras de solução de CA e CC para análise do perfil migracional dos íons de TRL. Essas espécies formam, de modo geral, cátions trivalentes que, devido à ação do campo elétrico, migraram no sentido da CC da célula migracional.

De acordo com Pires *et al.* (2019), a mineração assistida por campo elétrico é considerada satisfatória quando os íons de TR migram para a CC. Assim, a partir das amostras de eletrólito coletadas periodicamente nas câmaras da célula migracional, foi realizada a quantificação da concentração das espécies pelo método de cromatografia iônica (Metrohm – modelo 882 Compact IC). Com isso, foram obtidos os perfis migracionais dos íons TRL na CC, como mostrados na

Figura-3 para a EM-01 e na Figura 4 para a EM-02.

Figura 3 – Perfil migracional dos íons TRL na CC da célula migracional da EM-01



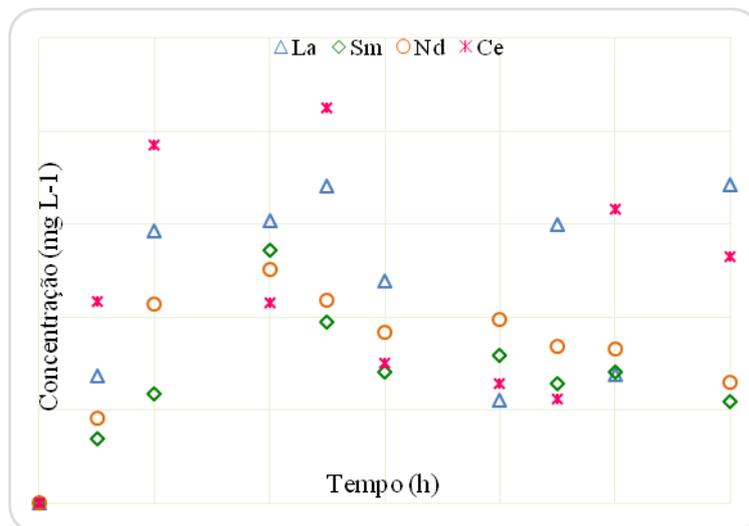
Fonte: Os autores (2019).

A EM-01 apresentou um perfil favorável à migração das espécies iônicas de TRL, com comportamentos migracionais semelhantes, sendo La^{3+} a espécie mais influenciada pelo campo elétrico, apresentando a maior concentração na CC.

Figura 3 Por outro lado, não foi observada a migração de Ce^{3+} para a CC da célula migracional, indicando que o campo elétrico não foi suficiente para promover a extração dessa espécie.

A Figura 4 apresenta o comportamento migracional dos íons TRL na EM-02. Foi observada migração de todas as espécies de TRL, incluindo o íon Ce^{3+} . Esse comportamento indica que o campo elétrico pode atuar de forma seletiva na remoção desse íon, visto que, em uma intensidade de campo elétrico inferior ($0,5 \text{ V cm}^{-1}$), são removidos os demais TRLs permanecendo somente o Ce^{3+} adsorvido ao solo. Conseqüentemente, para remoção dessa espécie remanescente, pode-se aplicar uma intensidade de campo elétrico superior ($1,0 \text{ V cm}^{-1}$). Também foi observada uma redução na concentração dos íons Nd^{3+} e Sm^{3+} ao longo do processo, essa tendência pode ser justificada pelo aumento da basicidade do meio devido à reação de hidrólise da água no cátodo (Eq. 4). Visto que a basicidade dos TRs é reduzida com o aumento do número atômico, fenômeno explicado pela contração lantanídica, o aumento do pH local favorece a permanência dos íons La^{3+} e Ce^{3+} na CC da célula migracional.

Figura 4 – Perfil migracional dos íons TRL na CC da célula migracional da EM-02



Fonte: Os autores (2019).

Ao término das EMs foi calculada a eficiência de extração (ζ) para cada íon TRL utilizando a Eq. (2), e os resultados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Eficiência de extração das EMs

Espécie	m_0 (mg)	EM-01		EM-02	
		C_i (mg L ⁻¹)	ζ (%)	C_i (mg L ⁻¹)	ζ (%)
Ce ³⁺		0,000	0,00	2,658	13,29
La ³⁺	3	2,100	10,50	3,424	17,12
	3				
Nd ³⁺	3	1,585	7,93	1,307	6,54
	3				
Sm ³⁺		1,180	5,90	1,101	5,51

Fonte: Os autores (2019).

A EM-02 pode ser considerada a eletromineração mais eficiente, pois, nesse experimento, foi possível promover a migração de todas as espécies iônicas de TRL para a CC da célula migracional. Por outro lado, na EM-01 resultou em eficiência de extração nula para o Ce³⁺. Contudo, esse resultado permite uma extração fracionada dos TRLs, de tal forma que, em um primeiro estágio, podem ser removidos os demais TRLs, e, no segundo, aplica-se um campo elétrico mais intenso (1,0 V cm⁻¹) para remoção do Ce³⁺.

Em ambas as Sem, o La³⁺ foi a espécie que apresentou maior eficiência de extração (Tabela 3). Por conseguinte, os íons Nd³⁺ e Sm³⁺ obtiveram maiores remoções na EM-01, indicando uma possível seletividade do campo elétrico em relação a algumas espécies.

Embora o campo elétrico tenha se mostrado capaz de promover a migração dos íons de TRL para a CC da célula migracional, as eficiências de extração foram consideradas baixas. Segundo Acar *et al.* (1995), a extração de espécies empregando fenômenos eletrocinéticos (migração) ocorre de forma lenta. Dessa maneira, é sugerido um aumento do tempo das eletrominerações, para que seja alcançada maior eficiência de remoção.

5 Conclusão

Neste trabalho foi avaliado o efeito migracional multicomponente dos íons de terras raras leves na mineração assistida por campo elétrico. Foi observado, nos dois casos experimentais, o efeito favorável do campo elétrico na extração das espécies. A eletromineração conduzida na maior intensidade de campo elétrico (1,0 V cm⁻¹) apresentou comportamento satisfatório na migração das espécies.

Contudo, a eletromineração submetida a um campo elétrico de $0,5 \text{ V cm}^{-1}$ se mostrou ineficiente na extração de Ce^{3+} . Todavia, essa evidência permite uma extração de forma fracionada, de modo a possibilitar a remoção posterior dessa espécie em uma intensidade de campo elétrico superior. Foi possível constatar, também, que o aumento do campo elétrico aplicado propiciou um aumento de, aproximadamente, 60% na extração de La^{3+} , contudo a energia dissipada, nesse caso foi seis vezes superior.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – Código de Financiamento 001.

Referências

- ACAR, Y. B.; GALE, R. J.; ALSHAWABKEH, A. N. *et al.* Electrokinetic remediation: Basics and technology status. **Journal of Hazardous Materials**, v. 40, n. 2, p. 117-137, 1995.
- BALARAM, V. Rare earth elements: A review of applications, occurrence, exploration, analysis, recycling, and environmental impact. **Geoscience Frontiers**, v. 10, n. 4, p. 1.285-1.303, 2019.
- JEBALI, R.; TRIKI, M.; ALOMAIR, N. A.; KOCHKAR, H. From adsorption of rare earth elements on TiO₂ nanotubes to preconcentration column application. **Microchemical Journal**, v. 149, n. April 2019, p. 104.021, 2019.
- ORTIZ-SOTO, R.; LEAL, D.; GUTIERREZ, C.; *et al.* Electrokinetic remediation of manganese and zinc in copper mine tailings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, n. September 2017, p. 905-911, 2019.
- PIRES, C. M. G.; PONTE, H. de A.; PEREIRA, J. T.; PONTE, M. J. J. de S. Yttrium extraction from soils by electric field assisted mining applying the evolutionary operation technique. **Journal of Cleaner Production**, v. 227, p. 272-279, 2019.
- QIN, B.; LIU, W.; HE, E.; *et al.* Vacuum pyrolysis method for reclamation of rare earth elements from hyperaccumulator *Dicranopteris dichotoma* grown in contaminated soil. **Journal of Cleaner Production**, v. 229, p. 480-488, 2019.
- TAKEHARA, L.; SILVEIRA, F. V.; SANTOS, R. V. **Chapter 4 – Potentiality of Rare Earth Elements in Brazil**. Elsevier Inc., 2016.
- UM, N.; HIRATO, T. A hydrometallurgical method of energy saving type for separation of rare earth elements from rare earth polishing powder wastes with middle fraction of ceria. **Journal of Rare Earths**, v. 34, n. 5, p. 536-542, 2016.
- WANG, L.; HUANG, X.; YU, Y.; *et al.* Towards cleaner production of rare earth elements from bastnaesite in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 165, p. 231-242, 2017.
- ZHANG, K.; KLEIT, A. N.; NIETO, A. An economics strategy for criticality: application to rare earth element Yttrium in new lighting technology and its sustainable availability. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 77, p. 899-915, 2017.

Obtenção de Oxalato de Lantânio a partir de Resíduo Industrial

Renata Bachmann Guimarães Valt¹, Carolina Mocelin Gomes Pires²,
Elan Gabriel Forteski³, Maria José Jerônimo de Santana Ponte⁴

¹ Universidade Federal do Paraná (renatavalt@gmail.com)

² Universidade Federal do Paraná (carolinamocelin@ufpr.br)

³ Universidade Federal do Paraná (elangabriel@ufpr.br)

⁴ Universidade Federal do Paraná (mponte@ufpr.br)

Resumo: A remediação eletrocinética de catalisadores desativados de refinarias de petróleo visa à remoção de alguns metais que os constituem. Para isso, a espécie é removida da fase sólida (catalisador) e transferida para a fase líquida. Devido a esse processo, efluentes eletroquímicos podem conter inúmeros compostos que ainda possuem valor comercial. Todavia, essas espécies são, normalmente, subaproveitadas quando destinadas ao tratamento de efluentes industriais convencionais. Nesses efluentes, há elementos como o lantânio, que possuem valor agregado e podem ser separados de forma seletiva para serem reaproveitados comercialmente. Assim, este trabalho tem como objetivo a recuperação de lantânio de efluente gerado a partir do tratamento por remediação eletrocinética de catalisadores desativados em refinarias. Para isso, foi empregada a metodologia de precipitação seletiva para a espécie, a qual foi convertida em oxalato de lantânio. Foi obtida uma recuperação de 99,63% do lantânio presente no efluente inicial na forma de oxalato de lantânio, com pureza de 99,59%, valor considerado satisfatório por estar bastante próximo dos valores utilizados comercialmente. Com isso, a técnica proposta neste trabalho pode ser considerada promissora e com potencial de aplicação industrial.

Palavras-chave: Catalisadores de Equilíbrio. Efluentes Eletroquímicos. Precipitação Seletiva.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Obtaining Lanthanum Oxalate from Industrial Waste

Abstract: *Electrokinetic remediation of deactivated catalysts from oil refineries aims at removing some metals from their own constitution. For that end, the species is removed from the solid phase (catalyst) and transferred to the liquid phase. Due to this process, electrochemical effluents may contain numerous compounds that still have commercial value. However, these species are usually underused when destined for conventional industrial wastewater treatment. In these effluents, there are elements such as lanthanum, which have commercial value and can be selectively separated for reuse. Thus, this work aimed at the recovery of lanthanum from effluent from the electrokinetic remediation treatment of deactivated refiner catalysts. For that end, the selective precipitation methodology was employed for the species, which was converted to lanthanum oxalate. It was obtained a 99.63% recovery of the lanthanum present in the initial effluent in the form of lanthanum oxalate, with a purity of 99.59%, this value is considered satisfactory because it is very close to the values used commercially. Thus, the technique proposed in this paper can be considered promising and with potential for industrial application.*

Keywords: *Equilibrium catalyst. Electrochemical effluents. Selective precipitation.*

Theme Area: *Environmental technologies.*

1 Introdução

O oxalato de lantânio, $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$, pertence à classe dos oxalatos de terras raras que são classificados como sais de baixa solubilidade em água (ABRÃO, 1994). Esse composto é geralmente encontrado na forma decahidratada, representado pela fórmula química $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4) \cdot 10\text{H}_2\text{O}$, sendo, por isso, a forma mais comum dessa espécie para processamento na indústria. Todavia, muitas vezes, busca-se a conversão do oxalato em óxido de lantânio (La_2O_3) via calcinação (ZHAN *et al.*, 2012).

A relevância do $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4) \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ está na possibilidade de obtenção de diferentes intermediários de reação pela desidratação térmica da espécie. Vanhoyland *et al.* (2000) empregaram as técnicas de termogravimetria (TG) e análise térmica diferencial (*Differential Thermal Analysis* – DTA) para obtenção de La_2O_3 . Foram observados quatro intermediários de reação: $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ (oxalato de lantânio trihidratado), $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$, $\text{La}_2(\text{CO}_3)_3$ (carbonato de lantânio) e $\text{La}_2\text{O}_2(\text{CO}_3)$ (dióxido monocarbonato de lantânio) até a obtenção do La_2O_3 . Balboul *et al.* (2002) realizaram um estudo sobre a termodecomposição do $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4) \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ para La_2O_3 , pela mesma técnica (TG – DTA), porém obtiveram 11 intermediários de reação até o produto final La_2O_3 .

O La_2O_3 é um composto amplamente utilizado na indústria, podendo ser empregado em catalisadores para oxidação do metano (ZHAN *et al.*, 2012), em vidros óticos e em cerâmicas (DEEPA *et al.*, 2018). Quando associado ao $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$, é utilizado para fabricação de corpos porosos (BIASETTO *et al.*, 2008). O La_2O_3 também é usado em catalisadores para oxidação de amônia (PETRYK; KOLAKOWSKA, 2000) e em catalisadores de refinarias de petróleo (DENIZ *et al.*, 2018).

Deniz *et al.* (2018) estudaram a remoção de vanádio (V) de catalisadores desativados do processo de craqueamento catalítico do petróleo via remediação eletrocinética. Esses catalisadores, também denominados de catalisadores de equilíbrio (*Equilibrium Catalyst* – ECAT), contêm, em sua composição, La_2O_3 . Da mesma forma que o V é removido pelo processo eletroquímico, o La também se desprende da fase sólida (catalisador) sendo transferido para a fase líquida (efluente de remediação) na forma iônica (La^{3+}).

Considerando o apelo ambiental para o tratamento de efluentes industriais, os efluentes de processos eletroquímicos apresentam uma gama de elementos que podem ser reaproveitados, além do valor comercial agregado a essas espécies. Diante desse cenário, o objetivo do presente trabalho é a recuperação de La a

partir de efluentes de remediação eletrocinética do ECAT, empregando a metodologia de precipitação seletiva para conversão da espécie em $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$.

2 Materiais e metodologia

Neste capítulo, são apresentados os efluentes utilizados durante o experimento, as soluções e as metodologias empregadas.

2.1 Materiais

2.1.1 Efluente utilizado no experimento

A solução a ser tratada neste estudo provém do processo de remediação eletrocinética de um catalisador desativado de craqueamento catalítico fluidizado de petróleo (FCC) obtido por Deniz *et al.* (2018), tendo em sua composição íons lantânio (La^{3+}).

2.1.2 Soluções empregadas

Foram preparadas uma solução de hidróxido de sódio (NaOH) na concentração de 6 mol L^{-1} (Synth P. A. 98,0%) e de ácido clorídrico (HCl) a 2 mol L^{-1} (NEON P.A./ACS 37,47%). A solução de oxalato de amônio ($\text{C}_2\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_4$) $0,3 \text{ mol L}^{-1}$ foi obtida a partir de oxalato de amônio monohidratado (Merck P. A. 100%). Para essa etapa experimental, foi utilizada água destilada em todos os casos.

2.2 Metodologia

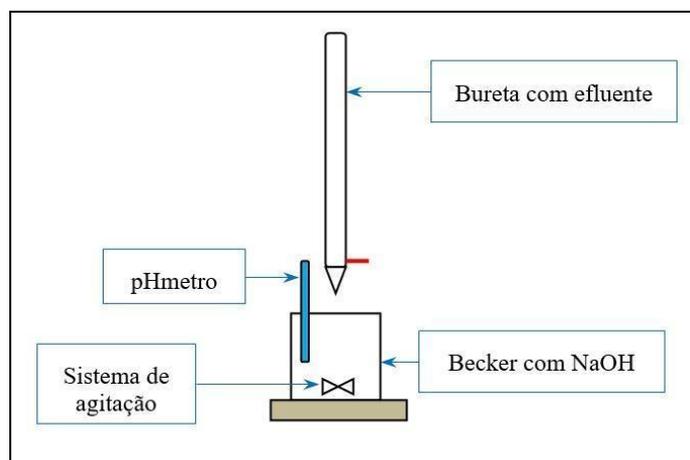
2.2.1 Obtenção do oxalato de lantânio

Após o processo de remediação eletrocinética do catalisador desativado de FCC realizado por Deniz *et al.* (2018), o efluente gerado no processo, Efluente E₁, foi recolhido e analisado via espectrometria de emissão ótica por plasma indutivamente acoplado (*Inductively coupled plasma optical emission spectrometry* – ICP-OES) para quantificação da concentração de La^{3+} .

O procedimento para a conversão do La foi adaptado do estudo de Afonso, Aguiar e Silva (2003). Para isso, foram dispostos em um becker 450 mL da solução de NaOH 6 mol L^{-1} , sobre uma plataforma de agitação magnética a 200 rpm. Em seguida, 500 mL do efluente foram separados e titulados sobre a solução de NaOH com o auxílio de uma bureta, a uma vazão de 5 mL min^{-1} , conforme Figura 1. Durante toda a titulação, o pH da solução titulada foi monitorado, pois é

desejável que esse valor seja superior a 12. Todo o procedimento foi executado à temperatura ambiente.

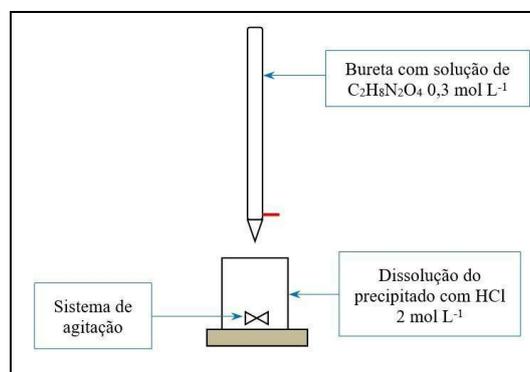
Figura 1– Esquema de bancada de precipitação seletiva – titulação de efluente sobre NaOH



Fonte: Os autores (2019).

Após a titulação do efluente, foi obtida uma mistura contendo um coloide sobrenadante. Essa mistura foi filtrada a vácuo, e o líquido passante dessa etapa foi denominado efluente 2 (E_2). O sólido retido foi lavado, também com filtração a vácuo, com água destilada até que o pH da solução filtrada fosse menor que 7. O coloide remanescente foi então removido para adição da solução de HCl a 2 mol L^{-1} com quantidade suficiente para sua dissolução total. Para promover a precipitação do $\text{La}_2(\text{C}_2\text{O}_4)_3$, essa nova solução obtida foi titulada com a solução de $\text{C}_2\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_4$ a $0,3 \text{ mol L}^{-1}$, conforme Figura 2.

Figura 2– Bancada de precipitação seletiva e titulação solução de $\text{C}_2\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_4$ sobre o precipitado



Fonte: Os autores (2019).

Com o fim da precipitação, a mistura foi filtrada a vácuo, sendo o líquido filtrado denominado de efluente 3 (E₃). O sólido remanescente foi levado a uma estufa (LABSTORE, modelo 400/1ND) para secagem a 50°C por 48h, e então encaminhado para análise em Microscópio Eletrônico de Varredura (MEV) TESCAN para averiguação de morfologia. Para determinação da composição, foi realizada uma Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS). Ambas as técnicas foram realizadas no Centro de Microscopia Eletrônica da Universidade Federal do Paraná. As amostras foram posicionadas em fita adesiva de cobre sobre porta-amostra e receberam metalização com tinta de ouro para a aquisição das imagens.

2.2.1 Cálculo da quantidade recuperada de lantânio e da pureza do sólido

A quantidade de lantânio recuperada (R_L) foi calculada pela diferença entre a quantidade de lantânio presente no efluente E₁ subtraído das quantidades de lantânio presentes no efluente E₂ e no E₃, sendo calculada por

$$R_L = \left(\frac{V_{E1}C_{E1} - V_{E2}C_{E2} - V_{E3}C_{E3}}{V_{E1}C_{E1}} \right) 100\% . \quad (1)$$

V_{E1} representa o volume de efluente E₁ a ser tratado e C_{E1} a concentração de La³⁺ (mg L⁻¹) do efluente E₁. V_{E2} é o volume do efluente E₂ obtido após a titulação do efluente E₁ sobre o NaOH (L), e C_{E2} é a concentração de La³⁺ (mg L⁻¹) do efluente E₂. V₃ é o volume do efluente E₃ após a titulação de oxalato de amônio sobre o coloide de lantânio, e C_{E3} é a concentração de La³⁺ (mg L⁻¹) do efluente E₃.

A pureza do oxalato resultante foi calculada através da composição obtida pela análise de EDS, considerando como impureza as substâncias que não fazem parte da composição La₂(C₂O₄)₃.

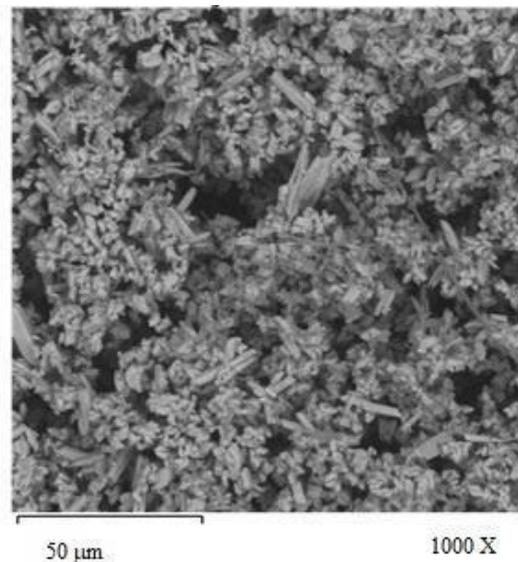
3 Resultados e discussão

A análise via ICP-OES do efluente inicial (E₁) resultou em uma concentração de 4811,2 mg L⁻¹ de La³⁺ no líquido a ser precipitado. Após a titulação da solução de NaOH pelo efluente E₁, seguida pela filtração à vácuo, o volume do efluente restante foi de 900 mL com concentração de 7,8 mg L⁻¹ de La³⁺. A titulação do efluente E₁ sobre a solução de NaOH garantiu que o pH do produto formado estivesse sempre acima de 12, deslocando a reação para a formação de hidróxido de lantânio e, por sua vez, favorecendo a conversão da

espécie. O volume de efluente E₃, gerado após a titulação com o oxalato de amônio e após a filtração a vácuo, foi de 200 mL com concentração de 9,55 mg L⁻¹ de La³⁺, indicando também uma boa afinidade entre os reagentes nessa segunda etapa do processo. Desse modo, por meio da Equação (1) foi calculada a quantidade de lantânio recuperada, R_L, de 99,63% sobre o efluente E₁, correspondendo a uma massa de sólido de 3,0323 g na forma de La₂(C₂O₄)₃.

A Figura 3 apresenta a morfologia do sólido formado após a titulação com oxalato de amônio, a micrografia apresenta um aumento de 1.000 X.

Figura 3 – Morfologia do sólido formado após titulação com C₂H₈N₂O₄



Fonte: Os autores (2019).

A Figura 3 indica partículas de La₂(C₂O₄)₃ em forma de agulha que estão no intervalo de tamanho de 1 a 10 µm, semelhantes ao encontrado sinteticamente por Zhan *et al.* (2012). A composição do sólido formado é apresentada na Tabela 1, a qual foi calculada a partir da análise de EDS.

Os resultados apresentados na Tabela 1 mostraram a presença de alumínio (Al) e silício (Si), os quais não fazem parte da composição do La₂(C₂O₄)₃. Com isso, tem-se que uma pureza para o sólido formado de 99,59%. Esse valor é considerado satisfatório, pois é bastante próximo dos valores utilizados comercialmente. Cabe ressaltar que não foram encontrados, na literatura pesquisada, dados comparativos de formação de La₂(C₂O₄)₃, a partir de resíduos industriais.

Tabela 1 – Resultado da análise de EDS

Elemento	Composição (%)
C	12,23
O	35,94
La	51,42
Al	0,19
Si	0,22

Fonte: Os autores (2019).

4 Conclusões

Neste trabalho, foi estudada a obtenção de lantânio oriundo de catalisados desativados de FCC de refinarias de petróleo empregando a técnica de precipitação seletiva.

Os resultados permitiram concluir que é possível a recuperação de lantânio de um resíduo industrial com alto rendimento e elevada pureza. Contudo, ajustes de processo podem ser realizados para que a pureza alcance graus analíticos.

Salientam-se, ainda, os ganhos ambiental e econômico nos tratamentos do resíduo sólido inicial (catalisador) e do efluente discutido neste trabalho. Com isso, evita-se o descarte do lantânio em aterros controlados ou seu subaproveitamento no coprocessamento em cimenteiras.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (Capes) – Código de Financiamento 001.

Referências

ABRÃO, A. **Química e tecnologia das terras raras**. Rio de Janeiro: Cetem/CNPq, 1994.

AFONSO, J. C.; AGUIAR, R. M.; SILVA, G. C. O problema do descarte de catalisadores industriais de hidrotratamento. *Boletim Técnico Petrobras*, Rio de Janeiro, v. (3/4), p. 325-333, jul./dez. 2003.

BALBOUL, B. A. A.; EL-ROUDI, A. M.; SAMIR, E.; OTHMAN, A. G. Non-isothermal studies of the decomposition course of lanthanum oxalate decahydrate. ***Thermochimica Acta***, v. 387, n. 2, p. 109-112, 2002.

- BIASETTO, L.; ZANONATO, P.; CARTURAN, S.; *et al.* Lanthanum carbide-based porous materials from carburization of lanthanum oxide and lanthanum oxalate mixtures. **Journal of Nuclear Materials**, v. 378, n. 2, p. 180-187, 2008.
- DEEPA, A. V.; MURUGASEN, P.; MURALIMANO HAR, P.; KUMAR, S. P. Optical studies of lanthanum oxide doped phosphate glasses. **Optik**, v. 160, p. 348-352, 2018.
- DENIZ, A. B. DA C.; VALT, R. B. G.; KAMINARI, N. M. S.; PONTE, M. J. J. de S.; PONTE, H. DE A. Parameters of an electrokinetic reactor design for vanadium recovery from fluid catalytic cracking catalysts. **Separation and Purification Technology**, v. 193, n. October 2017, p. 297-302, 2018.
- PETRYK, J.; KOLAKOWSKA, E. Cobalt oxide catalysts for ammonia oxidation activated with cerium and lanthanum. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 24, n. 2, p. 121-128, 2000.
- VANHOYLAND, G.; NOUWEN, R.; VAN BAEL, M. K.; *et al.* The use of Hi-Res TGA, TG-FTIR, HT-DRIFT and HT-XRD in the study of the decomposition of La₂(C₂O₄)₃·10H₂O. **Thermochimica Acta**, v. 354, n. 1-2, p. 145-151, 2000.
- ZHAN, G.; YU, J. X.; XU, Z. G.; ZHOU, F.; CHI, R. A. Kinetics of thermal decomposition of lanthanum oxalate hydrate. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China (English Edition)**, v. 22, n. 4, p. 925-934, 2012.

Graphene: a new strategy for contaminants removal from water

Aline Belem Machado¹, Daniela Montanari Migliavacca Osorio²,
Daiane Bolzan Berlese³

¹Universidade Feevale (linebmachado@hotmail.com)

²Universidade Feevale (danielaosorio@feevale.br)

³Universidade Feevale (daianeb@feevale.br)

Abstract: Graphene, a newly discovered material from the carbonaceous group has been demonstrating the interesting applications in contaminants removal from water. Therefore, this study aimed to review manuscripts regarding the removal of antibiotics, herbicides and pesticides, and bisphenol A from water using graphene as an adsorbent. A research of manuscripts was performed in Science Direct, Wiley Online Library, and Periódicos Capes database about the application of graphene in the removal of these pollutants from the water. This review demonstrated that graphene itself and coated with other materials are very efficient in removing the four studied contaminants, with high-efficiency rates. However, new studies can be performed in order to improve graphene applications and efficiency.

Keywords: Antibiotic. Bisphenol A. Graphene. Herbicides. Pesticides.

Theme Area: Environmental technologies.

Grafeno: uma nova estratégia para remoção de contaminantes da água

Resumo: Grafeno, um material recém-descoberto do grupo carbonáceo, tem demonstrado aplicações interessantes na remoção de contaminantes da água. Portanto, este estudo teve como objetivo revisar manuscritos referentes à remoção de antibióticos, herbicidas e pesticidas e bisfenol A da água usando grafeno como adsorvente. Uma pesquisa de manuscritos foi realizada nos bancos de dados do Science Direct, Wiley Online e Periódicos Capes sobre a aplicação do grafeno na remoção destes poluentes da água. Esta revisão demonstrou que o próprio grafeno e revestido com outros materiais são muito eficientes na remoção dos quatro contaminantes estudados, com altas taxas de eficiência. Entretanto, novos estudos podem ser realizados para melhorar as aplicações e a eficiência do grafeno.

Palavras-chave: Antibióticos. Bisfenol A. Grafeno. Herbicidas. Pesticidas.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

1 Introduction

Graphene is a nanoparticle, being the most recent material discovered from the carbon group (GANDHI *et al.*, 2016) and has been demonstrating interesting applications in the environmental area through the removal of many pollutants from contaminated water (KAMARAJ *et al.*, 2017). The growing interest of graphene is mainly due to its unique properties (CHEGENI *et al.*, 2019), such as high surface area (2620 m²/g) (PERREAULT *et al.*, 2015), chemical properties –

chemical stability (LI *et al.*, 2015) and high carrier density (BROWNSON *et al.*, 2012), thermal properties – superior thermal conductivity (ZHONG *et al.*, 2017), and mechanical properties – high breaking strength and good flexibility (PAPAGEORGIU *et al.*, 2017) that provide the application of graphene in different areas such as environmental (HAO *et al.*, 2018), but also in health (CHENG *et al.*, 2017), and technology (ZHANG *et al.*, 2012).

Environmental pollutants are becoming more frequent and more dangerous to aqueous systems. Among these pollutants are the antibiotics, herbicides and pesticides, and bisphenol A. Antibiotics are being intensively used by individuals and hospitals and discarded into the environment and consequently may be causing damages to the ecosystem (XIANG *et al.*, 2019). These pharmaceuticals were found in many aqueous systems such as wastewater influent and effluent, industrial effluent, surface water, and drinking water (ZHANG *et al.*, 2015).

There are many different processes to remove antibiotic from aqueous systems, and adsorption is an example of these methods. Adsorption has been very used for the removal of antibiotics due to its high efficiency, facile operations, and low energy consumption (LI *et al.*, 2017).

Herbicides is considered as an endocrine-disrupting chemical (EDC), which is responsible for inhibiting the biological activities of hormones by interacting with hormones' receptors and interfering in the transport and metabolic processes of hormones (SINHA; JANA, 2013). Herbicides have high toxic properties (YANG *et al.*, 2019) and considered as carcinogenic, which injures humans and animals (FARRAH *et al.*, 2004) due to its presence in river water (TANG *et al.*, 2012).

Bisphenol A (BPA), as well as herbicides, is also considered an EDC. BPA is used in the production of many polycarbonates, sulfonated plastics, and epoxy resins (NASSERI *et al.*, 2018), which means that the main source of BPA that is released into the environment is from the industrial wastewater (SINHA; JANA, 2013).

The aim of the present study was to review the applications of graphene in the removal of water pollutants such as antibiotics, herbicides and pesticides, and bisphenol A.

2 Methods

The present review was undertaken based on the research of manuscripts about the application of graphene regarding its efficiency in the removal of

antibiotics, herbicides and pesticides, and bisphenol A present in aqueous solutions. The review was performed by searching research articles in Science Direct, Wiley Online Library and Periódicos Capes database, with the following keywords: antibiotic, bisphenol A, graphene, herbicides, pesticides, and water. The period chosen for the research was from the last 15 years (2004-2019).

3 Results and Discussion

3.1 Antibiotics

Graphene oxide (GO) itself has important anti-bacterial properties due to its physical and chemical interactions with the bacteria cells, which can cause damage to the cell wall, and increased cellular oxidative stress, respectively (CHEGENI *et al.*, 2019). Therefore, some studies are discussed to demonstrate the efficiency that GO can have in the adsorption of antibiotics, mainly tetracycline.

Gao and collaborators (2012) performed a study evaluating the efficiency of graphene oxide in the adsorption and removal of tetracycline (TC) from aqueous solutions. They demonstrated that GO could remove more than 71.4% of tetracycline. Considering that the structure of this antibiotic has four aromatic rings, they suggested that the absorption could have happened through two methods, π - π interactions or cation- π bonding.

However, GO has strong Van der Waals interaction and it can result in its agglomeration (LIANG *et al.*, 2009), in order to improve this problem, some studies utilize GO coated with another material, such as titanium dioxide (TiO₂), which is the case of the study accomplished by Li and collaborators (2017). They tested the efficiency of GO/TiO₂ in removing chlortetracycline (CTC) from water samples from Wu River spiked with CTC at concentrations of 10.0 mg/L, 20.0 mg/L and 40.0 mg/L, and the results demonstrated an efficiency removal of CTC from the water of 100%, 80%, and 90%, respectively.

Another study, performed by Song and collaborators (2019), evaluated the efficiency of MnO₂/graphene nanocomposite in removing residual tetracycline (TC) from a pharmaceutical wastewater after flocculation. They demonstrated that TC was able to be removed by MnO₂/graphene nanocomposites in only 54%. However, when a flocculation process in the wastewater treatment plant was performed before the adsorption, the adsorption rate elevated up to 99.4%. This happened probably due to the large number of impurities that a pharmaceutical wastewater can have, affecting the adsorption of TC. Once the flocculation

process was performed, it effectively improved the adsorption efficiency of MnO₂/graphene nanocomposites.

It is worth noting that all the research cited in this study are concerned on the removal and adsorption of tetracyclines or TC varieties from aqueous systems. This happens because TCs are one of the largest antibiotics used in the world, being utilized in diseases caused by bacteria regarding human, but also animal health (MIAO *et al.*, 2019).

3.2 Herbicides and pesticides

Herbicides are widely used as pre- and post-emergence weed controller in agricultural production (FARAH *et al.*, 2004; SHAH *et al.*, 2018; TANG *et al.*, 2012), which results in the entrance of these chemicals into the surface water and, subsequently, very easily into the groundwater (YANG *et al.*, 2019), due to their stability, water solubility and lack of biodegradability (KAMARAJ *et al.*, 2017). One of the most used herbicides is 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) which is toxic to broad-leafed plants, accumulating at the growing points of roots, inhibiting its growth (SHANKAR *et al.*, 2006).

Pesticide is also commonly used in agricultural activities in order to combat pests (QIAO *et al.*, 2012). However, its residue can flow into water, volatilize to the air, or accumulate in soil. Its utilization results in human contamination through food chain or water (HAO *et al.*, 2015), leading to acute pesticide poisoning that presents chronic health effects (QIAO *et al.*, 2012).

Herbicides and pesticides are considered carcinogenic and capable of injuring liver, heart, and central nervous system, and once they are present in drinking water systems (TANG *et al.*, 2013), the removal of these pollutants is necessary. In order to remove these contaminants from water, many studies (HAO *et al.*, 2015; KAMARAJ *et al.*, 2017; SHAH *et al.*, 2018; YAMAGUCHI *et al.*, 2016) utilize the adsorption technique, once it is rapid and affordable (KAMARAJ *et al.*, 2017). Some examples of graphene use as a potential removal of herbicides and pesticides are summarized in Table 1.

Table 1 – Summary of graphene applications in contaminant removals from water

Polutant	Nanomaterial	Methodology	Removal efficiency	Observations	Reference
Herbicide					
2,4-dichlorophenoxyacetic acid	Ag/rGO-TiO ₂ NTs	Photocatalysts	97.3%	Maintained its efficiency after 10 successive cycles.	Tang et al., 2012
2,4-dichlorophenoxyacetic acid	Magnetic TiO ₂ -graphene	Photocatalysts	95.6 – 99.1%	Successive cycles tested, catalyst re-treated and laid aside for one year. All tests provided highly efficient removal	Tang et al., 2013
Chlorophenoxyacetic acid	Graphene nanosheets	Adsorption	70 – 86%	Five different chlorophenoxyacetic acids herbicides were tested, at concentrations ranging from 10 to 50 mg/L. Best adsorption capacity was within 45 min and pH 3	Kamaraj et al., 2017
Phenylurea	Magnetic chitosan GO	Adsorption	90.32 – 94.09%	Three different herbicides were tested. Maximum adsorption capacity at pH 5.0	Shah et al., 2018
Glyphosate	MnFe ₂ O ₄ -G	Adsorption	39 mg/g	Low temperature favored the adsorption capacity	Yamaguchi et al., 2016
Pesticide					
Diquat	GO-Fe ₃ O ₄	Adsorption	96.6%	Concentration of diquat was 20 mg/L in real water sample	Hao et al., 2015

Source: Authors. Ag – Silver; rGO – Reduced graphene oxide; TiO₂ – Titanium dioxide; NTs – nanotubes; Fe₃O₄ – Iron oxide; MnFe₂O₄ – Manganese ferrite.

3.3 Bisphenol A

Graphene coated with other materials are also efficient in the removal of BPA from water. A research accomplished by Sinha and Jana (2013) evaluated the performance of graphene-based composite with $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ in the removal of EDC, and among them the BPA, from water. Once graphene tends to aggregate, the utilization of magnetic $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ helped to partially inhibit this aggregation, and consequently allows the graphene to act as a sorbent without altering too much of its high surface area.

In their study, they used concentrations ranging from 5 to 30 mg/L of BPA diluted in water, added graphene- $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ composite into this solution, and let it stir overnight. Next, they collected the composite using a magnet and the supernatant was analyzed for the quantification of BPA. Their results demonstrated that the graphene- $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ composite was able to remove over 85% of the EDC from water, and a maximum concentration of 360 mg/g of graphene- $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ composite. They also concluded that the composite material could be reutilized with no significant loss of its efficiency.

In a study performed by Xu and collaborators (2012), the decontamination of BPA in water by graphene was evaluated. The methodology was performed by using 10 mg of graphene added into 100 mL of a BPA solution with different concentrations (2-50 mg/L). They evaluated the effect that pH could have in the removal efficiency, in which they concluded that when the pH was among 2.0 and 7.0, the adsorption capacity was around 87 mg/g, but when the pH was increased (more than 7.0), the adsorption capacity was reduced to about 30 mg/g. This could be explained by the repulsive electrostatic interaction that occurred due to graphene be negatively charged, while BPA was in its bisphenolate anion form. As in the antibiotic adsorption, $\pi\text{-}\pi$ interaction can be the adsorption mechanism in this study. According to the authors, the fact that BPA has π electrons that interacts with the π electrons of graphene, results in the formation of a $\pi\text{-}\pi$ interaction.

Another methodology to remove BPA from water is through photochemical reactivity. Once GO is exposed to UV radiation or sunlight, it can be reduced to reduced graphene oxide (rGO) and consequently redox reaction occurs between GO and the pollutants, forming reactive oxygen species (ROS) (ADELEYE *et al.*, 2018), which can degrade pollutants, such as BPA, in water (MONTEAGUDO *et al.*, 2018). In a study performed by Adeleye and collaborators (2018), 10 mg/L of

BPA was added to GO and rGO suspensions diluted in 10 mg/L. The solution was exposed in a total of 48 hour of simulated solar irradiation typical in the natural environment. The results demonstrated the generation of hydroxyl radical ($\bullet\text{OH}$), superoxide ($\text{O}_2^{\bullet-}$), and singlet oxygen ($^1\text{O}_2$) upon solar irradiation of GO and rGO, presenting the degradation efficiency of BPA after 24 h in 11.2%, when GO was present, and 7.5%, when rGO was present.

4 Conclusions

Graphene is a new material, recently discovered, and has been demonstrating different and successful results towards pollutants removal. In this work, it was possible to observe that graphene can be applied to different contaminants and still present their efficient removal from water. Antibiotics, herbicides, pesticides and bisphenol A presented high rates of their removal using not only graphene oxide, but also graphene coated with another nanomaterial, improving its application and efficiency. Therefore, new studies can be performed aiming to remove other pollutants from water and improving those already studied.

References

- ADELEYE, A. S.; WANG, X.; WANG, F. *et al.* Photoreactivity of graphene oxide in aqueous system: Reactive oxygen species formation and bisphenol a degradation. **Chemosphere**, v. 195, p. 344-350, 2018.
- BROWNSON, D. A. C.; KAMPOURIS, D. K.; BANKS, C. E. Graphene electrochemistry: fundamental concepts through to prominent applications. **Chemical Society Reviews**, v. 41, n. 21, p. 6.944-6.976, 2012.
- CHEGENI, B. K.; TEHRANI, A.; ADELI, M. Glyco-functionalized graphene oxides as green antibacterial absorbent materials. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 96, p. 176-184, 2019.
- CHENG, C., LI, S., THOMAS, A. *et al.* Functional graphene nanomaterials based architectures: biointeractions, fabrications, and emerging biological applications. **Chemical Reviews**, v. 117, n. 3, p. 1.826-1.914, 2017.
- FARAH, M. A.; ATEEQ, B.; ALI, M. N. *et al.* Studies on lethal concentrations and toxicity stress of some xenobiotics on aquatic organisms. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 257-265, 2004.
- GANDHI, M. R.; VASUDEVAN, S.; SHIBAYAMA, A. *et al.* Graphene and graphene-based composites: A rising star in water purification-a comprehensive overview. **ChemistrySelect**, v. 1, n. 15, p. 4.358-4.385, 2016.

- GAO, Y.; LI, Y.; HUANG, H. *et al.* Adsorption and removal of tetracycline antibiotics from aqueous solution by graphene oxide. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 368, n. 1, p. 540-546, 2012.
- HAO, Y.; WANG, Z.; GOU, J. *et al.* Kinetics and thermodynamics of diquat removal from water using magnetic graphene oxide nanocomposite. **The Canadian Journal of Chemical Engineering**, v. 93, n. 10, p. 1.713-1.720, 2015.
- HAO, J.; JI, L.; HU, C. *et al.* Rapid, efficient and economic removal of organic dyes and heavy metals from wastewater by zinc-induced *in-situ* reduction and precipitation of graphene oxide. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 88, p. 137-145, 2018.
- KAMARAJ, R.; PANDIARAJAN, A.; GANDHI, M. R. *et al.* Eco-friendly and easily prepared graphene nano sheets for safe drinking water: removal of chlorophenoxyacetic acid herbicides. **ChemistrySelect**, v. 2, n. 1, p. 342-355, 2017.
- LI, F.; JIANG, X.; ZHAO, J. *et al.* Graphene oxide: a promising nanomaterial for energy and environmental applications. **Nano Energy**, v. 16, p. 488-515, 2015.
- LI, Z.; QI, M.; TU, C. *et al.* Highly efficient removal of chlorotetracycline from aqueous solution using graphene oxide/TiO₂ composite: Properties and mechanism. **Applied Surface Science**, v. 425, p. 765-775, 2017.
- LIANG, J., HUANG, Y., ZHANG, L. *et al.* Molecular-level dispersion of graphene into poly (vinyl alcohol) and effective reinforcement of their nanocomposites. **Advanced Functional Materials**, v. 19, n. 14, p. 2297-2302, 2009.
- MIAO, J.; WANG, F.; CHEN, Y. *et al.* The adsorption performance of tetracyclines on magnetic graphene oxide: A novel antibiotics absorbent. **Applied Surface Science**, v. 475, p. 549-558, 2019.
- MONTEAGUDO, J. M.; DÚRAN, A.; CHATZISYMEON, E. *et al.* Solar activation of TiO₂ intensified with graphene for degradation of Bisphenol-A in water. **Solar Energy**, v. 174, p. 1.035-1.043, 2018.
- NASSERI, S.; EBRAHIMI, S.; ABTAHI, M. *et al.* Synthesis and characterization of polysulfone/graphene oxide nano-composite membranes for removal of bisphenol A from water. **Journal of Environmental Management**, v. 205, p. 174-182, 2018.
- PAPAGEORGIOU, D. G.; KINLOCH, I. A.; YOUNG, R. J. Mechanical properties of graphene and graphene-based nanocomposites. **Progress in Materials Science**, v. 90, p. 75-127, 2017.
- PERREAULT, F., FARIA, A.F., ELIMELECH, M. Environmental applications of graphene-based nanomaterials. **Chemical Society Reviews**, v. 44, n. 16, p. 5861-5896, 2015.
- QIAO, F., HUANG, J. ZHANG, L. *et al.* Pesticide use and farmers' health in China's rice production. **China Agricultural Economic Review**, v. 4, n. 4, p. 468-484, 2012.
- SHAH, J., JAN, M.R., TASMIA. Magnetic chitosan graphene oxide composite for solid phase extraction of phenylurea herbicides. **Carbohydrate Polymers**, v. 199, p. 461-472, 2018.

SINHA, A., JANA, N.R. Graphene-Based Composite with γ -Fe₂O₃ nanoparticle for the high-performance removal of endocrine-disrupting compounds from water. **Chemistry-An Asian Journal**, v. 8, n. 4, p. 786-791, 2013.

SHANKAR, M. V.; ANADAN, S.; VENKATACHALAM, N. *et al.* Fine route for an efficient removal of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) by zeolite-supported TiO₂. **Chemosphere**, v. 63, n. 6, p. 1014-1021, 2006.

SONG, Z.; MA, Y.; LI, C. The residual tetracycline in pharmaceutical wastewater was effectively removed by using MnO₂/graphene nanocomposite. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 580-590, 2019.

TANG, Y.; LUO, S.; TENG, Y. *et al.* Efficient removal of herbicide 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid from water using Ag/reduced graphene oxide co-decorated TiO₂ nanotube arrays. **Journal of Hazardous Materials**, v. 241, p. 323-330, 2012.

TANG, Y.; ZHANG, G.; LIU, C. *et al.* Magnetic TiO₂-graphene composite as a high-performance and recyclable platform for efficient photocatalytic removal of herbicides from water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 252, p. 115-122, 2013.

XIANG, Y.; XU, Z.; WEI, Y. *et al.* Carbon-based materials as adsorbent for antibiotics removal: Mechanisms and influencing factors. **Journal of Environmental Management**, v. 237, p. 128-138, 2019.

XU, J.; WANG, L.; ZHU, Y. Decontamination of bisphenol A from aqueous solution by graphene adsorption. **Langmuir**, v. 28, n. 22, p. 8418-8425, 2012.

YAMAGUCHI, N. U.; BERGAMASCO, R.; HAMOUDI, S. Magnetic MnFe₂O₄-graphene hybrid composite for efficient removal of glyphosate from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 295, p. 391-402, 2016.

YANG, W.; ZHOU, M.; OTURAN, N. *et al.* Enhanced activation of hydrogen peroxide using nitrogen doped graphene for effective removal of herbicide 2,4-D from water by iron-free electrochemical advanced oxidation. **Electrochimica Acta**, v. 297, p. 582-592, 2019.

ZHANG, X.; WANG, B.; SUNARSO, J. *et al.* Graphene nanostructures toward clean energy technology applications. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Energy and Environment**, v. 1, n. 3, p. 317-336, 2012.

ZHANG, Q., YING, G., PAN, C. *et al.* Comprehensive evaluation of antibiotics emission and fate in the river basins of China: source analysis, multimedia modeling, and linkage to bacterial resistance. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 11, p. 6.772-6.782, 2015.

ZHONG, Y.; ZHEN, Z.; ZHU, H. Graphene: Fundamental research and potential applications. **FlatChem**, v. 4, p. 20-32, 2017.

Utilização de microesferas de alumina para tratamento de efluentes industriais contendo íons de metais pesados

Tatiana M. Moreira¹, Sergio L. Favero², Luis A. Genova¹

¹ Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares / Universidade de São Paulo
(tatiana.moreira@usp.br / lgenova@ipen.com)

² Henkel Brasil (sergio-luis.favero@br.henkel.com)

Resumo: Metais pesados, como o zinco, o níquel e o manganês, são amplamente utilizados em diversos setores da indústria, dentre eles, o de proteção de chapas metálicas por fosfatização tricatiônica. O efluente gerado desse processo requer adequado tratamento antes de ser eliminado no meio ambiente, visando a reduzir a níveis aceitáveis os íons metálicos presentes. A adsorção é um método atraente para tratamento de efluentes contendo metais pesados em excesso, por sua simplicidade e eficiência. Neste trabalho, foi avaliada a capacidade de adsorção desses metais por uma alumina de transição, na forma de microesferas mesoporosas, produzidas pelo método de gelificação interna e calcinadas a 800°C por uma hora. As microesferas foram caracterizadas quanto à área de superfície específica (BET), adsorção gasosa (BJH), difração de raios X (DRX) e microscopia ótica. O efluente industrial contendo metais pesados foi tratado com essas microesferas adsorventes, avaliando-se o tempo de contato, a temperatura e a relação em massa microesferas/efluente. A eficiência do tratamento foi avaliada por espectrometria de emissão ótica por plasma acoplado (ICP-OES), procurando-se relacionar, também, a quantidade de íons dos metais pesados com a condutividade elétrica e pH da solução. Como resultado obteve-se a redução de mais de 80% dos íons de Zn, Mn e Ni presentes no efluente, comprovando a eficiência das microesferas de alumina como adsorventes desses íons.

Palavras-chave: Adsorção. Metais Pesados. Microesferas de Alumina.

Área Temática: Tecnologias Ambientais.

Use of alumina microspheres for industrial wastewater treatment containing heavy metal ions

Abstract: Heavy metals such as zinc, nickel and manganese are widely used in various sectors of the industry, among them, the protection of metal sheets by tricathionic phosphating. The effluent generated from this process requires adequate treatment before being disposed of in the environment, in order to reduce the metal ions present to acceptable levels. Adsorption is an attractive method for treating effluents containing excess heavy metals, due to its simplicity and efficiency. In this work was evaluated the adsorption capacity of these metals by a transition alumina, in the form of mesoporous microspheres, produced by the internal gelation method and calcined at 800 ° C for one hour. The microspheres were characterized in terms of specific surface area (BET), gas adsorption (BJH), X-ray diffraction (XRD) and optical microscopy. The industrial effluent containing the heavy metals was treated with these adsorbent microspheres, evaluating the contact time, the temperature and the microspheres / effluent mass ratio. The efficiency of the treatment was evaluated by coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES), also trying to relate the amount of heavy metal ions to the electrical conductivity and pH of the solution. As a result, a reduction of more than 80% of the Zn, Mn and Ni ions present in the effluent was obtained, proving the efficiency of the alumina microspheres as adsorbents of these ions.

Keywords: Adsorption. Heavy metals. Alumina microspheres.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

Diversos setores industriais como a metalurgia, a mineração, a galvanoplastia, a indústria têxtil, a produção de fertilizantes, de baterias, de pesticidas, e de circuito impresso, utilizam, em seus processos, alguns metais pesados, como: zinco, cobre, manganês, cádmio, níquel, cromo, chumbo e mercúrio. Esses metais são tóxicos tanto para o meio ambiente quanto para os seres humanos, pois não são biodegradáveis na natureza, possuem alta solubilidade nos ambientes aquáticos, podendo entrar na cadeia alimentar, sendo absorvidos e acumulados pelos organismos vivos, causando graves problemas de saúde (GÜVEN *et al.*, 2017).

Com isso, há rígidos critérios quanto à destinação de resíduos contendo metais pesados, que só podem ser descartados no ambiente se possuírem reduzida concentração desses íons. Isso faz com que, na maioria das situações, seja necessário um tratamento prévio dos efluentes, adequando-os ao descarte.

Um caso específico e significativo de processo industrial, gerador de efluentes contendo metais pesados em concentrações acima do permitido para descarte, ocorre na indústria automotiva, mais especificamente, na etapa de formação da camada de conversão das chapas metálicas, anterior à etapa de pintura. Atualmente, a formação dessa camada de conversão se dá com o emprego de fosfatos insolúveis, estáveis, dos metais zinco, níquel e manganês, a denominada fosfatização tricatiônica. Esse processo gera um volume considerável de efluente líquido, que deve ser previamente tratado para reduzir a concentração desses metais pesados a níveis aceitáveis para o descarte.

Diferentes métodos vêm sendo desenvolvidos e empregados pela indústria para solucionar esse problema, tais como: extração por solvente, filtração, troca iônica, precipitação, coagulação, sedimentação, oxidação e adsorção (RENU; AGARWAL; SINGH, 2017). A adsorção é uma técnica que tem se destacado por sua versatilidade, simplicidade de operação, eficiência e custo envolvido (BHATNAGAR; JAIN, 2005; GUPTA *et al.*, 2013; KLEIN *et al.*, 2015; MTAALLAH; MARZOUK; HAMROUNI, 2018). Trata-se de uma operação de transferência de massa, baseada na habilidade de certos sólidos em concentrar, na sua superfície, determinadas substâncias existentes em fluidos líquidos ou gasosos, possibilitando, assim, sua separação (OVEJERO *et al.*, 2010; NASCIMENTO *et al.*, 2014).

A alumina de transição (Al_2O_3) ocupa um papel de destaque dentre os adsorventes inorgânicos, por possuir alta capacidade de adsorver tanto compostos

orgânicos quanto inorgânicos. Essa capacidade de adsorção, fenômeno essencialmente superficial, é afetada pela fase cristalina, área de superfície específica e morfologia das partículas. A utilização de alumina na forma de microesferas mesoporosas permite a otimização de operações de tratamento de efluentes líquidos ou gasosos, seja pela facilidade de separação envolvida, seja por possibilitar a operação em colunas (leitos fixos ou leitos fluidizados), promovendo um maior controle do processo.

Dentre os diversos métodos de confecção de microesferas cerâmicas, a gelificação interna é um dos mais simples e versáteis. Permite a obtenção de microesferas densas ou porosas, de diferentes materiais, com controle do tamanho, porosidade e área de superfície específica, além de outras propriedades e características que podem ser modificadas ou introduzidas durante o processo de fabricação.

2 Materiais e Métodos

2.1 Produção de microesferas de alumina por gelificação interna

Microesferas de alumina foram produzidas pelo método da gelificação interna. De forma simplificada, uma solução aquosa contendo o íon metálico de interesse, nesse caso, o nitrato de alumínio, juntamente com hexametilenotetramina (HMTA – $C_6H_{12}N_4$) e ureia ($CO(NH_2)_2$) é gotejada em uma coluna preenchida com um líquido imiscível (óleo de silicone ou de soja, por exemplo), pré-aquecido a uma temperatura adequada (acima de $70^\circ C$). A gota da solução aquosa, em queda gravitacional na coluna, é aquecida pelo óleo em contato, ocorrendo a decomposição do HMTA em amônia e formaldeído, com o conseqüente aumento do pH da solução, que provoca a gelificação na forma de pequenas esferas (HAAS *et al.*, 1979; SUN; DENG, 2018). Após a gelificação, as microesferas passam por um período de envelhecimento sob aquecimento, sendo posteriormente lavadas, secas e calcinadas sob condições preestabelecidas (MIRANDA CHRISTE, 2012). Neste estudo, as microesferas de alumina foram calcinadas a $800^\circ C$ por uma hora, com taxa de aquecimento e resfriamento de $1^\circ C/min$.

2.2 Tratamento do efluente contendo metais pesados

Para este estudo foi utilizada uma solução contendo 1350 mg/L de Zn, 450 mg/L de Mn e 550 mg/L de Ni, que é utilizada no processo de fosfatização

tricatiônica de uma indústria automobilística. Foi realizada uma sequência de diluições dessa solução inicial (1:2, 1:20, 1:40, 1:60, 1:80, 1:100, 1:200, 1:300, 1:400 e 1:500), visando à construção de curvas de calibração que relacionem as diferentes concentrações das soluções obtidas com a condutividade elétrica e pH da solução.

Para os ensaios de adsorção dos metais pesados pelas microesferas de alumina utilizou-se a solução com diluição 1:100 da solução inicial, o que simula a concentração iônica típica do efluente produzido no processo e que deve ser adequadamente tratado. Os ensaios de adsorção foram realizados de modo a se avaliar o efeito da relação em massa microesferas/solução, da temperatura e do tempo de ensaio:

- em frascos contendo 30 mL da solução diluída foram adicionadas as microesferas de alumina, em teores de 0,5%, 1,0% e 1,5% em peso, mantendo-se as mesmas por 8 horas em contato com a solução, na temperatura ambiente (25°C);
- fixando-se o teor de microesferas em 1%, e o tempo de ensaio de 8 horas, foram realizados ensaios variando-se a temperatura: 5°C e 50°C, além do ensaio a 25°C já realizado;
- por fim, fixando-se o teor de microesferas em 1% e a temperatura em 25°C, variou-se o tempo de contato das microesferas com a solução, mantidas por 2 horas e 24 horas, além das 8 horas já empregadas.

Após cada ensaio de adsorção, as soluções e as microesferas foram separadas por filtração, sendo as soluções analisadas quanto à condutividade elétrica, ao pH e à concentração dos cátions, por espectrometria de emissão ótica (ICP-OES).

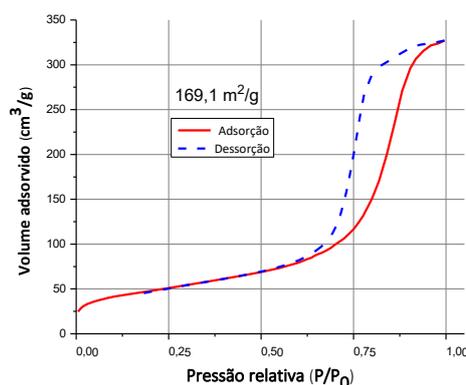
3 Resultados e discussão

3.1 Caracterização física e química das microesferas de alumina

As microesferas de alumina obtidas por gelificação interna foram calcinadas a 800°C e caracterizadas quanto à área de superfície específica (BET) e a isoterma de adsorção gasosa (BJH), quanto à estrutura cristalina por difração de raios X e quanto ao tamanho e à morfologia, por microscopia ótica. No Gráfico 1 são apresentadas as curvas de adsorção/dessorção das microesferas produzidas, além do valor da área de superfície específica (169,1 m²g⁻¹), determinados pelo analisador de superfície específica e porosidade ASAP 2010, da Micromeritics Corp. As características da isoterma de adsorção/dessorção, determinam o tipo e o

tamanho dos poros da amostra, assim, diferentes formas de histerésis correspondem aos tipos de geometria de poros. Nesse caso, o formato de isoterma exibido no Gráfico 1, corresponde a materiais com poros regulares, de formato cilíndrico e/ou poliédrico com as extremidades abertas, podendo ser do tipo meso e macroporos (STAFFORD; SING, 1985; DING *et al.*, 2019).

Gráfico 1 – Área de superfície específica (BET) e a adsorção gasosa (BJH) das microesferas de alumina, obtidas por gelificação interna e calcinas a 800°C



O difratograma de raios-X das microesferas indica que o material, mesmo calcinado a 800°C por uma hora, apresenta baixa cristalinidade, tratando-se de uma alumina de transição, mas não sendo possível identificar qual a fase cristalina preponderante.

As microesferas foram analisadas por microscopia óptica (Zeiss Stemi SV 11), para que se pudesse avaliar a distribuição de tamanhos, a morfologia e a integridade das mesmas. Na Figura 2-a, pode-se observar que foram obtidas microesferas com uma distribuição de tamanhos ampla, mas todas menores que 500 µm, com elevada esfericidade, sem a presença de trincas ou outras deformidades. Em 2-b, é exibido exemplo de uma imagem processada pelo *software ImageJ*, utilizado para analisar a distribuição de tamanho e outras características das microesferas produzidas. Essa imagem foi processada a partir de uma das diversas micrografias obtidas pela microscopia óptica, em que as microesferas se encontram separadas umas das outras, permitindo a análise acurada das mesmas. Foram analisadas 1.040 microesferas, sendo o diâmetro médio das mesmas em torno de 250nm.

3.2 Tratamento da solução contendo os metais pesados

A partir da solução original do efluente e das diluições realizadas mediu-se a condutividade elétrica e o pH das mesmas, para se obter uma curva de calibração que possibilite a estimativa da concentração total dos íons de metal pesado a partir dessas grandezas, em particular da condutividade elétrica. As curvas obtidas são apresentadas no Gráfico 2, relacionando a concentração iônica com os valores de condutividade e pH da solução a partir dos valores da solução inicial, de maior concentração ($20,4 \text{ mS.cm}^{-1}$ e $2,8$ respectivamente). Como esperado, a condutividade elétrica da solução diminuiu com a diluição, ou seja, com a redução da concentração de íons na solução, chegando a $0,9 \text{ mS.cm}^{-1}$ com a diluição de 1:500, 0,5% da concentração inicial.

Por outro lado, o valor do pH da solução aumentou com a diluição, chegando a 4,4 para a solução com a menor concentração de íons. A variação do pH, em um ensaio de adsorção, possivelmente não possa ser relacionada diretamente com a adsorção dos cátions de metais pesados, já que a alumina também apresenta a característica de adsorver ânions presentes na solução como o cloreto, o fluoreto, etc. Este tema, também de grande interesse, será melhor estudado em outra oportunidade.

Figura 2 – Microscopia óptica das microesferas de alumina obtidas por gelificação interna e calcinadas a $800 \text{ }^\circ\text{C}$ por 1 hora

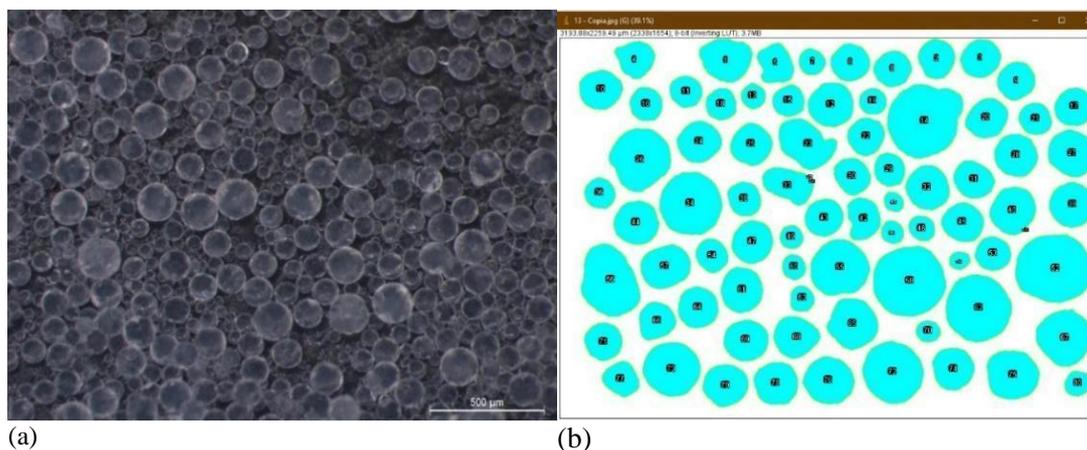
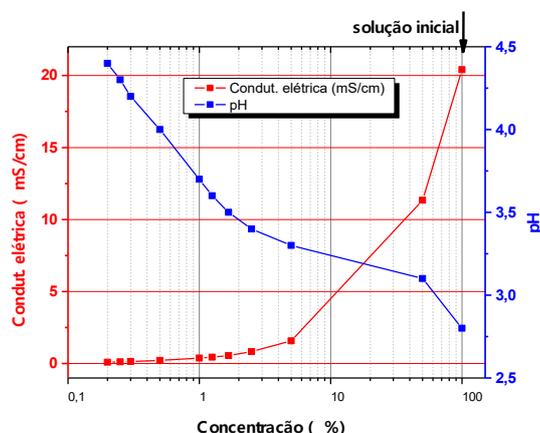


Gráfico 2 – Condutividade e pH do efluente submetido a diferentes níveis de diluição, com a seta indicando as condições da solução inicial



Para os ensaios de adsorção dos íons de metais pesados pelas microesferas de alumina fixou-se a concentração da solução com a diluição de 1:100, ou seja, com uma concentração de 1% da solução original, apresentando condutividade elétrica de 0,38 mS/cm e pH 3,7. Partindo-se dessa solução, foram realizados os ensaios de adsorção visando a avaliar o efeito da temperatura de realização do ensaio, do tempo de permanência da solução em contato com as microesferas de alumina, e da relação entre a quantidade de microesferas e de solução. Além disso, procurou-se avaliar a viabilidade de se utilizar a curva de calibração como uma referência para a análise da eficiência, neste estudo, da adsorção dos íons de metais pesados pela alumina.

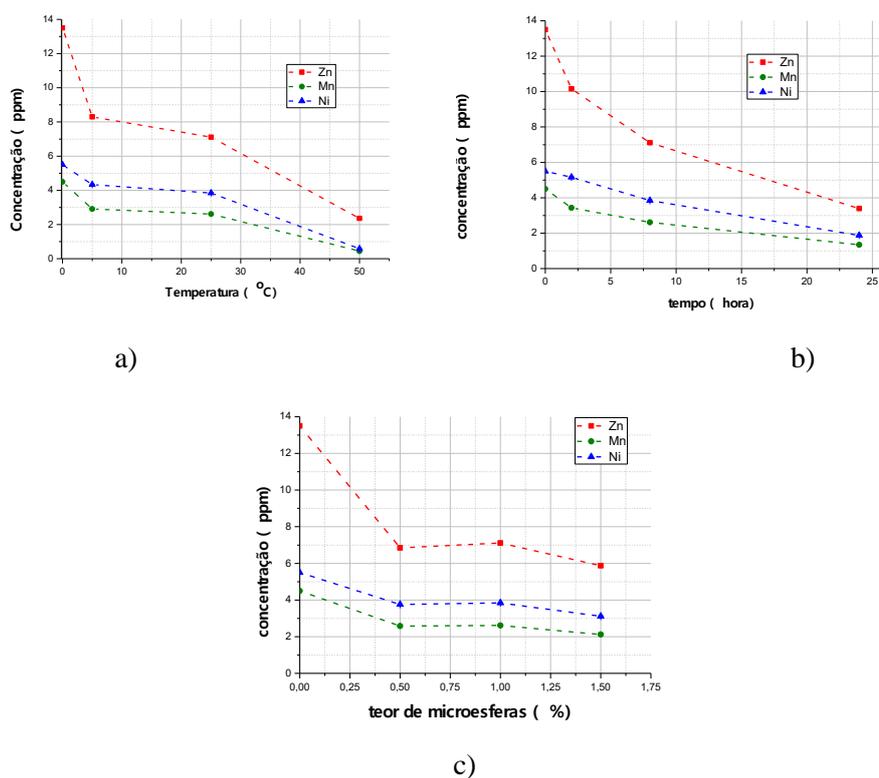
No Gráfico 3 são apresentados os dados da concentração de cada um dos íons de metais pesados avaliados, em função das variáveis estudadas. Para todos os gráficos, na linha zero das abcissas, tem-se a concentração de cada íon na solução inicial. No Gráfico 3-a, onde se avalia o efeito da temperatura na adsorção, observa-se que para os três íons há um aumento na adsorção, sendo esse efeito mais acentuado a 50°C.

Efeito semelhante é observado com o tempo de contato entre a solução e as microesferas (Gráfico 3-b): o aumento do tempo de contato significa maior adsorção para os três íons de metais pesados analisados. Por fim, tem-se que a variação da adsorção com o aumento da quantidade de microesferas (Gráfico 3-c) na solução, na faixa 0,5 e 1,5%, foi pequena, indicando que esse foi, dentre os fatores avaliados, o que menos interferiu no processo de adsorção.

Nas condições em que esses ensaios foram realizados, é possível afirmar que as microesferas apresentaram alta capacidade de adsorção de metais pesados. Por exemplo, na condição de 8 horas de contato, com 1% de microesferas e 50°C, mesmo não sendo a condição otimizada deste estudo, obteve-se uma redução de 82% na concentração do Zn, e 90% na concentração tanto do Mn como na do Ni.

Na Figura 3 são apresentados os valores de condutividade elétrica e de pH das soluções submetidas aos ensaios de adsorção, em função de cada um dos parâmetros do processo avaliados. Nos gráficos também estão indicados (no zero das abcissas) os valores iniciais de condutividade ($0,38 \text{ mS.cm}^{-1}$) e pH (3,7). Os dados obtidos estão de acordo com o esperado, ou seja, com a evolução da adsorção há uma redução na condutividade elétrica e um aumento no pH, coerente também com a redução observada na concentração dos íons.

Gráfico 3 – Efeito dos diferentes parâmetros (temperatura, tempo e teor de microesferas) empregados no processo na adsorção dos íons de metais pesados pelas microesferas de alumina



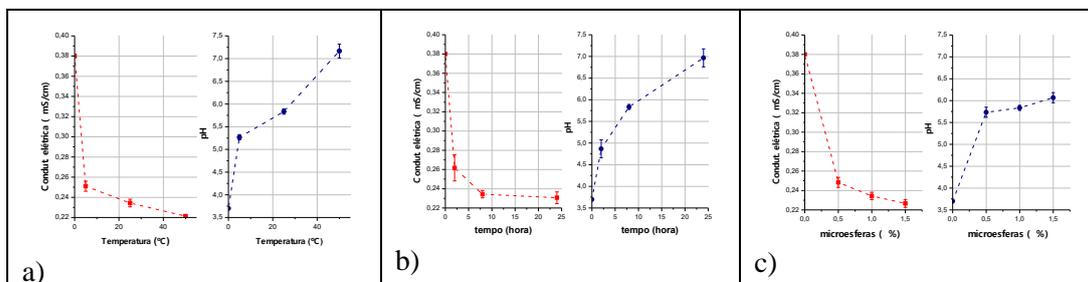
Nas condições em que estes ensaios foram realizados é possível afirmar que as microesferas apresentaram alta capacidade de adsorção dos metais pesados. Por

exemplo, na condição de 8 horas de contato, com 1% de microesferas e 50°C, mesmo não sendo a condição otimizada deste estudo, obteve-se uma redução de 82% na concentração do Zn, e 90% na concentração tanto do Mn como na do Ni.

No Gráfico 4, são apresentados os valores de condutividade elétrica e de pH das soluções submetidas aos ensaios de adsorção, em vista de cada um dos parâmetros do processo avaliados. Nos gráficos também estão indicados (no zero das abcissas) os valores iniciais de condutividade ($0,38 \text{ mS.cm}^{-1}$) e pH (3,7). Os dados obtidos estão de acordo com o esperado, ou seja, com a evolução da adsorção, há uma redução na condutividade elétrica e um aumento no pH, coerente também com a redução observada na concentração dos íons.

Se forem comparados os resultados de condutividade elétrica e pH medidos nas soluções após os ensaios de adsorção, com os relativos às curvas de calibração (Gráfico 3), e ainda, buscando-se relacionar com a redução constatada na concentração dos íons (Gráfico 4), não é possível, a princípio, estabelecer uma relação direta, apesar de haver uma coerência no sentido de que as condições que propiciaram maiores níveis de adsorção, também apresentaram baixos valores de condutividade elétrica e altos valores de pH; no entanto será necessário explorar mais detalhadamente o tema.

Gráfico 4 – Variação da condutividade elétrica e do pH com a adsorção em função dos diferentes parâmetros variados: (a) temperatura, (b) tempo e (c) teor de microesferas



4 Considerações finais

As microesferas de alumina produzidas pelo método de gelificação interna se mostraram adequadas e eficientes como adsorventes dos íons de metais pesados presentes nos efluentes originados no processo de fosfatização tricatiônica. Foi possível a remoção de mais de 80% dos íons de zinco, níquel e manganês presentes na solução. O acompanhamento do progresso da adsorção pela medida da condutividade elétrica e pH se mostrou promissor, devendo ser melhor

estudado. As microesferas produzidas por gelificação interna e pela capacidade de adsorção elevada que apresentam, devem ser consideradas como alternativa para outros processos industriais que necessitem de tratamento para a remoção de metais pesados em efluentes.

Referências

BHATNAGAR, A.; JAIN, A. K. A comparative adsorption study with different industrial wastes as adsorbents for the removal of cationic dyes from water. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 281, n. 1, p. 49-55, 2005.

DING, X. *et al.* Preparation of CeO₂ microspheres by internal gelation process with copolymerization using acrylic acid. **Ceramics International**, v. 45, n. 9, p. 11.571-11.577, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2019.03.027>.

GUPTA, V. K. *et al.* Adsorptive removal of dyes from aqueous solution onto carbon nanotubes: A review. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 193-194, p. 24-34, 2013.

GÜVEN, D. *et al.* Impact of paint shop decanter effluents on biological treatability of automotive industry wastewater. **Journal of Hazardous Materials Journal**, v. 330, p. 61-67, 2017.

HAAS, P. *et al.* Chemical flowsheet conditions for preparing urania spheres by internal gelation. **ORNL/TM-6850**, 1979.

KLEIN, L. *et al.* Cinética, equilíbrio e termodinâmica da adsorção de cobalto utilizando quitina. **Research Gate**, n. May 2016, p. 1-8, 2015.

MIRANDA CRISTE, C. de. **Efeitos de variáveis do processo de gelificação interna nas propriedades físicas e químicas de microesferas de alumina**. Universidade de São Paulo, 2012.

MTAALLAH, S.; MARZOUK, I.; HAMROUNI, B. Factorial experimental design applied to adsorption of cadmium on activated alumina. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 8, n. 1, p. 76-85, 2018.

NASCIMENTO, R. F. *et al.* **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. UFC ed. 2014.

OVEJERO, G. *et al.* Bentonite as an Alternative Adsorbent for the Purification of Styrene Monomer: Adsorption Kinetics, Equilibrium and Process Design. **Adsorption Science & Technology**, v. 28, n. 2, p. 101-123, 2010.

RENU; AGARWAL, M.; SINGH, K. Heavy metal removal from wastewater using various adsorbents: a review. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 7, n. 4, p. 387-419, 2017.

STAFFORD, K.; SING, W. Reporting physisorption data for gas/solid systems with special reference to the determination of surface area and porosity. **Pure and Applied Chemistry**, v. 57, n. 4, p. 603-619, 1985.

SUN, X.; DENG, C. The study of carbothermic reduction – sintering of ZrO₂ – ZrC – C composite microspheres prepared by internal gelation. **Journal of Materials Science**, v. 53, n. 20, p. 14.149-14.159, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10853-018-2646-0>.

Determinação da remoção da DQO de efluente têxtil sintético aplicando eletrocoagulação

Carlos Eduardo Lach¹, Camila Schwarz Pauli²,
Rizia Maria Raimondi³, Eduardo Müller dos Santos⁴,
Luciano André Deitos Koslowski⁵

¹ Universidade do Estado de Santa Catarina/ UDESC/CEAVI (carlos.lach@edu.udesc.br)

² Universidade do Estado de Santa Catarina/ UDESC/CEAVI
(camila.pauli@edu.udesc.br)

³ Universidade da Região de Joinville/ UNIVILLE (mariarizia97@gmail.com)

⁴ Universidade do Estado de Santa Catarina/ UDESC/CEAVI (eduardo.santos@udesc.br)

⁵ Universidade do Estado de Santa Catarina/ UDESC/CEAVI
(luciano.koslowski@udesc.br)

Resumo: A tecnologia de eletrocoagulação (EC) tem se mostrado eficaz em estudos envolvendo remoção de contaminantes na água e no esgoto. O presente estudo tem como principal objetivo avaliar a eficiência da eletrocoagulação no tratamento de efluente sintético têxtil, analisando os seguintes parâmetros: demanda química de oxigênio (DQO), alumínio dissolvido, pH, temperatura e turbidez. O estudo foi realizado por meio de planejamento fatorial, empregando as seguintes variáveis: concentração de pigmento ($0,1 \text{ g L}^{-1}$), concentração de eletrólito (2 g L^{-1} e 4 g L^{-1}) e intensidade de corrente (2 A e 4 A) para um tempo de reação de 20 minutos. Os resultados apresentados apontam a redução de 97,53% na DQO empregando a seguinte combinação: concentração de eletrólito (2 g L^{-1}) e intensidade de corrente (2 A). Contudo, se observou, por meio da análise do alumínio dissolvido um aumento na concentração desse parâmetro analítico na ordem de 32,85% em relação à melhor combinação na remoção de DQO.

Palavras-chave: Eletrocoagulação. Demanda química de oxigênio. Efluente têxtil.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Determination of the cod removal in synthetic textile effluent using electrocoagulation

Abstract: Electrocoagulation technology (EC) has been proved effective in studies involving removal of contaminants from water and sewage. The main objective of this study was to quantify the efficiency of electrocoagulation in the treatment of synthetic textile effluent through the following parameters: Chemical Oxygen Demand (COD), dissolved aluminium, pH, temperature and turbidity. The study followed a factorial experimental design, with the following variables: pigment concentration ($0,1 \text{ g L}^{-1}$), electrolyte concentration (2 g L^{-1} and 4 g L^{-1}) and current intensity (2 A and 4 A) for a reaction time of 20 minutes. The results indicate a 97,53% COD reduction when using an electrolyte concentration of 2 g L^{-1} combined with a current intensity of 2 A . However, the optimal combination in terms of COD resulted in a 32, 85% increase in dissolved aluminium concentration.

Keywords: Electrocoagulation, Chemical oxygen demand, Textile effluent.

Theme Area: Environmental Technology.

1 Introdução

Apesar de sua importância para os países em desenvolvimento, a manufatura de têxteis é uma questão complexa em relação ao meio ambiente, ao uso da água e à poluição resultante para os sistemas de recebimento de água (ROSA *et al.*, 2019). A indústria têxtil é considerada uma das principais fontes de contaminação ambiental e bem-estar público de todos os setores industriais. Esses efluentes são severamente poluidores devido aos compostos químicos orgânicos e inorgânicos complexos que são usados durante várias etapas do processamento têxtil. Os constituintes não utilizados de cada etapa são descartados como águas residuais, que possuem cor forte devido à presença de corantes residuais, alta matéria orgânica e inorgânica, turbidez, pH e produtos químicos tóxicos. A presença de uma quantidade muito pequena de corante residual na água é altamente visível e, conseqüentemente, afeta o ambiente receptor não só esteticamente, mas também perturba a vida aquática ao impedir a penetração da luz e a transferência de oxigênio (VERMA, 2017).

Nesse sentido, tecnologias ambientais têm sido desenvolvidas para remover os corantes das águas residuais, incluindo adsorção, oxidação química, degradação eletroquímica, processos avançados de oxidação e até mesmo micro-organismos como fungos. No entanto, sua baixa eficiência de remoção ou altos custos geralmente limitam sua aplicação (PIZATO *et al.*, 2017; MOUNTASSIR *et al.*, 2015). Técnicas eletroquímicas, como eletrocoagulação, eletrodecantação e eletroflotação, oferecem um método mais barato de tratamento terciário que não depende de produtos químicos ou de micro-organismos, como processos de coagulação química ou lodo ativado (PERREN; WOJTASIK; CAI, 2018).

Por esse motivo, a eletrocoagulação vem ganhando atenção como uma técnica eletroquímica potencial para o tratamento de água/efluentes devido à sua versatilidade e compatibilidade ambiental (PATIDAR; CHOUHAN; THAKUR, 2017). Estudos realizados por Khorram e Fallah (2018) demonstraram que o processo de eletrocoagulação tem apresentado resultados eficientes e promissores para o tratamento de efluentes da indústria têxtil. Isso se deve ao fato de que o processo descrito produz baixa quantidade de lodo, separação simples de flocos, menor quantidade de sólidos totais dissolvidos e a poluição secundária é evitada pelos coagulantes adicionados externamente (PAVITHRA *et al.*, 2019).

O processo de EC é considerado uma técnica eletroquímica relativamente simples, cujo potencial aplicado entre dois eletrodos produz íons metálicos *in situ*

a partir do material do eletrodo (ânodo de sacrifício), formando coagulantes no efluente, que eliminam as substâncias inorgânicas e/ou orgânicas dissolvidas ou em suspensão nas águas residuais (DONNEYS *et al.*, 2018). Durante o processo eletroquímico, as forças da gravidade e o empuxo são os dois principais fatores que determinam o mecanismo de separação de poluentes e uma combinação de parâmetros físico-químicos dentro de um reator de eletrocoagulação para que ocorra o mecanismo de separação dominante (GHANBARI *et al.*, 2014).

Por isso, os íons metálicos gerados pela dissolução eletroquímica de um anodo consumível sofrem espontaneamente hidrólise em água, dependendo do pH, formando várias espécies coagulantes, incluindo precipitados de hidróxido (capazes de remover poluentes por adsorção/sedimentação) e outras espécies metálicas de íons. Os materiais Al e Fe são os mais comumente usados como materiais de eletrodos graças a várias vantagens: a disponibilidade, ou seja, a abundância na terra e preço baixo, a não toxicidade, pois os hidróxidos de ferro e alumínio formados pela precipitação são relativamente não tóxicos, e sua alta valência que leva a uma remoção eficiente de poluentes (HAKIZIMANA *et al.*, 2017).

Em estudo realizado por Ascón (2018), utilizando eletrodos de alumínio e ferro, pH entre 7,0 e 8,3, intensidade de 7A, e tempo de contato de 15min, obteve-se uma eficiência de remoção de DQO de 83% a 84%. Em contrapartida, Verma (2017) afirma que o processo de eletrocoagulação foi considerado promissor e produziu mais de 90% de eficiência de remoção de DQO e cor em condições operacionais otimizadas de pH 8,0, tempo de reação 80min e densidade de corrente 20 A/m².

Portanto, o presente estudo apresenta como proposta determinar a remoção de DQO de um efluente têxtil sintético azo-reativo, por meio do processo de eletrocoagulação empregando eletrodos de alumínio.

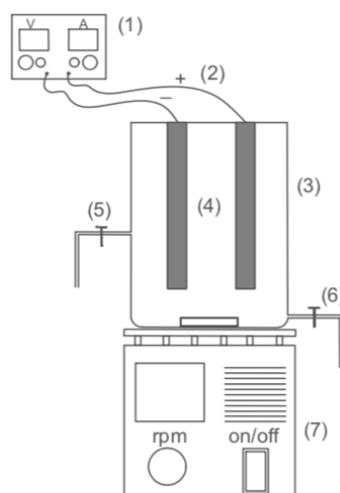
2 Materiais e método

Para a aplicação do processo de eletrocoagulação, foi utilizado um aparato experimental, conforme o esquema descritivo apresentado na Figura 1. O equipamento consistiu no uso de uma fonte de energia LABO – Fonte Regulada 2845 115 VCA, com capacidade de corrente máxima de 5 Amperes e tensão máxima de 120 Volts e um reator em escala de bancada, com volume útil de 1 litro. A célula eletroquímica foi submetida a um agitador magnético

(MicroQuímica MQAMA 301) a uma velocidade de agitação constante de 300 rpm para proporcionar homogeneidade na solução.

No interior do reator, foi instalado um sistema monopolar de eletrodos de alumínio como ânodo e cátodo, com as seguintes dimensões: 100 mm de comprimento, 40 mm de largura e 1 mm de espessura. Os eletrodos foram submergidos a uma profundidade de 78 mm, fornecendo uma área superficial de contato de, aproximadamente, 31,2 mm².

Figura 1 – Representação esquemática da unidade experimental



(1) Painel de controle e fonte de alimentação de corrente contínua; (2) Fios de transmissão do circuito elétrico; (3) Reservatório do efluente; (4) Eletrodos de alumínio; (5) Dreno de coleta de alíquotas de amostras; (6) Dreno de descarte de lodo; (7) Sistema de agitação com barra magnética.

O estudo contou com o emprego de duas variáveis ($n=2$), conforme sumarizado na Tabela 1. A concentração do pigmento sintético utilizado para o emprego do processo eletroquímico foi fixada na concentração de 0,10 g L⁻¹ para todos os ensaios realizados. O efluente sintético utilizado neste estudo consiste no corante azoico Procion Crimson H-EXL® Gran Dystar (C₅₃H₃₆C₁₂N₁₄O₂₆S₈) (MM = 1611 g mol⁻¹; 71,6% pureza; CAS [190914-22-8]) de difícil degradação, empregado no processo de tingimento da indústria têxtil. O tempo de duração de cada ensaio de EC foi de 20min. Além disso, os ensaios experimentais e as determinações analíticas foram realizadas em triplicata para este estudo.

Tabela 1 – Variáveis de estudo empregadas no processo de eletrocoagulação (n=2)

Ensaio	Variáveis de estudo	
	Concentração Eletrólito (g L ⁻¹)	Intensidade de Corrente (A)
01	2,0	2
02	2,0	4
03	4,0	2
04	4,0	4

Fonte: Os autores.

Os ensaios físico-químicos foram realizados por meio da determinação de pH via método eletrométrico (Hanna HI 3221); turbidez via método nefelométrico (Hanna HI 93703); alumínio total quantificado via método colorimétrico (Merck Millipore HC614988) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO) determinado pelo método fotométrico (Merck Millipore HC 981386) e a determinação da temperatura por meio do termômetro digital INCOTERM (-50°C+300°C).

3 Resultados e Discussão

Os dados obtidos neste estudo encontram-se sumarizados na Tabela 2.

Tabela 2 – Média e desvio padrão para as análises físico-químicas do efluente têxtil

ENSAIO	Alumínio dissolvido (mg L ⁻¹)	Temperatura (°C)	DQO (mg L ⁻¹)	Remoção DQO (%)	pH	Turbidez (UNT)
01	0,70 ±0,0	37 ±0,82	37 ±8,6	97,53	8,49 ±0,28	2,01 ±0,98
02	0,70 ±0,0	59,33 ±1,25	47 ±8,6	96,87	8,38 ±0,15	2,05 ±0,35
03	0,47 ±0,32	30,67 ±1,25	102 ±34,9	93,20	8,95 ±0,07	0,69 ±0,11
04	0,47 ±0,32	53,33 ±6,94	78 ±13,5	94,80	8,63 ±0,07	3,11 ±1,33
Efluente Bruto	0,61	23,00	1500,00	–	3,04	0,25
(VMP)⁽¹⁾ (mg L⁻¹)	0,10 ⁽²⁾	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾	ND ⁽³⁾	6,0 a 9,0	Até 100 UNT

(1) Valor Máximo Permitido/Resolução Conama 357/2005 para rio Classe II.

(2) Valor Máximo Permitido Resolução Conama 357/2005 para rio Classe I.

(3) Não Disponível.

De acordo com Merzouk *et al.* (2009), o pH é um parâmetro relevante para o processo de eletrocoagulação, devido à sua influência na formação dos flocos e remoção dos poluentes. Em pH ácidos, como é o caso do efluente bruto analisado, as espécies monoméricas catiônicas Al^{3+} e $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ predominam, porém, durante o processo de eletrocoagulação, o pH aumenta, como observado na Tabela 2, pela liberação de H_2 no cátodo e a formação de íons (OH^-) no ânion, promovendo uma redução da eficiência na remoção de complexos metálicos solúveis, como o $\text{Al}(\text{OH})_3$. Nesse contexto, sugere-se, durante a precipitação do hidróxido de alumínio, o consumo de íons de hidrogênio, elevando, assim, o valor do pH para efluentes ácidos e reduzindo o valor do pH para soluções alcalinas. Segundo Dermentzis *et al.* (2011), o pH influencia diretamente a eficiência do processo de eletrocoagulação, onde o tipo de material utilizado como anodo e o pH inicial do efluente que passará pelo processo, têm um impacto direto nesse parâmetro. O pH do efluente de uma indústria deve ser mantido entre 6,0 e 9,0 de acordo com a Res. Conama n. 357/2005 para que não cause o desequilíbrio no ecossistema receptor (BRASIL, 2005). Nessa perspectiva, foi possível observar um aumento do pH do efluente tratado com um valor máximo de 8,95.

Os dados apresentados na Tabela 2 evidenciam as seguintes combinações experimentais na remoção de DQO: 97,53% para concentração de pigmento de 1 g L^{-1} ; concentração de eletrólito de 2 g L^{-1} ; e intensidade de corrente elétrica (2 A) e 96,87% de remoção da DQO empregando-se uma concentração da corrente de 4A. Portanto, observa-se o efeito provocado pela diminuição da quantidade de eletrólitos utilizado na maior eficiência do processo.

A análise de dados da Tabela 2, referente aos ensaios de alumínio dissolvido, aponta, no efluente tratado, uma relação direta entre os ensaios com maior percentual de remoção da DQO e o aumento da concentração de alumínio dissolvido. Nesse caso, o desgaste dos eletrodos de alumínio decorrente do processo de EC resulta na migração de íons Al^{3+} para o efluente, indicando, assim, a lixiviação do alumínio presente no efluente bruto e nos eletrodos para o lodo sedimentado presente no final do processo.

4 Conclusão

Todos os resultados obtidos nos ensaios apresentaram uma remoção superior a 90% da DQO do efluente têxtil, vislumbrando considerável potencial no uso da técnica de eletrocoagulação considerando a grande dificuldade de

biodegradabilidade do efluente têxtil. Contudo, o sistema apresentou um aumento da turbidez em todos os ensaios e suas variáveis, porém permanecendo dentro do valor máximo permitido pela Resolução Conama n. 357/2005. Nesse interim, a mesma resolução estipula um valor máximo de alumínio dissolvido presente em efluentes para disposição em rios de classe I ($0,10 \text{ mg L}^{-1}$), e este estudo apresentou valores de concentração de alumínio dissolvido acima do valor-limite no efluente tratado, com o valor máximo obtido de $0,70 \text{ mg L}^{-1}$. Dessa forma, considerando a presença de alumínio dissolvido na água do efluente tratado, resultante da degradação de eletrodos, essa pode acarretar doenças neurodegenerativas, entre elas pode-se citar o Mal-de-Alzheimer.

Referências

- ASCÓN, Edwar Alejandro Aguilar. Elimination of chemical oxygen demand from domestic residual water by electrocoagulation with aluminum and iron electrodes. **Ambiente e Agua – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v.13, n. 5, p.1-16, out. 2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente, **Conama**. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- DERMENTZIS, K. *et al.* Nickel removal from wastewater by electrocoagulation with aluminum electrodes. **Journal of Engineering Science and Technology Review**, v. 4, n. 2, p. 188-192, nov. 2011.
- DONNEYS, Dayana Victoria *et al.* Electrocoagulation of índigo carmine dye solution with magnesium and AZ31 alloy anodes. **Dyna**, v. 85, n. 206, p. 258-267, set. 2018.
- GHANBARI, Farshid *et al.* Electrocoagulation/Flotation of Textile Wastewater with Simultaneous Application of Aluminum and Iron as Anode. **Environmental Processes**, v. 1, n. 4, p. 447-457, ago. 2014.
- HAKIZIMANA, Jean Nepo *et al.* Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. **Desalination**, v. 404, p. 1-21, fev. 2017.
- KHORRAM, Atousa Ghaffarian; FALLAH, Narges. Treatment of textile dyeing factory wastewater by electrocoagulation with low sludge settling time: Optimization of operating parameters by RSM. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 635-642, fev. 2018.
- MERZOUK, B. *et al.* Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation–electroflotation technique: A case study. **Journal Hazardous Materials**, v. 164, n. 1, p. 215-222, maio 2009.
- MOUNTASSIR, Y. *et al.* Potential use of clay in electrocoagulation process of textile wastewater: Treatment performance and flocs characterization. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 3, n. 4, p. 2.900-2.908, dez. 2015.

PATIDAR, Kamesh; CHOUHAN, Amit; THAKUR, Lokendra Singh. Removal of Heavy Metals from Water and Wastewater by Electrocoagulation Process – A Review. **International Research Journal of Engineering and Technology**, Índia, v. 8, n. 11, p.16-25, nov. 2017.

PAVITHRA, K. Grace et al. Removal of colorants from wastewater: A review on sources and treatment strategies. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 75, p. 1-19, jul. 2019.

PERREN, William; WOJTASIK, Arkadiusz; CAI, Qiong. Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. **Acs Omega**, v. 3, n. 3, p. 3.357-3.364, mar. 2018.

PIZATO, Everton *et al.* Caracterização de efluente têxtil e avaliação da capacidade de remoção de cor utilizando o fungo *Lasiodiplodia theobromae* MMPI. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 5, p.1.027-1.035, abr. 2017.

ROSA, Jorge Marcos *et al.* Toxicity and environmental impacts approached in the dyeing of polyamide, polyester and cotton knits. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 2, p.1-7, abr. 2019.

VERMA, Akshaya Kumar. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation employing Fe-Al composite electrode. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p.168-172, nov. 2017.

Extrato da semente do tamarindeiro na remoção da turbidez da água

Letícia Levorato A. Silva¹, Rosane Freire²

¹ DPUA, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP. leticia_levorato@hotmail.com
² DQB, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP. rosane.freire@unesp.br

Resumo: A composição de determinadas plantas (taninos, pectina, polissacarídeos, etc.), a baixa toxicidade, a alta biodegradabilidade e sua abundância quantitativa são fundamentais para o sucesso do fenômeno de coagulação natural e disseminação de seu uso. Nesse cenário, a capacidade das sementes do tamarindeiro foi avaliada. Três extratos foram produzidos (aquoso, salino e básico) e sua atividade foi avaliada em seis diferentes doses (0,05; 0,125; 0,250; 0,500; 1,00; 1,500 mL/L), usando a água sintética com turbidez inicial preestabelecida (20, 45 e 100 NTU, ajustada com Caulin) e em pH determinado pelo pH-PCz. Os resultados mostraram o efeito da remoção da turbidez em vista da dosagem nos extratos salino e aquoso, sendo importante doses maiores para o salino em 20NTU (\approx 40% da turbidez em 1,5 mL/L) e doses menores para o aquoso em 45 e 100 NTU (\approx 54% da turbidez em 0,125 mL/L).

Palavras-chave: Coagulação natural. Tratamento de água. Polímeros funcionais.

Área Temática: Tecnologias ambientais

Tamarindus indica extract on the removal of water turbidity

Abstract: The composition of certain plants (tannins, pectin, polysaccharides, etc.), their low toxicity, high biodegradability and their quantitative abundance are fundamental for the success of natural coagulation phenomena and the dissemination of its use. In this scenario, the capacity of tamarind seeds was evaluated. Three extracts were produced (aqueous, saline and basic) and their activity was evaluated in six different doses (0.05, 0.125, 0.250, 0.500, 1.00, 1.500 mL/L) using the synthetic water with initial turbidity preestablished (20, 45 and 100 NTU, adjusted with kaolin) and at pH determined by pH-PZC. The results showed the effect of turbidity removal on dosing at saline and aqueous extracts, with higher doses for saline in 20 NTU (\approx 40% of turbidity in 1.5 mL/L) and lower doses for aqueous in 45 and 100 NTU (\approx 54% turbidity at 0.125 mL/L).

Keywords: Natural Coagulation. Water Treatment. Functional Polymer.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

A coagulação-floculação é a chave do processo de clarificação das águas brutas (KEELEY *et al.*, 2016) visando ao seu uso para abastecimento público. Esse mérito é devido ao domínio do fenômeno químico, ao uso de produtos de baixo custo de mercado e à grande eficiência obtida na separação dos sólidos presentes. Sais de ferro ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, FeCl_2 , $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) ou de alumínio ($12(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$) (SALES *et al.*, 2011) são os produtos químicos mais empregados nessa função. Contudo, a presença do metal residual (especialmente

do alumínio) na água para consumo humano vem sendo correlacionada ao processo de inflamação do sistema nervoso central, desenvolvendo malefícios, como o Mal-de-Alzheimer e demência senil (FLATEN, 2011; BECARIA *et al.*, 2006; WALTON, 2013). Segundo Bratby (2006), polímeros orgânicos sintéticos, por exemplo acrilamida, monômeros químicos que não reagiram e os subprodutos de polímeros possuem fortes efeitos neurotóxicos e cancerígenos para o homem.

Em busca de alternativas para o uso de coagulantes sintéticos e inorgânicos, e visando a neutralizar os possíveis efeitos adversos dos tradicionais compostos na saúde humana, bem como ofertar água potável com custo reduzido e de modo ambiental e economicamente sustentável, alguns estudos foram feitos utilizando diferentes tipos de material natural (sementes, polpas, cascas) como agente coagulante por serem uma fonte natural, renovável e biodegradável. Nesse grupo, os destaques ficam para a casca de acácia negra (ARANTES *et al.*, 2014) e sementes da Moringa oleífera (PEREIRA *et al.*, 2015).

A técnica de coagulação natural não é recente (CHOY *et al.*, 2015), visto que há vários registros sobre a atuação de determinadas sementes e plantas aplicadas na purificação de água na Antiguidade. Contudo, trabalhos publicados na última década (YIN, 2010; ABDIN *et al.*, 2013; FATOMBI *et al.*, 2013; MUTHURAMAN; SASIKALA, 2014) se reportam à otimização do processo, com a extração do composto ativo, empregando uma infinidade de produtos naturais endêmicos de cada região do globo, justamente por serem seguros, livres de toxicidade e ecológicos.

Diversos tipos de coagulante à base de plantas demonstraram atividades de coagulação promissoras devido à presença de compostos fenólicos, polissacarídeos e taninos (SOONG; BARLOW, 2004; CHOY *et al.*, 2014) em sua composição. O ácido tânico é um tanino com propriedade semelhante a de um polímero, por consequência, é capaz de formar complexos metálicos e sofrer substituição eletrofílica. Assim, considerando a característica polimérica, é possível obter resultados satisfatórios como agente coagulante.

As sementes de tamarindo (*Tamarindus indica*) possuem polifenóis, flavonoides, alcaloides, taninos, saponinas, polissacarídeos, entre outros compostos (GOGNA *et al.*, 2015; SALLA *et al.*, 2016; BHADORIYA *et al.*, 2011; SIDDHURAJU, 2007; SOONG; BARLOW, 2004), representando, igualmente, um potencial como agente de coagulação a ser explorado. Nesse aspecto, o presente estudo tem por objetivo avaliar o uso do tamarindo (*Tamarindus indica*) como coagulante natural quanto ao seu potencial de remoção da turbidez da água. Ensaio simples e diretos de bancada (*Jar test*) empregando

extratos da semente do fruto dessa planta em diferentes soluções foram desdobrados em razão da dose aplicada e eficiência de remoção de turbidez.

2 Metodologia

As sementes do fruto do tamarindeiro foram limpadas com água corrente, secas em estufa (100°C – 2h) e trituradas (processador doméstico). Após, o material resultante foi peneirado em malha 42 Tyler (Granutest – USBS 45), resultando em um pó de granulometria muito fina (<355µm), sendo armazenado em frasco de vidro âmbar em local seco e arejado. Para o preparo de extratos coagulantes 10g da fração sólida foi suspensa em um litro de água destilada e em soluções, de volume equivalente, em NaOH (0,5 M) e NaCl (0,5 M). O Ponto de Carga Zero (pH-PCz) dos extratos foram determinados empregando o método “experimento dos 11 pontos” (REGALBUTO; ROBLES, 2004).

A água sintética foi preparada por adição de suspensão estoque de caulim. Primeiro, o caulim foi moído em almofariz e peneirado em malha de 42 Tyler (Granutest – USBS 45). Em seguida, uma fração desse material foi utilizada para o preparo de uma suspensão de 1% de caulim em água destilada (solução estoque). Posteriormente, a suspensão foi agitada por 1 hora e, então, deixada em repouso por 24 horas. A água sintética foi preparada somente antes dos ensaios de coagulação por adição da solução estoque (1% de caulim) em 1 L de água destilada, com o intuito de obter o valor de turbidez inicial desejável. As medidas foram feitas em turbidímetro de bancada (AP2000, PoliControl) e três condições experimentais iniciais de turbidez foram consideradas 20, 45 e 100 NTU.

A atividade coagulante foi determinada em *Jar Test* (JT-2013/M6, Milan) usando a água sintética recém-preparada (600mL). Antes do ensaio, o pH inicial da água foi ajustado, utilizando soluções de HCl ou NaOH 0,1 M, considerando o valor obtido no ensaio de pH-PCz. Seis diferentes doses dos extratos de sementes foram aplicadas (0,05, 0,125, 0,25, 0,5, 1,0 e 1,5 mL/L), sendo misturadas por 4 minutos a 100 rpm (mistura rápida) e então reduzida para 40 rpm durante mais de 30 minutos (mistura lenta). Os experimentos foram realizados em duplicata, em temperatura ambiente (25°C±3°C) e um ensaio de coagulação foi conduzido para o branco (água sintética sem adição de coagulante).

Após 30 minutos de sedimentação, foram coletados 50mL do clarificado (sobrenadante), e a turbidez final foi medida. A eficiência do tratamento (atividade do coagulante) proposto foi avaliada seguindo a Equação 1.

$$E(\%) = \frac{Turb_{inicial} - Turb_{final}}{Turb_{inicial}} \cdot 100 \quad (1)$$

Em que: E (%) é a eficiência de remoção; $Turb_{inicial}$ é o valor de turbidez (NTU) da solução em teste; $Turb_{final}$ é o valor de turbidez (NTU) da solução após o ensaio de coagulação.

3 Resultados e discussão

Entende-se que a determinação do pH-PCz em um ensaio de coagulação fornece informações sobre o pH da solução no qual a superfície do sólido coagulante possui carga neutra, podendo favorecer os mecanismos envolvidos na desestabilização das partículas coloidais em meio líquido. Os resultados do ensaio pH-PCz nas soluções aquosa, solução básica e solução salina com o pó de semente do tamarindeiro foram, respectivamente, de 7,56, 7,10 e 6,08. Esses valores encontram-se dentro da faixa neutra de pH, sendo utilizados para ensaios de coagulação o pH 7.

As eficiências de remoção da turbidez inicial obtida no tratamento, bem como a tendência do efeito das dosagens aplicadas empregando o extrato da semente de tamarindeiro em solução aquosa (A), básica (B) e salina (C), encontram-se nos Gráficos 1, 2 e 3, respectivamente.

Gráfico 1 – Eficiência da remoção da turbidez inicial (%) em extrato de tamarindeiro aquoso (A) sobre diferentes doses aplicadas (mL/L)

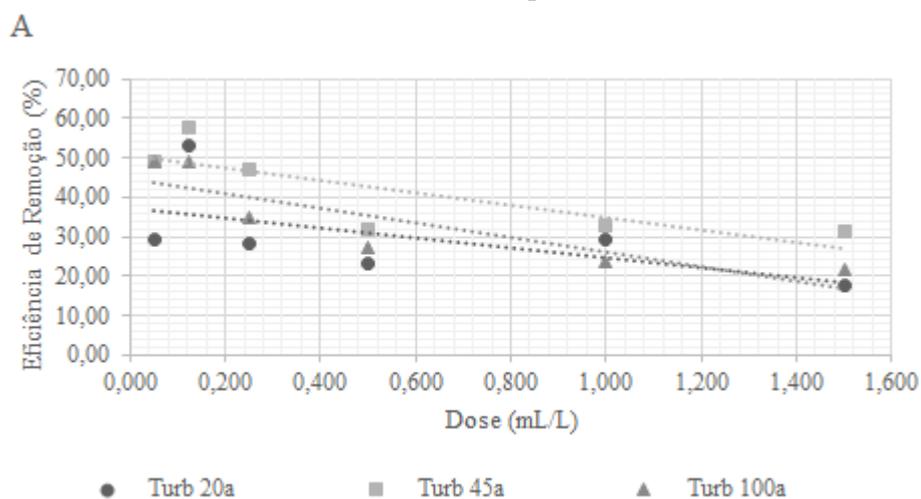


Gráfico 2 – Eficiência da remoção da turbidez inicial (%) em extrato de tamarindeiro preparado com NaOH (B) sobre diferentes doses aplicadas (mL/L)

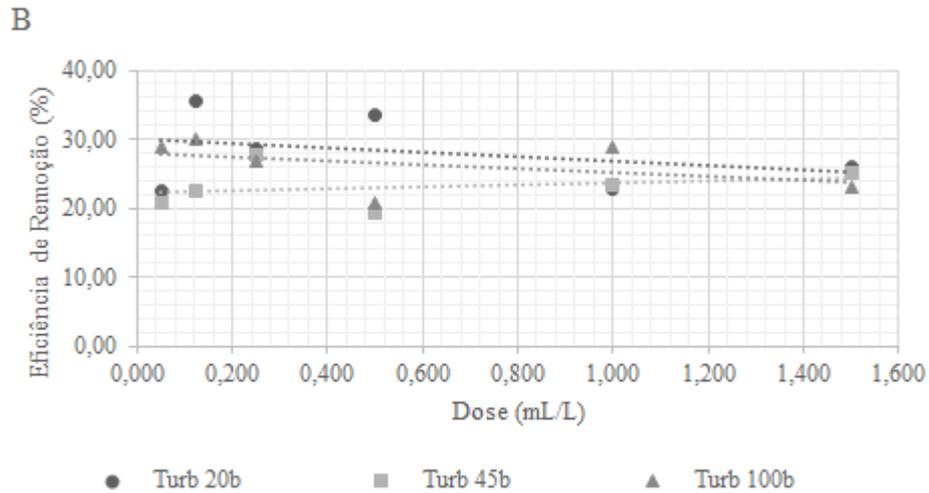
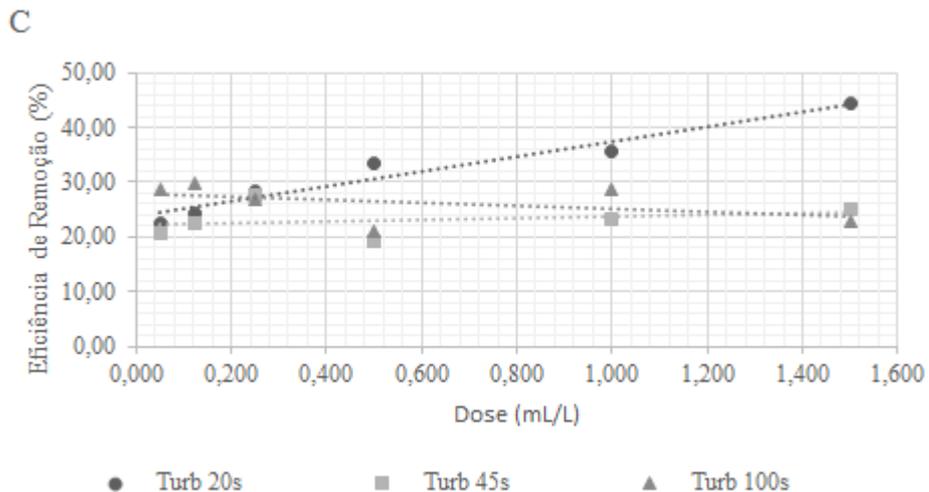


Gráfico 3 – Eficiência da remoção da turbidez inicial (%) em extrato de tamarindeiro preparado com NaOH (B) sobre diferentes doses aplicadas (mL/L)



Em geral, a média de eficiência de remoção obtida no tratamento imposto foi, aproximadamente, de 29,3%. Em detalhe, o extrato de semente de tamarindo preparado em solução aquosa apresentou eficiência média de 35,3%; solução básica de 25,8% e salina de 27,0%. Esses valores podem ser considerados baixos diante dos estudos consultados. Contudo, analisando os resultados (Gráficos 1, 2 e 3) pode-se observar qual das dosagens, quando misturada a soluções coagulantes, apresentaram a maior remoção de turbidez inicial. Um destaque é direcionado à dose de 0,125mL/L e, em especial, o extrato preparado em solução aquosa a 45 NTU de turbidez inicial, apresentando o maior percentual de remoção: 57,7%.

Ainda, a análise dos Gráficos apresentados permite observar um efeito de tendência da remoção da turbidez inicial em razão da dosagem aplicada, sendo importante doses maiores para o extrato salino em 20NTU (\approx 40% da turbidez em 1,5 mL/L) e doses menores para o extrato aquoso em 45 e 100 NTU (\approx 50% da turbidez em 0,125 mL/L). Esse mesmo efeito foi observado em estudos utilizando a semente de Moringa como coagulante (MATOS *et al.*, 2007) e o polímero natural comercial Tanfloc (CORALA *et al.*, 2009), à base de tanino.

Do exposto, a redução da turbidez da água sintética obtida experimentalmente foi decorrente das características químicas das soluções preparadas a partir da semente do tamarindeiro. Nessas, destaca-se a presença de taninos (23%) e polissacarídeos (gelificante) em composição (BHADORIYA *et al.*, 2011), que promoveram a desestabilização das partículas coloidais da água sintética e proporcionaram a formação de flocos.

Logo, é possível atribuir às soluções aquosa e à salina a função de coagulante principal e auxiliar de coagulação, respectivamente. Ao agir como auxiliar de coagulação, os maiores potenciais de redução da turbidez teriam sido encontrados na solução salina, pelo fato de esta possuir uma alta concentração de íons, tornando o cátion sódio (Na^+) responsável pelo processo de desestabilização das partículas (ECKENFELDER JÚNIOR, 1989), e a semente do tamarindeiro no agente principal de formação das pontes químicas ao longo da molécula polimérica, aumentando, assim, o tamanho dos flocos, favorecendo a etapa subsequente de deposição

4 Conclusão

Constatou-se que o pó de semente do tamarindeiro, quando em solução aquosa, possui eficiência para a remoção de turbidez em água sintética. Ainda: o extrato da semente pode atuar como coagulante principal ou auxiliar em um processo de coagulação-floculação, ou seja, tem a função de desestabilizar as partículas existentes, facilitando a formação de flocos com grande massa molecular e, conseqüentemente, a decantação dos mesmos, tornando, assim, a água mais límpida.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Pró-Reitoria de Pesquisa da Unesp o auxílio financeiro e a concessão de bolsa de estudos.

Referências

- ABIDIN, Z. Z.; SHAMSUDIN, N. S. M.; MADEHI, N.; SOBRIS, S. Optimisation of a method to extract the active coagulant agent from *Jatropha curcas* seeds for use in turbidity removal. **Industrial Crops and Products**, v. 41, p. 319-323, 2013.
- ARANTES, C. C.; RIBEIRO, A. P. T.; PATERNIANI, E. S. J.; TATEOKA; S. S. M.; SILVAS K. G. Uso de coagulantes naturais à base de moringa oleífera e tanino como auxiliares da filtração em geotêxtil sintético não tecido. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, n. 4, p.780-788, jul./ago. 2014.
- Becaria A, Lahiri DK, Bondy SC, Chen D, Hamadeh A, Li H, Taylor R, Campbell A. Aluminum and copper in drinking water enhance inflammatory or oxidative events specifically in the brain. *J Neuroimmunol*. 2006 Jul;176(1-2):16-23.
- BHADORIYA, S. S.; GANESHPURKAR, A.; NARWARIA, J.; RAI, G.; JAIN, A. P. *Tamarindus indica*: extent of explored potencial. **Pharmacognosy Review**, v. 5, n. 9, p. 73-81, 2011.
- BRATBY, J. **Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment**. 2. ed. IWA Publishing, 2006.
- CHOY, S. Y.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAMANAN, R. N. A review on common vegetables and legumes as promising plant-based natural coagulants in water clarification. **Journal of Environmental Science and Technology**, v.12, 2015, p. 367-390.
- CHOY, S. Y.; PRASAD, K. M. N.; WU, T. Y.; RAGHUNANDAN, M. E.; RAMANAN, R. N. Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification, **Journal of Environmental Science**, v. 26, p.2.178-2.189, 2014.
- CORALA A. L.; RB B. R.; BASSETTIC J. F. Estudo da viabilidade de utilização do polímero natural (TANFLOC) em substituição ao sulfato de alumínio no tratamento de águas para consumo. *In: INTERNATIONAL WORKSHOP ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION. "Key Elements for a Sustainable World: Energy, water and climate change"*, 2., 2009, São Paulo. **Anais [...]**. São Paulo, 2009
- ECKENFELDER JÚNIOR, W. W. **Industrial water pollution control**. New York: McGraw-Hill Book Company, 1989. p. 98-110.
- FATOMBI, J. K.; LATIRGES, B.; AMINOU, T.; BARRES, O., CAILLET, C. A natural coagulant protein from copra (*Cocos nucifera*): Isolation, characterization, and potential for water purification. **Separation and Purification Technology**, v.116, 2013, p. 35-40.
- FLATEN, T. P. Aluminium as a risk factor in Alzheimer's disease, with emphasis on drinking water. **Brain Research Bulletin**, v. 55, n. 2, p. 187-196, 2001.
- GOGNA, N.; HAMID, N.; DORAI, K. Metabolomic profiling of the phytochemical constituents of *Carica papaya L.* leaves and seeds by ¹H NMR spectroscopy and multivariate statistical analysis. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 115, p.74-85, 2015.
- KEELEY, J.; JARVIS, P.; SMITH, A. D.; JUDD, S. J. Coagulant recovery and reuse for drinking water treatment. **Water Research**, v. 88, p. 502-509, 2016

MATOS T. A.; CABANELLAS G. F. C.; CECON R. P.; BRASIL S. M.; MUDADO S. C. Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água, em recirculação, utilizada no processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 544-551, 2007.

MUTHURAMAN, G.; SASIKALA, S. Removal of turbidity from drinking water using natural coagulants. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 20, p. 1.727-1.731, 2014.

PEREIRA, E. R.; FRANCISCO A. A.; PERUÇO, D. J.; BERGAMASCO R.; FIDELIS, R. Comparação entre a aplicação do coagulante químico sulfato de alumínio no tratamento de água com diferentes níveis de turbidez. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v. 11, n. 21, p. 3.010-3.020, 2015.

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparati**. Chicago: University of Illinois, 2004.

SALES, A.; SOUZA, F. R. de; ALMEIDA, F. R. Mechanical properties of concrete produced with a composite of water treatment sludge and sawdust. **Construction and Building Materials**, v. 25, n. 6, p. 2.793-2.798, 2011.

SALLA, S.; SUNKARA, R.; OGUTU, S.; WALKER, L. T.; VERGHESE, M. Antioxidant activity of papaya seed extracts against H₂O₂ induced oxidative stress in HepG2 cells. **LWT – Food Science and Technology**, v. 66, p. 293-297, 2016.

SIDDHURAJU, P. Antioxidant activity of polyphenolic compounds extracted from defatted raw and dry heated *Tamarindus indica* seed coat. **LWT**, v. 40, p. 982-990, 2007.

SOONG, Y. Y.; BARLOW, P. J. Antioxidant activity and phenolic content of selected fruit seeds. **Food Chemistry**, v. 88, p. 411-417, 2004.

YIN, C. Y. Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 45, n. 9, p. 1.437-1.444, 2010.

WALTON, J. R. Aluminum's involvement in the progression of Alzheimer's disease. **Journal of Alzheimer's Disease**, v. 35, n. 1, p. 88-92, 2013.

Bagaço de malte como material precursor para carvão ativado: caracterização, estudos cinéticos e isotermas de adsorção para Pb^{+}

Thais Cunha Lima¹, Daniel Alves Itame², Murillo da Silva Paiano³,
Welliton Leandro de Oliveira Boina⁴, Rosane Freire Boina⁵

¹ UNESP/Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP. (thaiscunhalima@hotmail.com)

² UNESP/Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP. (daniel_itame@hotmail.com)

³ Centro Universitário Antônio Eufrásio de Toledo de Presidente Prudente
(murillopaiano@toledo.edu.br)

⁴UNESP/ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP (welliton.boina@unesp.br)

⁵ Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências e Tecnologia, *Campus* Presidente Prudente, SP. (rosane.freire@unesp.br)

Resumo: Em face da problemática envolvida na disposição final de resíduos e na gestão adequada dos resíduos industriais sólidos e líquidos, este trabalho estudou o potencial do bagaço de malte como material precursor na composição de adsorventes visando à separação de Pb^{+2} de soluções aquosas. Três adsorventes (AIN, AC, ACA) foram produzidos, caracterizados (MEV, DRX, EDS, FTIR, pH-PCZ) e avaliados em termos da taxa de adsorção (q) e da eficiência de remoção de Pb^{+2} em solução sintética. Para o fenômeno adsorptivo foram realizados ensaios cinéticos e de isotermas, tendo seus resultados ajustados aos modelos matemáticos clássicos. Os ensaios foram conduzidos a 0,5g e 1,0g de cada adsorvente, temperatura ambiente ($25^{\circ}C \pm 3^{\circ}C$) e em pH definido pelo pH-PCZ. Os adsorventes mostraram estrutura amorfa, com alguma alteração na morfologia superficial e ação de grupos funcionais conforme a ação dos processos de ativação (física e/ou química). Em ensaio de adsorção, AIN alcançou eficiência de remoção de Pb^{+2} de 89,9% (0,5g). AC (1,0g) e ACA (0,5g) obtiveram taxa máxima de adsorção de 0,32mg/g, e 0,49mg/g, respectivamente. O modelo de Ho-Mckay explicou o comportamento dos dados cinéticos de AIN (60min) e ACA (120min), indicando possível quimissorção. O modelo de Freundlich apresentou melhor ajuste aos dados, mostrando que a adsorção ocorre de modo heterogêneo sobre a superfícies dos materiais adsorventes produzidos.

Palavras-chave: Resíduo agroindustrial. Íon metálico. Tratamento avançado de efluentes.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Malt bagasse as a precursor material for activated carbon: characterization, kinect studies and isotherm adsorption for Pb^{+2}

Abstract: In view of the problems involved in the final disposal of waste and the proper management of solid and liquid industrial waste, this work studied the potential of malt bagasse as a precursor material to produce adsorbents for the separation of Pb^{+2} from aqueous solutions. Three adsorbents (AIN, AC, ACA) were produced, characterized (SEM, XRD, EDS, FTIR, pH-pzc) and evaluated in terms of adsorption rate (q) and Pb^{+2} removal efficiency in synthetic solution. For the adsorptive phenomenon, kinetic and isotherm tests were performed, and their results

adjusted to the classical mathematical models. The assays were conducted at 0.5g and 1.0g of each adsorbent at room temperature (25°C) and pH defined by pH-pzc. The adsorbents showed amorphous structure, with some alteration in the superficial morphology and action of functional groups, according to the activation processes (physical and/or chemical). In adsorption test, AIN achieved Pb^{+2} removal efficiency of 89.9% (0.5g). AC (1.0g) and ACA (0.5g) had a maximum adsorption rate of 0.32mg/g and 0.49mg/g, respectively. Ho-Mckay model explained the kinetic behavior only for AIN (60 min.) and ACA (120 min), indicating possible chemisorption. Freundlich model presented better fit to the data, showing that the adsorption occurs heterogeneously on the surfaces of the adsorbent.

Keywords: Agroindustrial waste. Metallic ion. Advanced wastewater treatment.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

Um dos métodos de separação mais utilizados com a finalidade de separar poluentes presentes em efluentes líquidos é a adsorção, devido à sua elevada eficiência e possibilidade de recuperação do composto de interesse. A chave do processo é a escolha de um bom adsorvente e, nesse caso, o carvão ativo ganha destaque (LEGNER, 2017). Entre os materiais precursores, o resíduo agroindustrial chama a atenção devido à sua quantitativa e por não possuir valor agregado, o que favorece o baixo custo de produção (SILVA; OLIVEIRA, 2012).

Trabalhos aplicados mostram que esses resíduos podem ser manipulados *in natura*, ou em forma ativada (física e/ou quimicamente), obtendo resultados interessantes. Schneider *et al.* (2019) utilizaram resíduo de fecularia de mandioca em forma de carvão na adsorção de metronidazol, obtendo bons resultados com ativação química por H_3PO_4 e NaOH a 1M, atingindo, respectivamente, uma taxa de adsorção de 45 e 44mg/g. Silva *et al.* (2018) fizeram uso de carvão proveniente da casca de amendoim ativado com CO_2 na adsorção de fenol, atingindo taxa de adsorção máxima de 29,0mg/g.

Em detalhe, Fontana *et al.* (2016) utilizaram bagaço de malte (BM) sem nenhum tipo de tratamento químico para adsorção de íons metálicos presentes em águas subterrâneas alcançando uma capacidade máxima de adsorção de 1,1mg/g para Fe^{2+} e 0,5mg/g para Mn^{2+} . Esses resultados evidenciam o potencial de adsorção do bagaço de malte (BM) para estudos com outros íons metálicos de interesse e traz uma boa perspectiva quanto à proposta de torná-lo um precursor de carvão ativo.

Em vista da variedade de resíduos agroindustriais que podem ser utilizados como adsorventes e sua acessibilidade quantitativa e a custo reduzido, assim como as diferentes formas de utilização, o presente trabalho objetiva produzir e avaliar o

desempenho de três materiais adsorventes provenientes do bagaço de malte, quais sejam, *in natura* (AIN), carbonizado (AC) e ativado quimicamente (ACA), quanto à separação de Pb^{+2} de soluções sintéticas.

2 Metodologia

O BM foi recolhido de uma cervejaria artesanal local, após o processo de brasagem. Passou por secagem (em estufa a 100°C – até ausência de umidade), moagem (moinho de facas) e peneiramento (45 Mesh/Tyler 42), resultando em pó de granulometria muito fino (< 355 μm). Esse produto foi denominado adsorvente *in natura* (AIN). O AIN foi carbonizado em mufla em temperatura definida por termogravimetria (rampa 10°C.min⁻¹ até 800°C, em ar atmosférico). O produto dessa queima foi denominado adsorvente carbonizado (AC).

Para produção do ACA, seguiram-se as recomendações descritas por Moraes (2014). O AC foi lavado com água destilada (1:100 m/v) por 30min., em agitação constante (140rpm) e em temperatura ambiente (25°C±3°C). Após, passou por filtração (filtro qualitativo) e secagem (estufa a 100°C até ausência de umidade). A ativação química ocorreu com Ácido Nítrico (HNO₃), 1 M, na proporção 1:100 (m/v) sob agitação constante (140 rpm) e em temperatura ambiente (25°C±3°C). Para desobstrução dos poros, o produto da ativação química (ACA) passou novamente por limpeza, filtragem e secagem nas mesmas condições estabelecidas para o AC.

Tabela 1 – Descrição dos equipamentos/métodos e condições de medidas para caracterização dos adsorventes

Caracterização	Equipamento/ Método	Condições da medida
Estrutura	DRX Shimadzu 6000	Radiação CuK α de $\lambda=1,5405 \text{ \AA}$, em 30 kV-30 mA. Medida a 2θ , faixa de 10-90° (0,02°), a 2°.min ⁻¹
MEV/EDS	Carl Zeiss, EVO LS15	Metalização da amostra em <i>Sputtering</i> (QUORUM, modelo Q 150R ES)
pH-PCZ	“Experimento dos 11 pontos” *	pHmetro digital de bancada (pH0,01)
FTIR	Digilab Excalibur, FTS 3000.	Intervalo de comprimento de onda de 400 a 4000 cm ⁻¹ (2 cm ⁻¹ de resolução espectral)

Fonte: Regalbutto e Robles (2004).

AIN, AC e ACA foram caracterizados quando às condições de superfície (estrutura e morfologia), composição elementar e carga superficial (Tabela 1),

empregando técnicas de Difractometria de Raios-X (DRX), Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV); Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS); Ponto de Carga Zero (pH-PCz). AIN e ACA ainda foram caracterizados quanto à presença de grupos funcionais (Tabela 1) por Espectroscopia de Infravermelho por Transformada de Fourier (FTIR).

Os ensaios de adsorção foram conduzidos individualmente, utilizando diferentes quantidades de massa dos adsorventes (AIN, AC e ACA), quais sejam: 0,5g e 1,0g. Os testes foram realizados em batelada em meio fluidificado (em mesa agitadora orbital a 120 rpm), a 50mL de solução sintética contendo o íon chumbo (Pb^{+2}) em concentração inicial conhecida (0,2, 0,5, 1, 3 e 5 mg/L), pH estabelecido pelo pH-PCz, temperatura ambiente ($23^{\circ}C \pm 2^{\circ}C$) e em duplicata – utilizando o valor médio para análise. O tempo de contato foi estabelecido pelo ensaio cinético. Após o tratamento, a fração líquida foi separada do adsorvente por filtração (filtro qualitativo) e encaminhada para determinação da concentração final por espectrofotometria de absorção atômica (Perkin-Elmer, AAnalyst200), em chama de acetileno. O tratamento foi avaliado quanto à taxa de adsorção (q – mg/g) e à eficiência de remoção (E – %), conforme Equação 1 e Equação 2, respectivamente.

$$q = \frac{(C_0 - C_e)}{m} \cdot V \quad (1) \quad E = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \cdot 100 \quad (2)$$

Em que: E é a eficiência de remoção (%); C_0 é a concentração inicial do metal a ser tratado (mg/L); C_e é a concentração final na solução no equilíbrio (mg/L); m é a massa do adsorvente (g); e, V é o volume da solução a ser tratada (L).

O estudo cinético foi desenvolvido em conformidade com o procedimento adotado para o ensaio de adsorção, entretanto, utilizando solução sintética de Pb^{+2} a 5mg/L. As amostras tratadas foram coletadas para a caracterização final da seguinte forma: a cada 5min durante os primeiros 20min de tratamento; a cada 10min dentro do intervalo 20 – 30min de tratamento; e, a cada 30min dentro de 60 – 120min. de tratamento. O modelo não linear de Lagergren (pseudoprimeira ordem) e de Ho-Mckay (pseudossegunda ordem) foram utilizados para o ajuste cinético. A isoterma de adsorção foi elaborada com os dados de equilíbrio (C_e), obtidos no ensaio de adsorção na faixa de 0,2-5,0 ppm. Com o ajuste dos dados de

equilíbrio, foram construídas as isotermas para cada adsorvente, sendo essas comparadas aos modelos de Langmuir e Freundlich.

No processo de ajuste aos modelos matemáticos, foi utilizado o *software Origin 8.5 Pro*, com modo de ajuste não linear. A identificação entre os dados experimentais e os valores do modelo calculado foi expressa pelo valor do coeficiente de determinação (R^2).

3 Resultados e discussão

O ensaio de termogravimetria, realizado no AIN, apresentou quatro processos endotérmicos: 44-147°C, perda de umidade; 147-300°C, perda de água de hidratação; 300-375°C, relacionado à desidratação de hidróxidos; 375-600°C relacionado à volatilização da matéria orgânica (lignina, celulose e hemicelulose), mudanças na estrutura molecular e formação de novas fases cristalinas) (FUGARO; SILVA, 2014; PEREIRA *et al.*, 2013). A partir de 600°C, há estabilização e não há picos na curva DTG. Assim, a temperatura de queima do AIN para produção do AC foi estabelecida em 260°C, restando um percentual próximo de 36% da massa inicial.

Os difratogramas mostraram estrutura amorfa para os três adsorventes, independentemente do tipo de tratamento imposto. No entanto, a microscopia (Figura 1) revelou mudanças nas características de superfície do BM, com aumento da rugosidade e número de poros (presença de meso e microporos). A composição elementar de todos adsorventes, apresentada por EDS, indica predominância de carbono e oxigênio e alguns elementos resultantes de composição inicial (Cl) e ativação química (N), conforme apresentado na Tabela 1. O ensaio de pH-PCz mostrou equilíbrio de cargas elétricas em pH 6,5, dentro da faixa de neutralidade para os três materiais. Esse valor foi adotado para os ensaios de tratamento, cinética e isotermas.

Em relação aos grupos funcionais presentes no AIN e no ACA, identificados pela metodologia de Lopes e Fascio (2004), destacam-se ácido carboxílico, ésteres, alquil-cetona, amida terciária, aril-cetona, álcool, fenol, aminas primária e secundária e alcanos. Em AIN ainda foram identificados AIN, alcinos, alcenos, amidas primária e secundária. A presença de grande quantidade de grupos funcionais evidencia o alto potencial adsorptivo do AIN e ACA quanto a disponibilidade de sítios ativos e forças intermoleculares para estabelecimento do processo de separação

Figura 1 – Imagem de microscopia eletrônica de varredura com ampliação de 1.000x. EHT = 30.00 kV, Signal A = SE1, WD= 8.5mm. A) AIN; B) AC; C) ACA

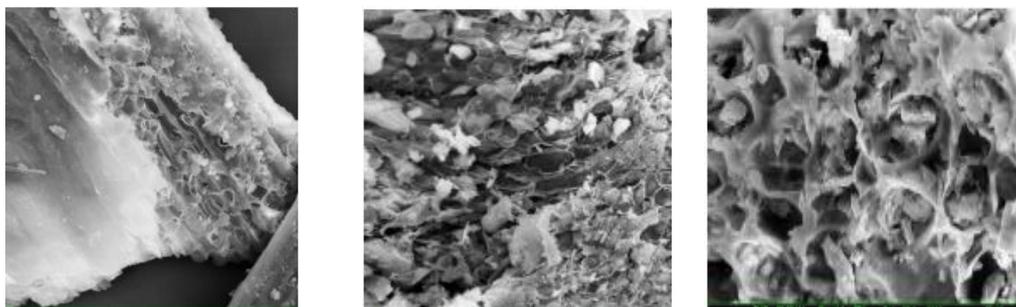


Tabela 2 – Composição elementar dos adsorventes por EDS

Adsorvente	Composição Elementar (%)				
	C	O	Cl	Mg	N
AIN	60,35	38,63	0,45	-	-
AC	80,35	29,30	-	0,1	-
ACA	58,73	30,38	-	-	7,94

Fonte: Os autores.

O ensaio de adsorção (Tabela 2) mostrou eficiência de remoção de Pb^{+2} das soluções sintéticas em valor superior a 80% para o AIN e ACA para massa de 0,5g. O desempenho do AC não foi favorável, o que demonstra a ação dos grupos funcionais existentes naturalmente e aqueles formados pela ativação química como fundamental para ocorrência do fenômeno adsorptivo. Quanto as taxas de adsorção, destacam-se novamente AIN e ACA em 0,5g, com valores de 0,38mg/g e 0,46mg/g, respectivamente, a partir de 50min de ensaio.

Tabela 3 – Dados dos ensaios de adsorção para separação de Pb^{+2} de solução aquosa

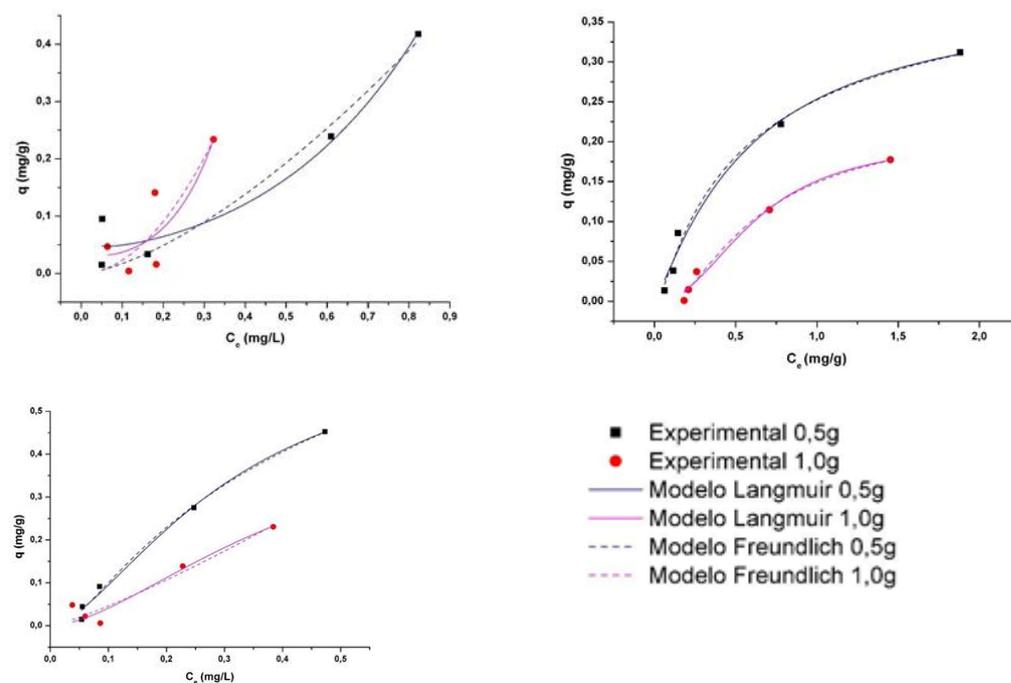
Adsorventes	qe (mg/g)		qmax (mg/g)		E(%)	
	0,5 g	1,0 g	0,5 g	1,0 g	0,5 g	1,0 g
AIN	0,38	0,23	0,39	0,24	89,9	67,4
AC	0,24	0,28	0,24	0,32	31,5	41,6
ACA	0,46	0,22	0,49	0,24	81,0	82,1

Fonte: Os autores.

Quanto aos ajustes, os modelos, a cinética de adsorção para AIN e ACA pode ser descrita pelo modelo Ho-Mckay, para ambas as massas. Portanto, o processo predito envolve a quimissorção como fator determinante na adsorção de Pb^{+2} , indicando que o fenômeno foi regido por interações químicas entre adsorvente e adsorvato. O adsorvente AC não se ajustou aos modelos propostos, o que sugere que outros fenômenos possam ser determinantes para descrever o processo cinético.

Em relação à isoterma, utilizando a ferramenta de interpretação proposta por McCabe *et al.* (2005), o AIN apresentou uma isoterma do tipo desfavorável, tendo baixa capacidade de remoção em menores concentrações. Contudo, tal resultado não inibe investigações do processo adsorptivo em concentrações maiores do que aquelas utilizadas no presente estudo. O AC apresentou uma isoterma favorável, ou seja, tem-se uma boa capacidade adsorptiva, mesmo em baixas concentrações de adsorvato no fluido. Por fim, a curva isoterma que representa o ACA mostrou-se aproximadamente linear, indicando que a quantidade adsorvida é proporcional a concentração do fluido. O Gráfico 1 mostra o comportamento da adsorção do Pb^{+2} , representada pela taxa (q – mg/g) nas condições de concentração de equilíbrio e os ajustes às respectivas isotermas de Langmuir e Freundlich.

Gráfico 1 – Ensaio de isoterma de adsorção para AIN (A), AC (B) e ACA (C) com ajustes aos modelos de Langmuir e Freundlich



Considerando-se um limiar para o coeficiente de determinação, de forma que sejam considerados valores de $R^2 > 0,900$ (MONTGOMERY *et al.*, 2006) sendo aqueles que alcançaram o ajuste proposto pela técnica, notou-se que todos os adsorventes possuem ajuste significativo para o modelo de Freundlich, sendo: AIN 0,5g com $R^2= 0,9304$; AC 0,5g com $R^2= 0,9819$; AC 1,0g com $R^2= 0,9822$; e ACA 0,5g com $R^2 = 0,9899$.

Desse modo, o modelo de isoterma de Freundlich pode ser utilizado para representar os dados experimentais de equilíbrio da adsorção do íon chumbo, ou seja, as ligações entre adsorvato e adsorvente ocorrem de forma heterogênea por diferentes sítios ligantes, permitindo, assim, uma adsorção em multicamada.

4 Conclusão

O bagaço de malte, em três formas diferentes (AIN, AC e ACA) de trabalho, mostrou-se promissor no tratamento de efluente contendo o íon chumbo. Destaques foram para a forma *in natura* (0,5g), com taxa de adsorção máxima de 0,39 mg/g e eficiência de remoção média do íon na ordem de 89,94%. Entretanto, a ativação química com HNO_3 também se apresentou importante para a proposta (0,5g), atingindo uma remoção superior a 80% e taxa máxima de 0,49mg/g após 40min de ensaio. Para esses materiais o fenômeno pode ser explicado como um processo químico, no qual a presença e a distribuição de sítios ativos foram determinantes.

Referências

- FONTANA, K. B.; CHAVES, E. S.; SANCHES, J. D. S.; WATANABE, E. R. L. R.; PIETROBELLI, J. M. T. A.; LENZI, G. G. Textile dye removal from aqueous solutions by malt bagasse: isotherm, kinetic and thermodynamic studies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 124, p. 329-336, 2016.
- FUNGARO, D. A.; SILVA, M. V. Utilization of water treatment plant sludge and coal fly ash in brick manufacturing. **American Journal of Environmental Protection**, v. 2, p. 83-88, 2014.
- LEGNER, C. Adsorção por Carvão Ativado. **Revista Meio Filtrante**, v. 88, p. 1, 2017.
- LOPES, W. A.; FASCIO, M. Esquema para interpretação de espectros de substâncias orgânicas na região do infravermelho. **Química Nova**, v. 27, n. 4, p. 670-673, 2004.
- MCCABE, W. L.; SMITH, J. C.; HARRIOT, P. **Unit operations of chemical engineering**. 7th ed. New York: McGraw-Hill, 2005.
- MORAIS, E. D. de. **Produção do carvão ativado a partir do mesocarpo do coco-da-baía (cocosnuciferalinn) utilizando H_3PO_4 , CH_3COONa e KOH como ativantes**, 2014. 68f.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

MONTGOMERY, D. C.; PECK, E. A.; VINING, G. G. **Introduction to linear regression analysis**. 3rd ed. Wiley-Interscience, 2006.

PEREIRA, B. L.; CARNEIRO, A. C. O.; CARVALHO, A. M. M. L.; TRUGILHO, P. F.; MELO, I. C. N. A.; OLIVEIRA, A. C. Estudo da degradação térmica da madeira de *Eucalyptus* através de termogravimetria e calorimetria. **Árvore**, v. 37, n. 3, p. 567- 576, 2013.

REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/Carbon Catalyst Preparation**. Chicago: University of Illinois, 2004.

SCHNEIDER, L. T.; STAUDT JÚNIOR; BORBA, C. E.; SCHEUFELE, F. B.; MÓDENES, A. N. Produção e aplicação de carvões de resíduo de fecularia na remoção de metronidazol em solução. *In*: CONGRESSO SUL-AMERICANO DE RESÍDUOS SÓLIDOS E SUSTENTABILIDADE – Ibeas, 28 a 30 de maio de 2019, Foz do Iguaçu. **Anais** [...], Foz do Iguaçu, 2019.

SILVA, W. L. L.; OLIVEIRA, S. P. Modification of the sorptive characteristics of sugarcane bagasse for removing methylene blue from aqueous solutions. **Scientia Plena**, v. 8, n. 9, p.1-9, 2012.

SILVA, T.; BARBOSA, C.; GAMA, B.; NASCIMENTO, G.; DUARTE, M. Agregação de valor à resíduo agroindustrial: remoção de fenol utilizando adsorvente preparado a partir de casca de amendoim. **Matéria**, v. 23, n.1, p. 1-27, 2019.

Viabilidade de utilização de câmera RGN modificada na análise do manejo e da conservação da vegetação nativa

Raoni Wainer Duarte Bosquilia¹

¹ Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos
(raonibosquilia@utfpr.edu.br)

Resumo: Atualmente, os Veículos Aéreos Não Tripulados (Vants) vêm sendo cada vez mais utilizados no monitoramento de áreas florestais para levantamento de espécies nativas, análise de cobertura de solo, análise de regeneração florestal em campo, entre outras aplicações. Porém, normalmente, os Vants possuem apenas uma câmera de coloração natural (RGB), que obtém fotografias ou mosaicos ortorretificados apenas com as cores visíveis pelo ser humano. Assim, algumas câmeras com filtros e lentes que obtêm imagens em outras faixas do espectro eletromagnético vêm sendo criadas para poderem ser observados outros aspectos da vegetação nativa, os quais as câmeras normais não são capazes de captar, utilizando-se, assim, de índices de vegetação para padronizar esses valores e análises. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo analisar a viabilidade da utilização de uma câmera RGN modificada com geração de imagens com Índice de Vegetação com Diferença Normalizada (NDVI) na análise do manejo e da conservação de uma área com vegetação nativa. Para isso, utilizou-se um Vant da marca DJI modelo Mavic PRO com uma câmera de coloração natural (*vermelho-verde-azul*), além de uma câmera MAPIR Survey 3W RGN (*vermelho-verde-infravermelho próximo*) acoplada para geração dos mosaicos ortorretificados. Assim, analisando os resultados, foi possível concluir que é possível obter informações importantes sobre alguns aspectos da vegetação nativa a partir de câmeras modificadas com a banda do infravermelho próximo. Visualmente, foi possível distinguir indivíduos arbóreos em condição de reflectância distintas na imagem NDVI, fato que não foi possível de ser observado na imagem apenas com coloração natural (RGB).

Palavras-chave: MAPIR Survey3W. NDVI. Infravermelho próximo.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Viability of using modified RGN camera to analyze native vegetation management and conservation

Abstract: Currently, Unmanned Aerial Vehicles (UAVs) are being increasingly used in monitoring forest areas for surveying native species, soil cover analysis, and forest regeneration analysis in the field, among other applications. However, usually the UAVs have only a natural color (RGB) camera, which obtains photos or orthorectified mosaics with only the colors visible to humans. Thus, some cameras with filters and lenses that obtain images in other bands of the electromagnetic spectrum have been created to be able to observe other aspects of native vegetation that normal cameras are not able to capture, using vegetation indices to standardize these values and analysis. Thus, the present work aimed to analyze the viability of using a modified RGN camera with NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) image generation in the analysis of the management and conservation of an area with native vegetation. For this, was used a DJI Mavic PRO UAV with a natural color camera (Red-Green-Blue) and a MAPIR Survey 3W RGN (Red-Green-Near Infrared) camera attached to generate orthorectified mosaics. Thus, analyzing the results, it was possible to conclude that it is possible to obtain important information about some aspects of the native vegetation from modified cameras with the near infrared band. Visually, it was possible to distinguish arboreal individuals in distinct reflectance condition in the NDVI image, a fact that was not to be observed in the image with only natural color bands (RGB).

Keywords: MAPIR Survey3W. NDVI. Near infrared.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

Os manejos florestal e ambiental são de suma importância para o uso não predatório dos recursos em florestas nativas, tendo uma importância ímpar para o desenvolvimento econômico e a preservação das florestas (JUVENAL; MATTOS, 2002).

Para que o manejo possa ser bem-feito, deve-se ter grande conhecimento sobre a floresta e suas interações. Para isso, deve ser feita uma avaliação prévia das áreas nativas, através de medições e amostras representativas das florestas (SILVA *et al.*, 2012), o que pode ocorrer tanto a campo quanto através de imagens de satélites e de Vants.

Atualmente, várias pesquisas mostram que dados gerados a partir de imagens coletadas usando Vants se apresentam como fontes viáveis de dados para apoiar práticas de manejo e conservação de florestas. Desde o começo de sua utilização, o sensoriamento remoto vem sendo de grande utilidade, pois esse tem uma alta capacidade de apresentar dados com qualidade espacial, espectral e multidimensional, por isso vem se destacando na última década (SOBRINHO *et al.*, 2018).

Se comparado com outros métodos que apresentam imagens de alta resolução, o Vant é o que apresenta maior viabilidade, pois esse tem a capacidade de voar em altitudes mais baixas e em velocidades menores, proporcionando uma melhor resolução em suas imagens (GRAÇA *et al.*, 2017), trazendo, assim, uma maior qualidade e confiabilidade para o trabalho.

Os Vants vêm sendo muito utilizados para a área florestal em questões de levantamento de espécies invasoras, análise de cobertura de solo e análise de regeneração florestal em campo (SOBRINHO *et al.*, 2018), análise de atributos físicos do solo e na variabilidade de plantios de eucalipto (ROSA FILHO *et al.*, 2011).

Normalmente, os Vants possuem apenas uma câmera de coloração natural (RGB), que obtém fotografias ou mosaicos ortorretificados apenas com as cores visíveis pelo ser humano. Porém, algumas câmeras com filtros e lentes que obtêm imagens com outras faixas do espectro eletromagnético têm sido criadas para poderem ser observados outros aspectos da vegetação nativa que as câmeras normais não são capazes de captar, utilizando-se, assim, de índices de vegetação para padronizar esses valores e análises.

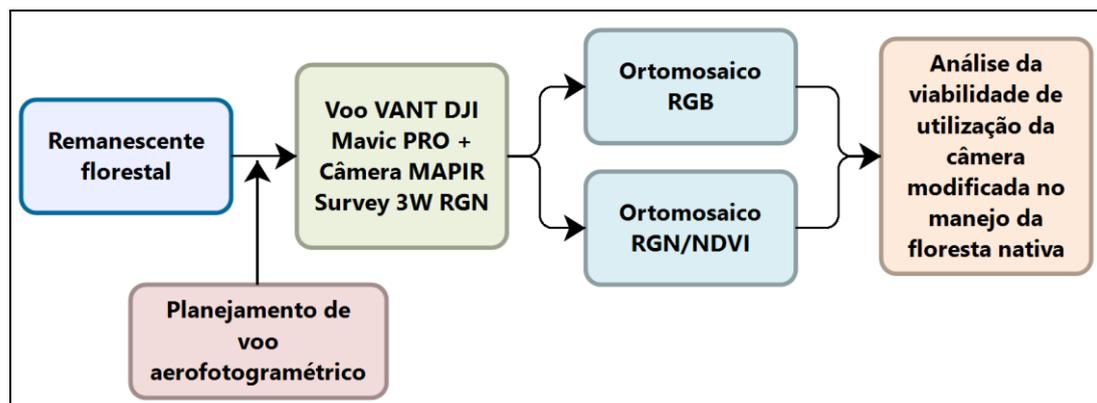
Esses índices de vegetação permitem que, de forma simples e eficiente, seja possível realçar sinais verdes em imagens e diminuir as variações sobre os efeitos do solo, atmosfera e irradiação solar no dossel da vegetação (JACKSON; HUETE, 1991). A lógica por trás dos índices de vegetação baseia-se no fato de que a energia refletida no vermelho e no infravermelho próximo está diretamente relacionada à atividade fotossintética da vegetação (FERREIRA *et al.*, 2008).

Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo analisar a viabilidade da utilização de uma câmera RGN com geração de imagens NDVI modificada na análise do manejo e da conservação da vegetação nativa.

2 Material e Métodos

As etapas do presente trabalho estão apresentadas na Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma das etapas de trabalho

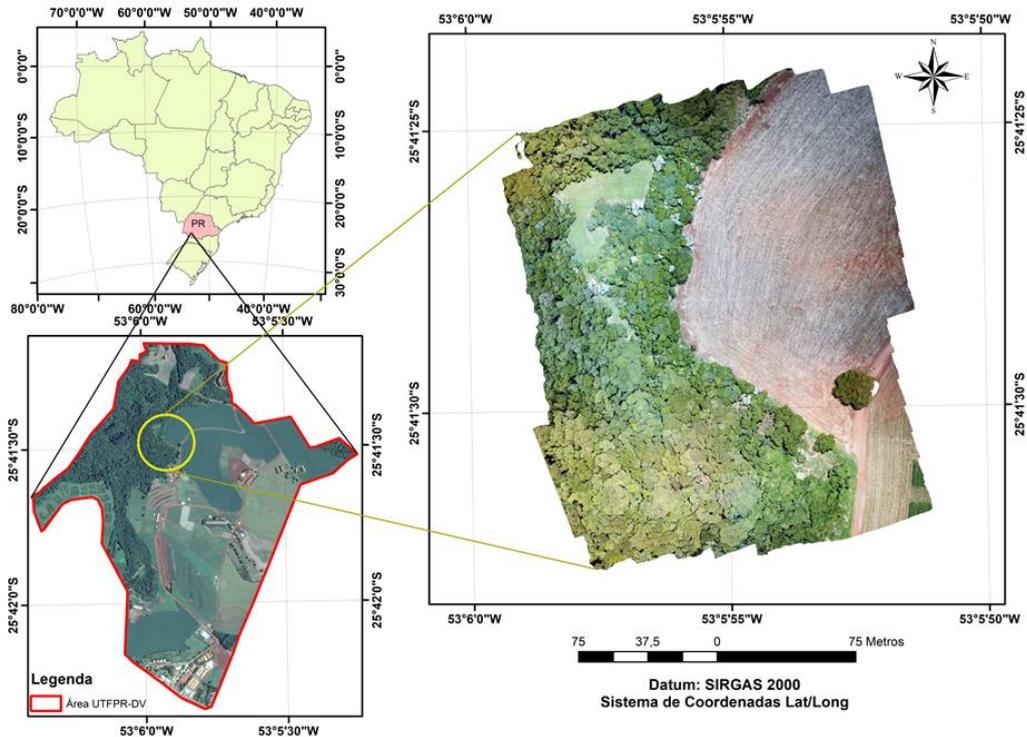


Fonte: Elaborada pelo autor.

2.1 Caracterização da área

A área utilizada para a realização do trabalho (Figura 2) está situada dentro do *campus* da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, na cidade de Dois Vizinhos, entre as coordenadas geográficas de latitude 25°41'44"S e 25°41'49"S e de longitude 53°06'23"W e 53°06'07"W, a uma altitude que varia de 475 a 510 metros do nível do mar, sendo essa uma região de ecótono entre a floresta Ombrófila Mista e a floresta Estacional Semidecidual (TRENTIN *et al.*, 2018).

Figura 2 – Localização da área de estudo



Fonte: Os autores.

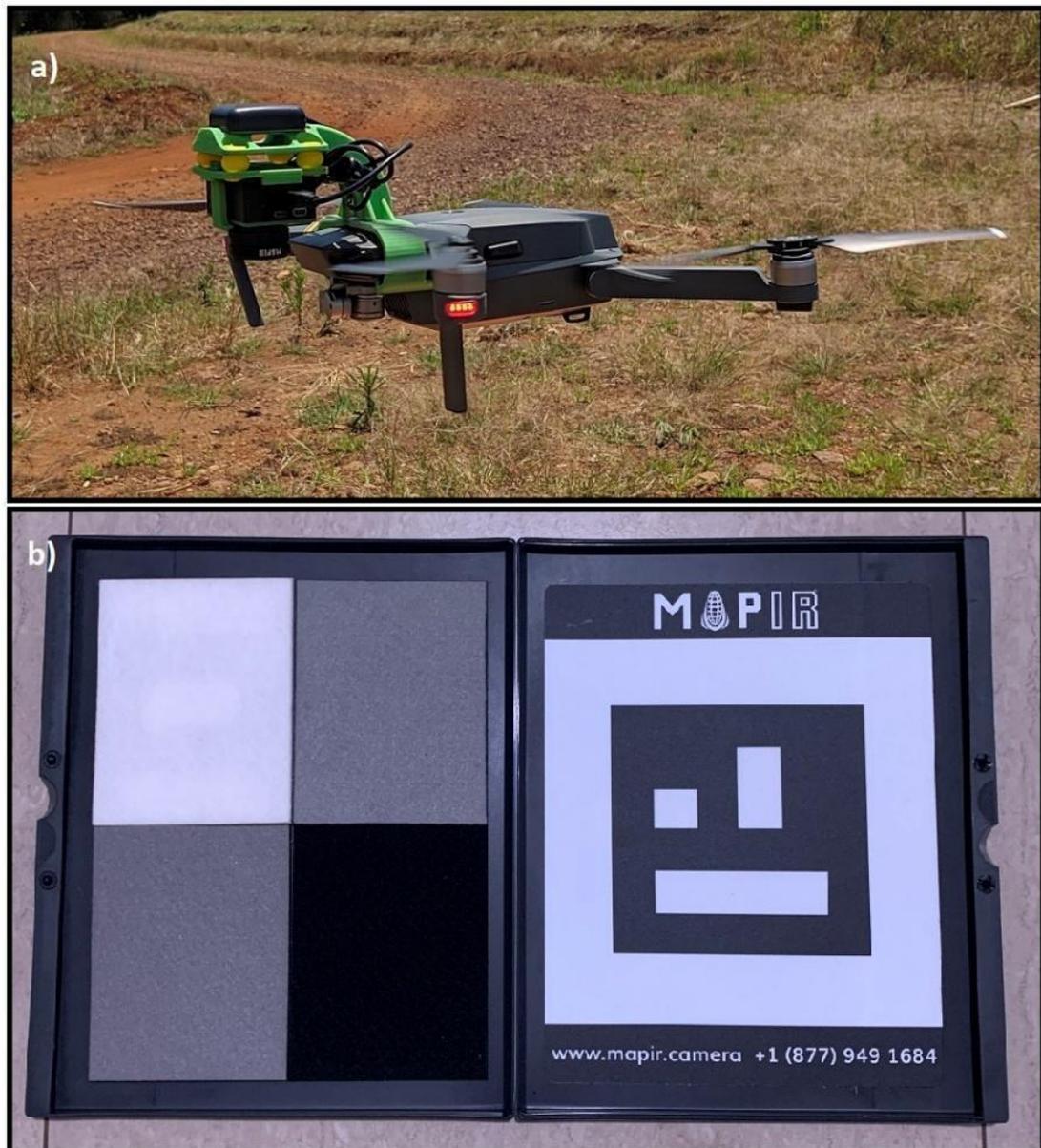
O clima predominante na região, segundo Köppen (1948), é o subtropical úmido (Cfa) que se caracteriza por possuir temperaturas maiores que 22°C no verão e com uma precipitação superior a 30 mm no mês mais seco.

2.2 Veículo Aéreo Não Tripulado e câmeras utilizadas

Para realização do presente estudo, utilizou-se um Vant da marca DJI modelo Mavic PRO com uma câmera de 12,71 megapixels de coloração natural (*red-green-blue*), além de uma câmera MAPIR Survey 3W RGN (*red-green-near infrared*) acoplada (Figura 3).

A câmera MAPIR possui um filtro modificado em sua objetiva com a intenção de obter a reflectância das folhas das árvores na faixa do infravermelho próximo, sendo esse resultado diretamente relacionado à saúde da vegetação (PONZONI *et al.*, 2012).

Figura 3 – a) Câmera MAPIR Survey 3W RGN acoplada ao VANT DJI Mavic PRO durante voo; b) Painel de calibração da câmera modificada MAPIR



Fonte: Os autores.

As fotografias obtidas por essa câmera precisaram ser calibradas utilizando-se um programa fornecido pela fabricante (MAPIR Camera Control) e de um painel de calibração da própria câmera modificada (Figura 3) antes de serem utilizadas para a elaboração do mosaico ortorretificado em programa específico de fotogrametria e para a geração da imagem do NDVI.

Adicionalmente, para a geração dos mosaicos ortorretificados com as fotografias das duas câmeras, foi necessária a elaboração de um plano de voo utilizando-se o aplicativo Map Pilot para iOS (Figura 4). Obteve-se, assim, as fotografias de ambas as câmeras com um recobrimento longitudinal e lateral de 80%, e voando a uma altura de 80 metros no dia 20 de novembro de 2019.

Figura 4 – Plano de voo para a obtenção de fotografias aéreas



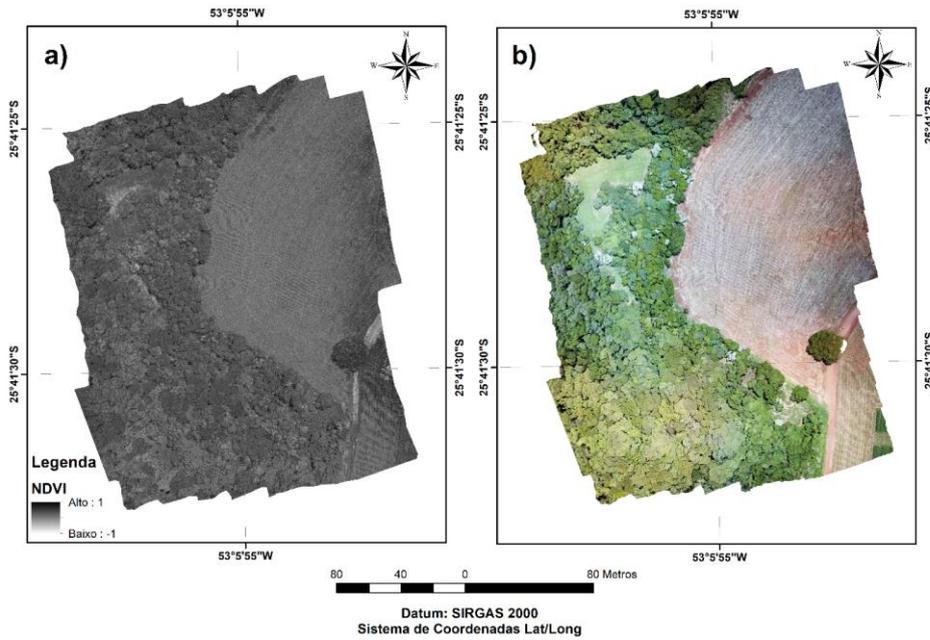
Fonte: Os autores.

3 Resultados e discussão

Após a obtenção das fotografias aéreas por ambas as câmeras e realizados todos os processos de calibração, ortorretificação e de cálculo de bandas para a imagem da câmera modificada (NDVI), observa-se, na Figura 5, uma comparação visual entre os ortomosaicos. Já na Figura 6, resolveu-se representar, em detalhes, a comparação entre as duas imagens.

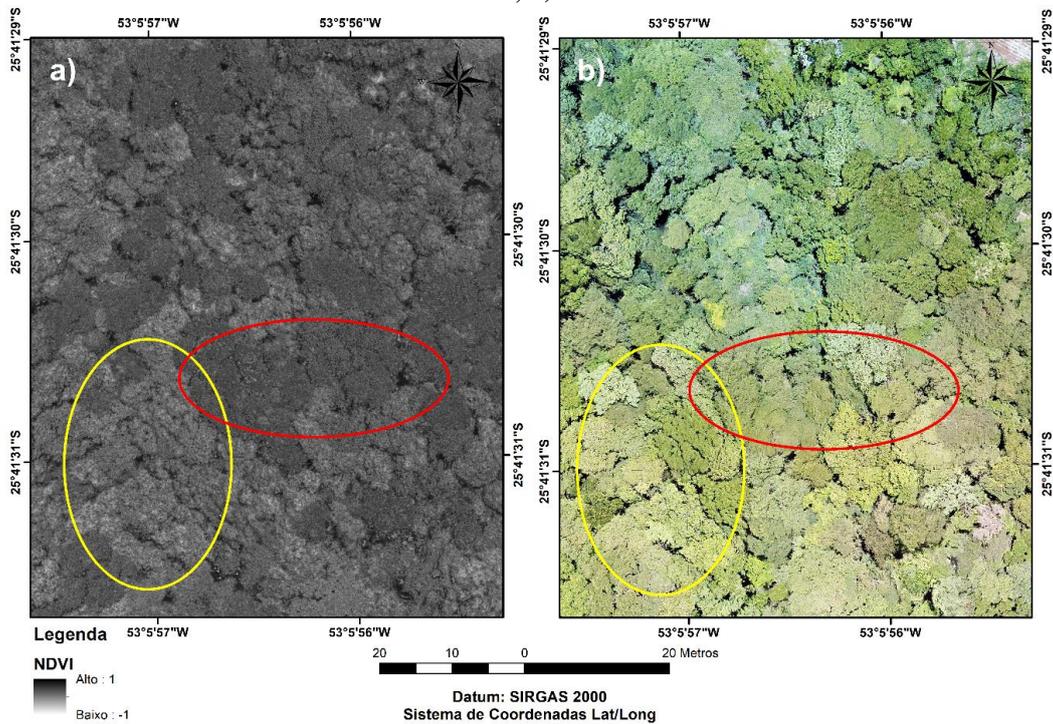
Conforme Rodrigues *et al.* (2013), o NDVI representa a diferença de refletância entre as bandas do vermelho visível e do infravermelho próximo. Dessa forma, quanto mais saudável estiver a vegetação, mais ela irá absorver a luz visível e refletir o infravermelho próximo, tornando o índice mais próximo de 1. Já quando a vegetação está doente, essa reflete mais a luz visível e menos a luz do infravermelho próximo, observando valores de NDVI mais baixos.

Figura 5 – Ortomosaicos obtidos no presente trabalho: a) NDVI; b) RGB



Fonte: Os autores.

Figura 6 – Detalhe comparativo entre as duas imagens obtidas no presente trabalho: a) NDVI; b) RGB



Fonte: Os autores.

Assim, se observou que, nas Figuras 5 e 6, a imagem NDVI apresentou variações no índice de vegetação estudado enquanto, na imagem RGB, não houve essa variação uniforme que foi observada na imagem NDVI.

Analisando a Figura 6, observou-se que as áreas circundadas em amarelo apresentaram valores de NDVI menores do que nas áreas em vermelho. Essa diferença visual não pode ser observada na imagem RGB, uma vez que essa última imagem apresenta apenas as cores do espectro visível, não obtendo informações sobre a estrutura celular das folhas.

Na imagem RGB, observou-se que as árvores apresentaram aparência esverdeada, sendo essa coloração original relacionada ao fato de suas folhas conterem seus pigmentos (clorofila) que refletem a cor verde, não sendo possível saber se esses indivíduos estão saudáveis ou se podem estar sofrendo de alguma deficiência.

Por outro lado, ainda que a câmera modificada não tenha sensores nativos fabricados especificamente para obter a energia refletida na faixa do infravermelho próximo, observou-se que foi possível avaliar a saúde de regiões da vegetação nativa em áreas de floresta densa a partir do uso de Vant com a câmera MAPIR, além da vantagem de essa câmera modificada custar, pelo menos, 10 vezes menos que uma câmera construída com esses sensores nativos.

Dessa forma, concluiu-se que é possível utilizar tais informações obtidas por intermédio dessa câmera modificada com a banda do infravermelho próximo no manejo e na conservação da mata, havendo a possibilidade de se conhecer, previamente, a saúde dos indivíduos arbóreos antes de chegar ao local de trabalho. Assim, o sensoriamento remoto existe como possibilidade de manejo e conservação do meio ambiente, sem necessidade de contato direto com o alvo, permitindo, assim, que seja obtida uma maior quantidade de dados em um menor tempo.

Por fim, pelos resultados obtidos no presente trabalho, observa-se uma grande possibilidade de análise do manejo e da conservação do meio ambiente com essa metodologia e se sugere que novos trabalhos sejam realizados utilizando-se dessas câmeras com filtros modificados e com a finalidade de análise da saúde da vegetação tanto nativa quanto plantada.

4 Conclusão

Foi possível concluir que é possível obter informações importantes sobre alguns aspectos da vegetação nativa a partir de câmeras modificadas com a banda

do infravermelho próximo. Visualmente, foi possível distinguir indivíduos arbóreos em condição de reflectância distintos nas imagens de NDVI, o que já não foi possível distinguir em uma imagem com coloração natural (RGB).

Assim, se acredita no potencial de utilização dessa câmera MAPIR Survey 3W RGN para o manejo e a conservação de matas nativas e se estimula que novos trabalhos venham sustentar o uso desse produto que custa, pelo menos, dez vezes menos que uma câmera multiespectral e que pode ser uma ferramenta de suma importância na observação, no manejo e na conservação das florestas.

Referências

- FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 30, n. 4, 2008.
- GRAÇA, N. L. S. D. S.; MITISHITA, E. A.; GONÇALVES, J. E. Use of UAV platforms an autonomous tool for estimating expansion on invaded agricultural land. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 23, n. 3, p. 509-519, 2017.
- JACKSON, R. D.; HUETE, A. R. Interpreting vegetation indices. **Prev. Vet. Med.**, Amsterdam, v. 11, n. 3, p. 185-200, 1991.
- JUVENAL, T.L.; MATTOS, R. L. G. O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n.16, p. 3-29, 2002.
- KÖPPEN, W. **Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra**. Fondo de Cultura Económica. México. 1948. 479 p.
- PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto da vegetação**. 2. ed. atual. ampl. São Paulo: Oficina de Textos, 2012. 160 p.
- RODRIGUES, T. S.; RIBEIRO, S. R. A.; VAZ, M. S. M. G. Avaliação do desempenho de dois Índices de Vegetação (NDVI e SAVI) por meio de Índice de Qualidade de Imagens. *In: Anais XVI SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO SBSR*, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais [...]**, Foz do Iguaçu, 2013.
- ROSA FILHO, G.; CARVALHO, M. P.; MONTANARI, R.; SILVA, J. M.; SIQUEIRA, G. M.; ZAMBIANCO, E. C. Variabilidade espacial de propriedades dendrométricas do eucalipto e de atributos físicos de um Latossolo Vermelho. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 2, p. 439-446, 2011.
- SILVA, G. F. da; CURTO, R. A.; SOARES, C. P. B.; PIASSI, L. C. Avaliação de métodos de medição de altura em florestas naturais. **Árvore**, Viçosa, v. 36, p. 341-348, 2012.
- SOBRINHO, M. F. O.; CORTE, A. P. D.; VASCONCELLOS, B. N.; SANQUETTA, C. R.; REX, F.E. Uso de veículos aéreos não tripulados (VANTs) para mensuração de processos florestais. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia: Centro Científico Conhecer, v. 15, n. 27, p. 129, 2018.
- TRENTIN, B. E. **A nucleação como alternativa à restauração passiva e ao reflorestamento com nativas para a restauração florestal**. 2018. 115 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2018.

Modelagem de uma Funcionalidade de Avistamentos de Espécies da Fauna para um Sistema de Informação Ambiental

Caroline Guerra¹, Adriano Gomes da Silva², Mayara Cechinato³,
Vania Elisabete Schneider⁴

¹ Instituto de Saneamento Ambiental/Universidade de Caxias do Sul (ISAM/UCS)
(cguerra3@ucs.br)

² Instituto de Saneamento Ambiental/Universidade de Caxias do Sul (ISAM/UCS)
(agsilva11@ucs.br)

³ Instituto de Saneamento Ambiental/Universidade de Caxias do Sul (ISAM/UCS)
(mcechinatto@ucs.br)

⁴ Instituto de Saneamento Ambiental/Universidade de Caxias do Sul (ISAM/UCS)
(veschnei@ucs.br)

Resumo: A conscientização da população em relação ao meio ambiente é necessária para que se possa diminuir o impacto ambiental e promover uma melhor qualidade de vida. Nesse cenário, a educação é indispensável para construção da cidadania ambiental. Visando à potencialização da educação ambiental e a criação de modelos que despertem o interesse dos alunos, busca-se desenvolver ferramentas de apoio ao ensino e à aprendizagem. Este trabalho apresenta a modelagem de uma nova funcionalidade a ser incorporada ao Sistema de Informação Ambiental (SIA, com vistas a explorar o potencial educativo do sistema. Essa funcionalidade pretende permitir que sejam inseridas e visualizadas, pelo público geral, avistamentos de espécies da fauna encontradas na região de abrangência do SIA. Foram levantados requisitos aos quais a ferramenta deveria atender e gerados três artefatos: diagrama da funcionalidade, modelagem da tabela no banco de dados e protótipos de tela. Sendo assim, a funcionalidade poderá ser implementada de acordo com a modelagem estabelecida pelos artefatos gerados.

Palavras-chave: Sistema de Informação Ambiental. Educação ambiental. Fauna. Gestão ambiental.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Modeling of a tool for fauna species sightings for an Environmental Information System

Abstract: Awareness of the population regarding the environment is necessary to reduce the environmental impact and promote a better quality of life. In this scenario, education is indispensable for the construction of environmental citizenship. Aiming the enhancement of environmental education and the creation of models that arouse the students interest, several teaching-learning support tools are developed. This paper presents the modeling of a new functionality to be incorporated into the Environmental Information System – SIA, with a view to exploring the educational potential of the system. This functionality is intended to allow sightings of fauna species found in the region covered by SIA to be inserted and viewed by the general public. Requirements were raised that the tool should meet and three artifacts were generated: functionality diagram, database table modeling and screen prototypes. Therefore, the functionality may be implemented according to the modeling established by the generated artifacts.

Keywords: Environmental Information System. Environmental Education. Fauna. Environmental management.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

A sociedade vem se deparando, cada vez mais, com questões ambientais e reconhecendo seus impactos tanto em nível local quanto global. Nesse cenário, percebe-se a necessidade de meios que garantam a preservação do meio ambiente e a conscientização da população, a fim de diminuir o impacto ambiental e promover uma melhor qualidade de vida a todos (SOLER; DIAS, 2016). Sendo assim, a educação do indivíduo torna-se indispensável na construção da cidadania ambiental (ANDRIGHETTO, 2010).

A Educação ambiental tem como objetivo a conscientização dos indivíduos sobre questões ambientais e a construção de competências que garantam sua preservação, incentivando a discussão de soluções ecológicas (BUENO; ARRUDA, 2013). Juntando isso à evolução tecnológica, que tem gerado grande impacto na vida cotidiana, tornando seu uso indispensável na gestão ambiental, à busca por novas formas de ensino e aprendizado com metodologias ativas, que, por sua vez, têm demandado novos modelos que despertem o interesse dos estudantes (MITRE *et al.*, 2008; DIESEL; BALDEZ; MARTINS, 2017), percebe-se a necessidade de uma ferramenta que possibilite gerenciar e armazenar informações de cunho ambiental para o conhecimento social (RODRIGUES; COLESANTI, 2008).

Um Sistema de Informação (SI) proporciona um ambiente organizado de gestão de dados capaz de arquivar, combinar, processar e distribuir informações para apoiar as tomadas de decisão (FIORINI; JABBOUR, 2014; LAUDON; LAUDON, 2014). Um exemplo de SI utilizado para fins ambientais é o sistema de informação geográfica do Instituto Federal da Paraíba, cujo propósito é auxiliar em pesquisas sobre fauna ameaçada de extinção. Ele possibilita que biólogos pesquisem informações sobre espécies, consultem e cadastrem ocorrências dessas no sistema (VEINBERG *et al.*, 2014). Como outros exemplos, os *sites* do AlgaeBase, Macaulay Library e WikiAves também podem ser citados.

A plataforma AlgaeBase dispõe de um sistema de pesquisa sobre taxonomia, nomenclatura e outras informações referentes a algas e vegetais marinhos. Seu banco de dados conta com mais de 60 mil referências bibliográficas e 156 mil nomes de espécies e táxons infraespecíficos disponíveis para consulta (GUIRY *et al.*, 2014; GUIRY; GUIRY, 2019).

O *site* Macaulay Library, da *Cornell Lab of Ornithology*, armazena cerca de 10 mil espécies de pássaros e 2 mil espécies de anfíbios, peixes e mamíferos,

disponibilizando informações acerca de tais espécies para consulta popular e pesquisa científica, por meio de registros fotográficos e sonoros das espécies, por parte dos colaboradores do *site* (BETANCOURT; McLINN, 2012; THE CORNELL LAB OF ORNITHOLOGY, 2019).

Um sistema que possui uma funcionalidade similar ao Macaulay Library é o *site* do WikiAves. Esse propicia ao público uma forma de pesquisar e cadastrar avistamentos de aves da fauna brasileira, disponibilizando informações sobre as espécies e permitindo a interação entre os usuários em fóruns, comentários e outros meios. O *site* contém, atualmente, a maior base de dados de aves do Brasil na internet, reunindo mais de dois milhões de registros fotográficos e sonoros (WIKI AVES, 2019). Outros sistemas também abordam a sistematização de dados faunísticos com vistas à extração de informações (KLYUCHKO, 2018; FRONTONI *et al.*, 2014; RADOVIC *et al.*, 2005).

O SIA é um sistema, que, dentre outras funções, também possibilita gerenciar dados de fauna para diferentes usos. O SIA foi desenvolvido pelo Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul (Isam/UCS) com o intuito de armazenar e gerar indicadores que auxiliem nas tomadas de decisão. O sistema armazena dados de monitoramento ambiental fornecidos por empreendimentos hidrelétricos localizados na região da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, referentes aos tópicos de fauna, clima e qualidade da água. Cada tópico está modelado como um módulo específico, contendo tipos específicos de informação, a exemplo de informações geográficas. Essas informações podem ser cruzadas, interligando os módulos e fornecendo uma visão mais ampla da qualidade ambiental da região. O módulo de fauna do SIA armazena informações de espécies encontradas em campanhas de monitoramento, tais como suas informações taxonômicas, fotos e seu nível de ameaça de extinção, além de dispor, geograficamente, em um web-mapa interativo na página inicial do sistema, os locais de encontro das espécies. Schneider *et al.* (2017) propôs quatro adequações para o módulo de fauna com vistas a torná-lo uma ferramenta de apoio à aprendizagem. Uma das adequações trata sobre o desenvolvimento de métodos de compartilhamento de informações pelo público geral através do sistema, utilizando as espécies previamente cadastradas.

Este trabalho tem por objetivo modelar uma nova funcionalidade para incorporar ao SIA, mais especificamente ao módulo de fauna, a qual permita a inserção, por parte do público em geral, de avistamentos de espécies cadastradas no sistema, proporcionando uma maior interação do usuário e o envolvimento da

comunidade com o sistema. A ferramenta busca proporcionar um ambiente que incentive os usuários a aprenderem mais sobre a fauna brasileira, sobretudo aquela localizada na região da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, servindo como fonte de informações que também pode ajudar nas tomadas de decisão e em projetos de pesquisa.

2 Metodologia

O SIA foi desenvolvido utilizando a arquitetura Cliente/Servidor, que divide o processamento em dois aspectos: o lado cliente solicita um serviço que será processado pelo lado servidor, devolvendo uma resposta ao cliente (GALLOTTI, 2017). O sistema também utiliza o padrão de projeto MVC (*Model-View-Controller*), que separa a aplicação em três camadas: a *View* é responsável por exibir os dados ao usuário, enquanto a camada *Model* gerencia e manipula os dados, para, por fim, a *Controller* receber informações dos periféricos e as passar para as outras duas camadas (GALLOTTI, 2017).

A funcionalidade deverá ser implementada de acordo com a estrutura do SIA e de acordo com as etapas do Processo Unificado (PU). PU é um processo de desenvolvimento de *software* incremental e iterativo. Ele divide o projeto do *software* em fases, que, por sua vez, possuem diversos ciclos, chamados de iterações. Cada iteração funciona como um miniprojeto do sistema que complementa o anterior (LARMAN, 2007). Um projeto que utiliza o PU segue quatro fases: concepção, elaboração, construção e transição.

No desenvolvimento do SAI, utiliza-se uma versão adaptada do processo, na qual o mesmo se encontra na fase de transição, em uma etapa denominada manutenção, na qual o desenvolvimento e a implementação de novas funcionalidades estão englobadas, seguindo o padrão de iterações. Como parte do processo, ocorre a geração de artefatos, os quais são essenciais para o desenvolvimento e implementação (LARMAN, 2007). Para essa funcionalidade, considerando os trabalhos similares e a proposta 2 de Schneider *et al.* (2017), foram elencados os seguintes requisitos:

- a) necessidade de permitir que o público em geral possa inserir novos avistamentos de uma espécie, estando logados no sistema;
- b) agregação de novos avistamentos em uma página passível de consulta pelo usuário, bem como na página da espécie à qual estará associado o dado inserido; e

- c) validação dos dados inseridos pelo público em geral por parte de usuários, administradores, ou técnicos do sistema para tornar público o avistamento inserido.

Com vistas a contemplar os requisitos, serão gerados os seguintes artefatos: diagrama da funcionalidade, modelagem da tabela do banco de dados e a criação dos protótipos de tela.

2.1 Diagrama da funcionalidade

A criação de diagramas é importante para a elaboração do projeto, já que ajudam em sua compreensão. Eles proporcionam uma forma mais ampla de analisar os dados e suas relações, facilitando a identificação de problemas e possíveis soluções, além de permitir a exploração de diferentes caminhos, promovendo melhorias e garantindo, portanto, um *software* de maior qualidade (LARMAN, 2007).

Para o desenvolvimento da nova funcionalidade do SIA, será elaborado um diagrama de caso de uso. Esse diagrama é comumente utilizado quando se deseja ver o comportamento dos atores do sistema, já que ele demonstra como esses atores interagem entre si, bem como as possíveis ações a serem realizadas (LARMAN, 2007).

2.2 Modelagem da tabela do banco de dados

A modelagem da tabela consiste em definir a estrutura para armazenamento e manipulação dos dados em banco, considerando a modelagem conceitual, lógica e física (ELSMARI, 2019). Para este trabalho, considera-se a utilização da modelagem lógica, visando à definição e à revisão de requisitos necessários à funcionalidade. Esse modelo, também conhecido como modelo de implementação, possibilita visualizar a estrutura dos dados no banco e seus relacionamentos (ELSMARI, 2019).

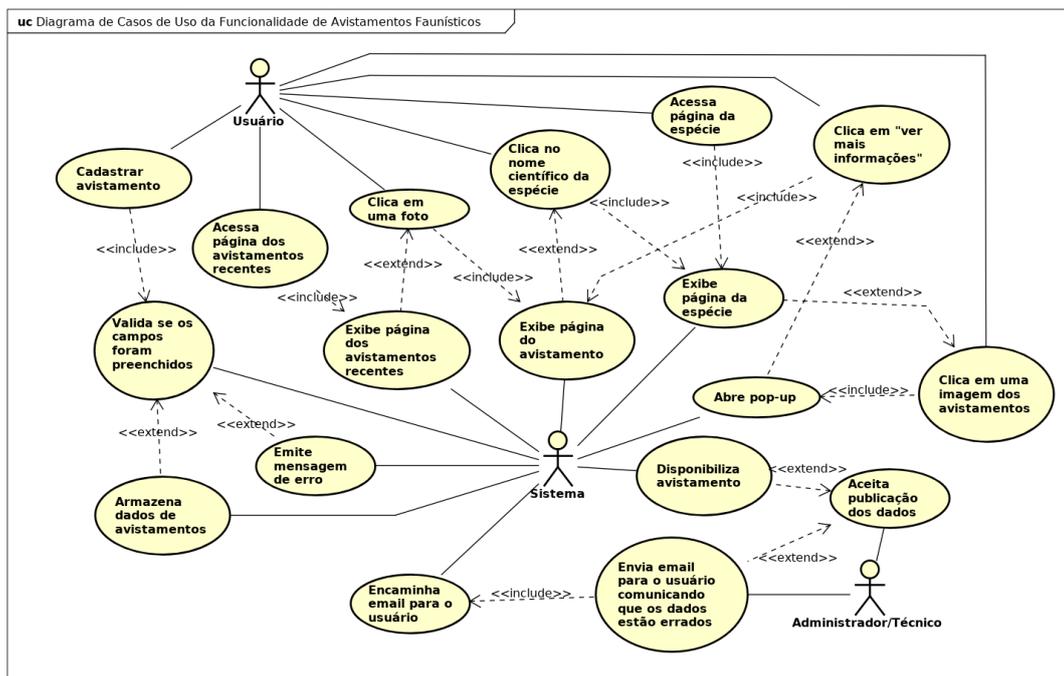
2.3 Protótipos de tela

A prototipagem das telas consiste na criação de representações gráficas que mostram como a funcionalidade se adequa ao sistema. Os protótipos permitem, por meio do uso de uma linguagem visual, compreender os requisitos e conceitos pertencentes à funcionalidade projetada e organizá-los de forma a representar como será sua exibição aos usuários (OLIVEIRA *et al.*, 2007; RUDD, STERN; ISENSEE, 1996; HOUDE; HILL, 1997).

3 Resultados

A Figura 1 exibe o diagrama de caso de uso desenvolvido para exemplificar um protótipo de funcionalidade. Nele, se pode constatar a separação de responsabilidade das atividades e as tarefas passíveis de serem executadas por um usuário logado no sistema, pelo próprio sistema e por um usuário administrador. O usuário logado possui duas opções para chegar até a página de um avistamento específico: por meio da página de uma espécie ou por meio de uma página na qual constarão os avistamentos recentemente cadastrados. Essas duas páginas serão informativas acerca dos dados cadastrados pelo usuário. Além das informações relativas aos avistamentos, o usuário possui uma terceira opção, a qual remete ao cadastro de informações e da foto do avistamento. A validação dos tipos de dados inseridos pelo usuário ocorrerá em campos do próprio formulário por parte do sistema e por meio de avaliação posterior sobre a veracidade dos dados de avistamento, por parte de um usuário administrador ou técnico.

Figura 1 – Diagrama de casos de uso da funcionalidade proposta



Fonte: Elaborada pelos autores.

O modelo lógico da tabela do banco de dados desenvolvido para a funcionalidade (Figura 2) exemplifica o armazenamento considerando os pré-requisitos para a mesma. A validação por um usuário técnico ou administrador

está exemplificada através das colunas `validacao_tecnico`, `data_publicacao` e `id_usuario_tecnico_validou`. A primeira está relacionada à liberação do avistamento para ser exibido no sistema ou não. A segunda trata-se da data em que ocorreu a publicação. A terceira coluna referencia qual usuário realizou a validação dos dados inseridos. Há, ainda, a possibilidade de inserção de imagens e a localização onde foi feito o avistamento, por meio de coordenadas geográficas, além de vincular com um usuário e uma espécie já existente no sistema. A elaboração desse modelo auxiliou na definição dos requisitos da funcionalidade relacionados ao armazenamento dos dados do avistamento no banco de dados e como se dará a interação com as tabelas presentes no sistema.

Figura 2 – Modelo lógico da tabela de avistamentos de espécies da fauna

especie		avistamento_fauna	
<code>id_especie</code>	serial	<code>id_avistamento</code>	integer
<code>id_genero</code>	integer	<code>id_usuario</code>	integer
<code>nome_cientifico</code>	character	<code>id_especie</code>	integer
<code>especie</code>	character	<code>id_usuario_tecnico_validou</code>	integer
<code>nome_popular</code>	character	<code>mime_imagem</code>	varchar
<code>descricao</code>	character	<code>imagem</code>	lo
<code>fonte_descricao</code>	character	<code>descricao_imagem</code>	varchar
<code>autor_nome_cientifico</code>	character	<code>coordenadas</code>	geometry
<code>ano_nome_cientifico</code>	numeric(4,0)	<code>data_avistamento</code>	date
<code>id_falso</code>	integer	<code>data_publicacao</code>	date
<code>descricao_en</code>	character	<code>validacao_tecnico</code>	boolean
<code>nome_popular_en</code>	character		
<code>fonte_descricao_en</code>	character		
<code>fonte_nome_popular_en</code>	character		

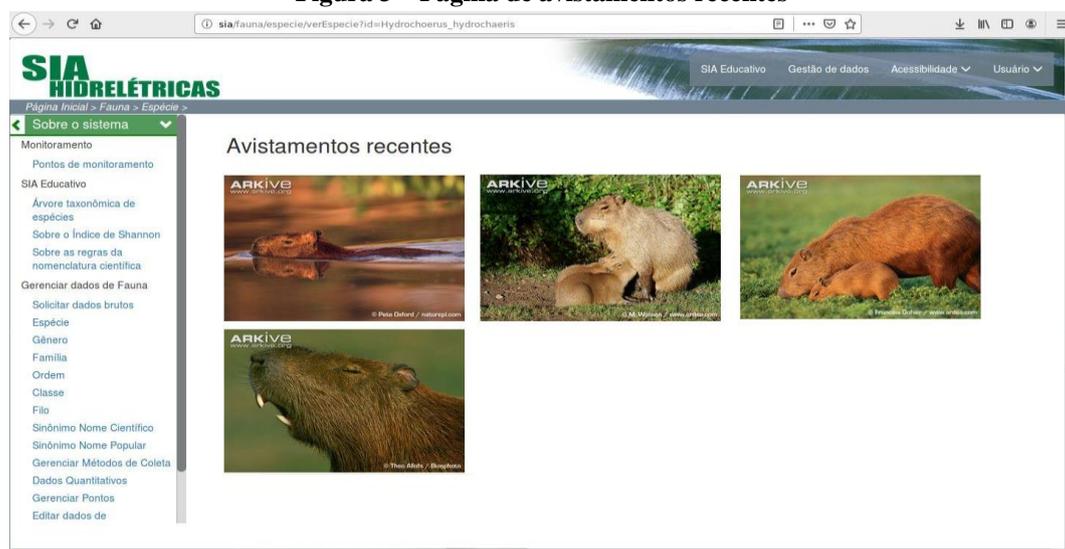
Fonte: Elaborado pelos autores.

Os protótipos de tela desenvolvidos respeitam as especificações do modelo lógico e do diagrama de caso de uso previamente descritos. Eles mostram como deverá ser realizada a exibição da funcionalidade aos usuários, exemplificando as páginas de avistamento da espécie *Hydrochoerus hydrochaeris*, após a implementação.

As Figuras 3 e 4 mostram as duas formas a que um usuário pode chegar até a página de um avistamento. Na Figura 4, por meio da página da espécie, na qual, no final, serão apresentados os avistamentos relacionados a ela e na página de avistamentos recentes, na qual serão apresentados os últimos avistamentos cadastrados, sem discriminação de local ou espécie encontrada. A Figura 5 revela a página de avistamento da espécie, com as informações relativas ao avistamento, foto e usuário que o registrou.

A definição dos protótipos gera um artefato passível de consulta para o momento de implementação da funcionalidade, auxiliando no desenvolvimento de modo a especificar claramente quais aspectos visuais deverão ser contemplados na implementação e quais são esperados por meio dos requisitos.

Figura 3 – Página de avistamentos recentes



Fonte: Elaborada pelos autores.

Figura 4 – Avistamentos atrelados à espécie disponibilizados em sua página



Fonte: Elaborado pelos autores.

Figura 5 – Página do avistamento



Fonte: Elaborada pelos autores.

4 Considerações finais

A Educação Ambiental é um meio de conscientizar indivíduos acerca da necessidade de preservação do meio ambiente, promover discussões acerca de soluções envolvendo a problemática e quais são os impactos na qualidade de vida (BUENO; ARRUDA, 2013; SOLER; DIAS, 2016). A exploração de formas de ensino e aprendizado através de metodologias ativas subsidiam a aplicabilidade de ferramentas, como SIs, que possibilitem o armazenamento e a gerência de informações relacionadas ao meio ambiente, com vistas à exploração pelo público (ANDRIGHETTO, 2010; MITRE *et al.*, 2008; DIESEL; BALDEZ; MARTINS,

2017; RODRIGUES; COLESANTI, 2008; FIORINI; JABBOUR, 2014; LAUDON; LAUDON, 2014).

Diante disso, a funcionalidade de avistamentos de espécies da fauna modelada permitirá aos usuários do sistema a inserção de avistamentos de espécies previamente cadastradas, atende aos requisitos estabelecidos e permitirá, a partir do seu desenvolvimento, agregar ao SIA mais uma forma de interação do usuário com as informações disponíveis no sistema, tendo como público-alvo a comunidade estabelecida na região de abrangência da bacia Taquari-Antas.

Como trabalhos a serem desenvolvidos em sequência a esse, sugere-se a implementação da funcionalidade de acordo com a modelagem estabelecida no trabalho atual e testes para a validação da implementação dos modelos gerados em um ambiente com o usuário final.

5 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer aos empreendimentos hidrelétricos Certel, CERTAN, Brookfield e Hidrotérmica o apoio no desenvolvimento da pesquisa.

Referências

ANDRIGHETTO, Aline. A construção da cidadania ambiental. **Direitos Culturais**, [s.l.], v. 5, n. 9, p.75-86, jul./dez. 2010.

BETANCOURT, Ileana; MCLINN, Colleen M. Teaching with the Macaulay Library: an online Archive of Animal Behavior Recordings. **Journal of Microbiology & Biology Education**, [s.l.], v. 13, n. 1, p. 86-88, 3 maio 2012. American Society for Microbiology. <http://dx.doi.org/10.1128/jmbe.v13i1.382>.

BUENO, Rosane de Lima; ARRUDA, Roberto Alves de. Educação Ambiental. **Eventos Pedagógicos**, [s.l.], v. 4, n. 2, p.182-190, ago./dez. 2013.

DIESEL, Aline; BALDEZ, Alda; MARTINS, Silvana. Os princípios das metodologias ativas de ensino: uma abordagem teórica. **Revista Thema**, [s.l.], v. 14, n. 1, p. 268-288, 23 fev. 2017. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-Rio-Grandense. <http://dx.doi.org/10.15536/thema.14.2017.268-288.404>.

ELMASRI, Ramez; NAVATHE, Shamkant B. **Sistemas de banco de dados**. 7. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2019.

FIORINI, Paula de Camargo; JABBOUR, Charbel José Chiappetta. Análise do apoio dos sistemas de informação para as práticas de gestão ambiental em empresas com ISO 14001 – estudo de múltiplos casos. **Perspectivas em Ciência da Informação**, [s.l.], v. 19, n. 1, p. 51-74, mar. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-99362014000100005>.

FRONTONI, Emanuele *et al.* SIT-REM: An Interoperable and Interactive Web Geographic Information System for Fauna, Flora and Plant Landscape Data Management. **Isprs International Journal of Geo-information**, [s.l.], v. 3, n. 2, p. 853-867, 16 jun. 2014. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/ijgi3020853>.

GALLOTTI, Giocondo Marino Antonio (org.). **Arquitetura de software**. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2017.

GUIRY, Michael D. *et al.* AlgaeBase: An On-line Resource for Algae. **Cryptogamie, Algologie**, [s.l.], v. 35, n. 2, p. 105-115, maio 2014. Museum National d'Histoire Naturelle, Paris, France. <http://dx.doi.org/10.7872/crya.v35.iss2.2014.105>.

GUIRY, M. D.; GUIRY, G. M. **AlgaeBase**. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Disponível em: <https://www.algaebase.org/>. Acesso em: 5 nov. 2019.

HOUDE, Stephanie; HILL, Charles. What do Prototypes Prototype? **Handbook of Human-computer Interaction**, [s.l.], p. 367-381, 1997. Elsevier. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-044481862-1.50082-0>.

KLYUCHKO, O. M. Electronic Information Systems for Monitoring of Populations and Migrations of Insects. **Biotechnologia Acta**, [s.l.], v. 11, n. 5, p. 5-25, out. 2018. Co. Ltd. Ukrinformnauka. <http://dx.doi.org/10.15407/biotech11.05.005>.

LARMAN, Craig. **Utilizando UML e Padrões**: Uma introdução à análise e ao projeto orientados a objetos e ao desenvolvimento iterativo. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2007.

LAUDON, Kenneth C.; LAUDON, Jane P. **Sistemas de Informações Gerenciais**. 11. ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil, 2014.

MITRE, Sandra Minardi *et al.* Metodologias ativas de ensino-aprendizagem na formação profissional em saúde: debates atuais. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 2.133-2.144, dez. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-81232008000900018>.

OLIVEIRA, Karolyne Maria Alves de *et al.* O uso de modelos e múltiplos protótipos na concepção de interface do usuário. **Principia: Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB**, [s.l.], n. 15, p. 15-29, dez. 2007.

RADOVIC, Dejan *et al.* Implementation of GIS technologies in assessment and protection of natural values of Tara National Park. **Archives of Biological Sciences**, [s.l.], v. 57, n. 3, p. 193-204, 2005. National Library of Serbia. <http://dx.doi.org/10.2298/abs0503193r>.

RODRIGUES, Gelze Serrat de Souza Campos; COLESANTI, Marlene T. de Muno. Educação ambiental e as novas tecnologias de informação e comunicação. **Sociedade & Natureza**, [s.l.], v. 20, n. 1, p. 51-66, jun. 2008. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1982-45132008000100003>.

RUDD, Jim; STERN, Ken; ISENSEE, Scott. Low vs. high-fidelity prototyping debate. **Interactions**, [s.l.], v. 3, n. 1, p. 76-85, 2 jan. 1996. Association for Computing Machinery (ACM). <http://dx.doi.org/10.1145/223500.223514>.

SCHNEIDER, Vania Elisabete *et al.* Sistema de Informação Ambiental: proposta de adequações ao módulo de fauna para sua utilização como uma ferramenta de apoio à aprendizagem. **Scientia**

Cum Industria, [s.l.], v. 5, n. 3, p. 137-142, 20 dez. 2017. Universidade Caxias do Sul. <http://dx.doi.org/10.18226/23185279.v5iss3p137>.

SOLER, Antonio; DIAS, Eugênia Antunes. A Educação Ambiental na crise ecológica contemporânea. **Revista Acesso Livre**, [s.l.], v. 5, n. 5, p. 146-164, jan./jun. 2016.

THE CORNELL LAB OF ORNITHOLOGY (EUA). Macauley Library: A scientific archive for research, education, and conservation, powered by you. Disponível em: <https://www.macauleylibrary.org/>. Acesso em: 5 nov. 2019.

VEINBERG, Pablo Sebastian *et al.* Um sistema de informação geográfica na web para auxiliar pesquisas biológicas sobre a fauna ameaçada de extinção. **Revista Principia – Divulgação Científica e Tecnológica do Ifpb**, [s.l.], v. 2, n. 25, p. 107-112, 1º dez. 2014. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba. <http://dx.doi.org/10.18265/1517-03062015v2n25p107-112>.

WIKI AVES: **A enciclopédia das aves do Brasil**. Disponível em: <https://www.wikiaves.com.br/>. Acesso em: 5 nov. 2019.

Modificação de alumina ativada com ultrassom para desfluoretação de águas de abastecimento

Manoel Maraschin¹, Nátalie De Paula², Renata Segatto Pigatto³,
Keila Fernanda Hedlund Ferrari⁴, Elvis Carissimi⁵

¹ Universidade Federal de Santa Maria (maraschinmanoel@gmail.com) ² Universidade Federal de Santa Maria (eng.nataliedepaula@gmail.com) ³ Universidade Federal de Santa Maria (renata.pigatto@hotmail.com)

⁴ Universidade Federal de Santa Maria (keilahedlund@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Santa Maria (ecarissimi@gmail.com)

Resumo: O abastecimento de água potável é fundamental para manutenção das diversas formas de vida. Para isso é importante que sejam atendidos os padrões de potabilidade, especialmente de íons fluoreto. A Organização Mundial da Saúde recomenda concentrações de 0,6 até 1,5mg L⁻¹, podendo ocorrer fluorose em caso de pessoas expostas ao consumo de água com excesso de concentração por períodos prolongados de tempo. Nesse contexto, a adsorção é uma das principais tecnologias de desfluoretação de águas, considerada eficiente, simples e economicamente viável, sendo a alumina ativada um dos materiais adsorventes mais indicados para essa finalidade. Dessa forma, no presente estudo, foram avaliadas modificações de superfície da alumina ativada para aplicação na desfluoretação de águas. A partir da utilização de diferentes sais metálicos e banho ultrassônico, a alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro obteve o melhor desempenho, com 98,4% de remoção em solução sintética de 5,18mg L⁻¹. A caracterização desse material foi realizada através de análise de superfície pelo método BET, ponto de carga zero, difração de raios-X e espectroscopia de infravermelho com transformada de Fourier. Foram constatados os picos característicos da alumina ativada na difração de raios-X, da mesma forma que as bandas, na espectroscopia, apontam ligações características envolvendo oxigênio, alumínio e hidrogênio. Esses resultados permitem concluir a utilização de ultrassom em processos de modificação da alumina ativada como uma alternativa ao preparo de materiais adsorventes para desfluoretação de águas de abastecimento.

Palavras-chave: Alumina ativada. Desfluoretação. Adsorção.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

Ultrasound activated alumina modification for water defluoridation

Abstract: The supply of drinking water is fundamental for the maintenance of the various life forms. For this, it is important to meet the potability standards, especially of fluoride ions. The World Health Organization recommends concentrations of 0.6 to 1.5 mg L⁻¹, and fluorosis may occur in people exposed to excessive concentration of water for extended periods of time. In this context, adsorption is one of the main water defluorination technologies, considered efficient, simple and economically viable, being activated alumina one of the most suitable adsorbent materials for this purpose. Thus, the present study evaluated surface modifications of activated alumina for application in water defluorination. From the use of different metal salts and ultrasonic bath, the activated alumina modified with anhydrous zinc chloride obtained the best performance, with 98.4% removal in 5.18 mg L⁻¹ synthetic solution. The characterization of this material was performed through surface analysis by BET method, zero charge point, X-ray diffraction and Fourier transform infrared spectroscopy. The characteristic peaks of activated alumina in X-ray diffraction were found, just as the bands in spectroscopy point to characteristic

bonds involving oxygen, aluminum and hydrogen. These results allow us to conclude the use of ultrasound in the activated alumina modification process as an alternative to the preparation of adsorbent materials for dewatering dewatering.

Key words: Activated alumina. Defluoridation. Adsorption.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

O abastecimento de água potável é fundamental para a manutenção das diversas formas de vida, especialmente a humana. Dessa maneira, para garantir que seja de qualidade e segura para consumo, é imprescindível o atendimento aos padrões de potabilidade. Um deles trata dos íons fluoreto, que devem estar presentes em concentrações de $0,6 \text{ mg L}^{-1}$ até $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, de acordo com recomendações da Organização Mundial da Saúde (WHO, 1993). Concentrações acima desse valor em água de abastecimento, estão associadas à fluorose, doença que acomete pessoas expostas ao consumo por períodos prolongados de tempo.

Esse problema se torna mais expressivo em diversas regiões no mundo que dependem, exclusivamente, de águas subterrâneas para abastecimento (AHAMAD *et al.*, 2018). Nesses casos, a dissolução dos íons advém de rochas como fluorita (CaF_2), apatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3(\text{F}, \text{Cl}, \text{OH})$) e criolita (Na_3AlF_6) (PATEL *et al.*, 2014). Em casos de abastecimento por águas superficiais, a contaminação pode estar associada a fontes naturais, como atividade vulcânica, ou fontes antropogênicas, como a má-disposição de contaminantes provenientes de cidades, indústrias e atividades agrícolas (SURIYARAJ; SELVAKUMAR, 2016), entre outros. Estima-se que de 200 a 260 milhões de pessoas no mundo consumam água com concentrações de fluoreto acima da recomendação (AZARI *et al.*, 2015).

Dentre as tecnologias disponíveis para tratamento de desfluoretação, destaca-se a adsorção por se tratar de um método eficiente, simples e economicamente viável. Segundo Ahamad *et al.* (2018), a adsorção é aplicável para a remoção de fluoreto mesmo em baixas concentrações. A maior dificuldade encontra-se na escolha de materiais adsorventes que sejam seletivos para fluoreto, sem sofrer significativa interferência de outros íons que possam estar presentes em solução.

Nesse contexto, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2003) recomenda fortemente a utilização de alumina ativada para fins de desfluoretação. Além de se tratar de um material amplamente comercializado, portanto disponível, a alumina ativada está bem-estabelecida cientificamente

(CRAIG; STILLINGS; DECKER, 2017). Sua aplicação, no entanto, por vezes, é limitada pela baixa capacidade de adsorção em pH neutro e dificuldades de regeneração (GONG *et al.*, 2012). Problemas dessa natureza podem ser solucionados com modificações de superfície de materiais adsorventes, a exemplo da impregnação com sais metálicos e ultrassonicação. Barathi, Kumar e Rajesh (2014) explicam que a alta pressão e a cavitação acústica acarretam a formação de bolhas durante a ultrassonicação, garantindo um método rápido, ambientalmente correto e efetivo na preparação de adsorventes. Mullick e Neogi (2019) também se referem a um aumento da capacidade de adsorção de íons fluoreto de materiais obtidos através de síntese assistida por ultrassom. De acordo com os mesmos autores, pontos quentes e radicais livres $\text{OH}\cdot$ são alguns fenômenos provocados pela explosão das bolhas formadas, o que contribui para funcionalização da superfície dos materiais.

Assim, no presente estudo, foi proposta a modificação da alumina ativada comercial com diferentes sais metálicos em banho ultrassônico. A finalidade é obter maior eficiência para desfluoretação de águas através de um material de baixo custo e de grande disponibilidade.

2 Materiais e métodos

Foram preparados cinco diferentes materiais adsorventes a partir da alumina ativada comercial disponibilizada pela empresa Celta Brasil. Foram utilizados cloreto de zinco anidro (ZnCl_2), cloreto de cálcio dihidratado ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), nitrato de ferro (III) nonahidratado ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), cloreto ferro (III) hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e sulfato de ferro (II) heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$). Foram pesados 5,0g de cada sal e dissolvidos individualmente em 20mL de água destilada. Após, foram acrescentados 10,0g de alumina ativada previamente macerada e peneirada (60 mesh) a cada solução. A mistura foi deixada em banho ultrassônico a 65°C até a completa evaporação da água, durante 3,5h. Posteriormente, as amostras foram calcinadas a 220°C por 1h, com rampa de aquecimento de $10^\circ\text{C min}^{-1}$, em forno (EDG, modelo F3000). Por fim, as amostras foram lavadas com água destilada quatro vezes, e a fase sólida seca em estufa a 105°C por 12h. Após a secagem, o material foi novamente macerado e peneirado (60 mesh).

Para os experimentos de adsorção, foi preparada solução sintética com 0,221g de fluoreto de sódio em 1L de água destilada, diluída para a concentração

de 5,18 mg L⁻¹. Os experimentos foram realizados utilizando 0,5g de cada material em 100 mL da solução de fluoreto em erlenmeyers de polipropileno de 250 mL. O pH inicial foi corrigido para 6,0 com solução 0,1 mol L⁻¹ de HCl. As soluções foram agitadas em shaker com banho (Marconi, modelo MA095) a 25°C e rotação de 150 rpm, durante 1h. A concentração de íons fluoreto foi medida por cromatografia iônica (Metrohm, modelo 930 Compact IC Flex) após filtração das amostras em filtro seringa de 0,22 µm. Foram realizados seis experimentos de adsorção com cada material preparado, além da alumina ativada comercial não modificada. Todos os experimentos foram realizados em triplicata e sob as mesmas condições.

Os resultados foram expressados em percentual de remoção R (%) de acordo com a equação (1) e em capacidade de adsorção q (mg g⁻¹) de acordo com a equação (2).

$$R = 100 \frac{(C_0 - C_t)}{C_0} \quad (1)$$

$$q = \frac{(C_0 - C_t) V}{m} \quad (2)$$

em que C₀ é concentração inicial de íons fluoreto (mg L⁻¹), C_t é a concentração final (mg L⁻¹), V é o volume de solução (L) e m é a massa de adsorvente (g).

O material com melhor eficiência de remoção foi submetido a quatro diferentes caracterizações, além da alumina ativada não modificada para fins de comparação. A área de superfície específica, o volume de poros e o diâmetro de poros foram determinados por análise da adsorção/dessorção de gás N₂, utilizando analisador do método Brunauer-Emmette-Teller (Micromeritics, modelo ASAP 2020). O ponto de carga zero foi determinado pelo experimento de 11 pontos (ZANELLA; TESSARO; FÉRIS; 2015). Foram adicionados 0,05g de cada material em 50 mL de solução 0,1 mol L⁻¹ de NaCl. O pH inicial foi corrigido com soluções 0,1 mol L⁻¹ de HCl e 0,1 mol L⁻¹ de NaOH para 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12, e o pH final foi medido (Thermo Orion, modelo Star A211) após 24h de agitação sob agitação de 100 rpm à temperatura ambiente. A cristalinidade foi analisada por difração de raios-X (Rigaku, modelo Miniflex 300). Grupos funcionais foram detectados por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (Shimadzu, modelo IR Prestige 21).

3 Resultados e discussão

Após preparo das modificações de alumina ativada comercial com diferentes sais metálicos, os experimentos de adsorção sob as mesmas condições para cada um dos materiais resultaram na concentração residual final de íons fluoreto em solução (C_f), na remoção percentual (R) e na capacidade de remoção (q) apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados de adsorção para os diferentes materiais testados

Materiais adsorventes	C_f (mg L ⁻¹)	R (%)	q (mg g ⁻¹)
Alumina ativada comercial não modificada	1,88	63,7	0,66
Alumina ativada modificada com ZnCl ₂ anidro	0,08	98,4	1,02
Alumina ativada modificada com Fe(NO ₃) ₃ 9H ₂ O	0,45	91,3	0,91
Alumina ativada modificada com CaCl ₂ 2H ₂ O	0,73	85,9	0,89
Alumina ativada modificada com FeCl ₃ 6H ₂ O	1,80	65,3	0,65
Alumina ativada modificada com FeSO ₄ 7H ₂ O	2,90	44,1	0,44

Fonte: Os autores.

A partir desses resultados, nota-se que, para melhor aproveitamento da alumina ativada, faz-se necessária uma modificação. Dayananda *et al.* (2014), ao apresentaram um método para a preparação de um adsorvente composto por alumina mesoporosa modificada com CaO, obtiveram um aumento percentual de 22% para 65%. Constata-se, ainda, que o material não modificado não atende ao padrão de potabilidade de 1,5 mg L⁻¹, com concentração residual de 1,88 mg L⁻¹. A melhor eficiência de remoção apresentada foi da alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro com percentual de 98,4%, isto é, obteve-se um aumento de 32,4% na eficiência de remoção em relação ao material não modificado. A capacidade de adsorção foi de 1,02 mg g⁻¹ para o tempo de contato analisado, e a concentração residual de fluoreto foi de 0,08 mg L⁻¹. Uma provável causa para o aumento da eficiência de adsorção de fluoreto deve-se à utilização do ultrassom. Além disso, nesse caso, é presumível que se trata de uma quimissorção, cujo mecanismo envolve a formação de fluoreto de zinco sobre a superfície do material.

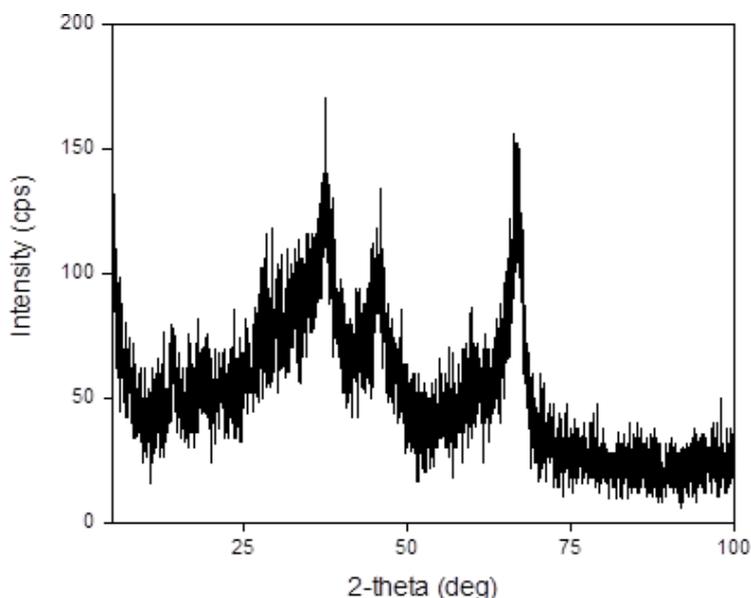
A alumina ativada modificada com nitrato de ferro (III) nonahidratado também apresentou eficiência de remoção acima de 90%, com capacidade de adsorção de $0,91 \text{ mg g}^{-1}$ e concentração residual de fluoreto de $0,43 \text{ mg L}^{-1}$. Dentre as modificações que atingiram a recomendação da OMS, a alumina ativada modificada com cloreto de cálcio dihidratado apresentou a menor eficiência de remoção (85,9%), e a capacidade de adsorção foi de $0,89 \text{ mg g}^{-1}$ e concentração residual de $0,73 \text{ mg L}^{-1}$. Esses resultados demonstram a eficiência do processo de síntese proposto.

Uma vez que o material de melhor desempenho foi a alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro, foi realizada a caracterização. A área de superfície específica, o volume de poros e o diâmetro de poros obtidos foram de $291,3 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, $0,36 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ e $4,9 \text{ nm}$, respectivamente, o que não difere, expressivamente, da alumina não modificada, cujos resultados foram de $304,5 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, $0,40 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ e $5,3 \text{ nm}$. Em relação à área de superfície específica, a redução de $13,3 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ proporcionou um aumento de 34,7% na eficiência de remoção. Isso indica que a área de superfície não é o único fator determinante para a capacidade de adsorção nesse caso, embora seja bastante relevante para o estudo de adsorção por estar relacionada aos sítios ativos do adsorvente. Dayananda *et al.* (2014) também observaram uma redução considerável no valor da área de superfície específica da alumina mesoporosa quando modificada com óxido de cálcio (CaO).

O ponto de carga zero para a alumina ativada modificada resultou, aproximadamente, em 6,99, enquanto para a alumina ativada comercial foi de 7,49. Considerando-se que, em meios cujo pH está abaixo desse referencial, a superfície do material encontra-se carregada positivamente, certamente o pH inicial corrigido para 6,0 contribuiu para a alta eficiência de remoção. Isso porque favorece a atração eletrostática entre adsorvente e adsorvato, tendo em vista a eletronegatividade dos íons fluoreto.

O difratograma obtido para o material modificado é apresentado no Gráfico 1. Os picos nos ângulos de $37, 39^\circ$; $45, 48^\circ$ e $66,73^\circ$ são característicos da alumina não modificada, indicando que não ocorreram mudanças estruturais significativas pela modificação, permanecendo a estrutura amorfa. Não foram detectados outros picos de difração representando outras fases, indicando elevada pureza da amostra preparada.

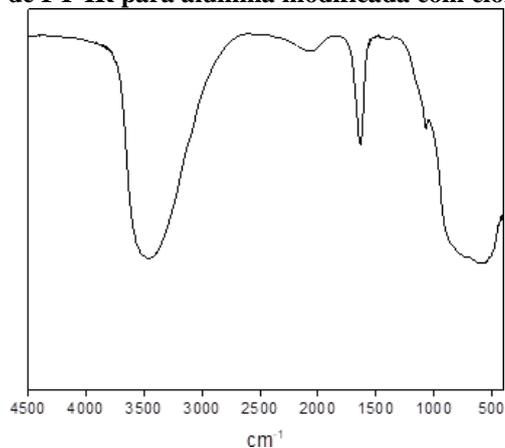
Gráfico 1 – Difratoograma para alumina modificada com cloreto de zinco anidro



Fonte: Os autores.

A análise de FT-IR para o material modificado é apresentada no Gráfico 2. Foram obtidas bandas de 3450,80; 2075,50; 1634,74; 1070,54 e 638,47 cm^{-1} . Segundo Kumari, Behera e Meikap (2019), a banda de 3462 cm^{-1} está relacionada à vibração de alongamento da ligação O-H da água. As bandas de 1633; 1400; 1193 e 1123 cm^{-1} são atribuídas à vibração de flexão O-H. A banda de 656 cm^{-1} foi atribuída à vibração de rede de Al-OH. Conclui-se que todas elas estão associadas a ligações envolvendo átomos de oxigênio, alumínio e hidrogênio, conforme esperado.

Gráfico 2 – Análise de FT-IR para alumina modificada com cloreto de zinco anidro



Fonte: Os autores.

3 Conclusão

Neste estudo, foram avaliadas modificações de superfície da alumina ativada para aplicação na desfluoretação de águas. A partir da utilização de diferentes sais metálicos e banho ultrassônico, a alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro apresentou os melhores resultados dentre os materiais estudados, com 98,4% de remoção. Para comparação da eficiência obtida, foi utilizada a alumina ativada comercial não modificada, cujo valor foi de 63,7% quando em solução sintética de concentração 5,18 mg L⁻¹ de fluoreto.

Além disso, outros dois materiais ainda apresentaram concentração residual final dentro dos padrões de potabilidade. Na caracterização do adsorvente, constatou-se que o processo de modificação levou a uma redução da área de superfície específica, do volume de poros e do tamanho de poros; o ponto de carga zero obtido foi de 6,99; a difração de raios-X apontou picos característicos da alumina, e a análise de FT-IR apresentou bandas características de ligações envolvendo oxigênio, alumínio e hidrogênio. Esses resultados permitem concluir a utilização de ultrassom em processo de modificação da alumina ativada como uma alternativa ao preparo de materiais adsorventes para desfluoretação de águas de abastecimento.

Agradecimentos

Agradecemos à empresa Celta Brasil a disponibilização de uma amostra de alumina ativada comercial.

Referências

- AHAMAD, K.U. *et al.* Equilibrium and kinetics modeling of fluoride adsorption onto activated alumina, alum and brick powder. **Groundwater for Sustainable Development**, 2018.
- AZARI, A. *et al.* Iron-silver oxide nanoadsorbent synthesized by co-precipitation process for fluoride removal from aqueous solution and its adsorption mechanism. **RSC Advances**, v. 5, n. 106, p. 87.377-87.391, 2015.
- BARATHI, M.; KUMAR, A. S. K.; RAJESH, N. A novel ultrasonication method in the preparation of zirconium impregnated cellulose for effective fluoride adsorption. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 21, n. 3, p. 1.090-1.099, 2014.
- CRAIG, L. *et al.* Comparing activated alumina with indigenous laterite and bauxite as potential sorbents for removing fluoride from drinking water in Ghana. **Applied Geochemistry**, v. 56, p. 50-66, 2015.

CRAIG, L.; STILLINGS, L. L.; DECKER, D. L. Assessing changes in the physico-chemical properties and fluoride adsorption capacity of activated alumina under varied conditions. **Applied Geochemistry**, v. 76, p. 112-123, 2017.

DAYANANDA, D. *et al.* Preparation of CaO loaded mesoporous Al₂O₃: Efficient adsorbent for fluoride removal from water. **Chemical Engineering Journal**, v. 248, p. 430- 439, 2014.

GONG, W. X. *et al.* Adsorption of fluoride onto different types of aluminas. **Chemical Engineering Journal**, v. 189-190, p. 126-133, 2012.

KUMARI, U.; BEHERA, S.K.; MEIKAP, B. C. A novel acid modified alumina adsorbent with enhanced defluoridation property: Kinetics, isotherm study and applicability on industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, n. October 2018, p. 868- 882, 2019.

MULLICK, A.; NEOGI, S. Ultrasound assisted synthesis of Mg-Mn-Zr impregnated activated carbon for effective fluoride adsorption from water. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 50, n. September 2018, p. 126-137, 2019.

PATEL, S.C. *et al.* Fluoride contamination of groundwater in parts of eastern India and a preliminary experimental study of fluoride adsorption by natural haematite iron ore and synthetic magnetite. **Environmental Earth Sciences**, v. 72, n. 6, p. 2.033-2.049, 2014.

SURIYARAJ, S. P.; SELVAKUMAR, R. Advances in nanomaterial based approaches for enhanced fluoride and nitrate removal from contaminated water. **RSC Advances**, v. 6, n. 13, p. 10.565-10.583, 2016.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Water Treatment Technology Feasibility Support Document for Chemical Contaminants; In Support of EPA Six-Year Review of National Primary Drinking Water Regulations. EPA 815-R-03-004. 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Guidelines for Drinking Water Quality, 2^o. **Health Criteria and Supporting Information Recommendations**. Geneva: 1993.

ZANELLA, O.; TESSARO, I.; FÉRIS, L. Nitrate sorption on activated carbon modified with CaCl₂: Equilibrium, isotherms and kinetics. **Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly**, v. 21, n. 1-1, p. 23-33, 2015.

A influência do pH na biorremocão de Cr(III) por uma bactéria isolada da macrófita *Hymenachne grumosa*

BUNDE, Dienifer Aline Braun¹, DA CUNHA, Amanda Garcia²,
DE HOLANDA, Jéssica da Rocha Alencar Bezerra³,
PINHEIRO, Caroline Menezes⁴, ANDREAZZA, Robson⁵

¹ Universidade Federal de Pelotas (dieniferbbunde@gmail.com)

² Universidade Federal de Pelotas (amandagarciadc@gmail.com)

³ Universidade Federal de Pelotas (jessica.rocha@ifpi.edu.br)

⁴ Universidade Federal de Pelotas (carolsmnz3@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Pelotas (robsonandrezza@yahoo.com.br)

Resumo: Todas as formas de cromo, que têm liberação por ações antropogênicas, podem se tornar tóxicas em concentrações elevadas e/ou exposição prolongada. A biorremediação é uma alternativa de tratamento de ambientes contaminados com cromo que pode ser realizada por meio do isolamento de micro-organismos resistentes, que possuem capacidade de remover ou de reduzir a concentração de metais pesados no ambiente. O objetivo deste trabalho é estudar a influência do pH da solução na biorremocão de Cr(III) por meio de uma bactéria isolada da rizosfera da macrófita aquática *Hymenachne grumosa*, a fim de avaliar seu potencial de biorremediação diante da variabilidade das condições ambientais. O isolado foi testado em diferentes faixas de pH do meio de cultura (pH 4,0, 5,0, 6,0, 7,0 e 8,0) com o propósito de avaliar sua capacidade de adaptação e identificar o pH ideal que proporciona maior biorremocão de cromo. Sendo assim, os resultados demonstraram que a biorremocão de cromo foi favorecida na faixa de pH 6,0, pH 7,0 e pH 8,0. No entanto, o isolado apresentou maior desenvolvimento de crescimento celular em pH 7,0, tal qual para biorremocão de cromo, configurando um total de 22,38 mgL⁻¹ (44,8%) do meio de cultura suplementado com 50 mgL⁻¹ de Cr(III). Dessa forma, o isolado apresenta grande potencial biorremediador de ambientes contaminados com cromo devido à sua capacidade de adaptação diante da variação de pH. Em face disso, a bactéria pode ser empregada para biorremediação de ambientes contaminados com cromo em biorreatores simples ou até mesmo *in situ*.

Palavras-chave: Metais pesados. Ambientes contaminados. Biorremediação.

Área Temática: Tecnologias ambientais.

The influence of pH in the bioremoval of Cr(III) by a isolated bacteria from *Hymenachne grumosa* macrophyte

Abstract: All chromium forms released by anthropogenic actions can become toxic at high concentrations and/or prolonged exposure. Bioremediation is an alternative for treatment of chrome contaminated environments that can be done by isolating resistant microorganisms which have the capacity of remove or reduce the concentration of heavy metals on the environment. The purpose of this work was to study the influence of the solution's pH on Cr(III) bioremoval by bacteria isolated from rhizosphere of *Hymenachne grumosa* aquatic macrophyte, in order to evaluate its adaptation potential and identify the optimal pH, that provides the greatest chromium bioremoval capacity. The isolate was tested at different pH ranges (pH 4.0, 5.0, 6.0, 7.0 and 8.0) of the growth medium, with purpose to evaluate its adaptation capacity and identify the pH optimal that provides the greatest bioremoval of chromium. Therefore, the results demonstrated that chromium bioremoval was favored in the pH range of 6.0, 7.0 and 8.0. However, the isolate showed higher cell growth development at pH 7.0, as well for bioremoval of chromium, setting up

a total of 22.38 mgL⁻¹ (44.8%) of the growth medium supplemented with 50 mgL⁻¹ of Cr(III). Consequently, the isolate has a great potential bioremediator of chromium contaminated environments due its adaptation capacity in the face of pH variation. Before that, the bacteria can be used for bioremediation of chromium contaminated environments in simple bioreactors or even *in situ*.

Keywords: Heavy metals. Contaminated environment. Bioremediation.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

O comprometimento da qualidade dos recursos naturais acentuou-se principalmente com o crescimento acelerado da urbanização e com a expansão das atividades industriais e agrícolas (LESTAN; LUO; LI, 2008).

Grande parte dos metais é de micronutrientes essenciais para a saúde humana quando ingeridos em determinados níveis. Entretanto, outros podem ser considerados tóxicos ao organismo dependendo de sua concentração, podendo acarretar sintomas de toxicidade aguda ou crônica (LINDINO *et al.*, 2008). Atividades antrópicas intensivas podem provocar o aumento da concentração de metais pesados no ambiente. Alguns exemplos de fontes antropogênicas que acarretam sua presença na água e no solo em altas concentrações são a mineração e o beneficiamento de metais, aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes, disposição de lodos de esgotos urbanos e industriais sem tratamento prévio e adequado, queima de combustíveis fósseis, águas residuárias e resíduos de indústrias de beneficiamento químico (ALLEONI; BORBA; CAMARGO, 2005).

O cromo (Cr) é um metal pesado considerado importante ambiental e geologicamente, entretanto sua toxicidade é variável e depende do estado oxidativo no qual se encontra. O Cr atua como um elemento-traço essencial para realizar funções biológicas no corpo humano, como a manutenção do metabolismo normal dos carboidratos e lipídios (GELONEZE NETO, 2013). No entanto, é tóxico em altas concentrações tanto para animais quanto para humanos (AHARCHAOU *et al.*, 2018).

O cromo hexavalente (Cr(VI)) é cem vezes mais tóxico e mil vezes mais mutagênico que o cromo trivalente (Cr(III)) (SAMANTARAY; MOHAPATRA; MISHRA, 2014). O Cr(VI) é altamente solúvel em água e móvel no ecossistema, enquanto o Cr(III) é relativamente imóvel e insolúvel em água (BAJGAI; GEORGIEVA; LAZAROVA, 2012). Ainda que se saiba que o Cr(VI) é mais tóxico, a exposição prolongada ao cromo trivalente também pode causar alergias na pele e câncer em humanos (SOUZA *et al.*, 2012).

A biorremediação é um mecanismo que utiliza tecnologicamente organismos vivos (plantas ou micro-organismos) com o intuito de remover ou reduzir poluentes no ambiente. Essa alternativa ecológica é principalmente aplicada na remediação de ambientes contaminados com metais tóxicos e/ou moléculas orgânicas dificilmente degradáveis (GAYLARD; BELLINASSO; MANFIO, 2005), consistindo em um processo biotecnológico no qual se utiliza o metabolismo de micro-organismos visando a reduzir a concentração de poluentes a níveis aceitáveis, transformando-os em compostos de baixa toxicidade (YAKUBU, 2007). Dessa forma, é possível realizar a seleção de micro-organismos resistentes a essas condições e eficazes na remoção de cromo com o intuito de remover o metal pesado ou estabilizar as áreas contaminadas (ANDREAZZA *et al.*, 2010).

Os micro-organismos realizam a descontaminação de metais por diferentes mecanismos: através da excreção de substâncias que provocam a precipitação de metais sob uma forma insolúvel (biomineralização); a internalização de íons metálicos por processos de transporte ativo (bioacumulação ou biossorção); adsorção passiva de íons metálicos na superfície celular (adsorção) (SILVA; SOUZA, 2017).

O pH da solução é um dos parâmetros químicos mais importantes para determinar a eficiência de remoção dos metais pesados do ambiente, pois a especiação do metal e a carga dos sítios ativos presentes na superfície da biomassa são diretamente influenciados pelo pH.

Em virtude dos aspectos mencionados, determinar as melhores condições de desenvolvimento e biorremoção de cromo por meio de micro-organismos proporciona a eficácia e a otimização do processo de biorremediação de áreas contaminadas. Dessa forma, o presente trabalho tem como objetivo estudar a influência do pH da solução na biorremoção de Cr(III) por meio de uma bactéria isolada da rizosfera da macrófita aquática *Hymenachne grumosa*, a fim de avaliar seu potencial de biorremediação diante da variabilidade das condições ambientais, como alternativa para recuperação de áreas contaminadas com cromo.

2 Metodologia

As análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental (LQA) e Tratamento de Água e Efluentes da Universidade Federal de Pelotas.

Preparou-se, previamente, uma solução-estoque de cromo, com Cloreto de Cr(III) hexahidratado ($\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), obtendo-se a concentração de 1000 mgL^{-1} de Cr(III). A partir dessa solução, foram preparados os meios e soluções suplementados com 50 mgL^{-1} de Cr(III) utilizados no trabalho.

Em estudo realizado por Demarco (2016), tratando-se da seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, Município de Pelotas – RS, a espécie *Hymenachne grumosa* foi identificada como uma planta resistente por se desenvolver em ambiente contendo metais pesados, entre eles o cromo, e que apresenta alta disponibilidade e crescimento natural no local, assim se destacando com potencial para biorremediação.

Desse modo, foi realizada a coleta da macrófita *H. grumosa* no canal Santa Bárbara, às margens da Avenida Presidente João Goulart, em Pelotas – RS, na posição geográfica de $31^{\circ}45'43''$ de latitude sul e $52^{\circ}21'00''$ de longitude oeste.

Após a coleta da macrófita, foi realizado o corte estéril de 3 a 5 cm da raiz, que foi colocada em solução salina estéril (NaCl 0,85%) na proporção de 100 mL de solução para 1g de raiz, sob agitação magnética durante 30 minutos. A partir da solução obtida da raiz, retiraram-se 100 μL para a realização da diluição seriada de 10^{-1} a 10^{-5} , de modo a transferir sucessivamente 100 μL da suspensão de cada diluição para microtubos de 1,5 mL previamente esterilizados contendo 900 μL de solução salina estéril (NaCl 0,85%). Para cada diluição retiraram-se alíquotas de 100 μL , conteúdo disposto em placas de Petri em triplicata, devidamente identificadas conforme a diluição, contendo Ágar Nutriente, concentração de 50 mg.L^{-1} de Cr(III) e pH 7. Por fim, as placas de Petri foram incubadas em estufa a 30°C durante 24 horas.

Após o tempo de incubação, foram selecionadas colônias morfologicamente distintas. Com o auxílio de uma alça de platina, a colônia selecionada foi semeada em placas de Petri por meio do método de estrias múltiplas para isolamento, em movimentos do tipo Zig-Zag.

A bactéria selecionada para o estudo foi identificada de acordo com as iniciais da macrófita, como HG, até que seja realizada a identificação da espécie bacteriana em estudos posteriores.

Inicialmente, preparou-se o inóculo em tubo de ensaio contendo 10 mL de meio de cultura líquido estéril composto por 13 gL^{-1} de caldo nutriente suplementado com 50 mgL^{-1} de Cr(III). A solução foi ajustada para pH 7. A colônia selecionada foi inoculada no tubo de ensaio. A partir desse inóculo, foi retirada uma alíquota de 100 μL , inoculando em cada unidade experimental (tubos

de ensaio de 15 mL). Os inóculos foram realizados em duplicata e postos sob incubação por 24 horas a 30°C. A densidade óptica do inóculo foi medida por meio de espectrofotômetro UV-VIS marca Kasuaki IL-592 sob o comprimento de onda de 600 nm e a contagem de unidades formadoras de colônias foi realizada em duplicata por meio de diluição seriada, obtendo $DO_{600} = 0,204$ e $UFC = 4,349 \log C/mL$. Em seguida, o isolado foi testado quanto à variação de pH do meio de cultura, em pH 4,0, 5,0, 6,0, 7,0 e 8,0. O ajuste do pH foi realizado por meio da adição de soluções previamente preparadas de NaOH 1M e HCl 1M.

A determinação da biorremocão total de cromo foi realizada por meio de Espectroscopia de Absorção Atômica (AA) por chama em equipamento modelo AAnalyst 200 Perkin Elmer. O isolado foi inoculado em microtubos em duplicata contendo caldo nutriente suplementado com 50 mg.L^{-1} de Cr(III). Após o período de incubação (24 horas a 30°C) esse foi submetido a centrifugação por 15 minutos a $5.000 \times g$. Em seguida, o sobrenadante foi coletado e armazenado em frasco estéril, diluído a 10%.

Os resultados foram tratados por meio de estatística descritiva (média, desvio padrão e erro padrão) e mediante o módulo de Análise de Variância (Anova) do programa *a* por meio do teste de diferença de médias (Tukey) com nível de significância de 5%.

3 Resultados

O isolado foi testado em diferentes faixas de pH do meio de cultura (pH 4,0, 5,0, 6,0, 7,0 e 8,0) com o propósito de avaliar sua adaptação diante da variabilidade e identificar o pH ideal que proporciona maior biorremocão de cromo.

Sendo assim, de acordo com a Tabela 1, pode-se observar que a biorremocão foi favorecida na faixa de pH 6,0, pH 7,0 e pH 8,0, configurando um total de $19,79 \text{ mgL}^{-1}$ (39,6%), $22,38 \text{ mgL}^{-1}$ (44,8%) e $15,11 \text{ mgL}^{-1}$ (30,2%) respectivamente. Sobretudo, o isolado apresentou maior desenvolvimento de crescimento celular em pH 7,0, tal qual para biorremocão de cromo.

Tabela 1 – Densidade óptica (DO₆₀₀) e biorremocão de Cr(III) pelo isolado em função do pH.

A influência do pH na densidade óptica e biorremocão pelo isolado					
Biomassa (DO ₆₀₀)	pH 4	pH 5	pH 6	pH 7	pH 8
	0,097 ± 0,002 b	0,043 ± 0,001 c	0,084 ± 0,004 bc	0,182 ± 0,022 a	0,165 ± 0,004 a
Biorremocão (mg L ⁻¹)	2,305 ± 0,134 e	6,775 ± 0,431 d	19,790 ± 0,467 b	22,385 ± 0,728 a	15,110 ± 0,113 c

Fonte: Os autores.

Os micro-organismos desenvolvem diversos mecanismos de resistência a elevadas concentrações de cromo, como a exclusão por barreiras de permeabilidade, exclusão por transporte ativo, sequestro intracelular de proteínas de ligação da célula, sequestro extracelular e desintoxificação por meio da modificação química do metal de formas tóxicas para não tóxicas (SAMANTARAY; MOHAPATRA; MISHRA, 2014).

O pH influencia diretamente a competição entre os íons do metal e os íons H⁺ presentes em solução pelos sítios ativos da superfície da biomassa bacteriana, uma vez que a associação e a dissociação de grupos funcionais presentes ocorrem em vista do pH. Em baixos valores de pH, a maioria dos grupos carboxila não dissocia e, conseqüentemente, não se une aos íons metálicos em solução. Quando a faixa de pH aumenta, há a presença de uma maior quantidade de grupos funcionais carboxila, de forma que suas cargas negativas atraem íons de carga positiva (PINO; TOREM, 2011).

Em estudo realizado por Conceição *et al.* (2007), visando à avaliação da redução de cromo hexavalente por bactérias isoladas de um solo contaminado com cromo, 20 isolados foram testados diante das variáveis ambientais como pH, concentração do metal e temperatura. Observou-se que, na faixa de pH de 5,0 a 9,0, o isolado apresentou capacidade de redução de 100% do Cr(VI) presente no meio de cultura. Semelhantemente aos resultados demonstrados no presente estudo, a atividade ótima de redução do Cr(VI) efetuada pelo isolado ocorreu em pH 7,0 e 8,0.

4 Conclusão

Em virtude dos aspectos observados, foi possível concluir que a bactéria obtida por meio do isolamento de micro-organismos da rizosfera da macrófita fitorremediadora *H. grumosa* constitui grande potencial biorremediador de ambientes contaminados com cromo, demonstrando elevada capacidade de adaptação e desenvolvimento diante da variação de pH.

A atividade ótima foi constatada em pH 7,0, a que melhor se aproxima das condições aquáticas antrópicas, resultando num total de biorremoção de 22,38 mgL⁻¹ (44,8%) do meio de cultura suplementado com 50 mgL⁻¹ de Cr(III).

Dado o exposto, esse isolado pode ser empregado para biorremediação de ambientes contaminados com cromo em biorreatores simples ou até mesmo *in situ*.

Entretanto, muitos aspectos sobre as interações entre o metal e a biomassa bacteriana permanecem desconhecidos. Diante disso, são necessários estudos futuros que visem à sua aplicação em processos de biorremediação. Sendo assim, torna-se importante a identificação da espécie bacteriana para a melhor compreensão dos aspectos envolvidos na biorremoção de cromo. O estudo das variáveis ambientais ideais como concentração do metal e temperatura também devem ser analisados com o propósito de verificar o desenvolvimento do isolado e, conseqüentemente, a capacidade de biorremoção de cromo.

Referências

AHARCHAOU, Imad; PY, Jean-Sébastien; CAMBIER, Sébastien; LOIZEAU, Jean-Luc; CORNELIS, Geert; ROUSSELLE, Philippe. BATTAGLIA, Eric; VIGNATI, Davide. Chromium hazard and risk assessment: New insights from a detailed speciation study in a standard test medium. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 37, n. 4, p. 983-992, 2018.

ALLEONI, L. R. F.; BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A. Metais pesados: da cosmogênese aos solos brasileiros. **Tópicos em Ciências do Solo**, v. 4, p. 1-42, 2005.

ANDREAZZA, Robson *et al.* Characterization of copper biosorption and bioreduction by copper resistant bacteria isolated from a vineyard soil. In: **PROCEEDINGS OF THE 19TH WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE: SOIL SOLUTIONS FOR A CHANGING WORLD**, Brisbane, 2010. Symposium 2.3. 1 The soil-root interface. International Union of Soil Sciences (IUSS), c/o Institut für Bodenforschung, Universität für Bodenkultur, 2010. p. 27-30.

BAJGAI, Ram Chandra; GEORGIEVA, Nelly; LAZAROVA, Nevena yeast *Trichosporon cutaneum* R57. **Journal of Biology**, v. 2, n. 2, p. B70-B75, 2012.

CONCEIÇÃO, Daniele; JACQUES, Rodrigo; BENTO, Fatima; SIMONETTI, Amauri; SELBACH, Pedro; CAMARGO, Flavio. Redução de cromo hexavalente por bactérias isoladas de solos contaminados com cromo. **Ciência Rural**, v. 37, n. 6, p. 1.661-1.667, 2007.

SILVA, Camila Fernandez da; SOUZA, Cleide Barbieri de. Protótipo para isolar bactérias biorremediadoras de águas com metais pesados na Baixada Santista. **UNILUS Ensino e Pesquisa**, v. 14, n. 34, p. 44-58, 2017.

DEMARCO, Carolina Faccio. **Seleção de macrófitas aquáticas com potencial de fitorremediação no arroio Santa Bárbara, município de Pelotas/RS**. 2016. 55 f. Trabalho de Conclusão de curso (Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária) – Centro de Engenharias da Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2016.

SOUZA, João Valdir Tadioto Miranda de; MASSOCATTO, Cristina Lorena; DINIZ, Kristiany Moreira; TARLEY, César Ricardo Teixeira; CAETANO, Josiane. DRAGUNSKI, Douglas Cardoso. **Adsorção de cromo (III) por resíduos de laranja in natura e quimicamente modificados**. 2012.

GAYLARD, Christine Claire; BELLINASSO, Maria de Lourdes; MANFIO, Gilson Paulo. Biorremediação. **Biociência & Desenvolvimento**, v. 34, p. 36-43, 2005.

LESTAN, Domen; LUO, Chun-ling; LI, Xiang-dong. The use of chelating agents in the remediation of metal-contaminated soils: a review. **Environmental pollution**, v. 153, n. 1, p. 3-13, 2008.

LINDINO, Cleber Antonio; GONÇALVES JÚNIOR, Affonso Celso; SCHREINER, Gracilene Gisele Orth; SCHREINER, Jackson Spohr; DE FARINA, Luciana Oliveira. Determinação de metais em corantes alimentícios artificiais. **Acta Scientiarum Technology**, v. 30, n. 1, p. 93-98, 2008.

GELONEZE NETO, Bruno. **O papel dos oligoelementos zinco e cromo**. 2013.

PINO, G. H.; TOREM, M. L. Aspectos fundamentais da bioadsorção de metais não ferrosos – estudo de caso. **Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração**, São Paulo, v. 8, n. 1, 2011.

SAMANTARAY, Deviprasad; MOHAPATRA, Swati; MISHRA, Bibhuti Bhusan. Microbial bioremediation of industrial effluents. **Microbial Biodegradation and Bioremediation**. São Paulo: Elsevier, 2014. p. 325-339.

YAKUBU, M. B. Biological approach to oil spills remediation in the soil. **African Journal of Biotechnology**, Nigeria, v. 6, n. 24, p. 2.735-2.739, 2007.

Avaliação do Ponto de Carga Zero da Alumina Ativada Modificada com Cloreto de Zinco Via Ultrassom para Desfluoretação de Águas

Nátalie de Paula¹, Renata Segatto Pigatto², Manoel Maraschin³,
Keila Fernanda Hedlund Ferrari⁴, Elvis Carissimi⁵

¹ Universidade Federal de Santa Maria (eng.nataliedepaula@gmail.com)

² Universidade Federal de Santa Maria (renata.pigatto@hotmail.com)

³ Universidade Federal de Santa Maria (maraschinmanoel@gmail.com)

⁴ Universidade Federal de Santa Maria (keilahedlund@gmail.com)

⁵ Universidade Federal de Santa Maria (ecarissimi@gmail.com)

Resumo: A concentração de íons fluoreto, nas águas utilizadas para abastecimento, é um importante parâmetro para a saúde humana. Visando à remoção do excesso desses íons das águas, vários métodos de tratamento são estudados, testados e utilizados ao redor do mundo. Dentre esses métodos, é dado destaque à adsorção. Todavia, para o desenvolvimento de estudos relacionados com essa operação unitária, é fundamental a caracterização dos materiais adsorventes utilizados. Assim, este estudo tem como objetivo avaliar o ponto de carga zero de um material adsorvente preparado a partir da alumina ativada comercial via síntese assistida por ultrassom com cloreto de zinco anidro ($ZnCl_2$). Para fins de comparação, o mesmo estudo foi realizado com alumina ativada comercial. O ponto de carga zero (pH_{PZC}) obtido para a alumina ativada comercial em pó sem modificação química (AACP) foi de 7,49 e da alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro (AA- $ZnCl_2$), foi de 6,99.

Palavras-chave: Desfluoretação. Adsorção. Ponto de Carga Zero. Área. **Temática:** Tecnologias ambientais.

Zero Point Charge Evaluation of Activated Alumina Modified with $ZnCl_2$ via Ultrasound-Assisted Synthesis for Water Defluoridation

Abstract: Fluoride concentration in drinking water is an important parameter for human health. In order to remove excess of these ions from water, several treatment methods are studied, tested and used around the world. Among these methods, adsorption is highlighted. However, for the development of studies related to this unit operation, it is essential to characterize the adsorbent used. Thus, this study aimed to evaluate the zero point charge of an adsorbent material prepared through activated alumina modified with $ZnCl_2$ via ultrasound-assisted synthesis. For comparison purposes the same study was performed with commercial activated alumina. The zero point charge (pH_{PZC}) obtained for activated alumina (AACP) was 7.49 and activated alumina-based adsorbent modified with $ZnCl_2$ via ultrasound-assisted synthesis (AA- $ZnCl_2$), 6.99.

Keywords: Defluoridation. Adsorption. Zero Point Charge.

Theme Area: Environmental technologies.

1 Introdução

Em todo o mundo, menos de 1% das águas estão dentro dos padrões internacionais de potabilidade devido a diferentes tipos de contaminação (SINGH

et al., 2018). Dentre esses, destacam-se os íons fluoreto (F^-). A presença desses íons nas águas subterrâneas foi identificada como um problema crítico em vários países, porque a concentração de fluoreto nas águas de abastecimento público é um fator importante para a saúde humana (DEHGHANI *et al.*, 2016; SINGH *et al.*, 2018). Da mesma maneira que o fluoreto ajuda a prevenir a deterioração dental e cáries, ele também pode causar efeitos nocivos à saúde.

O consumo de água com elevadas concentrações de fluoreto (maiores que $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$), por um duradouro período de tempo, principalmente nos estágios iniciais do desenvolvimento humano e de animais, pode resultar em fluorose dental e óssea, assim como osteoporose e problemas sérios nos rins, pulmões, fígado, músculos, nervos, entre outros (BARATHI; KUMAR; RAJESH, 2019; DHAWANE *et al.*, 2018). Por essas razões, o excesso de íons fluoreto em águas utilizadas para consumo torna-se um problema de saúde pública (SINGH *et al.*, 2018), sendo necessário desenvolver tecnologias capazes de removê-lo eficientemente.

Em comparação com outras técnicas, a adsorção é considerada a melhor alternativa para a desfluoretação das águas devido à sua simplicidade, eficiência e custo (CRAIG; STILLINGS; DECKER, 2017; KUMARI; BEHERA; MEIKAP, 2019). Dentre outros fatores, a eficiência dessa operação está diretamente relacionada com o material adsorvente que será utilizado (FAN; PARKER; SMITH, 2003). Nos últimos anos, vários materiais têm sido avaliados para a remoção de íons fluoreto das águas, dentre eles destaca-se a alumina ativada (CRAIG; STILLINGS; DECKER, 2017; YADAV *et al.*, 2018).

A alumina ativada é o adsorvente mais amplamente utilizado para esse fim, entretanto sua aplicação é limitada pela baixa capacidade de adsorção em pH neutro, fraca cinética de adsorção e dificuldades de regeneração (GONG *et al.*, 2012). Assim, com a intenção de resolver essas limitações, novos adsorventes que apresentem, simultaneamente, um baixo custo, alta eficiência para a remoção de F^- , e a possibilidade de utilização em vários ciclos de adsorção e regeneração, têm sido estudados (AZARI *et al.*, 2015; LIN; LIU; CHEN, 2016).

Em adição, o pH da solução é outro parâmetro importante no processo de adsorção, pois pode interferir na carga superficial do adsorvente e no grau de ionização dos íons fluoreto (SIVARAJASEKAR *et al.*, 2017). Alguns adsorventes têm um bom comportamento em meios ácidos, outros apresentam melhor desempenho em pH neutro, e certos adsorventes funcionam bem em uma ampla

faixa de pH. Isso pode ser explicado pela alteração na carga superficial do material (YADAV *et al.*, 2018).

O ponto de carga zero (pHpzc) do adsorvente ajuda a entender por que o pH do meio pode favorecer o processo de adsorção. O pHpzc representa o pH no qual a carga superficial do adsorvente é neutra. Quando o pH da solução é menor que o pHpzc, a superfície adsorvente é carregada positivamente, o que beneficia a adsorção de espécies com carga negativa, tais como o fluoreto. No entanto, quando o pH da solução é maior que o pHpzc, a superfície do adsorvente é carregada negativamente. Assim, é aceitável que a adsorção máxima de fluoreto ocorra a pH menor do que o ponto de carga zero (KUMARI; BEHERA; MEIKAP, 2019; TANGSIR *et al.*, 2016).

Dessa forma o estudo do ponto de carga zero de um material adsorvente é fundamental para orientar estudos posteriores de cinética, equilíbrio e termodinâmica de adsorção. Esse tipo de caracterização do material pode ser realizado através de diferentes metodologias. Neste estudo, será dado destaque ao chamado “experimento dos 11 pontos”.

2 Metodologia

O processo de modificação da alumina ativada, via síntese assistida por ultrassom, foi proposto para aplicação na remoção de fluoreto por adsorção. Para isso foi preparado um material adsorvente a partir da alumina ativada comercial disponibilizada pela empresa Celta Brasil e do cloreto de zinco anidro ($ZnCl_2$). Foram pesados 5,0g deste sal e dissolvido em 20 mL de água destilada. Após, foram acrescentados 10,0g de alumina ativada previamente macerada e peneirada (60 mesh) na solução. A mistura foi deixada em banho ultrassônico a 65°C até completa evaporação da água, durante 3,5h. Posteriormente, as amostras foram calcinadas a 220°C por 1h, com rampa de aquecimento de 10°C min⁻¹, em forno (EDG, modelo F3000). Por fim, a amostra foi lavada com água destilada quatro vezes, e a fase sólida foi secada em estufa a 105°C por 12h. Após a secagem, o material foi novamente macerado e peneirado (60 mesh).

O ponto de carga zero (pHPZC) da alumina ativada comercial em pó sem modificação química (AACP) e o da alumina ativada modificada com cloreto de zinco anidro (AA-ZnCl₂) foram obtidos com base no chamado “experimento dos 11 pontos” (ZANELLA; TESSARO; FÉRIS, 2015). O procedimento consiste em adicionar 50mg do material adsorvente em 50 mL de água destilada sob 11

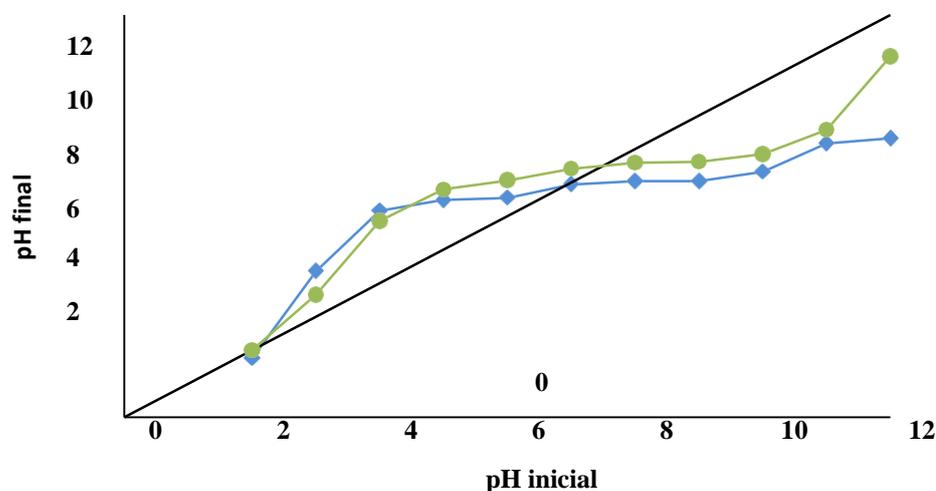
condições de pH inicial, que foram: pH 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11 e 12. O pH foi ajustado com soluções de HCl ou NaOH 0,1 mol L⁻¹.

A mistura foi mantida sob agitação de, aproximadamente, 100 rpm por 24 horas em temperatura ambiente. Após esse período, o pH final foi mensurado e anotado. Para obtenção do pH_{PZC} os resultados devem ser plotados num gráfico pH final *versus* pH inicial. O ponto de carga zero corresponde ao valor em que o pH final mantém-se constante, independentemente do pH inicial, ou seja, quando a superfície comporta-se como um tampão.

3 Resultados e discussão

Analisando os valores de pH finais obtidos para a alumina ativada comercial em pó e para a alumina ativada modificada com ZnCl₂, apresentados no Gráfico 1, observa-se que ocorreu uma tendência de redução do pH final da AA-ZnCl₂ em relação ao pH final da AACP. Como consequência, o pH_{PZC} obtido para a AACP (7,49) foi superior ao obtido para a AA-ZnCl₂ (6,99).

Gráfico 1 – Ponto de carga zero da alumina ativada comercial em pó sem modificação química e da alumina ativada modificada com ZnCl₂



Fonte: Os autores.

4 Conclusão

O resultado do pH_{PZC} implica que a carga superficial e a acidez/basicidade da superfície variam com o tipo de alumina. Sendo assim, a determinação do pH_{PZC} é uma etapa muito importante no estudo da adsorção de fluoreto. Para valores de pH abaixo do pH_{PZC}, a superfície é carregada positivamente, e a

adsorção de F^- é favorável, ocorrendo pela força de atração eletrostática. Para valores de pH acima do pH_{PZC} é esperado que o excesso de íons OH^- neutralize a carga positiva da superfície e reduza a capacidade de adsorção. Ao mesmo tempo, a presença excessiva de íons OH^- compete com os íons F^- pelos sítios ativos. Nessa faixa de pH, a adsorção, provavelmente, ocorre pelo processo de troca iônica.

Referências

- AZARI, A. *et al.* Iron-silver oxide nanoadsorbent synthesized by co-precipitation process for fluoride removal from aqueous solution and its adsorption mechanism. **RSC Advances**, v. 5, n. 106, p. 87.377-87.391, 2015.
- BARATHI, M.; KUMAR, A. S. K.; RAJESH, N. Impact of fluoride in potable water: an outlook on the existing defluoridation strategies and the road ahead. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 387, p. 121-128, 2019.
- CRAIG, L.; STILLINGS, L. L.; DECKER, D. L. Assessing changes in the physico-chemical properties and fluoride adsorption capacity of activated alumina under varied conditions. **Applied Geochemistry**, v. 76, p. 112-123, 2017.
- DEHGHANI, M. H. *et al.* Adsorptive removal of fluoride from aqueous solution using single- and multi-walled carbon nanotubes. **Journal of Molecular Liquids**, v. 216, p. 401-410, 2016.
- DHAWANE, S. H. *et al.* Insight into Optimization, Isotherm, Kinetics and Thermodynamics of Fluoride Adsorption onto Activated Alumina. v. 37, n. 2, 2018.
- FAN, X.; PARKER, D. J.; SMITH, M. D. Adsorption kinetics of fluoride on low cost materials. **Water Research**, v. 37, p. 4.929-4.937, 2003.
- GONG, W.-X. *et al.* Adsorption of fluoride onto different types of aluminas. **Chemical Engineering Journal**, v. 189-190, p. 126-133, 2012.
- KUMARI, U.; BEHERA, S. K.; MEIKAP, B. C. A novel acid modified alumina adsorbent with enhanced defluoridation property: Kinetics, isotherm study and applicability on industrial wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 365, n. July 2018, p. 868-882, 2019.
- LIN, K. Y. A.; LIU, Y. T.; CHEN, S. Y. Adsorption of fluoride to $UiO-66-NH_2$ in water: Stability, kinetic, isotherm and thermodynamic studies. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 461, p. 79-87, 2016.
- SINGH, N. B. *et al.* Water purification by using adsorbents: a review. **Environmental Technology and Innovation**, v. 11, p. 187-240, 2018.
- SIVARAJASEKAR, N. *et al.* Defluoridation of water using adsorbents: a concise review. **Journal of Environmental & Biotechnology Research**, v. 6, n. 1, p. 186-198, 2017.
- TANGSIR, S. *et al.* Water defluoridation using Al_2O_3 nanoparticles synthesized by flame spray pyrolysis (FSP) method. **Chemical Engineering Journal**, v. 288, p. 198-206, 2016.

YADAV, K. K. *et al.* A review of emerging adsorbents and current demand for defluoridation of water: Bright future in water sustainability. **Environment International**, v. 111, p. 80-108, 2018.

ZANELLA, O.; TESSARO, I. C.; FÉRIS, L. A. Nitrate sorption on activated carbon modified with CaCl_2 : equilibrium , isotherms and kinetics. **Chemical Industry & Chemical Engineering Quarterly**, v. 21, n. 1, p. 23-33, 2015.

Sobre os autores

Vania Elisabete Schneider

Graduada em Licenciatura Plena e Bacharelado em Biologia pela Universidade de Caxias do Sul (1989); Especialista em Metodologia da Pesquisa e do Ensino Superior – Área de Concentração: Educação Ambiental (1990) pela UCS; Mestre em Engenharia Civil – Área de Concentração – Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Estadual de Campinas (1994); Doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (2005). Professora Titular e Diretora do Instituto de Saneamento Ambiental da Universidade de Caxias do Sul; revisora dos periódicos: Revista Panamericana de Salud Pública, Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, Revista Biociências; Parecerista ad hoc da Universidade Severino Sombra; Consultor ad hoc da Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do MS; Membro do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari Antas; Coordenadora Técnica do Congresso Internacional de Tecnologias Ambientais e Diretora da Fiema Brasil – Feira Internacional de Tecnologia para o Meio Ambiente; Membro da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental e representante desta junto a Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental / División de Residuos Sólidos (AIDIS/DIRSA). Atua principalmente nos cursos de graduação em Biologia, Engenharia Ambiental, Civil e Arquitetura nos temas: Resíduos Sólidos Urbanos, de Serviços de Saúde e da Construção Civil e Agrossilvopastoris; Gestão de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Pesquisadora junto aos programas de Pós-Graduação da Universidade de Caxias do Sul em Engenharia e Ciências Ambientais, Engenharia de Processos e Tecnologias, Direito Ambiental e Ensino de Ciências e Matemática.

Taison Anderson Bortolin

Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul. Especialista em Educação a distância pelo SENAC-RS. Especialista em Eficiência Energética pela Universidade Federal de Santa Maria. Mestre e Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Sofia Helena Zanella Carra

Graduada em Engenharia Ambiental pela Universidade de Caxias do Sul (2012). Mestre em Engenharia e Ciências Ambientais pela Universidade de Caxias do Sul (2015). MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pelo Instituto de Pós-Graduação – IPOG (2016). Aluna de doutorado (bolsista DAAD – Deutscher Akademischer Austauschdienst – doutorado pleno) – Humboldt-Universität zu Berlin. Projeto de doutorado desenvolvido junto ao Leibniz-Institut für Agrartechnik und Bioökonomie e.V. (ATB).



A Universidade de Caxias do Sul é uma Instituição Comunitária de Educação Superior (ICES), com atuação direta na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul. Tem como mantenedora a Fundação Universidade de Caxias do Sul, entidade jurídica de Direito Privado. É afiliada ao Consórcio das Universidades Comunitárias Gaúchas - COMUNG; à Associação Brasileira das Universidades Comunitárias - ABRUC; ao Conselho de Reitores das Universidades Brasileiras - CRUB; e ao Fórum das Instituições de Ensino Superior Gaúchas.

Criada em 1967, a UCS é a mais antiga Instituição de Ensino Superior da região e foi construída pelo esforço coletivo da comunidade.

Uma história de tradição

Em meio século de atividades, a UCS marcou a vida de mais de 100 mil pessoas, que contribuem com o seu conhecimento para o progresso da região e do país.

A universidade de hoje

A atuação da Universidade na atualidade também pode ser traduzida em números que ratificam uma trajetória comprometida com o desenvolvimento social.

Localizada na região nordeste do Rio Grande do Sul, a Universidade de Caxias do Sul faz parte da vida de uma região com mais de 1,2 milhão de pessoas.

Com ênfase no ensino de graduação e pós-graduação, a UCS responde pela formação de milhares de profissionais, que têm a possibilidade de aperfeiçoar sua formação nos programas de Pós-Graduação, Especializações, MBAs, Mestrados e Doutorados. Comprometida com excelência acadêmica, a UCS é uma instituição sintonizada com o seu tempo e projetada para além dele.

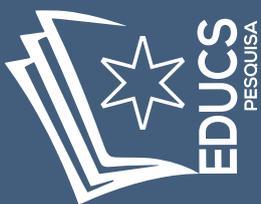
Como agente de promoção do desenvolvimento a UCS procura fomentar a cultura da inovação científica e tecnológica e do empreendedorismo, articulando as ações entre a academia e a sociedade.

A Editora da Universidade de Caxias do Sul

O papel da EDUCS, por tratar-se de uma editora acadêmica, é o compromisso com a produção e a difusão do conhecimento oriundo da pesquisa, do ensino e da extensão. Nos mais de 1000 títulos publicados é possível verificar a qualidade do conhecimento produzido e sua relevância para o desenvolvimento regional.



Conheça as possibilidades de formação e aperfeiçoamento vinculadas às áreas de conhecimento desta publicação acessando o QR Code:



ISBN 978-65-5807-117-4

