

REVISTA AIDIS



de Ingeniería
y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Vol. 18, No. 1
Abril 2025

<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>
DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2025.18.1>

ISSN 0718-378X

Editado por:



Tanques de macrófitas *Pontederia crassipes* para o tratamento de águas residuárias do açaí.

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Campus Capitão Poço, Pará Brasil.

Autor: Thaisa Pegoraro Comassetto.





ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Temática y alcance

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral coeditada por AIDIS y el Instituto de Ingeniería UNAM. Publica contribuciones originales de calidad y actualidad evaluadas por pares, dentro de su área de competencia. Se presentan trabajos que abarcan aspectos relacionados con el conocimiento científico y práctico, tanto tecnológico como de gestión, dentro del área de Ingeniería y Ciencias Ambientales en Latinoamérica.

El enfoque es multidisciplinario, buscando contribuir en forma directa a la generación de conocimiento, al desarrollo de tecnologías y a un mejor desempeño profesional. Entre los temas cubiertos por la revista están los siguientes: agua potable, calidad de agua, aguas residuales, residuos sólidos, energía, contaminación, reciclaje, cambio climático, salud ambiental, nuevas tecnologías, ética, educación, legislación y política ambiental, gestión ambiental, sostenibilidad y participación social, entre otros.

Cada edición muestra los trabajos que derivan del arbitraje académico estricto de carácter internacional. También se publican números especiales de temas particulares que fueron presentados en los diversos Congresos Interamericanos realizados por la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS) y que en forma adicional fueron sometidos al proceso de revisión interno de la revista.

Editor en Jefe

Dr. Germán Buitrón Méndez,
Instituto de Ingeniería, UNAM

ISSN

0718-378X

Entidad editora

Instituto de Ingeniería, UNAM
Ciudad Universitaria, Coyoacán, México D.F., C.P. 04360
Teléfono: (52) (55) 56-23-36-00; Fax: (52) (55)
56-16-28-94

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Administrador de la plataforma (OJS)

Biól. Blanca P. Gamboa Rocha
Instituto de Ingeniería, UNAM, México

Información Legal

La Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica es una publicación electrónica cuatrimestral, editada en el Instituto de Ingeniería, UNAM.

Contacto

revista_aidis@pumas.iingen.unam.mx (Principal)
revista.aidis@gmail.com

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

Directorio

Junta editorial

Dra. Rosa María Ramírez Zamora

Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM. México

Dr. Rolando Chamy Maggi

Presidente de AIDIS. Chile

Dr. Germán Buitrón Méndez

Editor en Jefe, Instituto de Ingeniería, UNAM. México

Consejo editorial

Dr. Adalberto Noyola Robles

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. André Bezerra dos Santos

Universidade Federal do Ceará, Brasil.

Prof. Cleverson V. Andreoli

Instituto Superior de Administração e Economia, FGV, Brasil.

Dr. Darcy Campani

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dr. David Jeison Núñez

Universidad de la Frontera, Chile.

Dr. Diógenes Hernández Espinoza

Universidad de Talca, Chile.

Dr. Eric Houbron

Universidad Veracruzana, México.

Prof. Eugenio Foresti

Universidade de São Paulo, Brasil.

Dra. Fabiana Passos

Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

Dr. Francisco Cervantes Carrillo

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dra. Gabriela Moeller Chávez

Universidad Politécnica de Morelos, México.

Dr. Germán Buitrón Méndez

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Dr. Iván Moreno Andrade

Instituto de Ingeniería, UNAM, México.

Prof. Léo Heller

Fundação Oswaldo Cruz, Brasil.

Dr. Manuel Salvador Rodríguez Susa

Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

Dr. Marcel Szanto Narea

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Prof. Marcelo Zaiat

Escola de Engenharia de São Carlos, Brasil.

Dra. Mirna Argueta Iria

Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo

Escuela Nacional de Estudios Superiores Juriquilla, UNAM, México.

Prof. Rafael Bastos

Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

Dr. Raúl Muñoz

Universidad de Valladolid, España.

Dr. Rolando Chamy Maggi

Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.

Dra. Sonia Arriaga

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, México.

Índice. Tabla de Contenido

Vol. 18, No. 1

Sección editorial. Información del número

Información legal y directorio

English abstracts

Artículos completos

1. Perspectivas de conversão de óleo residual em fontes de energia: uma revisão bibliográfica narrativa sobre características, produção, pirólise e bio-óleo
Perspectives on conversion of waste oil into energy sources: a narrative bibliographical review on characteristics, production, pyrolysis and bio-oil
Gabriela Aguiar Rezende, Marcelo Mendes Pedroza, Cláudia da Silva Aguiar Rezende, Germário Marcos Araújo, Joel Carlos Zukowski Junior 1-20
2. Geoprocessamento aplicado na identificação de áreas para implantação de aterro sanitário no Município de Tucuruí – PA
Geoprocessing applied in the identification of areas for implementation of sanitary landfill in the Municipality of Tucuruí – PA
Arthur Vilena Petronilio, Isabela de Aviz Lisboa, Thayson Assunção da Silva de Freitas, Raisa Rodrigues Neves 21-42
3. Uso do diagrama de coagulação como ferramenta para o estudo da remoção de Cryptosporidium spp. E Giardia spp. Em água para abastecimento
Use of the coagulation diagrams as a tool for studing the removal of Cryptosporidium sp.p e Giardia spp. in public water supply
Danielle Segóvia C. A. Pereira, Elizabeth R. Halfeld da Costa, Regina de Pinho Keller, Edumar Ramos 43-60
4. Índices de vulnerabilidade hídrica georreferenciados: uma revisão sistemática
Georeferenced water vulnerability indexes: a systematic review
Renan Rodrigues Campos da Silva, Jussara Ferreira-Santos, Celso Bandeira de Melo Ribeiro 61-77
5. Simulación del comportamiento de PM_{2.5} como efecto de actividades no esenciales dentro de espacios con poca ventilación
Simulation of PM_{2.5} behavior in low-ventilation spaces due to non-essential activities
José Antonio Martínez de Dios, Jesús Manuel Carrera Velueta, Elizabeth Magaña Villegas 78-93
6. Uso de polímeros orgánicos a base de mucilago de tuna (*Opuntia ficus indica*) para la remoción de tensoactivos en aguas residuales domésticas
*Use of organic polymers based on tuna mucilage (*Opuntia ficus indica*) for the removal of surfactants in domestic wastewater*
Anthony Jara, Diego Paredes, Carlos Enríquez 94-110

7. **Phosphate adsorption study employing a synthesized activated carbon derived from banana pseudostem**

Moisés de Souza Luz Faria, Rayra Millene Ribeiro Lima, Rita de Cássia Superbi de Sousa,
Alisson Carraro Borges

111-124

8. **Methane production from vivarium waste using ruminal fluid as inoculum**

Elvan Nascimento dos Santos Filho, Nadjane Leite dos Santos Telles,
Fernanda Santana Peiter, Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim

125-137

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PERSPECTIVAS DE CONVERSÃO DE ÓLEO RESIDUAL EM FONTES DE ENERGIA: UMA REVISÃO BIBLIOGRÁFICA NARRATIVA SOBRE CARACTERÍSTICAS, PRODUÇÃO, PIRÓLISE E BIO-ÓLEO

PERSPECTIVES ON CONVERSION OF WASTE OIL INTO ENERGY SOURCES: A NARRATIVE BIBLIOGRAPHICAL REVIEW ON CHARACTERISTICS, PRODUCTION, PYROLYSIS AND BIO-OIL

Recibido el 3 de febrero de 2024. Aceptado el 11 de octubre de 2024

Abstract

Seeking to reduce the environmental impacts caused by residual frying oil, various strategies are being investigated to convert this waste into a usable form of energy. The present work seeks to carry out a narrative bibliographic review on possibilities for converting waste oil into energy sources, emphasizing the study of its characteristics, production processes, the application of pyrolysis in this context and the subsequent use of bio-oil as a raw material renewable. For this study, the search keywords "residual frying oil", "pyrolysis" and "bio-oil" were used in search bases such as Science direct and google academic. The literature review offers a comprehensive and critical view of these topics, consolidating relevant information on the conversion of this waste into some type of energy source, from obtaining residual oil to the practical applications of bio-oil resulting from pyrolysis. Through this study and bibliographical survey, it is possible to verify the importance of correctly disposing of waste oil, in addition to the potential of the approaches discussed for the energy recovery of waste oil, as well as future directions for research in this promising field.

Keywords: sustainability, reuse, biofuel.

¹ Universidade Federal do Tocantins, Campus Palmas, Brasil.

² Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

*Autor correspondente: Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos Sustentabilidade Energética, Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins, Palmas –Tocantins, Brasil. 310 Sul, Av. LO 5, s/n -Plano Diretor Sul, Palmas –TO. CEP: 77021-090. Email: mendes@iftto.edu.br

Resumo

Buscando reduzir os impactos ambientais causados pelo óleo de fritura residual, diversas estratégias estão sendo investigadas para transformar esse resíduo em uma forma de energia utilizável. O presente trabalho tem como objetivo realizar uma revisão bibliográfica narrativa sobre possibilidades de conversão de óleo residual em fontes de energia, destacando o estudo de suas características, processos de produção, a aplicação da pirólise nesse contexto e o uso subsequente do bio-óleo como matéria-prima renovável. Para este estudo foram utilizadas as palavras-chave de busca “óleo de fritura residual”, “pirólise” e “bio-óleo” nas bases de busca como Science direct e google acadêmico. A revisão bibliográfica oferece uma visão abrangente e crítica desses temas, consolidando informações relevantes sobre a conversão deste resíduo em algum tipo de fonte de energia, desde a obtenção de óleo residual até as aplicações práticas do bio-óleo resultante da pirólise. Através destes estudo e levantamento bibliográfico é possível constatar a importância do descarte correto do óleo residual, além do potencial das abordagens discutidas para a valorização energética de óleo residual, bem como as direções futuras para pesquisa nesse campo promissor.

Palavras-chave: sustentabilidade, reutilização, biocombustível.

Introdução

A quantidade crescente de óleo residual proveniente do ramo alimentício, proveniente sobretudo das atividades industriais e domésticas, destaca-se como um desafio significativo para a gestão ambiental e a sustentabilidade (Li *et al.*, 2016). Com o aumento constante na produção e consumo de alimentos fritos, bem como a utilização extensiva de óleos em processos industriais, a problemática associada ao óleo residual tem se tornado uma preocupação ambiental global. O descarte inadequado desse resíduo acarreta em impactos adversos, como a contaminação do solo, água e ecossistemas, além de representar uma ameaça à saúde pública.

Esta revisão bibliográfica narrativa busca explorar as diversas possibilidades e desafios envolvidos no processo de pirólise deste resíduo, analisando as características do óleo residual, os princípios da pirólise e as aplicações potenciais do bio-óleo resultante, contribuindo assim para a consolidação do conhecimento e na implementação de soluções sustentáveis para a gestão do óleo residual.

Dentro desse contexto sobre as perspectivas de conversão de óleo residual em fontes de energia, a análise global dos 10 principais países que utilizam biocombustíveis emerge como um componente importante a ser citado. Essa visão ampla não apenas contextualiza a conversão de óleo residual dentro das discussões sobre energia sustentável, mas também demonstra o interesse acerca da pesquisa e reutilização de forma mais consciente do óleo residual de fritura por estes países destacados (Figura 1).

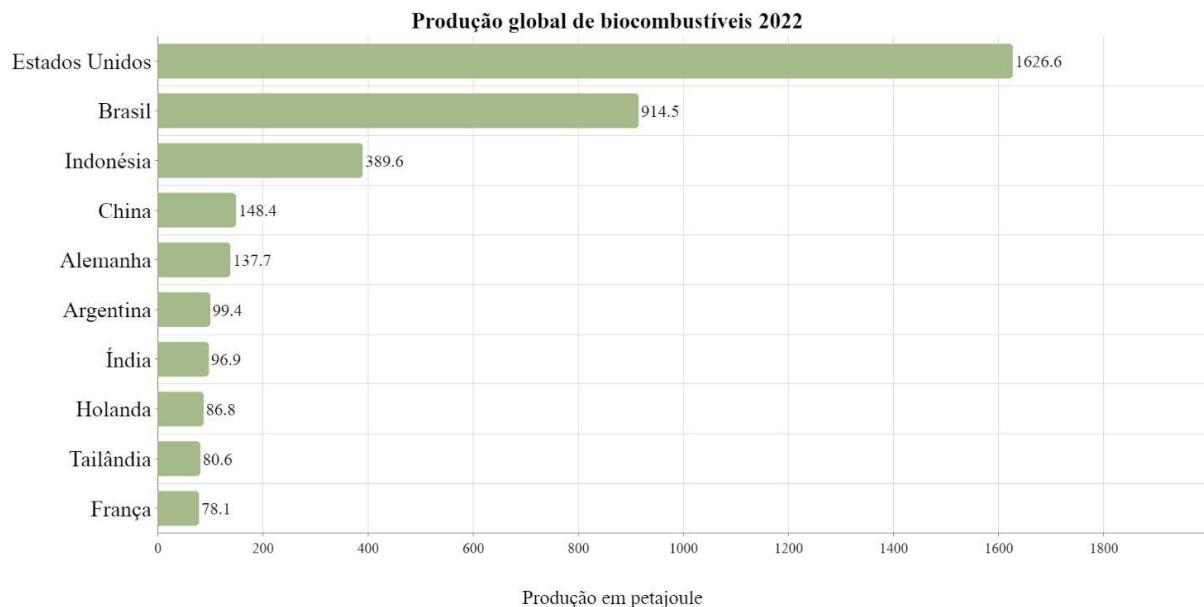


Figura 1. Produção global de biocombustíveis em 2022. *Fonte: El-Araby (2024)*

Os Estados Unidos lideraram a produção mundial de biocombustíveis em 2022, alcançando 1.627 petajoules. Em seguida, o Brasil e a Indonésia ocuparam o segundo e terceiro lugares, com aproximadamente 915 e 390 petajoules, respectivamente. Enquanto isso, a Alemanha produziu cerca de 138 petajoules no mesmo ano, situando-se entre os cinco principais países produtores de biocombustíveis e sendo o líder na Europa (El-Araby, 2024).

A produção de biocombustíveis nos Estados Unidos é significativa, representando quase 38% da produção global em 2022. O país destaca-se principalmente na produção de biodiesel, atingindo 1.64 bilhão de galões naquele ano. Ao longo do tempo, a produção global de biocombustíveis tem crescido gradualmente, passando de 180 mil barris de petróleo equivalente por dia em 2000 para 1.9 milhões de barris de petróleo equivalente por dia em 2022 (El-Araby, 2024).

A rápida deterioração do meio ambiente, bem como o esgotamento dos combustíveis fósseis, tem atraído pesquisadores em todo o mundo para se concentrar no estudo da pirólise rápida de óleo de fritura residual para combustíveis a base de hidrocarbonetos. Esse tipo de material tem uma recuperação anual de 45.6 milhões de toneladas em escala global. O óleo de fritura pode contribuir com graves danos ao meio ambiente se for manuseado de forma inadequada. No entanto, pode ser convertido em combustíveis líquidos de alta qualidade, uma vez utilizado e desenvolvido de forma eficaz (Pires et al., 2019).

Nesse cenário desafiador, a necessidade de alternativas sustentáveis para a gestão do óleo residual torna-se imperativa. Práticas tradicionais de descarte, como o despejo em sistemas de esgoto ou aterros sanitários, são insuficientes e frequentemente contribuem para problemas ambientais persistentes (Chhetri *et al.*, 2008). A busca por abordagens inovadoras e ecoeficientes para lidar com esse resíduo intensifica-se à medida que a conscientização sobre os impactos ambientais e a escassez de recursos naturais cresce.

Diante desse contexto desafiador, a conversão do óleo residual em fontes de energia sustentáveis emerge como uma alternativa promissora. A utilização de técnicas como a pirólise, que transforma o óleo residual em bio-óleo, representa um caminho potencial para mitigar os impactos negativos associados à gestão inadequada desse resíduo (Demirbas *et al.*, 2017).

A literatura científica ressalta a relevância dessa abordagem, destacando a importância de explorar tecnologias e práticas que possam contribuir para uma gestão mais eficiente e ecoeficiente desses resíduos. Um estudo realizado por (Li *et al.*, 2016) evidencia a necessidade de estratégias abrangentes para a utilização do óleo residual, indicando que a gestão inadequada desse resíduo pode resultar em sérios riscos ambientais. Além disso, Chhetri *et al.* (2008) apontam para a viabilidade do uso de óleo residual como alternativa para a produção de biodiesel, sublinhando a importância de explorar fontes renováveis para a produção de energia.

O óleo de cozinha residual é um óleo gerado após o processo de fritura em cozinhas, podendo ser de grande escala como restaurantes ou pequena escala de produção como a escala residencial. O óleo de fritura consiste de triglicerídeos (> 90%) e ácidos graxos, e contaminada por alguns derivativos, como os resíduos dos alimentos obtidos durante o processo de fritura. O consumo de alimentos fritos produz uma grande quantidade de óleos, classificados como resíduos sólidos com alto potencial de poluição. Mensalmente, mais de 200 milhões de litros de óleos vegetais usados são descartados em rios e lagos, causando sérios danos ao meio ambiente. Nas áreas mais densamente povoadas do Brasil, o óleo é o principal contaminante das águas doces e salgadas. (Daud *et al.*, 2015).

Assim como citado anteriormente, dentre os diversos produtos que apresentam dificuldade de degradação ambiental, destacam-se os óleos e as gorduras, como o azeite, o óleo vegetal e a banha. Essas substâncias não se dissolvem nem se misturam com a água, formando uma camada densa na superfície que bloqueia as trocas gasosas e a oxigenação, prejudicando rios, lagos e aquíferos. As gorduras também afetam negativamente o tratamento de esgotos, causando obstrução nas tubulações. Quando a rede fica entupida, os esgotos podem infiltrar-se no solo, contaminando o lençol freático, ou alcançar a superfície. Para remover o óleo e desobstruir as tubulações, são utilizados produtos químicos altamente tóxicos, perpetuando um ciclo prejudicial. Além de causar danos irreversíveis ao meio ambiente, essa prática é ilegal e passível de punição. (Silva *et al.*, 2020).

Portanto, estudar a aplicação do processo de pirólise no óleo de fritura residual surge como uma alternativa valiosa para reutilizar e agregar valor a esse resíduo, convertendo-o em matéria-prima para novos processos. A grande importância dessa pesquisa está associada aos aspectos de ordem ambiental, com a disposição e/ou aproveitamento adequado do óleo de fritura, como também ao aspecto econômico, com a questão da geração de novas fontes energéticas no Brasil.

Características e produção de óleo residual

Dentre os vários óleos residuais, os triglicerídeos derivados de óleos vegetais são amplamente reconhecidos como as matérias-primas ideais para a produção de bio-óleo. Ácidos graxos derivados de várias substâncias têm diferentes comprimentos de cadeia carbônica, geralmente contendo 12 a 22 átomos de carbono, particularmente C₁₈, e têm diferentes graus de insaturação, conforme Tabela 1 (Bränström, *et al.*, 2018).

Tabela 1. Principais ácidos graxos de óleos vegetais

Estrutura Química	Nome	Fórmula Abreviada
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₀ -CH ₃	Ácido láurico	C12:0
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₂ -CH ₃	Ácido mistírico	C14:0
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₄ -CH ₃	Ácido palmítico	C16:0
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₅ -CH ₃	Ácido margárico	C17:0
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₆ -CH ₃	Ácido esteárico	C18:0
HO ₂ C-(CH ₂) ₇ -CH=CH-(CH ₂) ₅ -CH ₃	Ácido palmitenoico	C16:1
HO ₂ C-(CH ₂) ₇ -CH=CH-CH ₂ -CH=CH-CH ₂ -CH=CH	Ácido oléico	C18:1
HO ₂ C-(CH ₂) ₁₁ -CH=CH-(CH ₂) ₇ -CH ₃	Ácido erúcico	C22:1
HO ₂ C-(CH ₂) ₇ -CH=CH-CH ₂ -CH=CH-(CH ₂) ₄ -CH ₃	Ácido linoléico	C18:2
HO ₂ C-(CH ₂) ₇ -CH=CH-CH ₂ -CH=CH-CH ₂ -CH=CH-CH ₂ -CH ₃	Ácido linolênico	C18:3
HO ₂ C-(CH ₂) ₇ -CH=CH-CH ₂ -CH(OH)-(CH ₂) ₅ -CH ₃	Ácido ricinoléico	12-OH C18:1

Fonte: Bränström *et al.* (2018)

Segundo os dados mais recentes divulgados pela Associação das Indústrias Brasileiras de Óleos Vegetais (ABIOVE), o ano de 2021 registrou o maior volume de óleo de fritura usado como matéria-prima para a fabricação do biodiesel, quase 114 mil m³, no ano todo. Isso corresponde a 2% de todas as matérias-primas usadas na fabricação desse biocombustível. Segundo a ABIOVE, o Brasil produziu mais de 9 milhões de toneladas de óleo de soja em 2020. Para 2021, estima-se que o consumo interno ultrapasse 8 milhões de toneladas, representando um aumento de 56% nas vendas em relação à última década. (Antonic *et al.*, 2021).

O consumo de alimentos fritos está crescendo rapidamente, exigindo estratégias eficazes para a gestão dos resíduos sólidos gerados. Empresas de saneamento alertam sobre os danos causados pelo descarte de óleos em pias e ralos. A presença de óleo na água resulta na formação de aglomerados que obstruem tubulações e prejudicam significativamente as estações de tratamento. Esse problema também reduz a concentração de oxigênio dissolvido nos corpos d'água, aumenta a carga orgânica e gera metano devido à degradação anaeróbia. Além disso, os resíduos gordurosos nos esgotos atraem animais como ratos e baratas, que são vetores de doenças para os seres humanos. (Zhang *et al.*, 2020).

Atualmente, muitos interesses de pesquisa são obtidos na utilização de resíduos de óleo frito para produzir biodiesel, sabão, surfactante e assim por diante. Entre eles, o uso de óleo de fritura como matéria-prima para preparar sabão é uma solução promissora e econômica, além de ser uma solução sustentável para reduzir a poluição ambiental, bem como problemas de saúde e segurança associados ao descarte de óleo de fritura. Assim como o reuso do óleo de fritura para a fabricação de biocombustível o uso dele como matéria-prima para preparar sabão também é uma solução muito utilizada pelas características promissoras e econômicas, além de ser uma solução sustentável para reduzir a poluição ambiental, bem como problemas de saúde e segurança associados ao descarte de óleo de fritura (Cheng *et al.*, 2024).

Com o contínuo desenvolvimento de todo o social e o aumento do número da população, a demanda por energia cresce vertiginosamente, principalmente por combustíveis fósseis. Além disso, a grande quantidade de CO₂, SO₂ e NO_x produzidos durante o consumo de combustível fóssil, causam grandes danos ao meio ambiente. Portanto, a substituição de recursos fósseis por recursos renováveis tornou-se indispensável. Nos últimos anos, muitos estudos foram feitos sobre a produção de biocombustíveis a partir de óleo residual ou de gordura animal, devido à ausência de enxofre, nitrogênio e metais pesados (Wang *et al.*, 2019).

Pirólise de óleo de residual

A pirólise é um processo de decomposição térmica de materiais orgânicos na ausência parcial ou total de um agente oxidante, ou em um ambiente com uma quantidade mínima de oxigênio para evitar a gaseificação intensiva do material orgânico. Esse processo geralmente ocorre em temperaturas que variam de 400 °C até o início da gaseificação. (Fonts *et al.*, 2012).

A pirólise é uma importante forma de conversão térmica de biomassa para produzir bio-óleo com alta velocidade e alta eficiência, que é considerada uma tecnologia muito promissora na futura biorrefinaria. A pirólise térmica é uma alternativa atraente ao biocombustível verde e ajuda a reduzir os impactos ambientais (Wang *et al.*, 2019).

O processo de pirólise da biomassa tem sido amplamente estudado e aplicado devido às suas inúmeras vantagens, dentre elas a capacidade de obter produtos de alto valor agregado como carvão de biomassa, bio-óleo, gás combustível e alta eficiência de conversão energética. Além dessas vantagens é possível destacar que se torna um destino ambientalmente correto, evitando os descartes em rios ou aquíferos. Quando feitos desta forma causa tremendos impactos ambientais negativos (Cai *et al.*, 2024). No Quadro 1 é possível verificar as principais vantagens e desvantagens do processo de pirolise de óleo residual de fritura, Esses pontos destacam a complexidade e o potencial do processo de pirólise na gestão sustentável do óleo residual de fritura, evidenciando a importância de estudos e abordagens que maximizem estes benefícios e minimizem os desafios de todo o processo.

Quadro 1. Vantagens e desvantagens do processo de pirólise

Vantagens	Desvantagens
<u>Alta Densidade Energética:</u> O bio-óleo gerado pelo processo de pirólise tem uma densidade energética elevada, o que o torna uma opção competitiva em relação aos combustíveis fósseis.	<u>Custo de Implementação:</u> A instalação e operação de unidades de pirólise podem ser dispendiosas, o que pode ser um desafio para pequenas empresas e municípios.
<u>Diversidade de Produtos:</u> A pirólise possibilita a produção simultânea de diversos produtos valiosos, incluindo carvão de biomassa, gás combustível e bio-óleo.	<u>Requisitos Tecnológicos:</u> Operar o processo de maneira eficiente e segura exige tecnologia avançada e conhecimento técnico especializado.
<u>Alta Eficiência de Conversão Energética:</u> Este processo é altamente eficiente na transformação da energia presente no óleo residual em formas de energia utilizáveis.	<u>Qualidade Variável do Bio-óleo:</u> A qualidade do bio-óleo pode variar conforme as condições do processo, como temperatura e tipo de biomassa utilizada.
<u>Flexibilidade de Matéria-Prima:</u> Além do óleo de fritura, a pirólise pode ser aplicada a diferentes tipos de biomassa, evidenciando sua versatilidade e capacidade de otimizar os rendimentos de produtos.	<u>Estabilidade do Bio-óleo:</u> O bio-óleo pode ser quimicamente instável, necessitando de tratamentos adicionais para seu uso como combustível.
<u>Redução de Impacto Ambiental:</u> A pirólise contribui para a prevenção da contaminação de água e solo que resulta do descarte inadequado do óleo de cozinha.	<u>Emissões de Gases:</u> Embora seja uma alternativa mais limpa, a pirólise ainda pode gerar gases poluentes, exigindo sistemas de controle de emissões.
<u>Sustentabilidade:</u> Este processo apoia a economia circular, transformando resíduos em recursos valiosos.	<u>Resíduos Sólidos:</u> A produção de carvão de biomassa e outros resíduos sólidos requer um manejo adequado para evitar impactos ambientais.

Fonte: Autores (2024)

Existem dois tipos principais de processos de pirólise: a pirólise lenta (convencional) e a pirólise rápida. Esses processos diferem em variáveis como a taxa de aquecimento, temperatura, tempo de residência das fases sólida e gasosa, e os produtos desejados. Com base nessas variáveis, a pirólise é subdividida em várias categorias: (1) carbonização; (2) pirólise convencional; (3) pirólise

rápida; (4) flash-líquido; (5) flash-gás; (6) pirólise ultra; (7) pirólise a vácuo; (8) hidro-pirólise; e (9) metano-pirólise, conforme detalhado na Tabela 2. (Vieira *et al.*, 2009).

Tabela 2. Variantes do Processo de Pirólise

Variantes do processo	Tempo de Residência	Temperatura do processo, °C	Produtos obtidos
(1) Carbonização	Horas/días	400 – 450	carvão vegetal
(2) convencional	5 – 30 min	até 600	bio-óleo, carvão e gás
(3) rápida	0.5 – 5 seg	500 – 550	bio-óleo
(4) flash-líquido	< 1 seg	< 650	bio-óleo
(5) flash-gás	< 1 seg	> 650	gás combustível
(6) Vácuo	2 – 30 seg	400	bio-óleo
(7) metano-pirólise	< 10 seg	>700	produtos químicos
(8) hidro-pirólise	< 10 seg	<500	bio-óleo e produtos químicos

Fonte: Vieira *et al.* (2009)

Nos processos de pirólise convencional, a pirólise lenta é focada na fabricação de carvão. Em contraste, a pirólise rápida é uma técnica mais sofisticada que, ao ajustar os parâmetros de operação, possibilita a produção substancial de bio-óleo. Esse processo geralmente ocorre em temperaturas que variam de 550 °C a 650 °C. (Oasmaa *et al.*, 2015).

Durante o processo de pirólise, os produtos resultantes - gases, líquidos e sólidos - são gerados em proporções variadas, dependendo de diversos parâmetros, como a temperatura final, pressão no reator, tempo de residência das fases, tempo e taxa de aquecimento das partículas de biomassa, ambiente gasoso e propriedades iniciais da biomassa. O objetivo primordial da pirólise é obter produtos com densidade energética superior e propriedades aprimoradas em relação à biomassa original. Esses produtos podem ser utilizados para alimentar o próprio processo energético ou comercializados como commodities químicas ou combustíveis (Pedroza *et al.*, 2022).

Durante a pirólise da biomassa, os principais produtos são o bio-óleo (na forma líquida), o carvão sólido e a fração gasosa. Devido ao seu potencial energético, esses materiais têm uma variedade de aplicações potenciais (Vieira *et al.*, 2009).

Bio-óleo

O bio-óleo é composto por uma variedade de hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos, além de mais de 200 compostos identificados, oferecendo um alto valor energético. Os compostos do bio-óleo abrangem n-alcanos e 1-alcenos com números de carbono entre C11 e C31, hidrocarbonetos

monoaromáticos como benzeno, tolueno, estireno, fenol, 1H-indeno e seus derivados alquilados, compostos aromáticos com nitrogênio e oxigênio, nitrilas alifáticas e aromáticas, ácidos carboxílicos, amidas de cadeia longa e esteroides, bem como hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) (Bridgwater, 2012).

O bio-óleo pode ser utilizado como óleo combustível em caldeiras para geração de calor, substituindo o fenol petroquímico, ou pode ser refinado para produzir derivados químicos de maior valor, entre outras aplicações (Pedroza *et al.*, 2022).

Wang *et al.* (2020) estudaram a pirólise de compostos, incluindo sabão de óleo vegetal, estearato de sódio (C18), palmitato de sódio (C16), oleato de sódio (C18:1) e linoleato de sódio (C18:2). Os efeitos da temperatura de pirólise, catalisador HZSM-5, grau de insaturação e comprimento da cadeia carbônica na formação de hidrocarbonetos aromáticos foram explorados. Os resultados experimentais indicaram que o teor relativo de compostos oxigenados diminuiu significativamente nos compostos orgânicos condensáveis da pirólise de borra de sabão, e os hidrocarbonetos aromáticos aumentaram quando o catalisador HZSM-5 foi usado, no qual tolueno e xileno tiveram a maior seletividade relativa. A alta temperatura de pirólise catalítica foi benéfica para a seletividade relativa de benzeno e tolueno, mas inibiu a seletividade relativa de xileno e etilbenzeno. O aumento da saturação de sais de ácidos graxos promoveu a reação para a produção de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, que eram uma espécie de precursor típico da desativação de catalisadores de coque e poluentes carcinogênicos.

Xu *et al.* (2015) investigaram sobre a pirólise de óleo vegetal acidificado, visando melhorar a qualidade do óleo para uso combustível. A temperatura de decomposição do óleo vegetal acidificado estava na faixa de 300°C-500°C em 10K/min de acordo com TG-DTG. Os resultados de Py-GC-MS mostraram que, exceto alcano, alceno e composto contendo oxigênio, derivados de esteróis vegetais também foram detectados. Os resultados do ESI FT-ICR MS mostraram a presença de alguns produtos produzidos a partir da reação de hidrogenação e polimerização ocorrida no processo de pirólise. O rendimento do produto líquido atingiu o máximo de 90% a 500°C. O valor ácido e a viscosidade dos produtos de pirólise foram relativamente altos em comparação com o óleo diesel. O poder calorífico não tem diferença com o do óleo diesel. De acordo com os experimentos realizados, foi confirmado que os componentes de pirólise e as características do óleo vegetal acidificado eram diferentes do óleo vegetal ou do ácido graxo. O óleo vegetal acidificado foi uma fonte potencial renovável para a obtenção de biocombustível pelo método de pirólise, evidenciando o benefício do processo.

Em 1947, pesquisadores realizaram estudos exploratórios sobre a pirólise de óleos residuais e obtiveram combustíveis renováveis com propriedades semelhantes ao óleo diesel, o que tem atraído a atenção de pesquisadores em todo o mundo. Idem *et al.* (1996) mostram o esquema de

reação proposto para o craqueamento térmico do óleo de canola em vários produtos contendo hidrocarbonetos oxigenados pesados, monóxido de carbono e dióxido de carbono, gases hidrocarbonetos de cadeia linear e ramificada C1-C5, álcoois e éter dimetílico, gases hidrocarbonetos diolefínicos, cíclicos e acetilênicos, Hidrocarbonetos alifáticos C6+, hidrocarbonetos aromáticos, hidrocarbonetos pesados, coque e hidrogênio, que forneceram uma base teórica para o craqueamento de óleo natural que contém uma mistura de ácidos graxos saturados e insaturados na molécula de triglicerídeos.

Nigam e Singh (2011) fazem a sugestão de quatro métodos para a conversão de resíduos de óleo fritura para a conversão de combustível de alta qualidade. São eles a microemulsificação, diluição, transesterificação e pirólise. Embora a diluição e as microemulsões reduzam a viscosidade, vários problemas relacionados ao desempenho do motor em que o biodiesel são aplicados são comumente detectados (Singh; Singh, 2010). Essas dificuldades com a diluição e as microemulsões incentivam fortemente o uso de métodos de transesterificação e pirólise.

A transesterificação é a conversão química da molécula de óleo, com álcool na presença de um catalisador, e tem o biodiesel com glicerol como subproduto. Este processo é interessante porque biodiesel produzido poderia ser usado como combustível alternativo. No entanto, a transesterificação tem vários inconvenientes, tais como o consumo excessivo de álcool, os equipamentos pesados para escala industrial, a variação do índice de acidez, o teor de sólidos e a purificação do biodiesel deixam esse processo não tão eficiente (Demirbas, 2008).

Assim, a técnica da pirólise é apontada como uma promissora solução para os resíduos de óleo de cozinha. Esta conversão termoquímica é caracterizada como um processo eficiente para obter produtos valiosos adequados para a produção de biocombustíveis. Em particular, o processo de pirólise tem a vantagem de produzem três produtos de significativo valor econômico: o óleo pirolítico ou bio-óleo, o gás de síntese e o biocarvão (Kraiem *et al.*, 2017).

Lima *et al.* (2004) estudaram a pirólise de óleos de mamona, palmeira e soja de 350 a 400 °C. O a caracterização pirolítica do óleo indicou a presença de aldeídos, olefinas, parafinas e ácidos carboxílicos. A destilação acima de 200 °C geraram biocombustíveis com propriedades semelhantes aos combustíveis de petróleo. Fortes e Baugh, (2004) estudaram os efeitos de temperatura a 700 e 800 °C, e tempo, com 5, 10, 20 e 30 segundos, na composição do óleo pirolisado e o rendimento durante a pirólise de óleos vegetais da macaúba. Os óleos estudados sofrem uma pirólise parcial em vários graus, produzindo um significativo rendimento de alcenos, ácido carboxílico, álcoois, alcadienos e aldeídos. Wiggers *et al.* (2009) investigaram a pirólise rápida do óleo de soja á 450 a 600 °C. e a caracterização usando GC/MS, GC-FID e destilação TPB mostrou que o bio-óleo obtido continha vários compostos encontrados no diesel e gasolina.

A pirólise de diferentes triglicerídeos foi utilizada para abastecimento de combustível em diferentes países durante a Primeira e Segunda Guerras Mundiais, os óleos vegetais puros eram utilizados nos motores do ciclo diesel. (GUERRA; FUCHS, 2010).

Os hidrocarbonetos derivados foram empregados como matéria-prima na fabricação de gasolina e um combustível similar ao diesel, utilizando um sistema de craqueamento semelhante aos processos empregados na indústria petrolífera contemporânea. Sobre essas possíveis alternativas, Jalil (2002) destaca os plásticos, já Nerín *et al.* (2000) citam os óleos residuais industriais e automotivos, Vitolo *et al.* (2001) com os óleos de pirólise de madeira, gorduras residuais e óleos vegetais, foram propostos como matéria-prima de pirólise para produzir gasolina e diesel como combustíveis (IDEM *et al.*, 1996).

O processo de craqueamento térmico direto do óleo de soja em um equipamento de destilação foi investigado, com a caracterização das propriedades combustíveis das frações do produto líquido. Verificou-se que esse produto exibe baixa viscosidade e alto índice de cetano em comparação com o óleo de soja vegetal puro. O número de cetano do óleo de soja pirolisado aumentou de 37.9 para 43, enquanto a viscosidade diminuiu de 32.6 para 10.2 cSt a 38 °C, embora ainda exceda o valor especificado de 7.5 cSt para o óleo diesel. Apesar de conter cerca de 10% em peso de ácido carboxílico (com um índice de acidez médio de aproximadamente 132), o líquido combustível resultante apresenta um nível aceitável de corrosão do cobre (Schwab *et al.*, 1988).

Para Lima *et al.* (2004b), o principal objetivo de seu estudo é substituir o diesel derivado do petróleo em comunidades remotas nas regiões do Cerrado Brasileiro e da Floresta Amazônica. Essas comunidades, situadas longe dos centros de produção de diesel, dependem fortemente desse combustível para atividades econômicas, transporte e geração de eletricidade. No entanto, possuem um grande potencial para produção de óleo, o que torna a pirólise uma alternativa viável e tangível.

Características do bio-óleo de pirólise

Czernik (2004) caracteriza o bio-óleo como sendo geralmente de cor marrom-escura, líquido, de fluxo livre e com um odor característico de fumaça. As características físicas do bio-óleo têm sido objeto de estudo em diversas pesquisas, e essas propriedades contribuem para uma composição química que se assemelha mais aos óleos naturais, diferindo significativamente dos derivados de petróleo. Bio-óleo é uma mistura de multicomponentes compostos de diferentes tamanhos de moléculas derivadas principalmente da despolimerização e reações divididas em três blocos principais, que são a celulose, hemicelulose e lignina.

O teor de oxigênio no bio-óleo normalmente varia entre 35% e 40% do seu peso total, o qual está predominantemente presente nos mais de 300 compostos identificados nesses óleos. A distribuição desses compostos é amplamente influenciada pelo tipo de biomassa utilizada e pelas diferentes condições de pirólise, incluindo temperatura, tempo de exposição e taxa de aquecimento. Um aumento na severidade da pirólise tende a reduzir o rendimento líquido devido ao craqueamento dos vapores e à formação de gases, resultando em um líquido com menor teor de oxigênio. A água é o componente mais abundante no bio-óleo, seguido por grupos de compostos como hidroxialdeídos, hidroxicetonas, açúcares, ácidos carboxílicos e fenólicos (Czernik; Bridgwater, 2004).

A presença de água no bio-óleo é resultado da umidade original da matéria-prima e das reações de desidratação durante a pirólise. Consequentemente, o teor de água pode variar entre 15% e 30%, dependendo da matéria-prima e das condições do processo. Nessa concentração, a água geralmente se miscibiliza com os componentes oligoméricos derivados da lignina, devido ao efeito solubilizante de outros compostos hidrofílicos polares, como ácidos de baixo peso molecular, álcoois, hidroxialdeídos e cetonas, resultantes principalmente da decomposição de carboidratos.

A presença de água tem efeitos negativos e positivos nas propriedades do óleo. Reduz o seu poder de aquecimento e temperatura da chama. Também contribui para o aumento no atraso de ignição e, em alguns casos, para a diminuição da taxa de combustão em comparação com combustíveis diesel. Por outro lado, melhora as características de fluxo do bio-óleo, reduz a viscosidade do óleo, o que é benéfico para combustão, bombeamento e atomização (Elliott, 1994).

Devido à sua composição química diversificada, o bio-óleo exibe uma ampla faixa de pontos de ebulação. Além da presença de água e componentes orgânicos voláteis, os óleos provenientes da pirólise contêm certas quantidades de materiais não voláteis, como açúcares e fenólicos oligoméricos. Além disso, o aquecimento gradual dos óleos durante a destilação pode resultar na polimerização de alguns componentes reativos. Consequentemente, os óleos começam a evaporar abaixo de 100 °C, mas o processo de destilação geralmente é interrompido em torno de 250-280 °C, deixando entre 35% e 50% do material inicial como resíduo (Bridgwater, 2012).

Czernik *et al.* (1994) observam que a viscosidade do bio-óleo pode oscilar entre 35 e 1000 cP a 40 °C, variando de acordo com a matéria-prima utilizada e as condições de processo, com especial atenção à eficácia na coleta de componentes de baixo ponto de ebulação. Diminui em temperaturas mais altas muito mais rápido do que para óleos derivados de petróleo, de modo que mesmo o bio-óleo sendo muito viscoso ele possa ser facilmente bombeado após um pré-aquecimento moderado.

Uma redução significativa na viscosidade também pode ser alcançada pela adição de solventes polares, como metanol ou acetona. Um efeito indesejado, especialmente observado quando os óleos são armazenados ou manuseados em temperaturas mais altas, é a viscosidade aumenta com o tempo.¹⁶ Supõe-se que isso seja resultado de reações químicas entre diversos compostos presentes no óleo, que levam à formação de moléculas de maior tamanho. Além disso, existem indícios de reação com o oxigênio atmosférico. (Czernik *et al.*, 1994).

Sobre a corrosividade, o bio-óleo contém quantidades substanciais de ácidos orgânicos, principalmente ácidos acético e fórmico, que resulta em um pH de 2-3. Por esta razão, os óleos são corrosivos para materiais de construção comuns, como aço carbono e alumínio e pode afetar alguns materiais de vedação. A corrosividade é especialmente severa em temperaturas elevadas e com o aumento da água também. Apesar dessa característica, os óleos são essencialmente não corrosivos para os aços inoxidáveis (Soltes; Lin, 1984).

Essas características exercem uma influência significativa no desempenho do bio-óleo durante a combustão, afetando suas aplicações na geração de energia em equipamentos convencionais. O bio-óleo é combustível, porém não inflamável devido à presença de uma quantidade considerável de componentes não voláteis. Sua ignição demanda uma quantidade substancial de energia, mas uma vez iniciada, a queima ocorre com uma chama estável e autossustentável (Bridgwater, 2004). Um extenso estudo sobre os fundamentos da combustão de bio-óleo foi feito em Laboratório Nacional Sandia usando bio-óleo produzido em a planta do reator de vórtice NREL (Wornat; Porter; Yang, 1994).

Uso do bio-óleo

Borrego (2021) declara que o bio-óleo é considerado uma matéria-prima renovável para a produção de energia, combustíveis, produtos químicos e materiais de carbono. Estas incluem especificamente a combustão direta do bio-óleo como combustível para caldeiras, a produção de biocombustível a partir de bio-óleo via hidrotratamento, produção de produtos químicos de valor agregado por separação e catálise ácida/hidrogenação ou a conversão de bio-óleo em materiais de carbono através de polimerização/craqueamento. São feitos esforços consideráveis para desenvolver um método viável através de pesquisas para a utilização do bio-óleo para a conversão do bio-óleo em produtos úteis.

Outra aplicação promissora de todo o bio-óleo explora seu alto teor de grupos carbonila. Ao reagir bio-óleo com amônia, ureia ou outro -NH₂ contendo materiais, várias ligações imida e amida são formadas entre carbonos carbonílicos e nitrogênio. Desta forma, cerca de 10% de nitrogênio pode ser incorporado em um produto orgânico matriz que provou ter propriedades de um eficiente fertilizante nitrogenado biodegradável de liberação lenta. Comparado aos fertilizantes minerais, tal produto tem menor lixiviabilidade, o que resulta em menos poluição das águas subterrâneas.

Além disso, é bom para o condicionamento do solo conter material com matéria do tipo húmico, lignina. A aplicação desse fertilizante devolve carbono ao solo e também pode ser considerado um método de sequestro de carbono (Bridgwater *et al.*, 1999).

O bio-óleo é um dos principais produtos do processo de pirólise rápida, e pode ser considerado também uma matéria-prima promissora para substituição do petróleo combustíveis para uso em aquecimento e energia. Além disso, pode ser usado também para produzir produtos químicos de valor agregado (Bridgwater, 2012).

Jacobson *et al.* (2013) afirmam que as tecnologias desenvolvidas até agora necessitam de muito mais melhorias para que o bio-óleo produzido possa se transformar em biocombustível. As propriedades do bio-óleo de pirólise rápida, como como alta viscosidade, instabilidade térmica, corrosividade, alto teor de oxigênio conteúdo são indesejáveis à substituição para combustíveis fósseis. Na maioria dos casos um alto teor de oxigênio resulta em um combustível com baixo poder calorífico.

Carrasco *et al.* (2017) alegam que vários processos de atualização são necessários para que o bio-óleo seja útil como combustível, desta forma, apesar de utilizar biomassa barata e renovável ainda não é lucrativo na escala comercial. Ademais o combustível é uma commodity que deve ter preço baixo no mercado para manter a economia global funcionando, assim sendo necessário estudos que facilitem e diminuam os custos de produção para que o uso do bio-óleo seja uma realidade.

Aplicações Energéticas

Lourençon *et al.* (2016) afirmam que se pode considerar o potencial do bio-óleo de pirólise rápida como agente antifúngico para proteção da madeira, e segundo os autores, o líquido em questão pode ser empregado para o tratamento de madeira de pinho para melhorar a sua resistência ao apodrecimento e hidrofobicidade, mostrando ser possível um uso inovador para o bio-óleo. Desta forma, destacam também que a utilização de materiais de biomassa como fonte de compostos conservantes poderia ser ainda mais atraente se fosse utilizado material residual, como aparas de madeira rejeitadas de uma pasta industrial processo, mas de qualquer forma já é considerado um grande avanço a descoberta de um novo uso para o bio-óleo.

No estudo sobre o bio-óleo derivado da pirólise rápida de resíduos de madeira de eucalipto, Lourençon *et al.* (2016) mostraram que o bio-óleo também pode ser utilizado como um eficiente agente antifúngico e hidrofóbico para proteção da madeira. A impregnação com bio-óleo também se mostrou eficaz para diminuir a absorção de água e molhabilidade do pinhal. O bio-óleo contido no pinho pode agir como repelente à água, bloqueando a microestruturas capilares responsáveis pela absorção e fluxo de líquidos. A absorção de água pelo pinheiro pode diminuir cinco vezes, de

acordo com o teor de bio-óleo. Porém a estabilidade térmica da madeira de pinho tende a diminuir com o aumento do teor de bio-óleo nele impregnado. Nos seus estudos o bio-óleo trouxe uma melhoria na resistência ao apodrecimento de 2.6 vezes, e 4.5 vezes melhor para a proteção contra fungos *T. versicolor* e *G. trabeum*, além de causar a mortalidade de toda a colônia fúngica presente nos primeiros dias de teste.

Thybring (2013) relata sobre as moléculas químicas de biocidas aplicados à proteção da madeira e a resistência ao apodrecimento da madeira que pode ser melhorada, controlando o teor de umidade das células para abaixo de 25%, que é onde foi estabelecido como o ponto crítico que a deterioração não ocorre. Muitos sintéticos polímeros, principalmente polímeros vinílicos, foram investigados para reduzir a capacidade de absorção de umidade de madeira, no entanto, é sempre mais interessante quando recursos renováveis são utilizados para obter tais respostas naturais hidrofóbicas e antifúngicas na madeira (Li *et al.*, 2013).

Ali *et al.* (2015) apontam sobre uma ampla gama de biomassas que tem sido utilizada como matéria-prima para a obtenção de bio-óleo utilizando a pirólise rápida. O bio-óleo obtido geralmente são constituídos em sua maioria por compostos fenólicos derivados dos compostos de Lignina, que podem ser úteis como proteção da madeira contra a decomposição de fungos (Yang *et al.*, 2016).

Tais compostos fenólicos monoméricos são capazes de neutralizar rapidamente os radicais livres gerando produtos estáveis e não reativos (Aadil *et al.*, 2014). São capazes também de quelar os íons metálicos que são dois mecanismos importantes para prevenir o ataque de fungos, gerando assim a capacidade fungicida para o bio-óleo e trazendo um novo uso para ele (Binbuga *et al.*, 2005).

Além disso, quando a madeira maciça é impregnada com bio-óleo, aglomera e reveste a superfície das microestruturas vasculares da madeira (Kim *et al.*, 2012). Desse forma o bio-óleo se torna capaz de bloquear o fluxo de água no interior da madeira e, consequentemente, diminuindo sua absorção de água, tornando-a impermeável também (Ali Temiz *et al.*, 2013).

Jinzen e Xiao (2014) abordam sobre os riscos biológicos para os produtos de madeira, que são separados em C1 (interior, seco condições), C2 (interior, condições molhadas), C3 (exterior, acima do solo), C4 (exterior, no solo contato) e C5 (contato com água do mar). De acordo com a classe de risco onde a madeira será utilizada, inevitavelmente, tratamentos conservantes são obrigatórios para melhorar a sua biodegradação, resistência e vida útil.

Hoje em dia os produtos para preservação de madeira mais aplicados são à base de creosoto pentaclorofenol e arseniato de cobre cromato à base de água. No curto prazo estimou que estes

produtos químicos podem continuar a ser utilizados, no entanto, restrições severas e os próximos regulamentos federais relacionados à sua aplicação serão cobrados (C. Jinzhen; J. Xiao, 2014).

Vélez *et al.* (2018) buscam em sua pesquisa os desenvolvimentos de outros produtos com valor agregado superior ao combustível originados do processo de pirólise rápido, a fim de tornar economicamente viável. Exemplos que podem ser citados sobre o uso diversificado do bio-óleo são como proteção para madeiras, biocidas de extrato aquoso de ácido pirolenhoso, carvão ativado e fertilizantes minerais de carvão vegetal, o biocarvão.

O bio-óleo de pirólise rápida pode ser usado também como precursor da fibra de carbono. A principal matéria-prima para fibra de carbono é a poli acrilonitrila e piche mesofásico, que consistem em alcatrão comum misturado com alcatrão de carvão residual. Ambos são matérias-primas de origem fóssil e possuem altos custos de processamento (Huang, 2009).

Durante o processo de produção de carvão vegetal através da pirólise lenta da madeira, são gerados gases que podem ser condensados para formar um líquido oleoso conhecido como alcatrão de madeira. Levando em consideração o potencial do teor de carbono presente nesse líquido, os pesquisadores desenvolveram fibra de carbono a partir desse alcatrão (Prauchner *et al.*, 2004).

Ferrari *et al.* (2022) afirmam também que o bio-óleo pode ser utilizado também como matéria-prima para geração de diversos outros produtos devido a suas características químicas. São exemplos desse uso alternativo as velas, tintas, vernizes, resinas, ração animal, lubrificante automotivo de máquinas agrícolas e sabões, mas devido ao alto custo os estudos foram pouco desenvolvidos, sendo limitada a quantidade de informações e caracterizações dos componentes. Gary *et al.* (2007) mencionam que no Canadá, o bio-óleo é comercializado por cerca de \$50,6 dólares canadenses por barril. Esse valor representa aproximadamente 70% do preço do óleo bruto convencional no país.

Conclusão

A crescente geração de óleo residual e seus impactos ambientais exigem uma reflexão sobre alternativas sustentáveis para sua gestão. Nesta revisão bibliográfica narrativa, exploramos as possibilidades de conversão do óleo residual em fontes de energia, com foco na pirólise e no uso do bio-óleo resultante. Ao analisar os estudos disponíveis, destacamos importantes contribuições para a compreensão desse campo em evolução, assim como é possível evidenciar os benefícios da quebra do óleo residual através do processo de pirólise.

A análise da literatura revelou que a gestão do óleo residual é um desafio global, com implicações significativas para o meio ambiente e a saúde pública (Zhang *et al.*, 2021). O trabalho de Zhang *et al.* (2021) destaca a necessidade urgente de estratégias abrangentes para a utilização do óleo residual, apontando para a complexidade do problema e ressaltando a importância de iniciativas que visem mitigar os impactos ambientais associados a esse resíduo.

A revisão da literatura também evidenciou a viabilidade do uso de óleo residual como matéria-prima para a produção de biodiesel, conforme abordado por Banu e Sivakumar (2020). A transformação do óleo residual em fontes de energia através do processo de pirólise, como o biodiesel, não apenas oferece uma alternativa sustentável ao descarte inadequado, mas também contribui para a redução da dependência de combustíveis fósseis.

Ao considerarmos a pirólise como uma técnica promissora para a conversão do óleo residual em bio-óleo, conforme discutido por Demirbas (2017), observamos uma abordagem eficaz na valorização energética desses resíduos. A pirólise emerge como uma tecnologia chave, capaz de transformar o óleo residual em uma fonte de energia renovável, reduzindo assim o impacto ambiental associado ao descarte inadequado.

Apesar dos avanços significativos, a implementação efetiva dessas alternativas enfrenta desafios técnicos, econômicos e regulatórios. A necessidade de desenvolver tecnologias mais eficientes e economicamente viáveis para a pirólise do óleo residual é evidente, bem como a criação de políticas e regulamentações que incentivem a adoção de práticas mais sustentáveis.

Além disso, as oportunidades futuras residem na exploração de abordagens integradas que considerem toda a cadeia de valor, desde a coleta eficiente do óleo residual até a produção e utilização do bio-óleo. Investigar maneiras de otimizar esses processos, bem como explorar novas aplicações para o bio-óleo, são áreas promissoras para futuras pesquisas.

Esta revisão bibliográfica narrativa contribui para a consolidação do conhecimento sobre a conversão do óleo residual em fontes de energia sustentáveis. Ao integrar descobertas de estudos destacados, identificamos lacunas no conhecimento que apontam para a necessidade de pesquisas futuras. Além disso, a abordagem narrativa proporciona uma visão holística, contextualizando as descobertas em um cenário mais amplo de sustentabilidade e gestão de resíduos.

Em conclusão, esta revisão destaca a relevância da conversão do óleo residual em fontes de energia sustentáveis como uma resposta promissora para a gestão ambientalmente responsável desses resíduos. A combinação de práticas eficientes de gestão, como a produção de biodiesel e a pirólise para obtenção de bio-óleo, oferece uma abordagem integrada e inovadora. Com

esforços contínuos na pesquisa e implementação prática, podemos avançar em direção a um futuro mais sustentável, onde o óleo residual se transforma de um problema ambiental em uma fonte valiosa de energia renovável.

Esta revisão bibliográfica proporciona uma base sólida para pesquisadores, profissionais da indústria e responsáveis por políticas públicas, incentivando uma abordagem colaborativa na busca por soluções sustentáveis para a gestão do óleo residual. A integração de diferentes disciplinas e ações coordenadas são essenciais para alcançar progressos significativos e enfrentar os desafios complexos associados a esse cenário, promovendo assim a transição para práticas mais sustentáveis e resilientes em relação aos resíduos de óleo.

Referências bibliográficas

- Aadil, K. R., Barapatre, A., Sahu, S., Jha, H., Tiwary, B. N., (2014) Free radical scavenging activity and reducing power of Acacia nilotica wood lignin. *International Journal of Biological Macromolecules.*, **67**, 220–227.
- Ali, N., Saleem, M., Shahzad, K., Chughtai, A., (2015) Bio-Oil Production from Fast Pyrolysis of Cotton Stalk in Fluidized Bed Reactor. *Arabian Journal for Science and Engineering.*, **40**, 3019–3027.
- Antonic, B., Dordevic, D., Jancikova, S., Tremlova, B., Nejezchlebova, M., Goldová, K., Treml, J., (2021) Reused Plant Fried Oil: A Case Study with Home-Made Soaps. *Processes.*, **9**, 529.
- Binbuga, N., Chambers, K., Henry, W. P., Schultz, T. P., (2005) Metal chelation studies relevant to wood preservation.1. Complexation of propyl gallate with Fe²⁺. *Holzforschung.*, **59**, 205–209.
- Brännström, H., Kumar, H., Alén, R., (2018) Current and Potential Biofuel Production from Plant Oils. *BioEnergy Research.*, **11**, 592–613.
- Bridgwater, A., Czernik, S., Diebold, J., Meier, D., Oasmaa, A., Peacocke, C., Piskorz, J., Radlein, D., (1999) *Fast pyrolysis of biomass: a handbook*. Aston Univ., Birmingham (United Kingdom).
- Bridgwater, A. V., 2012: Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. *Biomass and Bioenergy.*, **38**, 68–94.
- C. Jinzhen, J. Xiao, (2014) *Deterioration and Protection of Sustainable Biomaterials*. American Chemical Society, Washington, DC, Vol. 1158.
- Carrasco, J. L., Gunukula, S., Boateng, A. A., Mullen, C. A., DeSisto, W. J., Wheeler, M. C., (2017) Pyrolysis of forest residues: An approach to techno-economics for bio-fuel production. *Fuel.*, **193**, 477–484.
- Cheng, G., Zhang, M., Lu, Y., Zhang, Y., Lin, B., Von Lau, E., (2024) A novel method for the green utilization of waste fried oil. *Particuology.*, **84**, 1–11.
- Chhetri, A., Watts, K., Islam, M., (2008) Waste Cooking Oil as an Alternate Feedstock for Biodiesel Production. *Energies.*, **1**, 3–18.
- Czernik, S., Johnson, D. K., Black, S., (1994) Stability of wood fast pyrolysis oil. *Biomass and Bioenergy.*, **7**, 187–192.
- Czernik, S., Bridgwater, A. V., 2004: Overview of applications of biomass fast pyrolysis oil. *Energy and Fuels.*, **18**, 590–598.
- Daud, N. M., Sheikh Abdullah, S. R., Abu Hasan, H., Yaakob, Z., (2015) Production of biodiesel and its wastewater treatment technologies: A review. *Process Safety and Environmental Protection.*, **94**, 487–508.
- Demirbas, A., (2008) Relationships derived from physical properties of vegetable oil and biodiesel fuels. *Fuel.*, **87**, 1743–1748.
- Demirbas, A., Al-Ghamdi, K., Sen, N., Aslan, A., Alalayah, W. M., (2017) Gasoline- and diesel-like products from heavy oils via catalytic pyrolysis. *Petroleum Science and Technology.*, **35**, 1607–1613.

- El-Araby, R., 2024: Biofuel production: exploring renewable energy solutions for a greener future. *Biotechnol Biofuels.*, **17**, 129.
- Elliott, D. C., (1994) Water, alkali and char in flash pyrolysis oils. *Biomass and Bioenergy.*, **7**, 179–185.
- Fonts, I., Gea, G., Azuara, M., Ábreo, J., Arauzo, J., 2012: Sewage sludge pyrolysis for liquid production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.*, **16**, 2781–2805.
- Fortes, I. C. P., Baugh, P. J., (2004) Pyrolysis–GC/MS studies of vegetable oils from Macauba fruit. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **72**, 103–111.
- Gary, J. H., Handwerk, J. H., Kaiser, M. J., Geddes, D., (2007) *Petroleum Refining*. CRC Press.
- Huang, X., 2009: Fabrication and Properties of Carbon Fibers. *Materials.*, **2**, 2369–2403.
- Idem, R. O., Katikaneni, S. P. R., Bakhshi, N. N., (1996) Thermal Cracking of Canola Oil: *Reaction Products in the Presence and Absence of Steam*. *Energy & Fuels.*, **10**, 1150–1162.
- Jacobson, K., Maheria, K. C., Kumar Dalai, A., (2013) Bio-oil valorization: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.*, **23**, 91–106.
- Jalil, P. A., (2002) Investigations on polyethylene degradation into fuel oil over tungstophosphoric acid supported on MCM-41 mesoporous silica. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **65**, 185–195.
- Kim, K. H., Jeong, H. S., Kim, J. Y., Han, G. S., Choi, I. G., Choi, J. W., (2012) Evaluation of the antifungal effects of bio-oil prepared with lignocellulosic biomass using fast pyrolysis technology. *Chemosphere.*, **89**, 688–693.
- Kraiem, T., Hassen, A. Ben, Belayouni, H., Jeguirim, M., (2017) Production and characterization of bio-oil from the pyrolysis of waste frying oil. *Environmental Science and Pollution Research.*, **24**, 9951–9961.
- Li, Y., Liu, Z., Dong, X., Fu, Y., Liu, Y., (2013) Comparison of decay resistance of wood and wood-polymer composite prepared by in-situ polymerization of monomers. *International Biodeterioration & Biodegradation.*, **84**, 401–406.
- Li, Y., Jin, Y., Li, J., Chen, Y., Gong, Y., Li, Y., Zhang, J., (2016) Current Situation and Development of Kitchen Waste Treatment in China. *Procedia Environmental Sciences.*, **31**, 40–49.
- Lima, D. G., Soares, V. C. D., Ribeiro, E. B., Carvalho, D. A., Cardoso, É. C. V., Rassi, F. C., Mundim, K. C., Rubim, J. C., Suarez, P. A. Z., (2004) Diesel-like fuel obtained by pyrolysis of vegetable oils. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **71**, 987–996.
- Lourençon, T. V., Mattos, B. D., Cademartori, P. H. G., Magalhães, W. L. E., (2016) Bio-oil from a fast pyrolysis pilot plant as antifungal and hydrophobic agent for wood preservation. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **122**, 1–6.
- Nerín, C., Domeño, C., Moliner, R., Lázaro, M. J., Suélves, I., Valderrama, J., (2000) Behaviour of different industrial waste oils in a pyrolysis process: metals distribution and valuable products. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **55**, 171–183.
- Nigam, P. S., Singh, A., 2011: Production of liquid biofuels from renewable resources. *Progress in Energy and Combustion Science.*, **37**, 52–68.
- Oasmaa, A., Van De Beld, B., Saari, P., Elliott, D. C., Solantausta, Y., (2015) Norms, Standards, and Legislation for Fast Pyrolysis Bio-oils from Lignocellulosic Biomass. *Energy and Fuels.*, **29**, 2471–2484.
- Pedroza, M. M., de Oliveira, M. C. C. R., da Cunha Silva Paz, E., Arruda, M. G., Júnior, J. C. Z., do Nascimento Lôbo, R., (2022) Mass balance and characterization of bio-oil from sludge pyrolysis generated in the treatment of effluent from the biodiesel industry. *Journal of Material Cycles and Waste Management.*, **24**, 2303–2313.
- Pires, A. P. P., Arauzo, J., Fonts, I., Domine, M. E., Fernández Arroyo, A., García-Perez, M. E., Montoya, J., Chejne, F., Pfromm, P., García-Perez, M., (2019) Challenges and Opportunities for Bio-oil Refining: A Review. *Energy & Fuels.*, **33**, 4683–4720.
- Prauchner, M. J., Pasa, V. M. D., Otani, C., Otani, S., de Menezes, S. M. C., (2004) Eucalyptus tar pitch pretreatment for carbon material processing. *Journal of Applied Polymer Science.*, **91**, 1604–1611.
- Sánchez-Borrego, F. J., Álvarez-Mateos, P., García-Martín, J. F., (2021) Biodiesel and Other Value-Added Products from Bio-Oil Obtained from Agrofood Waste. *Processes.*, **9**, 797.

- Schwab, A. W., Dykstra, G. J., Selke, E., Sorenson, S. C., Pryde, E. H., (1988) Diesel fuel from thermal decomposition of soybean oil. *Journal of the American Oil Chemists' Society.*, **65**, 1781–1786.
- Silva, R. F. B. Da, Batistella, M., Moran, E., Celidonio, O. L. D. M., Millington, J. D. A., 2020) The Soybean Trap: Challenges and Risks for Brazilian Producers. *Frontiers in Sustainable Food Systems.*, **4**, 1-13.
- Singh, S. P., Singh, D., (2010) Biodiesel production through the use of different sources and characterization of oils and their esters as the substitute of diesel: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.*, **14**, 200–216.
- Soltes, J., Lin, S. C. K., (1984) Hydroprocessing of Biomass Tars for Liquid Engine Fuels. *Progress in Biomass Conversion*, **5**, 1–68.
- Souza-Ferrari, J., Nascimento, G. K. R., Lima, R. M., Lucena, G. A. S., Oliveira, D. A. A., Tomaz, S. S., Barbosa, D. A., (2022) Produção artesanal de sabões, tintas e velas ecológicas a partir de óleo residual de fritura como estratégia de educação ambiental. *Extensão em foco.*, **27**, 311.
- Temiz, A., Akbas, S., Panov, D., Terziev, N., Alma, M. H., Parlak, S., Kose, G., (2013) Chemical Composition and Efficiency of Bio-oil Obtained from Giant Cane (*Arundo donax* L.) as a Wood Preservative. *BioRes.*, **8**, 2084-2098.
- Thybring, E. E., (2013) The decay resistance of modified wood influenced by moisture exclusion and swelling reduction. *International Biodeterioration & Biodegradation.*, **82**, 87–95.
- Vélez, D. C. P., Magalhães, W. L. E., Capobianco, G., (2018) Carbon fiber from fast pyrolysis bio-oil. *Science and Technology of Materials.*, **30**, 16–22.
- Vieira, G. E. G., Romeiro, G. A., Sella, S. M., Damasceno, R. N., Pereira, R. G., (2009) Low temperature conversion (LTC) – An alternative method to treat sludge generated in an industrial wastewater treatment station – Batch and continuous process comparison. *Bioresource Technology.*, **100**, 1544–1547.
- Vitolo, S., Bresci, B., Seggiani, M., Gallo, M. G., (2001) Catalytic upgrading of pyrolytic oils over HZSM-5 zeolite: behaviour of the catalyst when used in repeated upgrading-regenerating cycles. *Fuel.*, **80**, 17–26.
- Wang, S., Yuan, C., Esakkimuthu, S., Xu, L., Cao, B., El-Fatah Abomohra, A., Qian, L., Liu, L., Hu, Y., (2019) Catalytic pyrolysis of waste clay oil to produce high quality biofuel. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*, **141**, 104633.
- Wang, Y., Ke, L., Peng, Y., Yang, Q., Du, Z., Dai, L., Zhou, N., Liu, Y., Fu, G., Ruan, R., Xia, D., Jiang, L., (2020) Characteristics of the catalytic fast pyrolysis of vegetable oil soapstock for hydrocarbon-rich fuel. *Energy Conversion and Management.*, **213**, 112860.
- Wiggers, V. R., Meier, H. F., Wisniewski, A., Chivanga Barros, A. A., Wolf Maciel, M. R., (2009) Biofuels from continuous fast pyrolysis of soybean oil: A pilot plant study. *Bioresource Technology.*, **100**, 6570–6577.
- Wornat, M. J., Porter, B. G., Yang, N. Y. C., (1994) Single Droplet Combustion of Biomass Pyrolysis Oils. *Energy & Fuels.*, **8**, 1131–1142.
- Xu, G., Yang, X., Spinoza, L., (2015) Development of sludge-based adsorbents: Preparation, characterization, utilization and its feasibility assessment. *Journal of Environmental Management.*, **151**, 221–232.
- Yang, Z., Kumar, A., Huhnke, R. L., Buser, M., Capareda, S., (2016) Pyrolysis of eastern redcedar: Distribution and characteristics of fast and slow pyrolysis products. *Fuel.*, **166**, 157–165.
- Zhang, X., Zhang, K., Wu, C., Liu, K., Jiang, K., (2020) Preparation of bio-oil and its application in asphalt modification and rejuvenation: A review of the properties, practical application and life cycle assessment. *Construction and Building Materials.*, **262**, 120528.

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

GEOPROCESSAMENTO APLICADO NA IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PARA IMPLANTAÇÃO DE ATERRO SANITÁRIO NO MUNICÍPIO DE TUCURUÍ – PA

Arthur Vilena Petronilio ¹

Isabela de Aviz Lisboa ¹

Thayson Assunção da Silva de Freitas ¹

* Raisa Rodrigues Neves ¹

GEOPROCESSING APPLIED IN THE IDENTIFICATION OF AREAS FOR IMPLEMENTATION OF SANITARY LANDFILL IN THE MUNICIPALITY OF TUCURUÍ – PA

Recibido el 6 de marzo de 2024. Aceptado el 11 de diciembre de 2024

Abstract

Although the municipality of Tucuruí is considered large, it still faces many challenges in meeting the mandatory National Solid Waste Policy related to the deactivation of the areas unsuitable for solid waste disposal and the implementation of a sanitary landfill, considered, in this Law, the environmentally appropriate form of disposal. This research was carried out to provide support to municipal managers regarding the selection of suitable areas for the installation of this project. In this sense, this work consisted of carrying out a selection of areas in the territory of the municipality of Tucuruí in the State of Pará, which are suitable, according to the criteria established in this research, for the implementation of a landfill project for urban solid waste. The methodology used was based on obtaining information through literature review, study of relief, topography, hydrology and proximity to the urban core, and data processing through geoprocessing programs, divided into two stages: surveys of potential areas for the implementation of the landfill in the municipality and evaluation of all areas within the zone of greatest potential, enabling the choice of the best area for the implementation of a sanitary landfill.

Keywords: geographic information system, urban solid waste, landfill.

¹ Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal do Pará, Brasil. Campus Universitário de Tucuruí – PA, Faculdade de Engenharia Civil, Rodovia BR 422 km 13 – Canteiro de Obras UHE - Vila Permanente, Tucuruí – PA, 68464-000. Email: raisaneves@ufpa.br

Resumo

Embora o município de Tucuruí seja considerado de grande porte, ainda enfrenta muitos desafios para atender a obrigatoriedade da Política Nacional de Resíduos Sólidos relacionada a desativação de áreas impróprias para o descarte dos resíduos sólidos e implantação de aterro sanitário, considerada, nesta Lei, a forma de disposição ambientalmente adequada. Essa pesquisa foi realizada para fornecer suporte aos gestores municipais quanto à seleção de áreas aptas para a instalação desse empreendimento. Nesse sentido, este trabalho consistiu em realizar uma seleção das áreas do território do município de Tucuruí no Estado do Pará, que sejam adequadas, segundo os critérios estabelecidos nessa pesquisa, para a implantação de projeto de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos. A metodologia utilizada foi feita com obtenção de informações através da revisão de literatura, estudo do relevo, topografia, hidrologia e proximidade ao núcleo urbano, e processamento de dados através de programas de geoprocessamento, dividindo-se em duas etapas: levantamentos das zonas potenciais para a implantação do aterro no município e avaliação de todas as áreas inseridas na zona de maior potencial, possibilitando a escolha da melhor área para implantação de aterro sanitário.

Palavras-chave: sistema de informação geográfica, resíduos sólidos urbanos, aterro sanitário.

Introdução

Dentre as discussões sobre o atual cenário da “crise ambiental global”, destaca-se os problemas relacionados ao aumento da geração de resíduos sólidos, vinculados à urbanização e ao crescimento econômico. A urbanização eleva o consumo e a produção de resíduos, e sua destinação inadequada, especialmente dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), potencializando os riscos ao meio ambiente e à saúde pública (Kaza *et al.*, 2018).

Segundo a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA), o Brasil apresentou no ano de 2022, aproximadamente 77.1 milhões de RSU gerados, 61% foram coletados e enviados para aterros sanitários e 39% do total coletado, foram despejados inadequadamente em aterros controlados e lixões sanitários, baixo índice potencializado na região norte, que envia apenas 37% do RSU gerado para aterros sanitários (Abrema, 2023).

Diante do panorama de geração de resíduos e sua destinação final ambientalmente segura, a política nacional vem desenvolvendo discussões, pesquisas e alternativas para gestão de resíduos sólidos, por meio de aprovação de marcos regulatórios. Em 2010, foi sancionada a lei n.º 12305 que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), tendo como os principais objetivos a proteção da saúde pública e da qualidade ambiental; o incentivo a gestão integrada ao gerenciamento de resíduos sólidos, e a atribuição aos gestores públicos a responsabilidade para o desenvolvimento de projeto de gestão de resíduos sólidos adequado para o país (Brasil, 2010).

Na tentativa de conter o acúmulo RSU provenientes do aumento no consumo de produtos industrializados e crescimento demográfico, foram realizadas revisões das políticas conferidas ao

Poder Público local, estendendo prazos e reformulando regularizações que favoreçam a gestão locais e o cumprimento do PNRs, que foi estimulada através da obrigatoriedade da extinção dos lixões a céu aberto em território nacional, e estipulando prazos que vem sendo postergados desde 2014 até o atual ano de 2024, prazo final para criação de plano municipal ou intermunicipal de gestão integrada de resíduos sólidos, que disponha de mecanismos de cobrança que garantam sua sustentabilidade econômico-financeira (Ipea, 2020).

De acordo com o Relatório Estadual fornecidos pelo Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR), apenas 29 dos 144 municípios do Estado do Pará, possuem um Plano de Gestão de Resíduos Sólidos conforme a lei nº 12305/2010, e com aproximadamente 80% da população total atendida pelo sistema de coleta, apenas 2 municípios declararam destinação adequada com uso de aterro sanitários, 12 municípios declararam unidades de aterros controlados em 2020. A maioria dos municípios ainda utilizam lixões para disposição de resíduos, o que gera contaminação ambiental e um elevado potencial de degradação (Sinir, 2020).

O planejamento para implantação de aterros sanitários é processo complexo, portanto, há necessidade de medidas e ações ativas voltadas para o estudo de deposição adequada de resíduos, o que abranjam desde o estudo da área territorial, até considerações quanto aos aspectos frágeis do meio físico e biológico, fatores socioeconômicos atrelados às necessidades de cada município, e análise adequada de combinação e cruzamento de informações geradas e processados por técnicas de geoprocessamento, pode-se gerar diferentes modelos geoespaciais, produção de diferentes mapas e realizar múltiplas análises (Lourenço *et al.*, 2015). Evidenciando assim, um tema de pesquisa de grande importância na gestão de resíduos sólidos.

Em virtude disto, este estudo tem por finalidade a aplicação de técnicas de geoprocessamento para analisar e selecionar áreas aptas para a implantação de aterro sanitário no município de Tucuruí, fazendo uso de critérios ambientais específicos e critérios técnicos para esta seleção.

Metodología

Área de estudio

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Ibge, 2023), o município de Tucuruí, localiza-se na mesorregião do sudeste do Estado do Pará, nas coordenadas 03°45'58S de latitude 49°40'21"W de longitude, a uma altitude aproximada de 40 metros em relação ao nível do mar e possui 91306 habitantes em área territorial de 2084.289 km² (Figura 1). Com o PIB per capita em 2021 de R\$ 48149.75, é considerado o oitavo maior PIB entre os municípios paraenses, devidos principalmente aos *royalties* pagos pela Usina Hidrelétrica de Tucuruí ao município, o que não é refletido na qualidade e disponibilidade dos serviços de saneamento ambiental.

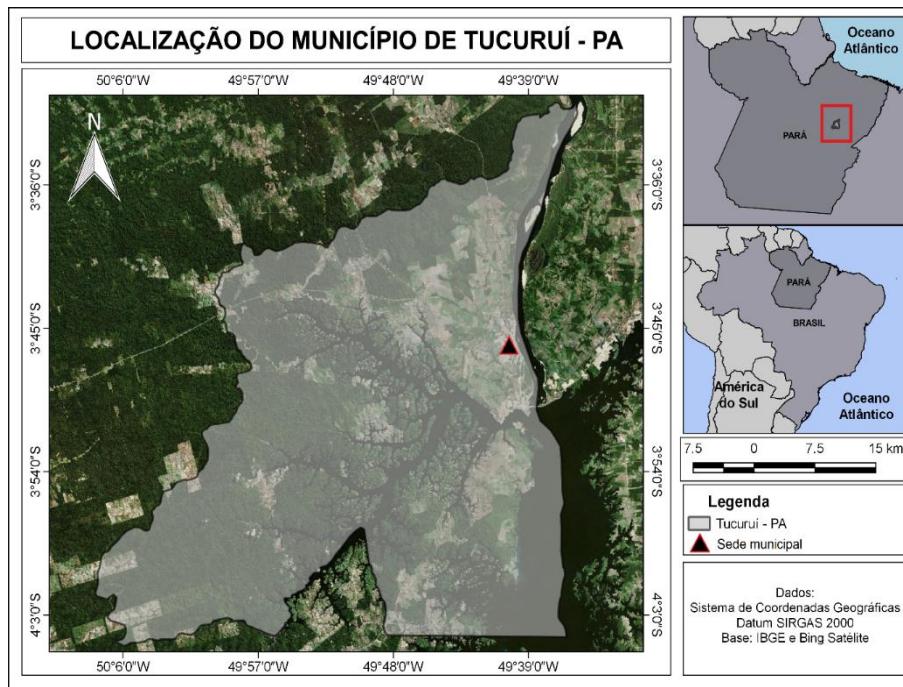


Figura 1. Mapa de Localização do Município de Tucuruí – PA. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Atualmente a disposição de resíduos sólidos gerados pela população de Tucuruí ainda é feita de maneira inadequada, em uma área denominada pela prefeitura como aterro controlado, mas que tem extrema deficiência em infraestrutura, localizada próxima à estrada que leva ao município de Novo Repartimento-PA (BR-422), ocupando uma área de aproximadamente 55000 m² (Figura 2), dentro da Área de Proteção Ambiental (APA) do Lago de Tucuruí, considerada uma Unidade de Conservação (UC) que compõem o Mosaico do Lago de Tucuruí, criado pela lei estadual nº 6 451/2002, sendo que a APA possui 568667 ha de extensão, além de áreas das Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Zonas de Preservação de Vidas Silvestres (ZPVS) (Moraes, 2021).

A área utilizada é de acesso livre e sem nenhum sistema de drenagem de chorume e gases, sem qualquer regularidade na disposição dos resíduos, além de ser muito comum encontrar famílias de catadores residindo nessa área (Figura 3), devido a dinâmica do trabalho realizado no lixão que gira em torno da coleta do material misturado à outros resíduos, para reciclagem, dando ainda destaque a essa moradia, pela ausência de saneamento, poluição causada pelo lixão, pela pobreza, e condições de baixo nível de escolaridade dos moradores.

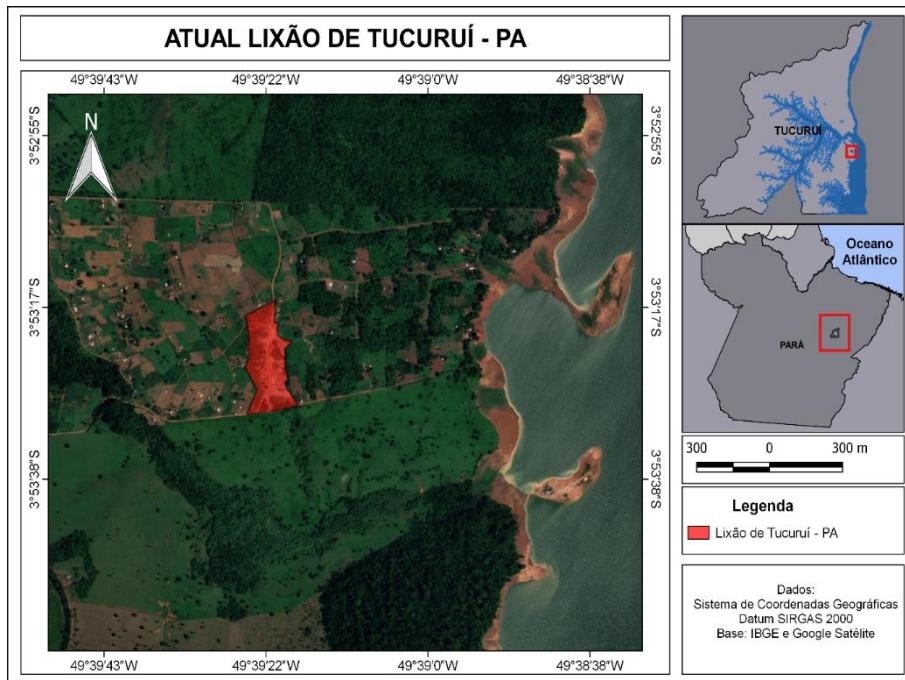


Figura 2. Mapa da Localização da área que abrange o “Lixão”. Fonte: Elaborada pelos Autores.



Figura 3. Lixão a céu aberto de Tucuruí – PA. Fonte: Autores.

Segundo os dados mais atuais disponibilizados pelo SINIR, em 2015, cerca de 89% da população de Tucuruí recebe o serviço de coleta de resíduos, o que chega a uma cobertura de coleta de resíduos doméstico de cerca de 93.31% da população residente em áreas urbanas do município, ou seja, nem todo volume de resíduo doméstico gerado é coletado e a cobertura de coleta de resíduos é considerado para os casos de residências urbanas diretamente atendidas e para recolhimento de caçambas fornecidas pelo serviço público. Quando não aplicado, são considerados “sem coleta” e o despejo inadequado de resíduos sólidos é feito em terrenos baldios, vias públicas ou queima.

Critérios para a seleção de áreas aptas para a implantação de aterro sanitário

A definição da melhor localização para a disposição de um aterro sanitário deve levar em conta três critérios de seleção, são eles: aspectos técnicos, aspectos econômico-financeiros e aspectos político-sociais, sendo o primeiro objeto de maior deliberação na pesquisa, conforme NBR 13896/1997, que estabelece aspectos técnicos fundamentais para tomada de decisão nesse processo, a qual pode-se citar:

- Topografia: locais com declividade superior a 1% e inferior a 30%;
- Geologia e tipos de solos existentes: coeficiente de permeabilidade inferior a 10-6 cm/s e uma zona não saturada com espessura superior a 3 m;
- Recursos hídricos: distância mínima de 200 m de qualquer coleção hídrica ou curso de água;
- Vida útil: aterros com vida útil mínima de 10 anos;
- Distância mínima a núcleos urbanos: deve ser avaliada a distância do limite da área útil do aterro à núcleos populacionais, recomendado distância superior a 500 m.
- Distância mínima de 100 metros de rodovias e estradas.

Os aspectos político-sociais dizem respeito à aceitação e o impacto causado nas comunidades próximas a área de instalação do aterro. Logo é importante observar os seguintes critérios segundo constantes no Manual de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (Monteiro *et al.*, 2001):

- Distância de núcleos urbanos de baixa renda;
- Acesso à área feita por vias de baixa densidade de ocupação devido aos transtornos à comunidade;
- Inexistência de problemas com a comunidade do entorno.
- Já os aspectos econômico-financeiros têm em vista a viabilizar a construção e funcionamento do aterro sanitário, devem ser levados em conta para isso critérios como:
- Distância do aterro sanitário ao local de coleta dos resíduos de forma a minimizar custos de transporte;
- Custo de indenizações ou da compra da área de implantação (caso necessário), custos com licenças;
- Condicionantes ambientais a depender da localização.

O presente estudo de caso propõe-se a indicar as áreas aptas à instalação de um aterro sanitário no município de Tucuruí tendo por base os aspectos supracitados, adotando os seguintes critérios:

- Tamanho da área e tempo de vida útil do aterro sanitário de 20 anos;
- Distância de 300 a 500 m de nascentes, corpos d'água e rios;
- Afastamento de 1 a 3 km de zonas residenciais;
- Proximidade da zona de coleta (máximo a 20 km de distância);
- Distância de 500 a 1000 metros de rodovias e estradas.
- Solo com declividade de 0 a 20% de declividade.

Para essa definição foram coletados dados disponíveis em meio digital com vista ao atual cenário pandêmico mundial e como forma de viabilizar um estudo preliminar de baixo custo e com informações de fácil acesso geral, posteriormente estes dados serão cruzados e assim obtidos como resultado as áreas que melhor atendem as todos os parâmetros (Figura 4).

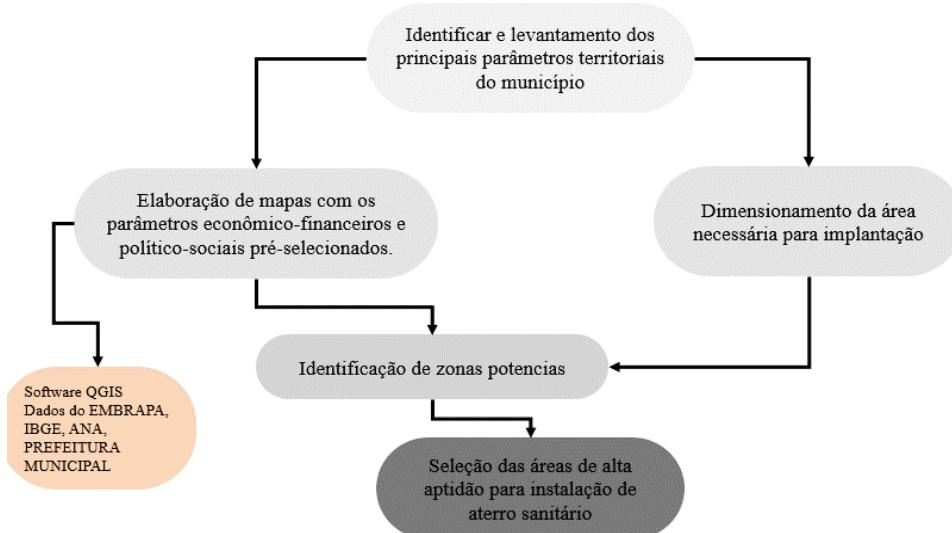


Figura 4. Metodología da Pesquisa. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Os dados técnicos foram obtidos da seguinte forma: análise de imagens por meio do *software* Google Earth; dados relativos à relevo, topografia e população obtidos da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e IBGE; dados de precipitação e hidrografia por meio da Agência Nacional de Águas (ANA) e demais dados sobre características locais obtidos no Plano Diretor de Tucuruí (Prefeitura municipal de Tucuruí, PMT - 2006).

A partir das normas técnicas pertinentes ao assunto, que determinam as condições de declividade do terreno, distância de recursos hídricos e assentamento urbanos, vegetação, entre outros, fará-se a filtragem de áreas que atendem essas características considerando os limites territoriais.

Seleção de área por dimensionamento

Para seleção de área foi estipulada uma regra de decisão para alcançar os objetivos do estudo, através de dimensionamento da área necessária para a possível instalação e funcionamento do aterro e atender a demanda de resíduos sólidos do município até o período de vida útil adotada.

Considerando-se uma vida útil para o aterro sanitário de 20 anos do período de 2023 a 2043, e uma distância de no máximo 20 km da zona urbana, foram realizados cálculos a fim de se obter a área mínima para aterro. Para isso é necessário ter uma projeção da população do município o dimensionamento da escolha do local para a implantação, considerando o pleno funcionamento do aterro durante o período de vida útil.

Utilizando o método de projeção aritmética, através da Equação 1 pode ser utilizada para estipular a população no ano de 2043.

$$P_T(2043) = P_0 + Ka \times (T_2 - T_0) \text{ (hab.)} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

$P(0)$ é a população inicial;

ka é a taxa de crescimento anual (supondo-se uma projeção aritmética);

T_2 é o ano final;

T_1 é o ano inicial;

Para determinação da taxa de crescimento anual da população estimou-se como referência os anos de 2000 a 2015, de acordo com os censos de 2000 e 2015, disponibilizados na página eletrônica do IBGE, observou-se uma população de 61596 habitantes no município de Tucuruí no ano de 2000 e 107189 habitantes no ano de 2015. Dessa forma é possível determinar a taxa de crescimento anual, através da Equação 2.

$$Ka = \frac{\Delta P}{\Delta T} = \text{População (2015)} - \text{População (2000)} / (2015-2000) \quad \text{Equação (2)}$$

O resultado da combinação das Equações (1) e (2) permite estipular a população total de habitantes no ano de 2043, e tendo esse valor já previsto, se torna possível calcular a quantidade de resíduo sólido gerado durante a vida útil do aterro sanitário.

De acordo com os dados disponibilizados pelo IBGE (2010), citado no Plano Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Estado do Pará (Pegirs Vol 1, 2014), estima que em Tucuruí são produzidas 81.6 toneladas de RSU por dia, gerando uma média relativa de 0.84 kg por habitante e dia. Dessa maneira, a quantidade de lixo produzido no ano de 2043 pode ser estimada pela Equação 3.

$$Q(2043) = Pt(2043) * 0.84 \text{ (Kg/dia)} \quad \text{Equação (3)}$$

Com a quantidade de lixo já estipulada pode-se medir o volume de resíduos produzidos diariamente. De acordo com Ribeiro (2011), o peso específico do lixo compactado é $P(e) = 500 \text{ a } 700 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$, adotando o maior peso específico, pode- se calcular o volume total de resíduo de acordo com a Equação 4.

$$V(2043) = [Q(2043) / 700] * 365 * 20 (\text{m}^3)$$

Equação (4)

Nos cálculos mensurados não foram considerados a realização de compostagem e coleta diferenciada dos resíduos, condições exigidas pela Lei nº 12305/2010 como requisito para alocação de aterro sanitário, sendo assim, adotando o cenário mais desfavorável possível, para manter certo grau de tolerância, evitando margem de erros.

Por fim, a determinação de área mínima foi obtida através do termo de referência disponibilizado pelo Ministério das Cidades (Brasil, 2011), mostrado na Tabela 1, que relaciona a população total no ano estipulado à área mínima necessária para acomodação do aterro. Podendo ser estipulada pela Equação 5, adotando uma altura máxima de 6 metros, tendo como referência as NBRs 15849/2010 e 8419/1992. Dessa forma, obtém-se a área mínima adequada para alocação do aterro.

Tabela 1. Tabela de Referência de Área mínima.

Faixa de População (Habitantes)	Área mínima por gleba		
	Aterro Sanitário (pequeno, médio e grande porte) (há)	Unidade de compostagem (m ²)	Estação de Transbordo (m ²)
Até 2000	1	300	1100
De 2001 a 5000	2	300	1100
De 5001 a 10000	4	500	1100
De 10001 a 20000	6	1000	1100
De 20001 a 50000	10	2500	1100
De 50001 a 100000	20	6000	1100
De 100001 a 150000	25	9000	1100
De 150001 a 250000	35	17000	1100
De 250001 a 500000	55	33500	1100

$$A(\text{mínima}) = V(2043) / h (\text{ha})$$

Equação (5)

Análise das zonas potenciais

A partir dos critérios de seleção por dimensionamento de área, adotados para a instalação do aterro sanitário, foram gerados mapas da área de estudo, que correspondem às localizações da zona urbana, rios, estradas, além de mapas para análise de uso do solo e declividade do terreno do município.

Para a produção dos mapas foi utilizado o software QGIS 2.18 e o sistema de coordenadas geográficas *Datum Sirgas* 2000, necessários para realização das consultas e manipulações espaciais de dados para modelos numéricos de terrenos e imagens, posteriormente, foram atribuídos às tabelas de cada mapa, classificação do grau de aptidão as áreas correspondem às distâncias das zonas urbanas, estradas e rios. Esses graus de aptidão variam entre áreas impróprias, regulares e próprias para implantação.

Zonas urbanas e estradas

Para elaboração do mapa de distância das áreas urbanas foram considerados os dados vetoriais obtidos através do IBGE e captura de imagem do satélite Bing através do complemento "*Quick Map Services*". Após mapeamento de limite do município e das suas respectivas áreas urbanas, foram definidas faixas de distâncias, conforme Figura 6. De acordo com a NBR 13896/1997, a distância mínima entre o aterro e área urbana deve ser no mínimo 500 metros, utilizado também como critério mínimo, já que pode trazer problemas às comunidades, povoados e/ou agrovilas no entorno.

A elaboração do mapa de distância de estradas foi feita com os dados vetoriais obtidos através do site IBGE e Departamento Nacional De Infraestrutura De Transportes (DNIT) e imagem do satélite Bing obtida através do complemento "*Quick Map Services*" disponível no software QGIS. Conforme a NBR 13896/1997, a distância mínima do aterro para estradas deve ser de 100 metros, distâncias menores trazem proximidade excessiva e pode prejudicar o tráfego de veículos devido à possível presença de resíduos mais leves como sacolas plásticas; além de gerar grande impacto visual do aterro (Weber e Hasenack, 2000).

Drenagem do município

Outro critério importante de análise é a delimitação de corpos hídrico e drenagem do município, ou seja, o mapeamento geral da coleção hídrica presente na região, devendo-se preservar os recursos hídricos de possíveis contaminações por efluentes, de acordo com o que estabelece a legislação em relação à distância de cursos e corpos d'água (Weber e Hasenack, 2000).

Os dados vetoriais obtidos para elaboração do mapa de distância de corpos hídricos e drenagem do município, foram coletados do banco de dados do IBGE, ANA e dados da Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMA), e imagem do satélite Bing/*Alos Palsar* e utilizando o software QGIS, as imagens foram reprojetadas para o Sistema de Coordenadas Geográficas, *Datum Sirgas* 2000.

A partir do mapeamento da diversidade hidrográfica extraída do município, pôde-se observar que Tucuruí tem seu território banhado pela bacia hidrografia do Tocantins-Araguaia e as microbacias como, o rio Cariné que alimenta grande parte do território, tendo também o abastecimento da zona urbana através do rio Tocantins, como mostra as Figuras 5 e 6.

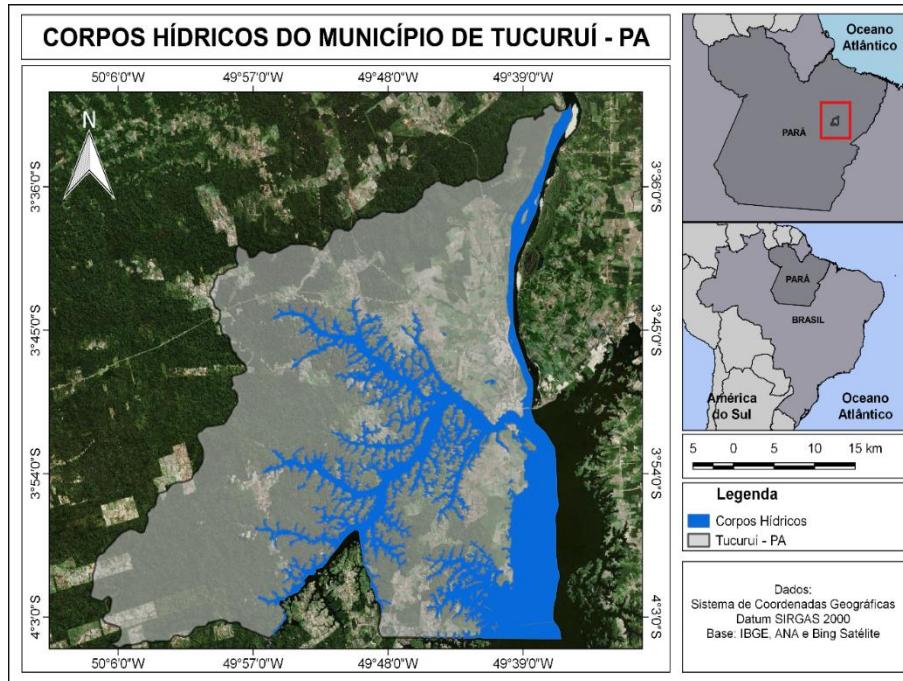


Figura 5. Mapa Hidrográfico do Município. *Fonte: Elaborada pelos Autores.*

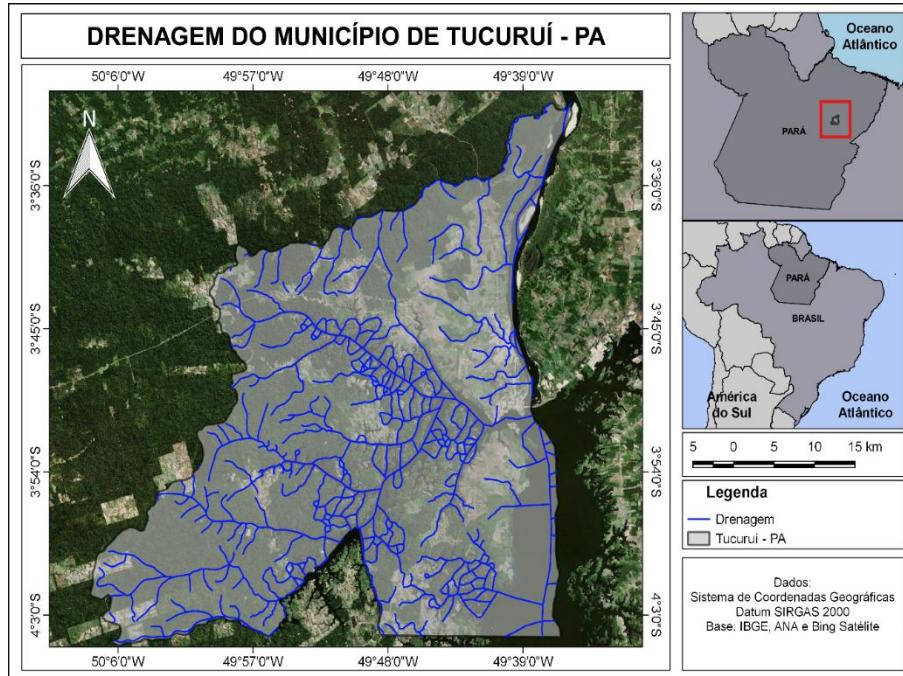


Figura 6. Mapa de Drenagem do Município. *Fonte: Elaborada pelos Autores.*

Declividade e uso do solo

Para a análise dos mapas já expostos, fez-se necessário ter conhecimento sobre o grau de afastamento entre cada critério e a possível área de alocação do aterro, mas para além desse estudo, também deve-se determinar a análise do uso de ocupação do solo do município e declividade do território. A declividade representa a inclinação do terreno em porcentagem, está ligada a velocidade do escoamento superficial das águas e do provável escoamento do chorume proveniente do aterro. Sendo assim, quanto menor for a declividade, melhor será a área para construção do aterro.

Para o estudo, os dados vetoriais foram obtidos através do site IBGE e Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) e utilizando o software QGIS, foi possível analisar o fator de declividade de acordo com o grau de limitação do uso do solo em função da exposição à erosão, de 0 a 3% relevo plano, de 3 a 8% relevo com suave ondulação, de 8 a 20% relevo ondulado, de 20 a 45% relevo fortemente ondulado, de 45 a 75% relevo montanhoso e maior que 75% fortemente montanhoso (EMBRAPA, 1979).

Para elaboração do mapa de uso e ocupação de solo utilizou-se os dados vetoriais obtidos através do projeto TerraClass no site do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) e o Manual de Classificação do Uso da Terra do IBGE, a imagem do satélite Bing obtida através do complemento "*Quick Map Services*", ferramenta no software QGIS, com 30 metros de resolução, foi classificado pelo método probabilístico no qual pixels da imagem são associados com suas respectivas classes temáticas, em que foram selecionados 8 tipos de uso de solo, área urbana, demais ocupações, floresta, pasto, vegetação secundária, regeneração com pasto, solo exposto e hidrografia.

Por fim, as áreas excelentes resultantes das análises de todos os mapas tiveram suas faixas de distância e informações de critérios de solo, sobrepostas. Com base nisso, foi realizado um novo cruzamento, entre a análise das zonas potenciais, resultantes da sobreposição dos mapas, e a área mínima necessária para implantação do aterro, e atendendo aos dois critérios, se chegará a um conjunto de áreas que atendem tantos aos interesses da comunidade local quanto a interesses do poder público no tange a menores custo de implantação e operação.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos com as equações descritas na metodologia foram os seguintes: Os cálculos da Equação 2 indicam que a taxa de crescimento da população, utilizando o intervalo entre os anos 2000 e 2015 é de 3039.53 Com a taxa de crescimento calculada, através da Equação 1, pode-se fazer uma estimativa populacional no ano de 2043, por projeção aritmética, será de 186216.73 habitantes.

A partir do cálculo de estimativa da população para o período adotado de 20 anos, é necessário saber também, a quantidade de resíduo gerado, equivalente a quantidade de habitantes, para uma média de 0.84 kg/hab/dia, conforme Equação 3, tem-se o resultado de 156422.05 Kg/dia. A quantidade de

resíduo gerado no ano de 2043 será de 156.422 ton/dia, mas como deve-se ter projeção para os 20 anos úteis do aterro, aplicando a Equação 4, chega-se ao valor de 1631 258.55 m³.

Esse volume demonstra que com uma estimativa de 1141880.6 toneladas geradas no período de 20 anos, aplicando o peso específico do aterro compactado, se tem um volume de resíduo de 1631258.55 m³. Para o valor correspondente a área mínima necessária para alocação desse aterro, pode ser retirado da tabela de termo de referência do ministério das cidades, ou calcular a área aproximada de acordo com a equação 5. Obtendo-se o resultado de área mínima igual a 271876.425 m², aproximadamente 28 hectares.

Sem esse cálculo de aproximação de área mínima, e considerando a faixa de população adotado termo de referência do ministério das cidades, a área mínima a ser considerada seria de 35 hectares. Assim, a área mínima que deve ser reservada para a implantação de um aterro sanitário com vida útil de 20 anos no município de Tucuruí, Pará, deve ser no mínimo de 28 ha, e com esses dados pode-se prever aproximadamente os problemas da futuros da questão do lixo, em termos de espaço e meio ambiente, que será enfrentado daqui a alguns anos.

Seleção das áreas adequadas para a implantação

A análise de cada critério varia de acordo com as respectivas zonas de cada mapa. Para o mapa de distâncias da área urbana a zona de aptidão máxima e “excelente”, foi considerada as distâncias entre 1000 e 4000 metros da zona urbana ilustrado na Figura 7 e classificação disposta na Tabela 2.

A faixa abaixo com distâncias menor que 500 metros não se aplica, pois está dentro da zona considerada urbana, e prejudica a qualidade de vida dos moradores próximos, para a faixa de 500 a 1000 metros, considera-se regular, pois não atinge diretamente as áreas urbanas, mas pode causar problemas de incômodo visual aos moradores mais próximos dessa faixa, e acordo com Marques (2001), distâncias superiores a 4 quilômetros podem dificultar o transporte de resíduo até o aterro, e consequentemente elevar o custo com o transporte, sendo assim a melhor faixa de distância está entre 1000 e 4000 metros da zona urbana.

Tabela 2. Classificação da Distância no Mapa de Áreas Urbanas.

CLASSIFICAÇÃO	DISTÂNCIA (M)
INADEQUADA	< 500
REGULAR	500 - 1000
EXCELENTE	1000 - 4000
REGULAR	> 4000

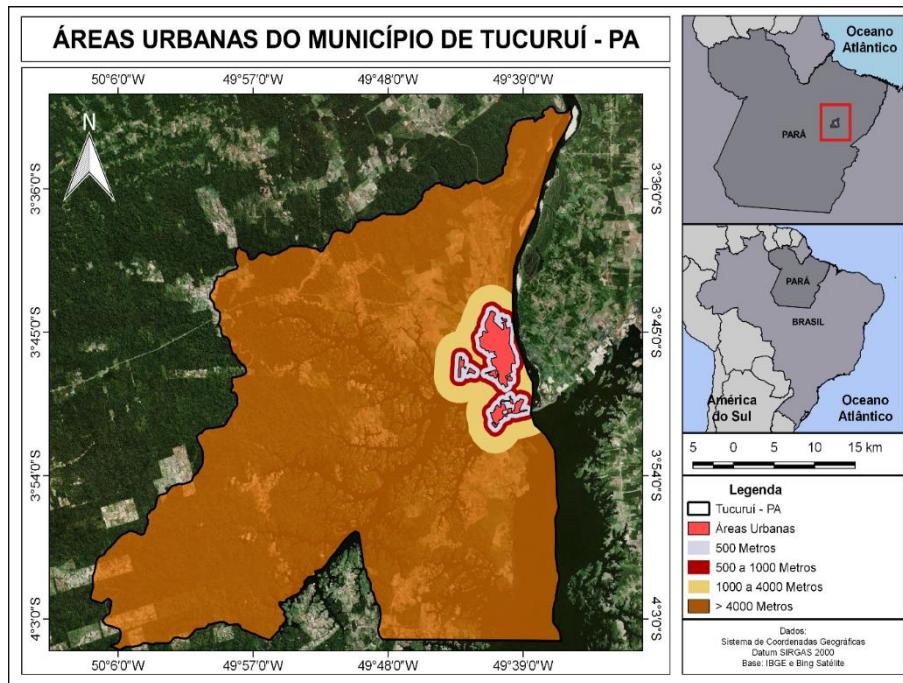


Figura 7. Mapa de Distâncias da Área Urbana do Município. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Para seleção da melhor zona de distanciamento de estradas e rodovias que cortam o município ilustrado na Figura 8, a faixa de distância adotada como “excelente” está entre 500 a 1000 metros de afastamento, pois distâncias menores comprometem a qualidade visual do tráfego que circulação das estradas e rodovias e distâncias maiores, podem comprometer a eficiência do transporte de resíduos, e conforme determinação das faixas, foram atribuídos às classificações de aptidão, apresentado na Tabela 3.

Tabela 3. Classificação de Distância no Mapa de Estradas.

CLASSIFICAÇÃO	DISTÂNCIA (M)
INADEQUADA	<500
EXCELENTE	500 - 1000
REGULAR	>1000

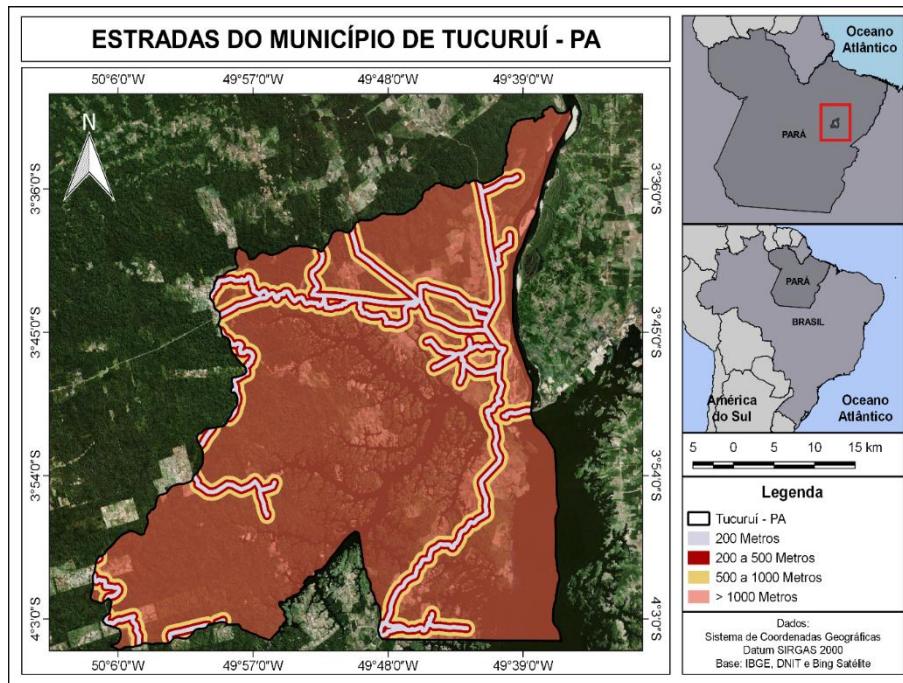


Figura 8. Mapa de Distância das Estradas do Município. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Para mapa de distanciamento de rios, após a espacialização hidrográfica mais detalhada do município, aplicou-se as faixas de distâncias para estabelecer as zonas excelentes, conforme Figura 9. A NBR nº 13896/1997 estabelece distância mínima de 200 metros de qualquer coleção hídrica, mas atendendo ao valor adotado, a zona própria é acima de 300 metros de qualquer corpo hídrico e conforme aumento de faixa, maior é a aptidão da área. Sendo assim, áreas com distâncias entre 300 a 500 metros foram consideradas como “regulares”, mas com a mesma prioridade de uma área excelente e acima de 500 metros como “excelentes” para implantação, elucidado na Tabela 4.

Tabela 4. Classificação de Distância no Mapa de Drenagem.

CLASSIFICAÇÃO	DISTÂNCIA (M)
INADEQUADA	≤ 300
REGULAR	300 – 500
EXCELENTE	>500

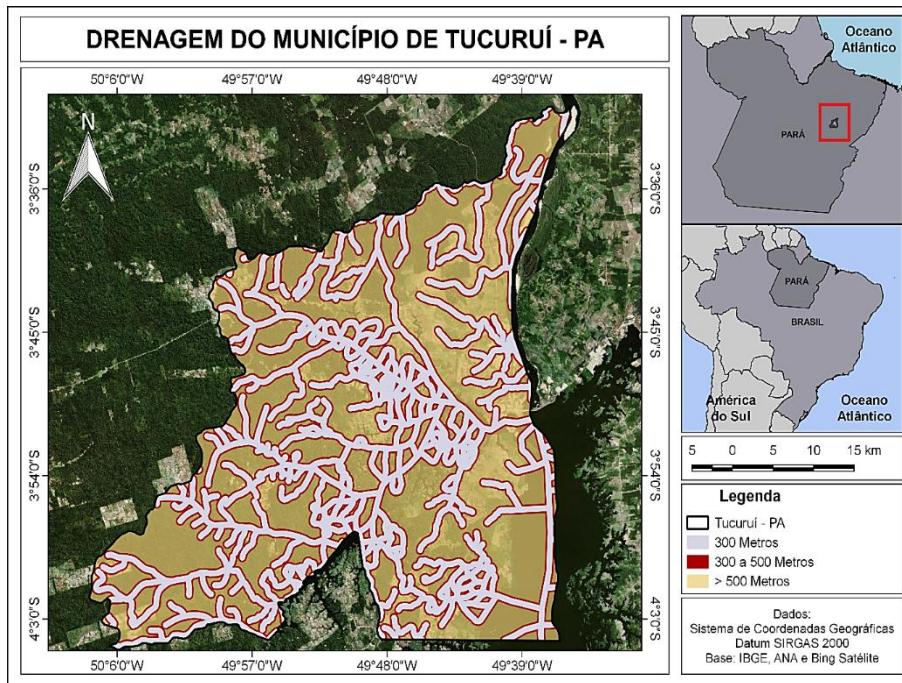


Figura 9. Mapa de Distância da Drenagem do Município. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Para classificação das zonas no mapa de declividade, foi classificado como zona excelente, declividade de 0 a 8%, com relevo plano ou suave ondulação, evitando assim, áreas com relevo com inclinações maiores que 8%, ondulados, fortemente ondulados ou montanhosos, evitando problemas de escoamento do chorume para corpo hídricos durante os períodos de chuva, conforme Figura 10.

O mapa de uso e ocupação de solo, ilustrado na Figura 11, mostrou que as áreas com as maiores classes de uso de solo são de Floresta e Pasto, isso se deve a concentração da população às margens do Rio Tocantins, e ao elevado uso de propriedade privada para manejo agropecuário. Nesse sentido, a NBR n° 13896/1997 estabelece que o impacto ambiental a ser causado pela instalação do aterro deve ser mínimo, corroborando para que as áreas de florestas e vegetação secundária sejam evitadas. Sendo assim, as áreas pouco utilizadas, áreas pastagem e principalmente áreas já desmatadas e com solo exposto, tem maior grau de aptidão para a instalação do empreendimento.

Após o cruzamento dos dados e sobreposição das zonas aptas em todos os mapas analisados, classificou-se as áreas de acordo com sua aptidão, com classificação em potencial excelente, regular, ruim e péssima.

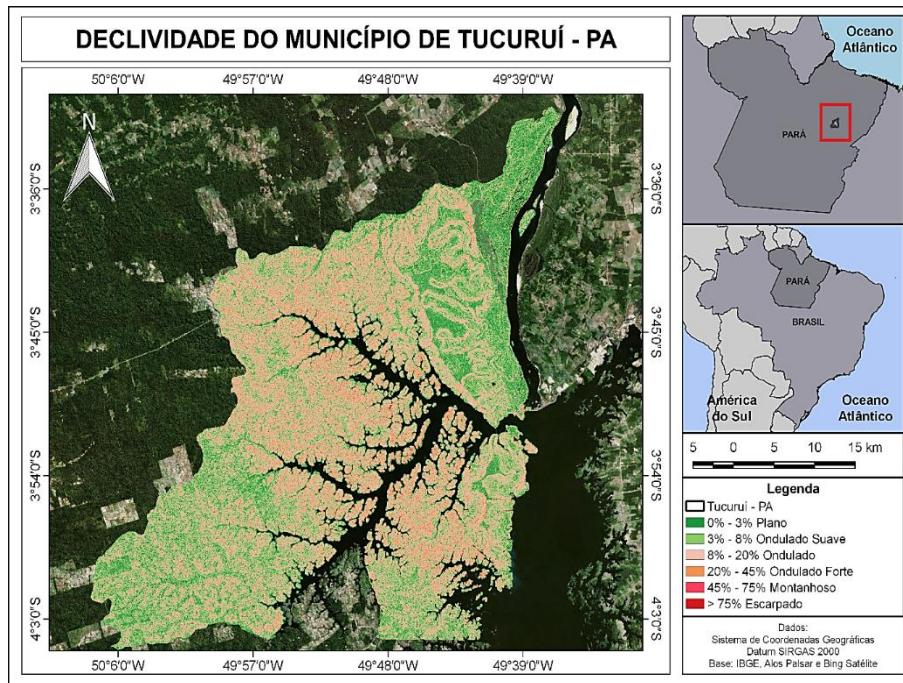


Figura 10. Mapa de Declividade do Município. Fonte: Elaborada pelos Autores.

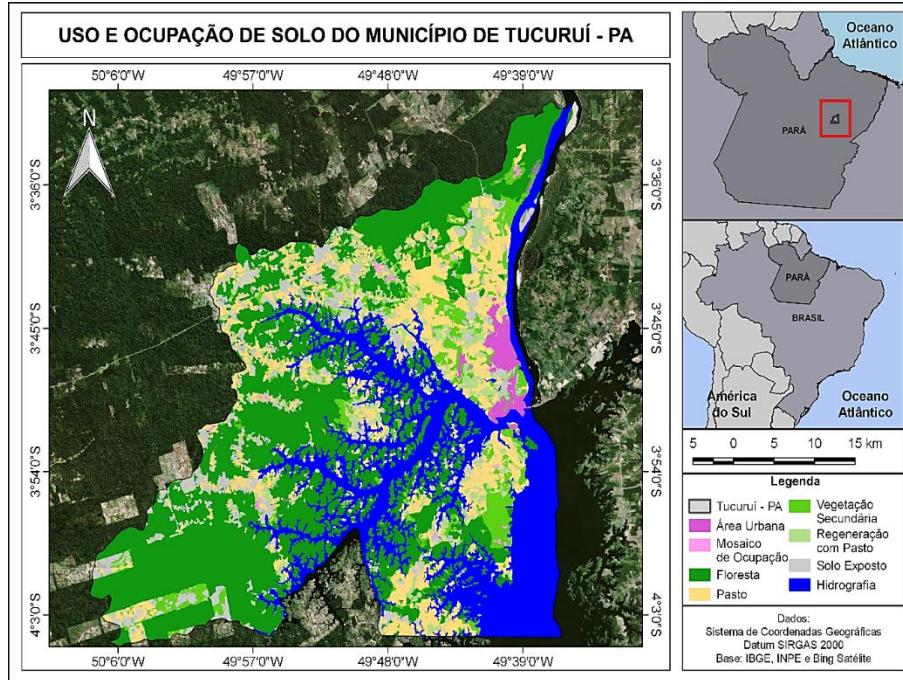


Figura 11. Mapa de Uso e Cobertura do Solo do Município. Fonte: Elaborada pelos Autores.

As zonas com potencial excelente, atendem a todos os critérios avaliados para implantação, devendo essas, serem áreas pré-selecionadas (Figura 12); zonas de potencial regular atendem a 80% dos critérios; para as zonas de potencialidade ruim e péssima, são regiões que não atendem aos as faixas de distância ou não apresentam afastamento nenhum da zona urbana, ou está contido nas regiões de corpos hídricos.

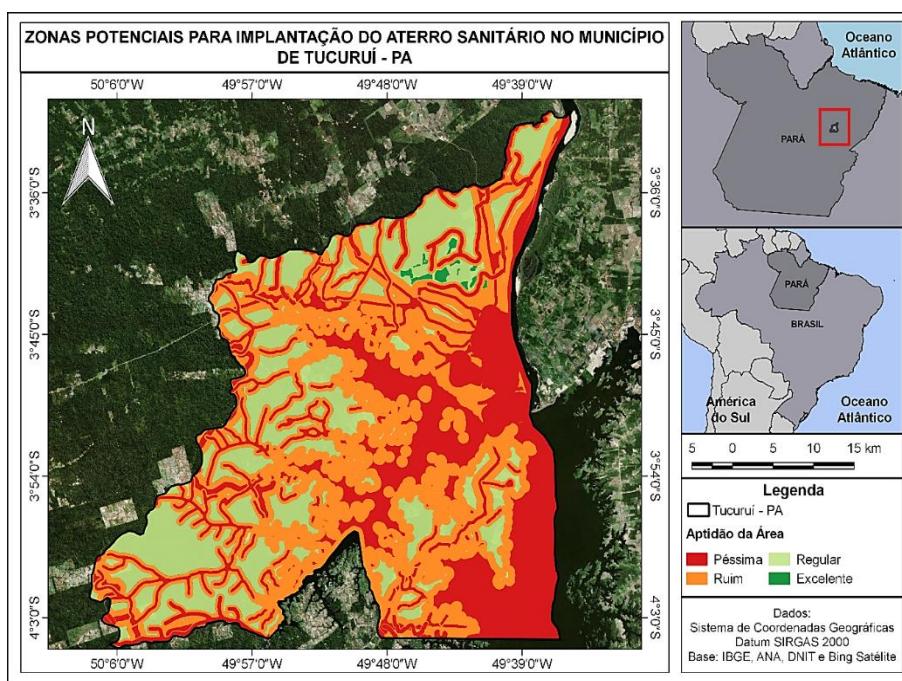


Figura 12. Mapa de Zonas Potenciais Para a Implantação do Aterro. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Para as zonas que não atenderam 100% dos critérios, foram consideradas todas regulares, resultando em 12 áreas restantes de excelente aptidão (Figura 13).

Após realizado o cruzamento com o cálculo de área mínima, a fim de determinar a dimensão de cada, detalhado na Tabela 5.

Sabendo disso, de acordo com os cálculos feitos, a área mínima para implantação e funcionamento do aterro é de 28 hectares, descartando as áreas que não atendem a este critério, identificados como áreas 11 e 12, restando apenas 10 áreas, conforme Figura 14.

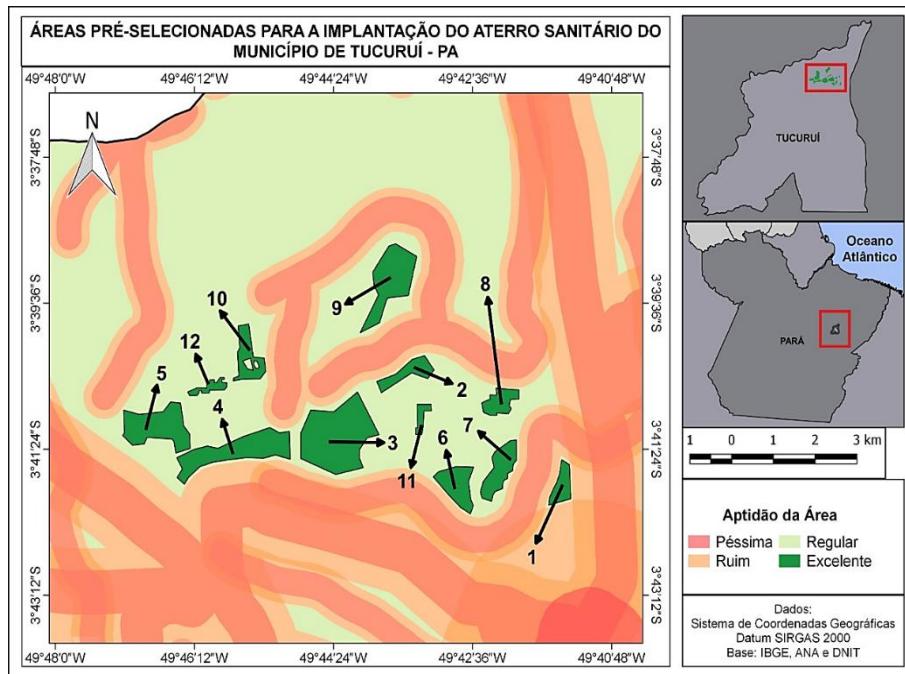


Figura 13. Mapa de Zonas Pré-Selecionadas Para a Implantação do Aterro. Fonte: Elaborada pelos Autores.

Tabela 5. Dimensões e Coordenadas das Áreas Pré-Selecionadas.

ÁREA SELECIONADA	DIMENSÃO (HA)	COORDENADAS GEOGRÁFICAS	
		X	Y
1	30.747	-49.691	-3.697
2	38.707	-49.724	-3.674
3	218.16	-49.739	-3.687
4	132.35	-49.761	-3.690
5	109.72	-49.778	-3.685
6	58.257	-49.713	-3.697
7	58.731	-49.704	-3.694
8	35.254	-49.704	-3.680
9	114.66	-49.728	-3.655
10	47.896	-49.758	-3.671
11	13.070	-49.721	-3.683
12	15.687	-49.767	-3.677

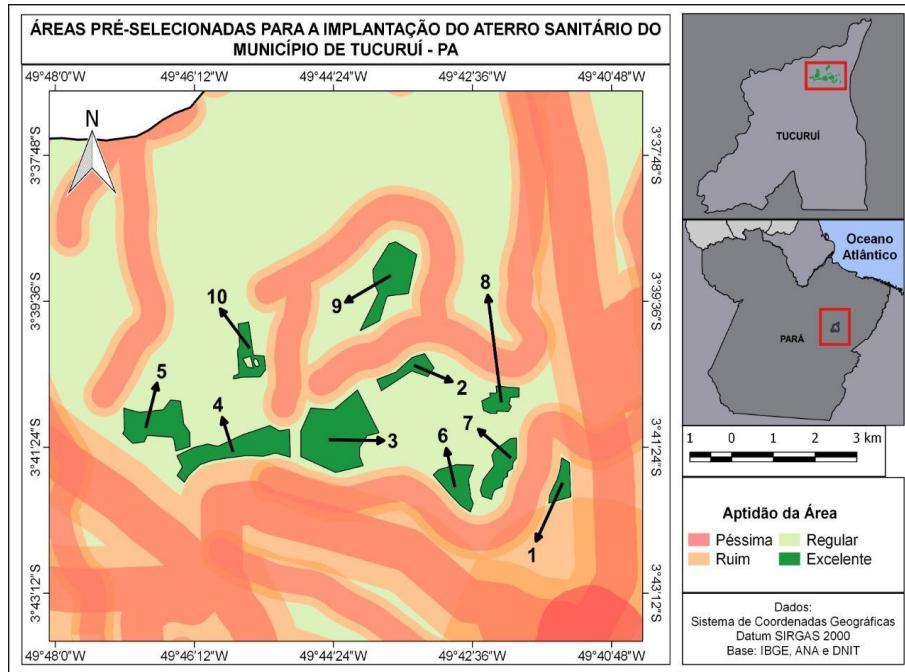


Figura 14. Mapa de Áreas Potenciais com Alta Aptidão Para a Instalação do Aterro. *Fonte: Elaborada pelos Autores.*

Um último filtro dessas áreas ainda pode ser feito. Levando em conta que um aterro sanitário em sua maioria não chega ao seu tempo de vida útil determinado, que neste estudo é de 20 anos, devido a geração de gases e líquidos percolados, vindo a ter suas atividades encerradas, e mantido o monitoramento de águas subterrâneas (Alves, 2010), a área necessária para implantação deste aterro não deve ser maior que 35 a 40 hectares, restando apenas as áreas 1, 2 e 8. Mas para essa análise deve ser considerado também outros estudos a respeito de critérios de vulnerabilidade ambiental, e conhecimento do tipo de solo da região, o que talvez reduza a quantidade de áreas selecionadas.

Considerações finais

Sendo assim, foi constatado que o município de Tucuruí, no Estado do Pará, encontra-se em situação irregular em relação à Política Nacional de Resíduos Sólidos, por conta de a destinação dos seus resíduos ainda não ser direcionada para um aterro sanitário, situação essa compartilhada infelizmente com muitos outros municípios, desse modo, o município sendo passível de sanções econômicas por parte do governo federal.

É importante destacar que o estudo representou uma identificação preliminar de áreas para a construção de aterros sanitários. As áreas selecionadas como aptas podem apresentar outras

características que podem inviabilizar a sua utilização para a disposição de resíduos e reduzir o número de áreas obtidas, como áreas de vulnerabilidade ambiental, dificuldade de acesso, fluxo de água subterrânea, pedologia e permeabilidade do solo, que devem ser analisados e validados *in situ*.

Ressalta-se ainda a necessidade da criação de outros mecanismos que de fato farão com que os aterros sanitários sejam instalados, tendo em vista que a simples criação de prazos inexequíveis só resultará em postergações.

Propondo auxiliar na solução para o município, o trabalho aqui efetuado entrega como principal produto o mapeamento de 10 áreas de excelente aptidão para a instalação do aterro sanitário em Tucuruí, separando 3 dessas como as mais aptas devido a maior aproximação em relação a dimensão ideal de 28 hectares, obedecendo critérios técnicos adotados, em segundo plano, o estudo demonstra a acessibilidade e avanço das ferramentas de georreferenciamento, e a possibilidade de transformação dos cuidados com o meio ambiente e especialmente com as pessoas, por meio da ajuda dessas ferramentas, espera-se agora que esse avanço dos softwares seja traduzido pela administração pública da mesma forma em avanço social e ambiental.

Referências bibliográficas

- ABNT NBR, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997) *NBR 13896: Projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos*. ABNT
- ABNT NBR, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (2010) *NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte*. ABNT
- ABNT NBR, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992) *NBR 8419: Resíduos sólidos – Aterros sanitários*. ABNT
- Abrema, Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. (2023) Panorama dos resíduos sólidos no brasil. Acesso em 8 out. 2024. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama>
- Alves, A. K. (2010) *Proposta De Manual Técnico De Medidas Preventivas E Corretivas Para Aterros Sanitários Encerrados*. Dissertação De Mestrado-Universidade Federal De Uberlândia. Uberlândia. 210 pp.
- Brasil (2010) *Lei Federal nº 12305, de 02 de agosto de 2010*. Institui a política nacional de resíduos sólidos. Acesso em 08 out. 2024. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/lei/L12305.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/L12305.htm)
- Brasil (2011) Ministério Das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental (Snsa). Termo de referência para estudos de concepção de coleta seletiva, tratamento e disposição em aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos. Acesso em 07 de abril de 2024. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/Znmt43xbcJ8jN6yLDj6mgtv>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1979) Serviço nacional de levantamento e conservação de solos. Súmula da 10 reunião técnica de levantamento de solos. Rio De Janeiro. Acesso em 15 de junho de 2024. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/327212/1/SNLCSMiselania11979.pdf>
- Estado do Pará (2014) *Plano De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos Do Estado Do Pará* (Pegirs). Vol 1. Pará: Bencorp. Acesso em 23 de agosto de 2024. Disponível em: <https://www.semas.pa.gov.br/2016/09/14/plano-estadual-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos>
- IBGE, Instituto Brasileiro De Geografia e Estatística (2023) *Cidades – Tucuruí- Pá*. Acesso em 18 out. 2024. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tucurui/panorama>

- IPEA, Instituto De Pesquisa Econômica Aplicada (2020) *Resíduos sólidos urbanos no brasil: desafios tecnológicos, políticos e econômicos*. Centro de Pesquisa E Ciência, Tecnologia e Sociedade. Acesso em 7 de março de 2024. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., Worderden, F. V. (2018) *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050. Urban Development*. Washington, DC: World Bank. Acesso em 8 out. 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/10986/30317> License: CC BY 3.0 IGO
- Lourenço, R. W., Silva, D. C. C., Sales, J. C. A., Medeiros, G. A., Otero, R. A. P. (2015) Metodologia para seleção de áreas aptas à instalação de aterros sanitários consorciados utilizando SIG. *Ciência e Natura*, **37**(3), 122-140. <https://doi.org/10.5902/2179460X15973>
- Marques, E. T. (2001) *Identificação de áreas potenciais para a disposição de resíduos de mármores e granitos em Cachoeiro de Itapemirim - ES*. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 96 pp.
- Monteiro, J. H. P., Figueiredo, C. E. M., Magalhães, A. F., Melo, M. A. F., Brito, J. C. X., Almeida, T. P. F., Mansur, G. L. (2001). Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos. Instituto Brasileiro de Administração Municipal - IBAM. Rio de Janeiro, 204 pp. Acesso em 19 fev. 2024. Disponível em: https://servicos.ifrn.jus.br/siteApi/arquivos/?path=jfrnsustentavel%2Fnormativosmanuals%2FManual_de_Gerenciamento_Integrado_de_Residuos_Solidos.pdf
- Moraes, G. C. T. (2021) Mosaicos de áreas protegidas na Amazônia. *Revista Tempo Amazônico – Amapá*, **8**(2), 271-291. Acesso em 12 set. 2023. Disponível em <https://www.sumarios.org/revista/revista-tempo-amaz%C3%A3nico>
- PMT. Prefeitura Municipal De Tucuruí (2006) *Plano Diretor Do Município*. Documento Técnico. Tucuruí, Pará. Acesso em 02 jan. 2024. Disponível em: <https://camaratucurui.pa.gov.br/site/arquivos/1538564348.pdf>
- Ribeiro, V. V. P. (2011) *Aplicação De Sistema De Informação Geográfica Na Identificação De Área Para Aterro Sanitário*. (Dissertação de Mestrado Profissional) Programa de Pós-Graduação em Ciência e Sistema De Informação Geográfica, Centro De Informação Geográfico, Universidade Católica De Moçambique, Beira, Moçambique. 85 pp.
- SINIR, Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (2020) *Relatório estadual de gestão de resíduos sólidos*. Acesso em: 18 abril 2024. Disponível em: <https://sinir.gov.br>
- Weber, E., Hasenack, H. (2000) *Avaliação de áreas para instalação de aterro sanitário através de análises em sig com classificação contínua dos dados*. Acesso em 09 set. 2024. Disponível em: https://www.ecologia.ufrgs.br/labgeo/arquivos/Publicacoes/Congressos/2000/Weber_&_Hasenack_2000_Avaliacao_areas_aterro_sanitario_SIG.pdf

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

USO DO DIAGRAMA DE COAGULAÇÃO COMO FERRAMENTA PARA O ESTUDO DA REMOÇÃO DE *Cryptosporidium spp.* E *Giardia spp.* EM ÁGUA PARA ABASTECIMENTO

USE OF THE COAGULATION DIAGRAMS AS A TOOL FOR STUDYING THE REMOVAL OF *Cryptosporidium spp.* AND *Giardia spp.* IN PUBLIC WATER SUPPLY

Recibido el 11 de marzo de 2024. Aceptado el 14 de febrero de 2025

Abstract

Protozoa of the genera *Cryptosporidium* and *Giardia* are responsible for outbreaks of waterborne diseases, including in developed countries, which reveals the difficulty of their removal through the water treatment normally used. In Brazil, the most used water treatment technology is the complete cycle type, which consists of the sequential stages of coagulation, flocculation, decantation, filtration and disinfection. The study evaluated the removal of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in waters from the Jucu River, a station that supplies a full cycle station, based on the coagulation diagram. The research consisted of physical-chemical and biological characterization using three types of water collected from the Jucu River. For each type of water, a coagulation diagram was constructed using aluminum sulfate as a coagulant in the scanning mechanism. To carry out studies with inoculum of *Cryptosporidium* and *Giardia* (oo) cysts, two points were strategically selected, determined by the "coagulant dosage x coagulation pH", one within the optimal scanning region and the other outside. The studies showed that in the optimal scanning region, the removal of turbidity from the decant water was greater than 80% and that the recovery of *Cryptosporidium* and *Giardia* (oo) cysts in the sludge was greater than 70% and 40%, respectively. These results indicated that the removal of turbidity influenced the removal of these protozoa and that the construction of the coagulation diagram constitutes an important tool in the study of their removal in water treatment plants.

Keywords: coagulation diagram, *Cryptosporidium*, *Giardia*, public water supply.

¹ Laboratório de Dinâmica de Transmissão e Complexidade em Helmintíases, Núcleo de Doenças Infecciosas, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.

² Departamento de Ciência e Tecnologia Ambiental, Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.

* Autor correspondente: Laboratório de Dinâmica de Transmissão e Complexidade em Helmintíases, Núcleo de Doenças Infecciosas, CCS, Universidade Federal do Espírito Santo. Avenida Marechal Campos 1468, UFES-Campus de Maruípe, Térreo do Prédio do CCS, Núcleo de Doenças Infecciosas (NDI), 29043-910 Vitória ES. Email: daniscapbkp@gmail.com

Resumo

Protozoários dos gêneros *Cryptosporidium* e Giárdia são responsáveis por surtos de doenças de veiculação hídrica, inclusive em países desenvolvidos, o que revela a dificuldade de sua remoção por meio do tratamento de água normalmente empregado. No Brasil, a tecnologia de tratamento de água mais utilizada é a do tipo ciclo completo que consiste nas etapas sequenciais de coagulação, floculação, decantação, filtração e desinfecção. O estudo avaliou a remoção de oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* na água do Rio Jucu, manancial que abastece uma estação de ciclo completo, com base no diagrama de coagulação. A pesquisa consistiu na caracterização físico-química e biológica utilizando-se três tipos de água coletadas no Rio Jucu. Construiu-se, para cada tipo de água, um diagrama de coagulação utilizando o sulfato de alumínio como coagulante no mecanismo de varredura. Para realização dos estudos com inóculo de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia*, foram selecionados estrategicamente, dois pontos, em cada diagrama, determinados pela “dosagem de coagulante x pH de coagulação”, um dentro da região ótima da varredura e outro fora. Os estudos mostraram que na região ótima de varredura, a remoção de turbidez da água decantada foi superior a 80% e que a recuperação de (oo)cistos de *Cryptosporidium* e *Giardia* no lodo foram superiores a 70% e 40%, respectivamente. Estes resultados indicaram que a remoção da turbidez influenciou na remoção desses protozoários e que a construção do diagrama de coagulação constitui uma importante ferramenta no estudo da remoção dos mesmos em estações de tratamento de água.

Palavras-chave: diagrama de coagulação, *Cryptosporidium*, *Giardia*, água para abastecimento público.

Introdução

Nos últimos anos foram registrados inúmeros surtos mundiais de doenças de veiculação hídrica tendo como o seu principal agente o protozoário *Cryptosporidium spp.*, seguido por *Giardia spp.* e *Toxoplasma gondii*. Estima-se que os protozoários causam anualmente 1.7 bilhão de casos de diarreia e 842.000 mortes em todo o mundo. Além disso, eles são a segunda causa mais comum de mortalidade em crianças menores de 5 anos. Pelo menos 381 surtos relacionados à transmissão de protozoários parasitas pela água foram relatados entre 2011 e 2016 em todo o mundo, sendo o seu maior número registrado na América do Norte. (Bourli *et al.*, 2023).

No Brasil, esses protozoários foram detectados em mananciais utilizados para abastecimento público, que estão comumente localizados próximos a áreas de pastagens e de intensa atividade agropecuária ou que recebem, em algum ponto do seu curso, efluentes líquidos não tratados. (Grott *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2021; Keller *et al.*, 2024)

As tecnologias de tratamento de água evoluíram consideravelmente, podendo-se dizer que qualquer água pode ser tratada e destinada a consumo, embora os custos e riscos envolvidos possam ser extremamente elevados. As tecnologias de tratamento podem ser divididas entre aquelas em que são utilizadas a coagulação química e as que prescindem desse processo (Di Bernardo, 2017). Neste trabalho, destacam-se as tecnologias que utilizam coagulação química, dentre elas a de tratamento em ciclo completo, comumente utilizada no Brasil, que compreende as etapas de coagulação, floculação, decantação e filtração rápida descendente.

Coagular significa desestabilizar partículas permitindo que essas se agrupem e sejam removidas da água em tratamento. A coagulação depende, fundamentalmente, das características da água e das impurezas presentes, conhecidas por meio de parâmetros como pH, alcalinidade, cor verdadeira, tamanho e distribuição das partículas em estado coloidal e em suspensão. Quando a coagulação não é realizada de modo adequado, compromete-se o desempenho de todas as unidades de tratamento a jusante, aumentando os riscos sanitários da água produzida (Di Bernardo, 2003).

Considera-se a coagulação como o resultado individual ou combinado à ação de quatro mecanismos distintos: compressão da dupla camada elétrica; adsorção e neutralização; varredura; Adsorção e formação de ponte (Di Bernardo e Di Bernardo-Dantas, 2005). Dentre estes mecanismos, o de “adsorção e neutralização de cargas” e o de “varredura” são os que podem ocorrer quando se utiliza sais de ferro ou alumínio como coagulantes primários.

O mecanismo de varredura é muito utilizado nas estações de tratamento de água em que têm coagulação, floculação e decantação antecedendo a filtração, pois os flocos são maiores e apresentam velocidade de sedimentação relativamente alta, se comparados aos flocos obtidos com coagulação realizada por adsorção e neutralização de cargas (Di Bernardo *et al.*, 2002). A coagulação realizada neste mecanismo é recomendada quando se tem tratamento em ciclo completo, pois os flocos obtidos são facilmente removidos nos decantadores.

Amirtharajah e Mills (1982) desenvolveram o diagrama de coagulação, com base no diagrama de solubilidade do alumínio e das condições de coagulação, de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 14,3 \times \text{H}_2\text{O}$ e pH da mistura, no tratamento de águas sintéticas e naturais, com turbidez relativamente alta se comparada à cor verdadeira. Nesse diagrama, há a delimitação das regiões nas quais predominam os diferentes mecanismos de coagulação (Di Bernardo, 2002).

As informações obtidas através dos ensaios em “jartest” podem ser dispostas em diagramas de coagulação, no qual os valores da dosagem de coagulante, do pH de coagulação e da turbidez remanescente podem ser facilmente visualizados graficamente e então identificados o par de valores “dosagem de coagulante x pH de coagulação” que conduziram aos melhores resultados na remoção da turbidez ou de outro parâmetro de interesse da massa líquida (Bartiko e Julio, 2015).

As partículas em suspensão na água, tais como, as partículas coloidais, substâncias húmicas e microrganismos em geral, dentre eles os oocistos de *Cryptosporidium* e os cistos de *Giardia*, apresentam-se como partículas de carga negativa. Os cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* podem se aderir às partículas orgânicas e inorgânicas em suspensão (Medema *et al.*, 1998).

Partículas presentes na água bruta conferem turbidez e cor à água dos mananciais. Segundo a Portaria GMMS Nº 888 a turbidez é um parâmetro a ser observado para que haja garantia da qualidade da água para abastecimento público de forma que “havendo comprovação de que todos os filtros rápidos do sistema de tratamento produzam água com turbidez inferior a 0.3 uT, de maneira sistemática, dispensa-se a realização dos ensaios referentes aos indicadores de contaminação por patógenos como esporos de bactéria aerobia” (Brasil, 2021). Tal recomendação evidencia a preocupação com a possível presença de patógenos de difícil remoção como oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*, na água filtrada, os quais podem estar associados à presença da turbidez da água filtrada, evidenciando a importância da melhoria na qualidade do efluente filtrado (Bastos, 2020; Keller *et al*, 2024; Oliveira *et al*, 2018).

Diagramas de coagulação obtidos por meio de ensaios de coagulação, floculação e sedimentação são ferramentas importantes na operação de estações de tratamento de água. O conhecimento da qualidade da água bruta associado aos fundamentos dos diagramas possibilitam que sejam tomadas decisões na otimização da coagulação (Costa, 2016).

O objetivo deste trabalho foi estudar o uso do diagrama de coagulação do sulfato de alumínio na região do mecanismo de varredura como ferramenta para otimizar a remoção de oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* em águas para abastecimento.

Métodos

O manancial utilizado nesta pesquisa foi o Rio Jucu, classificado como classe 2 (Conama, 357 de 2005), o qual é fortemente impactado por atividades antrópicas, tais como, lançamento de resíduos sólidos domésticos, industriais e hospitalares nas margens do rio ou nas imediações com aterros inadequados. Esse manancial fornece água para a Estação de Tratamento de Água -Vale Esperança, do tipo ciclo completo, responsável por abastecer os municípios de Vitória, Vila Velha, Cariacica e Viana. O desenvolvimento do trabalho foi realizado em 4 etapas:

Etapa 1: Coleta e caracterização das águas do Rio Jucu.

A água do Rio Jucu foi coletada, em três épocas diferentes, diretamente na adutora da Estação de Tratamento de Água da Companhia Estadual de Saneamento (Cesan) localizada em Vale Esperança, Cariacica – ES. Em cada época, a água bruta coletada para estudo foi transportada em temperatura ambiente para o laboratório onde os ensaios foram realizados. A água bruta foi armazenada em caixa d’água de fibra de vidro de 500 litros, com tampa, por um período máximo de 10 dias, numa sala climatizada para que as características físico-químicas fossem mantidas por maior tempo possível. Antes dos ensaios em “jartest” para a construção dos diagramas de coagulação ou para os ensaios com inóculo, a água era homogeneizada.

Cada água coletada foi caracterizada objetivando a construção dos diagramas de coagulação e realização dos ensaios com inóculo de *Cryptosporidium* e *Giardia*. A caracterização físico-química da água bruta foi feita através das análises de pH, temperatura, turbidez, cor verdadeira e aparente, sólidos totais e voláteis, alcalinidade e ferro total, segundo o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 21° Edição* (Apha, 2005).

A caracterização microbiológica foi feita através das análises de coliformes fecais e *Escherichia Coli* utilizando a metodologia de substrato cromo-fluorogênico conforme *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 21° Edição* (Apha, 2005) e da análise de detecção de protozoário segundo Vesey *et al.* (1993), onde colocou-se 10 litros de água bruta do Rio Jucu em um balão de 12 litros. Este método de concentração limita o volume da amostra a até 10 L. Em seguida, adicionou-se 100 ml de soluções de cloreto de cálcio e bicarbonato de sódio a 1%, nessa ordem, ajustando o pH para 10 com solução de hidróxido de sódio. Após um período de repouso (“overnight”) removeu-se o sobrenadante e o sedimento foi dissolvido com 200 ml de ácido sulfâmico a 10%. O balão foi lavado com 200 ml de solução Tween 80 a 0.01% e água destilada. O resultado da lavagem foi acrescentado ao sedimento dissolvido. A amostra foi concentrada (3x) por centrifugação com rotação de 3000 g por 10 min e o pellet final foi verificado anotando-se seu volume e ressus pendido em solução eluente (Tween 80 a 1%, SDS 1%, PBS 10 X) para ser armazenado a 4 °C até a leitura.

Etapa 2: Construção do diagrama de coagulação e definição dos pontos de estudo.

Os ensaios de “jartest” para construção dos diagramas de coagulação, semelhantes ao proposto por Amirtharajah e Mills (1982) e intensamente utilizado por Di Bernardo (2017) foram realizados utilizando o coagulante primário, Sulfato de Alumínio comercial ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \times 18\text{ H}_2\text{O}$) por ser um dos coagulantes mais utilizados nas estações de tratamento de água e por ser o coagulante utilizado pela Cesan na ETA abastecida pelo Rio Jucu.

O equipamento de “jartest” utilizado nos ensaios foi o modelo 218-LDB. Os ensaios foram realizados variando-se a dosagem de sulfato de alumínio em função do pH de coagulação visando obter vários pontos definidos por pares de valores de “pH de coagulação x dosagem de coagulante”, adicionando-se hidróxido de sódio como alcalinizante, para variação do pH de coagulação.

Os parâmetros hidráulicos escolhidos para a realização dos ensaios de coagulação-flocação-sedimentação no mecanismo da varredura são dispostos na Tabela 1. Foram obtidos três diagramas de coagulação. Um para água coletada com turbidez relativamente baixa (água Tipo 1), outro para a água coletada com turbidez relativamente alta (água Tipo 2) e outro para água de turbidez intermediária (água Tipo 3). Cada ponto marcado no diagrama foi caracterizado, então, por três parâmetros distintos: dosagem de coagulante, pH de coagulação e turbidez

remanescente. Assim a partir do levantamento do maior número de pontos possível construiu-se as curvas de mesma turbidez remanescente, numa faixa de pH de coagulação variando entre 6 e 8, pois essa é faixa de pH recomendada por Amirtharajah e Mills (1982) para ocorrer a precipitação do hidróxido de alumínio, o que caracteriza o mecanismo da varredura.

Tabela 1. Parâmetros hidráulicos para a realização dos ensaios de Coagulação-Flocação-Decantação

Parâmetros hidráulicos utilizados nos ensaios de “jartest”	Valores
Tempo de mistura rápida (Tmr)	20 s
Gradiente de velocidade na mistura rápida (Gmr)	700 s-1
Tempo de flocação (Tf)	20 min
Gradiente medio de velocidade na flocação (Tf)	15 s-1
Velocidade de sedimentação	2 cm/min
Tempo de sedimentação	3.5 min

Após levantamento dos diagramas de coagulação foram escolhidos dois pontos definidos por (dosagem de coagulante x pH de coagulação). Na escolha dos pontos levou-se em consideração a remoção ótima da turbidez (ponto na região ótima da varredura) e uma remoção inferior a ótima (ponto fora da região ótima da varredura).

Etapa 3 -Ensaio com inóculos de protozoários

Para os ensaios com inóculo de (oo)cistos foram reproduzidos em “jartest” os dois pontos escolhidos nos diagramas de coagulação. Os inóculos foram identificados e quantificados por imunofluorescência direta, utilizando o kit Merifluor para detecção de *Cryptosporidium /Giardia* (Meridian Diagnostics, Inc, Cincinnati, Ohio), em que uma alíquota de 10µL da amostra concentrada é fixada, e nela acrescentado o reagente de detecção contendo uma mistura de anticorpos monoclonais com FITC (fluoresceína isotiocianato isómero 1- marcador) que se dirigem contra os抗ígenos da parede dos cistos e oocistos onde se ligam. Após os ensaios com inóculo, as cubas de “jartest” foram lavadas com Tween 80 a 0.01% e água destilada, o resultado dessa lavagem era acrescentado ao lodo de cada cuba.

A contagem do inóculo dos protozoários para os ensaios foi baseada apenas no número de oocistos de *Cryptosporidium* presentes em 10 µL do pool do Kit Meriflur, por isso a diferença de concentração entre o número de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* do inóculo, como é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2. Números de (oo)cistos inoculados em cada ensaio de jarteste

Ensaio	<i>Cryptosporidium</i> (oocistos/L)	<i>Giardia</i> (cistos/L)
**	100000**	*
1	1000	143
2	1000	215
3	1000	228
4	1000	228
5	1000	228
6	1000	187

**Inóculo não considerado ** Ensaio preliminar*

Etapa 4: Avaliação de sensibilidade da técnica de detecção

Teste de avaliação da sensibilidade da técnica empregada foi realizado para detecção de *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.* em água. O inóculo dos cistos e oocistos purificados foi feito em 2L de água destilada e em 2L de água bruta. As concentrações utilizadas de (oo)cistos foram de 10^3 e 10^4 organismos/L para água destilada e 10^2 e 10^3 para água bruta. O número de cistos e oocistos para cada amostra de água bruta e amostras resultantes dos ensaios com inóculo foi obtido através da equação 1 (Palmateer *et al.*, 1996):

$$\text{(oo)cistos/L} = \frac{\text{Média do N° de (oo)cistos contados} \times 100 \times \text{volume total do sedimento (mL)}}{\text{Volume total da amostra analisada (L)}} \quad \text{Equação (1)}$$

As lâminas foram preparadas em duplicata para cada amostra. Após a leitura das lâminas calculava-se a média, sendo as mesmas lidas por mais de um observador. As lâminas foram observadas em microscópio com epifluorescência modelo Axioplan da marca Carl Zeiss, utilizando objetivas de aumento de 200 x e 400 x. Preparou-se duas lâminas, com um volume de 10 μL , para cada amostra.

Resultados e discussões

Conforme Tabela 3, as águas coletadas no Rio Jucu apresentaram as seguintes características físico-químicas e biológicas. Destacaram-se os parâmetros de turbidez, cor, pH e alcalinidade. A turbidez do manancial variou conforme o período em que foram coletadas as amostras, não apresentando turbidez muito elevada. Uma parte da cor verdadeira pode ser atribuída à presença de ferro que apresentou valores consideráveis (2-3 mg/L), outra parte pode ser atribuída a decomposição da matéria orgânica ou devido a presença de resíduos industriais e de esgotos domésticos.

Tabela 3. Números de (oo)cistos inoculados em cada ensaio de “jartest”

Características da água bruta Coletada no rio Jucu	Água com turbidez relativamente baixa (Água Tipo 1)	Água com turbidez relativamente alta (Água Tipo 2)	Água com turbidez relativamente baixa (Água Tipo 3)
pH	7	6	7
Temperatura (°C)	20	23	22
Turbidez (NTU)	17	69	39
Alcalinidade (mg/L de CaCO ₃)	22	20	20
Cor verdadeira (Uc ou mgPt/L)	41	53	94
Cor aparente (Uc ou mgPt/L)	130	402	247
Sólidos totais (mg/L)	*	142	124
Sólidos voláteis (mg/L)	*	39	55
Ferro total (mg Fe/L)	*	3	2
Coliformes totais (NMP/100ml)	1.07×10^4	1.5×10^5	6.5×10^3
E. coli (NMP/100ml)	5.1×10^2	1.22×10^3	5.34×10^3
Oocistos/L	20	11	2.75
Cistos /L	Não encontrado	18	7

* Análises não realizadas.

Para as três águas estudadas o pH revelou-se neutro. Quanto à alcalinidade, verificou-se que este manancial apresentou valores em torno de 20 mg/L de CaCO₃, o que exigiu o uso de alcalinizante para controle do pH durante os ensaios em "jartest". A alcalinidade influí consideravelmente na coagulação química, uma vez que os principais coagulantes primários comumente utilizados no Brasil (sulfato de alumínio e cloreto férrico) são doadores de prótons em solução. Assim, se a alcalinidade da água for baixa, a coagulação poderá exigir a adição de alcalinizante para ajuste do pH (Di Bernardo e Di Bernardo-Dantas, 2005). Dentre os parâmetros microbiológicos analisados, verificou-se a presença dos protozoários, *Cryptosporidium* e *Giardia* nas águas do Rio Jucu.

Os dados de *E. coli* e coliformes totais demonstram uma falta de conformidade com a Resolução Conama 357, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, sugerindo atenção dos órgãos públicos para os prejuízos à saúde da população.

Etapas 2- Construção dos diagramas de coagulação

Devido à variação das características físico-químicas do manancial, dentre elas a turbidez (17 a 69 NTU), fez-se vários ensaios para construir os três diagramas de coagulação, um para cada tipo de água coletada. A turbidez foi utilizada para a indicação das regiões de melhor remoção. Cada ponto marcado no diagrama foi caracterizado por três parâmetros distintos: a dosagem do coagulante, pH de coagulação e turbidez remanescente expressa em Unidade Nefelométrica (NTU). Esse levantamento resultou nos diagramas apresentados nas Figuras 1, 2, e 3 onde foram traçadas as curvas que delimitam regiões de mesma remoção de turbidez.

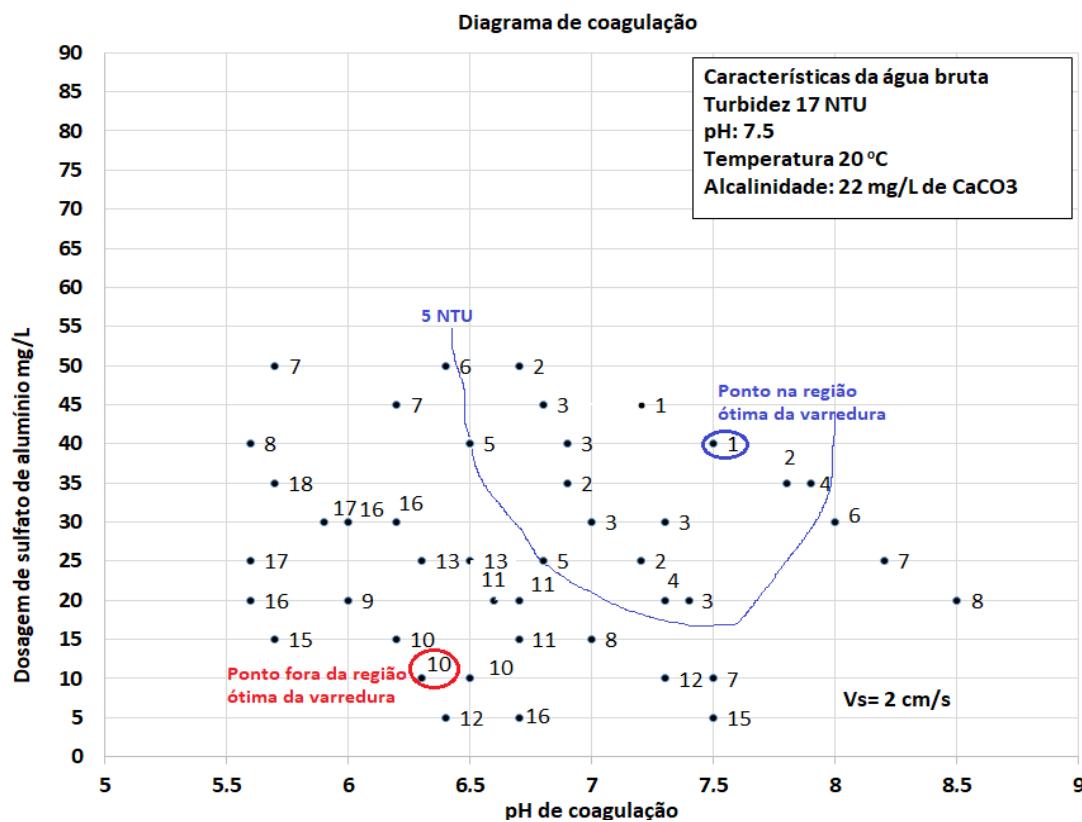


Figura 1. Diagrama de coagulação para Água com turbidez de 17 NTU. Água tipo 1

O diagrama da Figura 1, refere-se à água Tipo 1, com turbidez relativamente baixa, 17 NTU. A região de melhor remoção de turbidez nesse diagrama está localizada entre as dosagens de 20 e 50 mg/L e pH de coagulação entre 6.5 e 7.9, delimitada pela curva com valor de 5 NTU, que define a região ótima de coagulação na varredura.

Já o diagrama da Figura 2, refere-se à água com turbidez relativamente alta, 69 NTU, água Tipo 2. Nesse diagrama a região de melhor remoção da turbidez está localizada entre as dosagens de 25 e 60 mg/L e pH de coagulação entre 6.7 e 7.4. Região delimitada pela curva com valor de 10 NTU, que define a região ótima de coagulação na varredura.

No diagrama da Figura 3, construído para a água com turbidez, 36-42 NTU, água Tipo 3, a região de melhor remoção da turbidez está localizada entre as dosagens de 35 e 55 mg/L e pH de coagulação entre 6.4 e 6.9, aproximadamente. Região delimitada pela curva com valor de 10 NTU, que define a região ótima de coagulação na varredura. A Tabela 4 apresenta resumidamente as regiões de varredura definidas conforme os diagramas construídos para os três tipos de água.

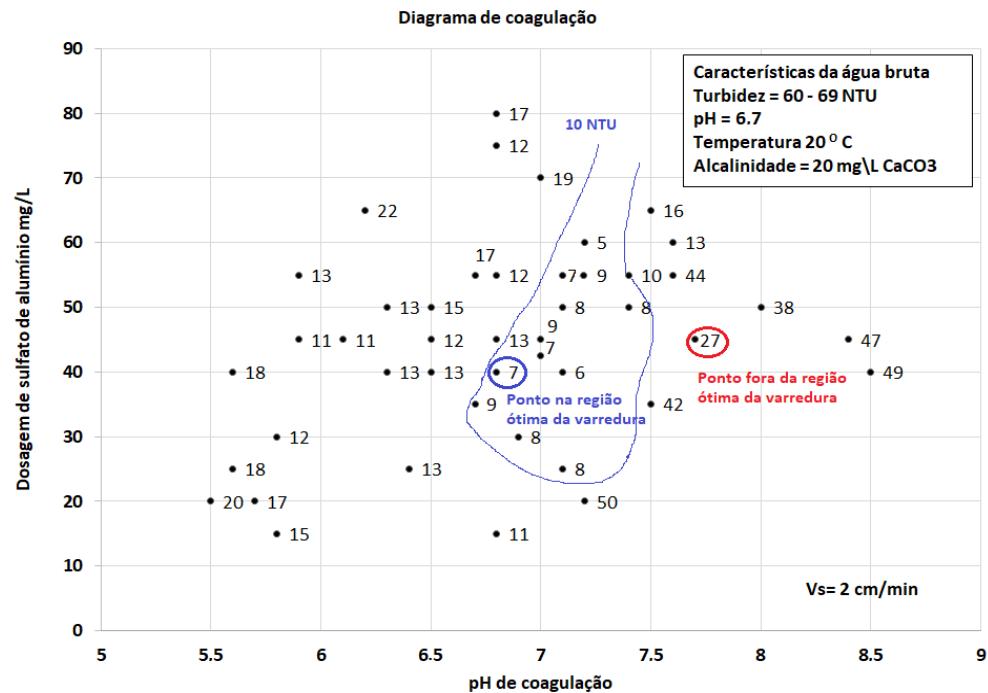


Figura 2. Diagrama de Coagulação para Água com turbidez de 60-69 NTU. Água tipo 2

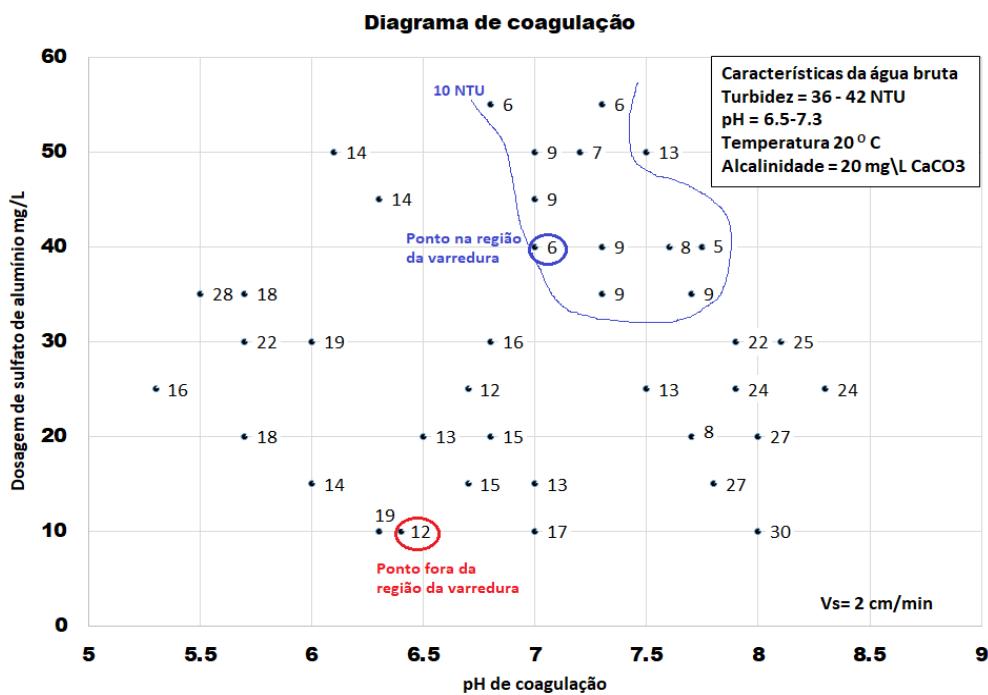


Figura 3. Diagrama de Coagulação para Água com turbidez de 36-42 NTU. Água tipo 3

Tabela 4. Regiões de varredura conforme diagramas de coagulação obtidos para os três tipos de água coletadas

Tipo de água	Turbidez da água bruta NTU	Dosagens de sulfato de alumínio (mg/L)	pH de coagulação
Tipo 1	17	20-50	6.5-7.4
Tipo 2	60-69	25-60	6.7-7.4
Tipo 3	36-42	35-55	6.4-6.9

A faixa de pH obtida nos diagramas das Figuras 1, 2 e 3 está dentro da recomendada por Amirtharajah e Mills (1982) que é de 6 a 8, para que ocorra a precipitação do hidróxido de alumínio, o que caracteriza o mecanismo da varredura. Vários outros pesquisadores obtiveram como resultados uma região caracterizada pelo mecanismo da varredura utilizando o sulfato de alumínio como coagulante, conforme relata Bof (2007). A Tabela 5 sintetiza os resultados obtidos por esses autores, e permite comparar os dados de sulfato de alumínio e pH de coagulação, que caracterizaram a varredura para diferentes águas segundo cada autor comparando-os com os dados obtidos nesta pesquisa.

Tabela 5. Regiões de varredura segundo pesquisas realizadas com água sintéticas (S) e naturais (N)

Autor	Dosagem de sulfato de alumínio (mg/L)	pH de coagulação	Característica das águas estudadas				
			Turbidez uT	Cor real uH	Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	pH da água bruta	Água
Amirtharajah, 1982	30	6.0-8.0					S
Mendes, 1992	40-80	6.4-7.8	200	5	30	7.5	S
Costa, 1992	10-12	6.3-7.2	200	6	31		S
Costa, 1995	20-100	6.5-7.3	70	60	10	6.5	N
Costa, 1995	20-27	6.4-6.7	17	24	11	6.8	N
Pavanelli, 2001	32-80	6.4-7.5	102	5	29	7.8	S
Costa, 2005	10-27	6.5-7.5	3	12	19	6.9	N
Esta pesquisa	20-60	6.4-7.4	17- 69	41-94	20-22	6-7	N

Fonte: Bof (2007) modificada.

As faixas de pH obtidas pelos autores citados na Tabela 5, tanto para águas sintéticas quanto para águas naturais são praticamente as mesmas obtidas com as águas coletadas no Rio Jucu, conforme apresentado na Tabela 4 e 5 e nos diagramas das Figuras 1, 2 e 3.

Etapa 3 -Ensaios com inóculos de protozoários

Após levantamento dos diagramas de coagulação foram escolhidos dois pontos definidos por (dosagem de coagulante x pH de coagulação), para realização de ensaios com inóculos de protozoários, para cada diagrama construído. Na escolha do primeiro ponto levou-se em consideração a remoção ótima da turbidez (ponto na região ótima da varredura) e na escolha do segundo ponto considerou-se uma remoção inferior à ótima (ponto fora da região ótima da varredura), conforme diagramas das Figuras 1, 2 e 3.

Novos ensaios de “jartest” então foram realizados, dessa vez, com inóculo de *Cryptosporidium* de 10^5 oocistos /L, reproduzindo os pontos escolhidos no diagrama da Figura 1. O ponto 1 (dosagem = 40 mg/l X pH 7.6) situado na região ótima de varredura com turbidez remanescente de 1.0 NTU e o ponto 2 (dosagem = 10 mg/l X pH 6.2) localizado fora da região ótima da varredura. Nestes ensaios considerou-se o inóculo apenas de *Cryptosporidium* e em quantidade superior à dos ensaios posteriores a fim de verificar o procedimento e metodologia que seria utilizada.

Na Tabela 6 são apresentados os resultados obtidos nesse ensaio, onde se observa que o ponto 1 produziu uma água decantada com uma eficiência de remoção de turbidez de 93.82 %. Foram detectados no lodo 80.000 oocistos, o que representa 80% dos oocistos semeados na água bruta. A boa formação do flocos permitiu sua sedimentação mais eficiente "varrendo" os oocistos para o lodo. Bustamante *et al* 2001 estudaram a interação entre oocistos de *Cryptosporidium* e coagulantes no tratamento de água e verificaram que a coagulação por varredura, onde os oocistos são englobados durante a formação dos flocos, é o mecanismo de coagulação mais envolvido na remoção desses organismos.

Tabela 6. Resultados do “Jartest” com Inóculo na água tipo 1

Teste com Inóculo de <i>Cryptosporidium</i> (10^5 oocistos/ L)				
	P Ponto 1 Dosagem de coagulante 40mg/L x pH 7.6		Ponto 2 Dosagem de coagulante 9mg/L x pH 6.3	
	Turbidez Remanescente (NTU)	Oocistos/L	Turbidez Remanescente (NTU)	Oocistos/L
Água decantada	1	400	10	264
Lodo	Não avaliado	80.000	Não avaliado	13.000
% remoção de turbidez	93.82%	N.A.	40%	N.A.

*N.A. - Não Aplicável

O ponto 2 apresentou baixa eficiência na remoção de turbidez, produzindo água decantada com turbidez de 10 NTU o que representa uma eficiência de remoção de turbidez de apenas 40 %. Quanto à detecção de *Cryptosporidium*, observou-se que apenas 13.000 (13%) dos oocistos semeados foram detectados no lodo.

Após o levantamento do diagrama da Figura 2 foram realizados ensaios de “jartest” com inóculo de *Cryptosporidium* (10^3 oocistos/L) e *Giardia* (143 cistos/L) em água com turbidez variando entre 60 e 69 NTU. Assim, foram escolhidos, no diagrama da Figura 2, dois pontos (dosagem de coagulante x pH de coagulação), um ponto na região ótima do mecanismo de varredura (42.5 mg/l x pH 7.0) com turbidez remanescente de 7 NTU e outro ponto fora da região ótima da varredura (45 mg/l x pH 7.65) com turbidez remanescente de 27 NTU. Os resultados dos ensaios de “Jartest” com inóculo na água tipo 2 estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7. Resultados do “Jartest” com Inóculo na água tipo 2

Teste com Inóculo de <i>Cryptosporidium</i> (10^3 oocistos / L) e <i>Giardia</i> (143 cistos / L)			
	Ponto 1		Ponto 2
	Dosagem de coagulante (42.5 mg/l x pH 7.0)	Oocistos/L	Dosagem de coagulante (45mg/l x pH 7.65)
Água decantada	42.85	NO	NO
Lodo	667	66	300
% remoção de turbidez	88.33%		45%

* NO: Não observado

Nos ensaios com inóculo de *Cryptosporidium* e *Giardia* observou-se uma remoção de turbidez de 88.33% e a detecção no lodo, de cerca de 70% (666.67 ooc./L) dos oocistos de *Cryptosporidium* inoculados. Na água decantada foram encontrados 4.2% (42.85 ooc/L). Quanto à detecção de cistos de *Giárdia*, observa-se que 46 % dos cistos inoculados (66 cistos/L) foram detectados no lodo quando se utilizou o ponto na região de ótima de coagulação.

O ponto fora da região ótima do mecanismo de varredura resultou numa remoção de turbidez de 45% (64 NTU para 27NTU). Porém, quando analisado o número de oocistos detectados no lodo, observa-se que apenas 300 dos 1000 oocistos semeados por litro foram identificados, o que representa apenas 30 % dos oocistos inoculados.

Na água decantada, nenhum oocisto foi visualizado. Não se observou cistos de *Giardia* no lodo ou na água decantada. Embora não tenham sido observados, não se pode afirmar a ausência total

desse organismo já que o método de detecção apresenta limitações, como ausência de uma etapa de separação entre os (oo) cistos e das partículas sólidas. Outra observação importante é a característica hidrofóbica dos cistos de Giárdia, segundo Hayes 2002, essa característica pode contribuir para a baixa recuperação desses cistos. Isto foi observado quando se utilizou o ponto dentro da região ótima de atuação do mecanismo de varredura, onde a recuperação dos cistos foi de apenas 46%.

Da mesma forma que foram escolhidos pontos nos diagramas das Figuras 1 e 2, foram escolhidos os pontos no diagrama da Figura 3 para realização de novos ensaios de “jartest” com inóculo de *Cryptosporidium* (10^3 oocistos/L) e Giardia (215 cistos/L), em água com turbidez variando entre 36 e 42 NTU. Os pontos escolhidos foram um ponto na região ótima do mecanismo de varredura (40 mg/l x pH 7.0) com turbidez remanescente de 6 NTU e outro ponto fora da região ótima da varredura (10 mg/l x pH 6.4) com turbidez remanescente de 12 NTU. Os resultados dos ensaios de “Jartest” com inóculo na água do tipo 3 estão descritos na Tabela 8.

Tabela 8. Resultados do “Jartest” com Inóculo na água tipo 3

Teste com Inóculo de <i>Cryptosporidium</i> (10^3 oocistos/ L) e Giardia (215 cistos / L)				
	Ponto 1 Dosagem de coagulante (40 mg/l x pH 7.0)		Ponto 2 Dosagem de coagulante (10 mg/l x pH 6.4)	
	Oocistos/L	Cistos/L	Oocistos/L	Cistos/L
Água decantada	NO	NO	NO	NO
Lodo	22.5	7.5	17.5	5
% remoção de turbidez	83.78		67.57	

* NO: Não observado

A Tabela 8 nos mostra que nos ensaios com inóculo de *Cryptosporidium* e *Giardia* observou-se uma remoção de turbidez de 83.78% e a detecção no lodo, de cerca de 2.25% (22.5 ooc./L) dos oocistos de *Cryptosporidium* inoculados. Na água decantada não foram encontrados oocistos e cistos. Quanto à detecção de cistos de Giardia, observa-se que 3.48% dos cistos inoculados (7.5 cistos/L) foram detectados no lodo quando se utilizou o ponto na região de ótima de coagulação.

O ponto fora da região ótima do mecanismo de varredura resultou numa remoção de turbidez de 67.57% (37 NTU para 12 NTU). Mais uma vez não se pode afirmar a ausência total desses organismos, pois o método de detecção apresenta limitações como já descrito anteriormente.

A baixa detecção de (oo)cistos no lodo deve-se à dificuldade de visualização no microscópio, agravada pela presença de hidróxido de alumínio em gel, ausência de testes confirmatórios e fragilidades no método de concentração das amostras. Essas limitações impedem a liberação completa dos (oo)cistos, que permanecem agregados aos flocos, aumentando a turbidez e dificultando a análise por imunofluorescência (MULLER, 1999).

Al-Ani *et al.* (1986) e Bellamy *et al.* (1993) demonstraram a importância da coagulação e dosagem ótima do coagulante no tratamento de ciclo completo, a melhoria da remoção de turbidez implicou na melhoria da remoção de cistos de *Giardia* de 95% para 99.9%. Stancari e Correia (2010) também observaram que a utilização das etapas de coagulação-flocação-decantação no tratamento de ciclo completo favoreceu a retenção dos cistos, diminuindo a probabilidade de passagem da contaminação da água bruta para a água tratada.

Etapa 4: Avaliação de sensibilidade da técnica de detecção

A água bruta utilizada para avaliação da sensibilidade da técnica de concentração e detecção de *Cryptosporidium spp.* e *Giardia spp.* apresentou, em média, as seguintes características físico-químicas: Turbidez de 47 NTU, Cor aparente de 195 uC e pH de 7.0.

Foram realizados ensaios para avaliação da sensibilidade da Técnica de concentração e detecção de protozoários por precipitação por Carbonato de Cálcio (Vesey *et al.*, 1993) em água destilada e água bruta do Rio Jucu. Dessa forma foram realizados 5 ensaios com inóculo de *Cryptosporidium* e *Giardia* ($10^2/L$, $10^3/L$ e $10^4/L$) que apresentaram os resultados descrito na Tabela 9.

Tabela 9. Resultado dos testes de sensibilidade utilizando-se a técnica de precipitação por carbonato de cálcio em água destilada e em água bruta

Teste de sensibilidade - % de recuperação							
Água destilada				Água bruta do Rio Jucu			
<i>Cryptosporidium</i>		<i>Giardia</i>		<i>Cryptosporidium</i>		<i>Giardia</i>	
10^3	10^4	10^3	10^4	10^2	10^3	10^2	10^3
5.5% -	16.71%-	8.24%-	20.26% -	12.5%-	3.3%-	13%-	1% -
51.7%	59%	45%	88%	54%	12.6%	30%	40%

Verifica-se que o intervalo de recuperação de *Cryptosporidium* em água destilada, com inóculo de $10^4/L$, variou de 16.71% a 59% e para *Giardia* essa recuperação variou de 20.26% a 88%. Stancari e Correia (2010) verificaram uma recuperação média de 29.2% para o inóculo de *Cryptosporidium*. Para *Giardia* a média de recuperação foi de 55.3%. Portanto, essa pesquisa confirmou essa faixa de recuperação.

Em água bruta com inóculo de 10^2 (oo)cistos/L, verificou-se uma variação de 12.5 % a 54% na recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* e de 13% a 30% na recuperação dos cistos de *Giardia*. Para análise em água bruta, Stancari e Correia (2010) não detectaram *Cryptosporidium* e a recuperação de cistos de *Giardia*, em percentagem foi semelhante ao encontrado nessa pesquisa, 13%.

Segundo Vesey *et al* (1993) esta técnica apresenta uma recuperação para *Cryptosporidium* em água deionizada, água de torneira e água de rio, maior do que 68%. Na literatura, a eficiência de recuperação relatada está em torno de 30,0% a 40,0% (Franco *et al*, 2012). Nessa pesquisa a porcentagem de recuperação, em água destilada e em água bruta de rio foi no máximo de 59%. Considerando as dificuldades da técnica, a diferença entre os resultados obtidos por Vesey *et al*, (1993) e a atual pesquisa não foram significativos.

Conclusão

A construção de diagramas de coagulação mostra que operar na região ótima de coagulação por varredura melhora significativamente a remoção de turbidez e de (oo)cistos de protozoários. Nessa região, os flocos formados são maiores e mais pesados, permitindo melhor sedimentação, com remoção de turbidez superior a 80% e recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* acima de 70% e cistos de *Giardia* acima de 40%. Fora da região ótima, esses índices caem drasticamente. A dificuldade na detecção de (oo)cistos evidenciou limitações no método de concentração utilizado. O estudo demonstrou que a remoção de turbidez está diretamente ligada à eficiência na remoção de protozoários, destacando a importância dos diagramas de coagulação para o tratamento de água de abastecimento.

Referencias bibliográficas

- Al-Anil, M.Y., Hendricks, D.W., Logsdon, G.S., Hibler, C.P. (1986) Removing Giardia cysts from low turbidity waters by rapid rate filtration. *Journal of the American Water Works Association*, **78**(5):66-73. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1986.tb05746.x>
- Amirtharajah, A., Mills, K.M. (1982) Rapid-mix design for mechanism of alum coagulation. *Journal of the American Water Works Association*, **74**(4): 210-216. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1982.tb04890.x>
- Appha, Awwa, Wef. (2005) *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 21 ed. Washington - DC. 1288 pp.
- Bartiko, D., Julio M. (2015) Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da flocação em águas de abastecimento. *Revista. Ambiente. Água* **10**(1) 71-81. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>
- Bastos, R. K. X. (2020). A norma brasileira de qualidade da água para consumo humano em revisão—um convite à reflexão sob a ótica dos direitos. www.ondasbrasil.org

- BOF, J. G. (2007) *Remoção de turbidez e de fitoplanton por meio de sedimentação e da flotação, com base no diagrama de coagulação do sulfato de alumínio: avaliação de escala de bancada*, Dissertação de mestrado Programa de pós -graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, 138 pp.
- Bourli A. P., Eslaihib A.V., Tzorakia O. Karanis, P. (2023) Waterborne transmission of protozoan parasites: a review of worldwide outbreaks – an update 2017–2022. *Journal of Water and Health* **21**(10): 1421–1447. <https://doi.org/10.2166/wh.2023.094>
- Brasil (2017) *Portaria de consolidação No 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do sistema único de saúde*. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro, Diário Oficial União. 29 set 2017.
- Brasil (2021) *Portaria Nº 888, de 04 de maio de 2021*. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro, Brasília. Publicado em: 07/05/2021. Edição: 85 , Seção: 1, Página: 127.
- Bellamy, W.D., Cleasby, J.L., Logsdon, G.S. and Allen, M.J. (1993), Assessing Treatment Plant Performance. *Journal - American Water Works Association*, **85**, 34-38. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1993.tb06116.x>
- Bustamante, H. A., Shanker, S. R., Pashley, R. M., & Karaman, M. E. (2001). Interaction between Cryptosporidium oocysts and water treatment coagulants. *Water research*, **35**(13), 3179-3189.
- Conama, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução 35, de 17 de março de 2005*.
- Costa, E.R.H. (2016) Coagulation diagrams as an essential tool for reducing costs with chemicals in Water Treatment Plants (WTP's). *La Asociación Colombiana de Ingenieria sanitaria y Ambiental (ACODAL) y La Asociación Interamericana de Ingenieria Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*. Cartagena-Colombia.
- Di Bernardo, L., Di Bernardo, A., Centurione Filho, P.L. (2002) *Ensaios de Tratabilidade de Água e dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*. ISBN-85-876552-31-3. São Carlos
- Di Bernardo, L. (2003). *Tratamento de Água para abastecimento por filtração Direta*. ABES, Projeto PROSAB. Ed. RiMa. Rio de Janeiro. 498 pp.
- Di. Bernardo, L., Dantas-Di Bernardo, Â. (2005) *Métodos e Técnicas de tratamento de água*. ISBN-85-7656-066-6, Vol.1 2^a ed. RiMa.São Carlos.792 pp.
- Di Bernardo L, Dantas-Di Bernardo, Â., Voltan, P.E. N. (2017) *Métodos e Técnicas de tratamento de água*. ISBN: 978-85-62324-05-5 LDIBe Editora. São Carlos. 1246 pp.
- Franco, R. M. B., Hachich, E. M., Sato, M. I. Z. S., Naveira, R. M. L., Silva, E. D. C., Campos, M. M. D. C., Neto, R. C., Cerqueira, D. A., Branco, N., & Leal, D. A. G. (2012). Performance evaluation of different methodologies for detection of Cryptosporidium spp. and Giardia spp. in water for human consumption to meet the demands of the environmental health surveillance in Brazil. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, **21**(2), 233–242.
- Grott, S. C., Hartmann, B., Filho, H. H. da S., Franco, R. M. B., & Goulart, J. A. G.. (2016). Detecção de cistos de *Giardia* spp.. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.. na água bruta das estações de tratamento no município de Blumenau, SC, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, **11**(3), 689–701. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1853>
- Hayes, M. A. (2002). *Surface charge characteristics of Cryptosporidium parvum and Giardia lamblia* (Doctoral dissertation, MS Thesis. University of Idaho, Moscow, ID).
- Keller, R. D. P., Santos, R., Covre, M. A., Coelho, E. R. C. (2024). Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in public water supplies in Vitória, ES, Brazil. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, **29**, e20230065. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220230065>
- Medema, G. J., Schets, F. M., Teunis, P. F. M., & Havelaar, A. H. (1998). Sedimentation of free and attached Cryptosporidium oocysts and Giardia cysts in water. *Applied and Environmental Microbiology*, **64**(11), 4460-4466. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.11.4460-4466.1998>
- Muller, A. P. B. (1999). *Detecção de oocistos de Cryptosporidium, spp, em águas de abastecimento superficiais e tratadas da região metropolitana de São Paulo*, Dissertação de Mestrado, Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

Oliveira, K. C., Bastos, R. K. X., Silva, C. V. D. (2018). Esporos de bactérias aeróbias são bons indicadores da eficiência do tratamento de água? Um estudo exploratório. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(06), 1103-1109.

<https://doi.org/10.1590/S1413-41522018151590>

Palmateer, G., Aldom, J., Chagla, A., Boleszczuk, P., Brodsky Y, M., & Langridge, M. U. (1996). Field investigation for the detection of Cryptoporaidium oocysts and Giardia cysts using a membrane filter dissolution method. In *Annual Conference Water Research*.

Silva, D. P. da ., Reis, Y. de P. dos ., Bezerra, N. R., Scalize, P. S., Carneiro, L. C.. (2021). Risk to human health from protozoan (oo)cysts in water treatment plants. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, **26**(5), 845–854.

<https://doi.org/10.1590/S1413-415220210030>

Stancaril, R. C. A., Correia, M. (2010). Detecção de oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* em mananciais e águas de abastecimento público. *Revista Do Instituto Adolfo Lutz*, **69**(4):453–460.

<https://doi.org/10.53393/rial.2010.v69.32601>

Vesey, G., Slade, J.S., Byrne, M., Shepherd, K., Fricker, C.R. (1993). A new method for the concentration of Cryptosporidium oocysts from water. *Journal of Applied Bacteriology*, **75**, 82-86. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.1993.tb03412.x>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

ÍNDICES DE VULNERABILIDADE HÍDRICA GEORREFERENCIADOS: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

GEOREFERENCED WATER VULNERABILITY INDEXES: A SYSTEMATIC REVIEW

Recibido el 13 de marzo de 2024. Aceptado el 11 de octubre de 2024

Abstract

The water resource is indispensable, used in almost all productive sectors, and linked to the metabolic maintenance of all living beings. However, due to climate change and population growth, the demand for this resource has indicated a substantial increase in overexploitation and worsening situations such as drought. Given this, water vulnerability indices emerge as a vanguard in global research, helping to understand the pressures exerted, and encouraging the creation of projects and strategies to overcome this problem. Therefore, it is essential to identify the main factors that actively contribute to this vulnerability typology, and the methodologies applied to quantify them. Given this, the main objective of this systematic review was to select and analyze studies related to georeferenced water vulnerability index systems at the river basin level, identifying the main factors that actively contribute to water vulnerability. The results showed, through the creation of bibliometric maps, a strong correlation between the chosen articles, highlighting keywords such as China, vulnerability, drought, and fuzzy mathematics. Furthermore, the presence of methodologies such as Fuzzy logic and Hierarchical Analysis of Fuzzy Processes (FAHP), and the use of natural and socioeconomic factors to calculate water vulnerability was notable.

Keywords: water resources, hydrographic basin, water vulnerability, geoprocessing, systematic review.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora. Rua José Lourenço Kelmer, s/n – Martelos, Juiz de Fora, Minas Gerais. 36036-330. Brasil. Email: celso.bandeira@ufjf.edu.br

Resumo

O recurso hídrico é indispensável, utilizado em quase todos os setores produtivos e ligado à manutenção metabólica de todos os seres vivos. Porém, devido a fatores como as mudanças climáticas e ao crescimento populacional, a demanda por esse recurso tem indicado um aumento substancial na superexploração bem como no agravamento de situações como as de seca. Diante disso, surgem os índices de vulnerabilidade hídrica como vanguarda na pesquisa global, auxiliando no entendimento das pressões exercidas, fomentando a criação de projetos e estratégias para a contornar essa problemática. Dessa maneira, torna-se essencial a identificação dos principais fatores que contribuemativamente para essa tipologia de vulnerabilidade, assim como as metodologias aplicadas para a sua quantificação. Diante disso, a presente revisão sistemática teve como objetivo principal a realização da seleção e da análise de estudos relacionados a sistemas de índices de vulnerabilidade hídrica georreferenciados a nível de bacia hidrográfica, identificando os principais fatores que contribuemativamente com a vulnerabilidade hídrica. Os resultados evidenciaram, através da realização de mapas bibliométricos, uma forte correlação entre os artigos elegidos, destacando palavras-chave como China, vulnerability, drought e fuzzy mathematics. Ainda, foi notório a presença de metodologias como a lógica Fuzzy e a Análise Hierárquica de Processos Fuzzy (FAHP), bem como a utilização de fatores naturais e socioeconômicos para o cálculo da vulnerabilidade hídrica.

Palavras-chave: recursos hídricos, bacia hidrográfica, vulnerabilidade hídrica, geoprocessamento, revisão sistemática.

Introdução

A água é um recurso natural indispensável, sendo utilizada em quase todos os setores produtivos (Li *et al.*, 2017) e estando ligada à manutenção metabólica de todos os seres vivos (Jéquier e Constant, 2010). Entretanto, devido a fatores como o crescimento populacional, a demanda de água aumentará de modo a resultar em uma superexploração dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais (Hoekstra, Buurman e van Ginkel, 2018). Somado a isso, as mudanças climáticas, cada vez mais evidentes, possuem o potencial de agravar situações como as de seca, interrompendo o equilíbrio ecológico e gerando vulnerabilidades socioeconômicas (Satish Kumar *et al.*, 2021).

A seca pode ser definida como uma escassez de água prolongada, devido, principalmente, à precipitação insuficiente (Bullock, Haddow e Coppola, 2018). Entre os perigos naturais, aquele é um dos mais prejudiciais, possuindo um impacto duradouro nos sistemas humanos e naturais (Wu, Ma e Yan, 2020). Ainda assim, cerca de 80% da população mundial está exposta a uma alta ameaça hídrica (Vörösmarty *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2015), onde o estresse hídrico está projetado a atingir cerca de dois terços de todas as bacias hidrográficas do mundo (Alcamo *et al.*, 2007). Dessa forma, a análise da vulnerabilidade hídrica surge da necessidade de entender as pressões exercidas sobre os seus sistemas (Anandhi e Kannan, 2018), auxiliando na criação de projetos e no implemento de estratégias para proteger esses recursos (Chhetri *et al.*, 2020).

Diante disso, os índices de vulnerabilidade surgem como vanguarda da pesquisa global nos recursos hídricos (Alonso *et al.*, 2019) como forma de aprimorar nosso conhecimento sobre a

situação dos recursos hídricos de uma região, contribuindo para a formulação de planos locais de desenvolvimento sustentável, mitigando as consequências das mudanças climáticas e ajudando a reduzir a vulnerabilidade do sistema de recursos hídricos (Gui, Chen e He, 2021).

A metodologia de análise de vulnerabilidade do sistema de recursos hídricos por meio de índices possui uma maior facilidade no que diz respeito à sua aplicação (Anandhi e Kannan, 2018; Nguyen *et al.*, 2020), isso quando comparada, por exemplo, ao método de funções. Entretanto, para a realização de uma análise da vulnerabilidade hídrica de forma holística, o estudo deve ser desenvolvido no nível de bacia hidrográfica (Sun *et al.*, 2016). Ainda, como forma de auxiliar no diagnóstico, a utilização de ferramentas como o Sistema de Informação Geográfica (GIS) desempenha um papel importante na visualização, interpretação e disseminação de informações (Haq *et al.*, 2012).

Dessa forma, buscando atender às necessidades do desenvolvimento econômico, social e ambientalmente sustentável, é imperativo identificar os principais fatores que contribuemativamente com a vulnerabilidade hídrica, assim como as principais metodologias para a sua determinação. Assim, a presente revisão sistemática teve como objetivo principal a realização da seleção e da análise de estudos relacionados a sistemas de índices de vulnerabilidade hídrica georreferenciados a nível de bacia hidrográfica, identificando os principais fatores que contribuemativamente com a vulnerabilidade hídrica.

Metodología

A revisão sistemática foi conduzida conforme as diretrizes da metodologia Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses 2020 (PRISMA 2020) (Liberati *et al.*, 2009). Desde modo, a metodologia é descrita segundo os itens: Elegibilidade, Identificação e Triagem e Inclusão e Análise quantitativa e qualitativa, conforme Figura 1.

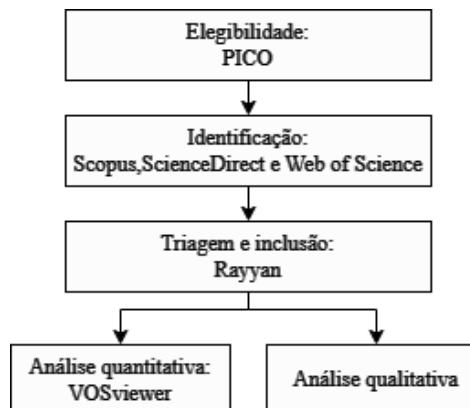


Figura 1. Fluxograma metodológico

Elegibilidade

A pergunta central da presente revisão sistemática foi estruturada a partir da metodologia PICO, acrônimo de Problem, Intervention, Comparison e Outcome. Profusamente utilizada em pesquisas clínicas, essa abordagem contribui para a delimitação da pesquisa de forma estruturada, conduzindo a resultados mais precisos e relevantes (Donato e Donato, 2019).

Dessa forma, a pergunta estabelecida foi : “Quais são as metodologias de construção de índices de vulnerabilidade hídrica, baseados em GIS e apoiados nos principais fatores de vulnerabilidade que interferem na disponibilidade hídrica (I), que servem de base para o desenvolvimento de estratégias de gestão de recursos hídricos mais eficazes, monitorando e promovendo intervenções de maneira a ampliar a segurança hídrica (O) na bacia hidrográfica (P), permitindo a comparação com a situação anterior a vulnerabilidade hídrica ou com outras bacias que não apresentam vulnerabilidade hídrica (C)”.

Diante do estabelecido para a pesquisa, os critérios de elegibilidade e de exclusão foram determinados. Para a inclusão foram considerados artigos que abordaram a construção de índices de vulnerabilidade hídrica georreferenciados para bacias hidrográficas, de maneira a servir como apoio para a gestão dos recursos hídricos, foram selecionados sem restrição de idioma ou data. Em contrapartida, o critério de exclusão fundamentou-se àqueles que não atenderam a pergunta central estabelecida, não estavam disponíveis eletronicamente, não revisados por pares, eram compostos por outras revisões e capítulos de livros.

Identificação

Através da definição da pergunta central da revisão sistemática, palavras chaves relacionadas foram discutidas, selecionadas e estruturadas, por meio de operadores booleanos, pelos autores. Dessa forma, a pesquisa nas diversas bases de dados se deu pela seguinte estrutura: (“vulnerability index” OR “multicriteria”) AND (“scarcity” OR “vulnerability” OR “availability”) AND (“water security” OR “hydrographic basin”) AND (“GIS”).

As bases de dados selecionadas para compor a pesquisa foram: Scopus, ScienceDirect e Web of Science, incluindo estudos datados até o dia 13 de abril de 2023, momento no qual foi realizada a consulta. A opção de escolha de mais de uma base de dados se deu como tentativa de tornar a análise mais abrangente.

Triagem e inclusão

A triagem dos artigos foi realizada previamente através da utilização do Rayyan (Ouzzani *et al.*, 2016) após a inserção dos artigos extraídos, em formato RIS, das referidas bases de dados. No software, a equipe de revisão foi composta por dois revisores, com o poder de selecionar ou excluir estudos inseridos, e um visualizador. As informações disponibilizadas para a equipe, para cada artigo inserido, foram o título, o resumo, os autores, o jornal de publicação, as palavras-

chave e o DOI. Após o consenso da equipe na seleção dos artigos pertinentes à pesquisa no Rayyan, a triagem seguiu para a sua leitura completa e posterior seleção final dos estudos.

Análise quantitativa e qualitativa

Através dos estudos selecionados, seguiu-se com as respectivas análises quantitativa e qualitativa. Para a análise quantitativa, foram elaborados mapas bibliométricos, que possuem o objetivo de visualizar e analisar a produção científica da área, diferindo da revisão sistemática que identifica, analisa e sintetiza estudos relevantes para uma pergunta de pesquisa específica. Dessa forma, foram elaborados os mapas de coautoria de autores e documentos, quando cocitados em um terceiro trabalho, coocorrência de palavras-chave e os países de coautoria através da utilização do software VOSviewer (Van Eck e Waltman, 2010).

Resultados e discussão

O fluxograma PRISMA 2020 com o mapeamento do número de registros identificados, incluídos e excluídos, assim como os motivos das exclusões, pode ser visualizada através da Figura 2.

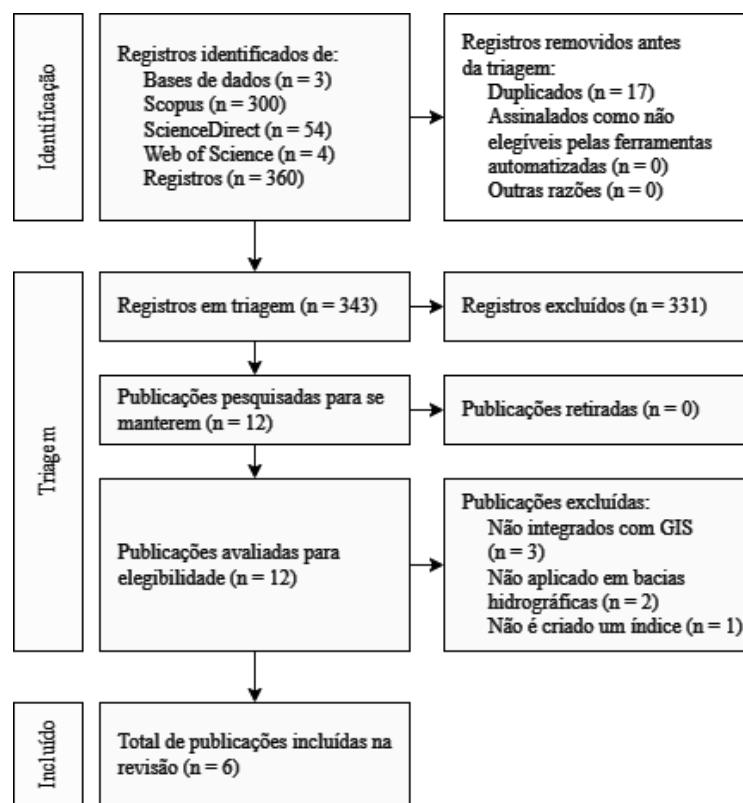


Figura 2. Fluxograma PRISMA 2020 para a identificação dos estudos através de bases de dados e registros

Análise quantitativa

No total, cerca de 360 artigos foram analisados, tendo a sua fonte do banco de dados distribuídas entre 300 publicações provenientes da Scopus, 56 publicações da ScienceDirect e 4 publicações da Web of Science. Através do software Rayyan foram pré-selecionados 12 artigos, representando cerca de 3.33% do total retornado. Assim, 6 dos 12 artigos foram selecionados por meio da leitura completa, representando 50% dos pré-selecionados e cerca de 1.67% do total retornado.

Os principais motivos de exclusão de registros no processo de pré-seleção no software Rayyan por parte da equipe de revisão foram aqueles que se dedicavam a análise da vulnerabilidade à contaminação, captação de água ou de desastres hídricos em geral e aqueles que enfatizavam as questões de infraestrutura, agricultura, aspectos sociais ou de ecologia de forma isolada. Já durante o processo de leitura completa, foram excluídos aqueles que não eram georreferenciados, aqueles que não aplicaram o modelo de índice e aqueles que não foram empregados em nível de bacia hidrográfica.

Dessa forma, foi realizada a análise dos seis artigos selecionados no software VOSviewer. Os mapas bibliométricos desenvolvidos evidenciaram uma forte conexão de coautoria entre os autores (Figura 3.a) e, também, entre os documentos (Figura 3.b). Como supracitado, essa conexão representa uma citação conjunta dos autores e documentos por um terceiro trabalho. Ainda, é observado uma grande relação de força e de frequência entre quatro palavras-chave, sendo elas China, vulnerability, drought e fuzzy mathematics.

Dentre as palavras chaves (Figura 3.c), pode-se destacar a presença da matemática difusa (tradução literal de fuzzy mathematics) e da China, além das palavras vulnerabilidade e seca. A matemática difusa vem da introdução da lógica Fuzzy por Zadeh (1965) através da teoria dos conjuntos Fuzzy. Ao contrário da lógica booleana que possui apenas os extremos falso e verdadeiro, a lógica Fuzzy varia em graus de associação de 0 a 1 podendo, desse modo, ser parcialmente verdadeira ou parcialmente falsa. Dessa forma, é possível lidar com problemas onde a fonte de imprecisão é a ausência de critérios bem definidos (Zadeh, 1965), como os observados na temática de vulnerabilidade.

Por sua vez, de acordo com Zhang (2021), a China se desenvolveu aceleradamente entre 1978 e 2018 através de um grande consumo de recursos naturais. Dessa forma, a exploração não sustentável desses recursos teve como consequência uma deterioração dos recursos hídricos (Zhang, 2021). Ainda, devido a esse desenvolvimento, foi observado um aumento da sua população e uma mudança nos padrões de consumo de forma a elevar a demanda hídrica (Chen *et al.*, 2017). Ainda, no mapa de países em coautoria (Figura 4) também observar uma forte presença desse país.

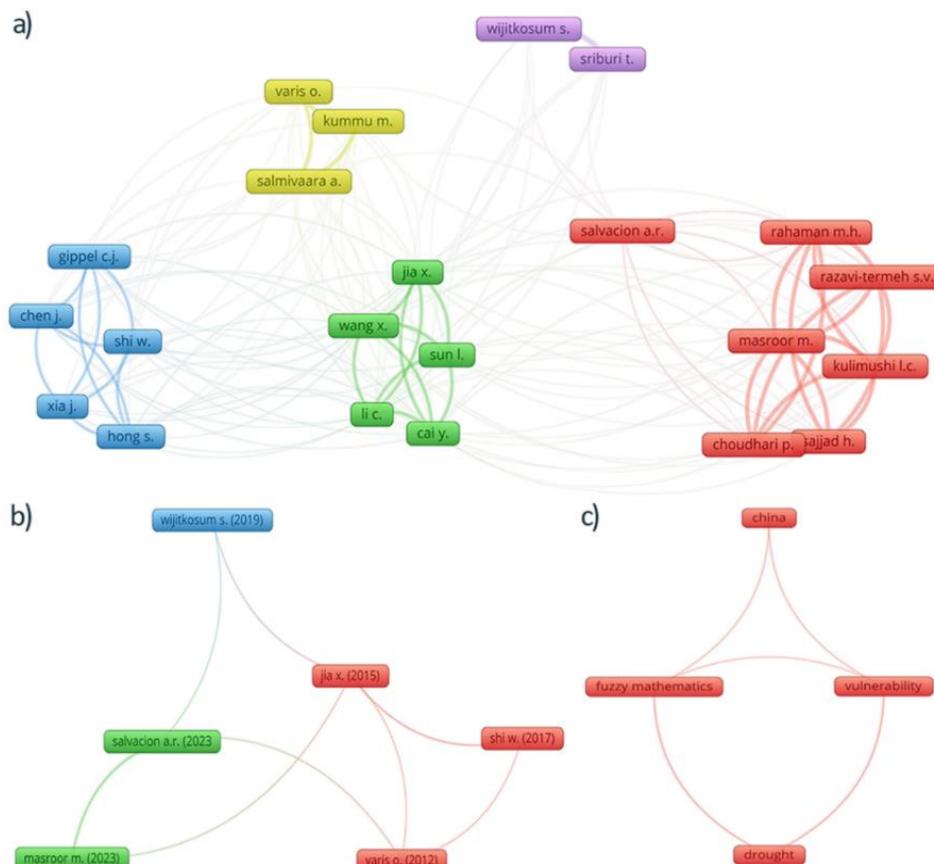


Figura 3. Mapas bibliométricos, desenvolvidos no VOSviewer, de a) coautoria de autores; b) coautoria de documentos; e c) coocorrência de palavras-chave.



Figura 4. Mapa bibliométrico de coautoria, desenvolvidos no VOSviewer, de países.

Análise qualitativa

Para a análise dos seis artigos selecionados, foram apuradas informações como o número total de citações na referida base de dados, o índice que foi desenvolvido e a sua metodologia de construção. Ainda, foram observados o local para qual o índice foi construído e os fatores utilizados. Essas duas últimas informações se tornam importantes uma vez que a influência de cada fator selecionado pode variar de acordo com as características específicas do local de estudo. A Tabela 1 apresenta um compilado dessas informações para cada artigo selecionado.

Os seis artigos apresentam uma diversidade de fatores físicos e socioeconômicos utilizados para a análise da vulnerabilidade hídrica, com variações tanto específicas quanto amplas. Entre os fatores físicos, fatores que medem a disponibilidade do recurso hídrico são predominantes, seguidos pelas características edafoclimáticas e do uso do solo. Já no campo dos fatores socioeconômicos, o acesso a recursos básicos e os fatores demográficos, como população e densidade populacional, surgem como os mais utilizados. A Tabela 2 apresenta uma síntese detalhada dos fatores utilizados nos artigos.

O primeiro e o mais recente estudo identificado na presente revisão sistemática foi desenvolvido por Salvacion (2023) como forma de avaliar o risco de seca ao nível das vilas na Ilha de Marinduque, Filipinas. Por possuir um status insular, a ilha de Marinduque é mais propensa a desastres ecológicos e hidrológicos e, provavelmente, mais vulnerável às mudanças climáticas. Dessa maneira, a identificação e quantificação do risco de seca prosseguiu considerando fatores naturais e socioeconômicos.

Dentre os fatores naturais, os dados climáticos para a região foram obtidos através do banco de dados TerraClimate, servindo como base para identificação de eventos de seca por meio do Índice Padrão de Precipitação (SPI). Assim, a análise do risco de seca foi construída pela análise de três componentes principais: o perigo de seca, a vulnerabilidade física e a vulnerabilidade socioeconômica. Enquanto o perigo de seca foi avaliado por meio de Análise de Componentes Principais (PCA), a vulnerabilidade física foi avaliada através da Lógica Fuzzy. Por fim, a vulnerabilidade socioeconômica foi analisada através de uma combinação de dados, resultando em um índice específico.

Como resultado, foi identificado que as áreas de maior vulnerabilidade estão localizadas no noroeste e partes orientais da província, influenciadas pela topografia e pelo seu clima. Vilas situadas em áreas montanhosas com baixos níveis de precipitação, bem como aquelas com alta vulnerabilidade socioeconômica, caracterizada por uma significativa população de mulheres, idosos e famílias agrícolas, são as mais suscetíveis aos impactos da seca.

Tabela 1. Compilado dos artigos selecionados

Autores	Citações	Local	Índice	Metodologia	Aplicação	Fatores
Salvacion (2023)	0	Ilha de Marinduque, Filipinas	Risco de Seca	SPI, PCA, Lógica Fuzzy e índice específico	Analisou eventos de seca com o SPI. Avaliou o risco de seca por meio de três componentes: perigo (PCA), vulnerabilidade física (Lógica Fuzzy) e vulnerabilidade socioeconômica (índice específico)	5 naturais e 9 socioeconômicos
Masroor <i>et al.</i> (2023)	2	Sub-bacia central de Godavari, Índia	Vulnerabilidade à Seca	SPI, FR, ANFIS e ROC	Analisou eventos de seca com o SPI. Aplicou o FR para determinar a relação entre os fatores selecionados e os eventos de seca. Utilizou o ANFIS para mapear a vulnerabilidade à seca. Utilizou o ROC para a validação do modelo	19 naturais e 5 socioeconômicos
Wijitkosum e Sriburi (2019)	37	Alto da Bacia do Rio Phetchaburi, Tailândia	Risco de Seca	Fuzzy AHP	Utilizou o Fuzzy AHP atribuir pesos aos fatores selecionados. Realizou-se a soma ponderada para o cálculo do risco de seca	10 naturais
Shi <i>et al.</i> (2017)	7	Bacia do rio Haihe, China	Vulnerabilidade Hídrica	Funções e Entropia	Utilizou duas metodologias de maneira a compará-las: abordagem de funções (baseada no conceito de vulnerabilidade pelo IPCC) e a atribuição de pesos para os fatores selecionados pelo método da Entropia	3 naturais e 5 socioeconômicos
Jia <i>et al.</i> (2015)	41	Bacia do rio Amarelo, China	Segurança Hídrica	TOPSIS, GRA, VS, ME, SPA e Fuzzy AHP	Inicialmente aplicou o TOPSIS, GRA, VS e ME de forma individual, tendo a consistência e conexão dos seus resultados analisados pelo SPA. Aplicou o Fuzzy AHP para a atribuição de pesos aos resultados do SPA	9 naturais e 6 socioeconômicos
Varis, Kummu e Salmivaara (2012)	99	10 bacias da região Ásia-Pacífico	Vulnerabilidade de Bacia	DPSIR e indicadores específicos	Utilizou duas metodologias de maneira a compará-las: aplicação do DIPSIR considerando seis categorias indicadoras (governança, economia, questões sociais, meio ambiente, riscos hídricos e escassez hídrica) e a indexação integrada através do emprego de indicadores representativos para as mesmas seis categorias indicadoras	7 naturais e 13 socioeconômicos

SPI = Standardised Precipitation Evapotranspiration; PCA = Principal Component Analysis; FR = Frequency Ratio; ANFIS = Adaptive Neuro Fuzzy Inference System; ROC = Receiver Operating Characteristic; AHP = Analytic Hierarchy Process; TOPSIS = Technique for Order Preference by Similarity to Ideal Solution; GRA = Gray Relational Analysis; VS = Vague Sets; ME = Matter Element; SPA = Set Pair Analysis; DPSIR = Driving forces e Pressures e States e Impacts Model.

Tabela 2. Detalhamento dos fatores físicos e socioeconômicos utilizados nos artigos selecionados

Autores	Fatores	
	Naturais	Socioeconômicos
Salvacion (2023)	Elevação; Inclinação; SPI; Textura do solo; Uso do solo Água Subterrânea Pós-Monsoon; Água Subterrânea Pré-Monsoon; Água Superficial; Área Líquida Semeada; Cultura Kharif; Cultura Rabi; Índice de Vegetação por Diferença Normalizada; Índice de Água por Diferença Normalizada - Água; Índice de Água por Diferença Normalizada - Folha; Precipitação; Precipitação Mensal Total; Temperatura Máxima Mais Baixa; Temperatura Mínima do Solo; Temperatura Mínima Média; Tendência da Temperatura Máxima Mais Alta; Tendência de Dias Chuvosos; Terras em Pousio; Tipo de Solo; Umidade Relativa	Acesso à água potável; Assentamentos informais; Engajamento agrícola; Idosos; População; População feminina; População infantil; Renda per capita; Taxa de desemprego
Masroor <i>et al.</i> (2023)	Cobertura da Terra; Drenagem do Solo; Elevação; Erosão do Solo; Fertilidade do Solo; Inclinação; Índice de Aridez; Precipitação; Textura do Solo; Uso da Terra	Densidade Populacional; Densidade de Renda; Índice de Desenvolvimento Humano; Taxa de Alfabetização; Taxa de Mortalidade Infantil
Wijitkosum e Sriburi (2019)	Fator de produção de água; Percentual de anomalia da precipitação anual; Produção de água da área de estudo	-
Shi <i>et al.</i> (2017)	Coeficiente de produção de água; Escoamento anual; Índice de Recursos Hídricos Subterrâneos; Índice de balanço hídrico; Índice de produção de água; Índice de utilização da bacia hidrográfica; Poluição fluvial; Recursos Hídricos per Capta; Superextração de água subterrânea	Consumo de água por Produto Interno Bruto; Densidade populacional; Emissão per capita de águas residuais; Produto Interno Bruto per capita; Razão entre oferta e demanda de água
Jia <i>et al.</i> (2015)	Área da bacia; Área de superfície (cidade); Escoamento superficial; Estresse hídrico; Multirriscos; Precipitação; Sistemas ambientais	Acesso a água potável em áreas rurais; Acesso a água potável em áreas urbanas; Consumo de água per capita; Consumo de água por Produto Interno Bruto; Retirada da água superficial; Retirada da água subterrânea
Varis, Kummu e Salmivaara (2012)	Corrupção; Densidade populacional; Desnutrição; Fragilidade do estado; Índice de Pobreza Multidimensional; Instabilidade política; Mortalidade infantil; Pegada humana; População; População em favelas; Pobreza; Renda Nacional Bruta per capita; Taxa de alfabetização	

Já o estudo de Masroor (2023), publicado no mesmo ano, teve como região de estudo a sub-bacia central do Godavari, Índia. Essa região, segundo o autor, é uma região suscetível a eventos de seca recorrentes. Dessa forma, foi objetivada a avaliação de sua vulnerabilidade à seca através da análise de uma ampla gama de fatores socioeconômicos e naturais, de modo a identificar a sua influência na frequência e na gravidade das secas na região.

Entre os fatores coletados para a análise estão informações sobre o solo, sobre os recursos hídricos, dados climáticos, taxas de alfabetização, níveis de renda, densidade populacional, mortalidade infantil, entre outros. Esses dados foram processados através do método de interpolação Peso da Distância Inversa (IDW). Ainda, assim como Salvacion (2023), foi utilizado o SPI em um grande intervalo temporal. O modelo de Razão de Frequência (FR) aplicado como forma de determinar a relação entre os fatores condicionantes e a ocorrência real da seca na região. Ainda, o estudo adotou o Sistema de Inferência Neuro-Fuzzy Adaptativo (ANFIS), uma combinação entre redes neurais artificiais (ANN) e a lógica Fuzzy, como forma de mapear a vulnerabilidade à seca através dos dados obtidos com a FR. O modelo foi validado através de métricas como a curva de Característica Operacional do Receptor (ROC), erro quadrático médio, erro absoluto médio e erro quadrado médio.

Os resultados encontrados evidenciam uma grande relação de determinados parâmetros, como o baixo Índice de Vegetação Normalizada (NDVI) e o aumento das temperaturas, com a vulnerabilidade à seca na região da sub-bacia. Ainda, foi enfatizado que os fatores socioeconômicos também desempenharam um importante papel na determinação dessa vulnerabilidade. A utilização do modelo ANFIS demonstrou uma alta precisão na vulnerabilidade em diferentes escalas temporais, possuindo um grande potencial para o auxílio da gestão dos recursos hídricos da região.

Outra abordagem utilizada para a análise do risco à seca, desta vez na região do alto da Bacia do Rio Phetchaburi, Tailândia, foi realizada por Wijitkosum e Sriburi (2019). A bacia hidrográfica em questão possui uma crescente preocupação devido aos recorrentes eventos de seca. Assim, o artigo objetivou aprofundar a compreensão do risco de seca na região, fornecendo uma visão dos fatores que contribuem para essa problemática de maneira a subsidiar possíveis medidas de mitigação.

Para essa análise, foram utilizados os fatores naturais relacionados a dados meteorológicos, características físicas da região, propriedades do solo e informações sobre o uso e a cobertura do solo. Dessa forma, o diagnóstico da região seguiu baseando-se no uso da Análise Hierárquica de Processos Fuzzy (FAHP). Essa metodologia se mostrou essencial para analisar os múltiplos critérios estabelecidos em um ambiente de incerteza.

As descobertas enfatizam que fatores climáticos, como a precipitação, e fatores físicos, como a topografia e gradientes de inclinação, desempenham papéis cruciais no risco de seca. Além disso, as atividades humanas, como o desmatamento e as mudanças no uso do solo, contribuem significativamente para o aumento deste risco. Dessa forma, são necessárias medidas como a preservação de florestas em áreas de topo para o seu enfrentamento.

Outra abordagem sobre o tema é levantada por Shi *et al.* (2017), objetivando investigar a vulnerabilidade hídrica na Bacia do Rio Haihe, China. Essa localidade enfrenta desafios significativos devido à alta densidade populacional e ao alto desenvolvimento econômico, acompanhadas do aumento da ocorrência de secas e inundações.

Baseado no conceito de vulnerabilidade proposto pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), o artigo aplica uma abordagem de função através da consideração de fatores como a exposição, risco de desastres, sensibilidade às mudanças climáticas e a qualidade da água. Ainda, o artigo realiza a comparação dessa abordagem com o método de índices, objeto de estudo da presente revisão sistemática, selecionando indicadores naturais e socioambientais. Esses indicadores foram padronizados através da metodologia de Padronização Alvo, sendo atribuídos pesos através do método de Entropia.

Embora a abordagem baseada em funções tenha apresentado uma maior sensibilidade, se apresentando como um método de maior complexidade, tanto ela quanto o método de indicadores apontaram níveis elevados de vulnerabilidade para a região de estudo. Ainda, foram apontadas estratégias adaptativas para a região, enfatizando a gestão eficiente dos recursos hídricos, a proteção da qualidade da água e práticas sustentáveis.

O artigo de Jia *et al.* (2015), por sua vez, concentrou-se na avaliação da segurança hídrica na estratégica Bacia do Rio Amarelo, China. Compreendendo uma área de extrema importância para o fornecimento de água a mais de 107 milhões de habitantes, essa região enfrenta significativos desafios relacionados à gestão dos seus recursos hídricos. Dessa maneira, o estudo oferece uma análise da segurança hídrica da bacia de maneira a apoiar o desenvolvimento socioeconômico e a preservação dos ecossistemas locais.

Para isso, o estudo apresentou uma metodologia integrada e inovadora, resultado de uma combinação entre a Análise de Conjuntos de Pares (SPA), Análise Hierárquica de Processo Fuzzy (FAHP), Técnica de Ordem por Similaridade com Solução Ideal (TOPSIS), Análise Relacional Cinza (GRA), Conjuntos Vagos (VS) e modelos de Elementos de Matéria (ME). Inicialmente, os métodos TOPSIS, GRA, VS e ME foram aplicados de maneira individualizada, sendo os seus resultados submetidos ao emprego do SPA para a análise de consistência e de conexão. Em seguida, o FAHP foi utilizado como forma de atribuir pesos para os resultados obtidos pelo SPA, gerando uma classificação abrangente e integrada.

Os resultados obtidos por meio dessa abordagem multifacetada revelaram que diferentes regiões da bacia mostraram níveis variados de segurança hídrica. Além disso, foi destacado a importância da integração de múltiplas metodologias em contraposição à aplicação isolada de modelos. A

utilização desse tipo de abordagem, apoiadas principalmente no SPA e FAHP, demonstrou sua eficácia ao proporcionar resultados robustos e confiáveis para a região de estudo.

Por fim, o estudo desenvolvido por Varis, Kummu e Salmivaara (2012) se concentra na avaliação da vulnerabilidade, de forma ampla, de dez grandes bacias localizadas na região da Ásia-Pacífico. Essa área abrange uma parte significativa do continente asiático, abrigando uma parcela considerável da população mundial. Assim, a compreensão e análise da vulnerabilidade dessas bacias são essenciais para o sustento e a qualidade de vida das populações nelas residentes.

Dessa maneira, foram propostas duas abordagens distintas. A primeira segue a metodologia de forças motrizes (DPSIR), que envolve a consideração de seis categorias de indicadores que foram avaliadas de forma individual, sendo elas: governança, economia, questões sociais, meio ambiente, riscos hídricos e escassez hídrica. A segunda abordagem adota a indexação integrada através da utilização de um indicador representativo para cada categoria mencionada, permitindo, assim, uma avaliação comparativa global.

Através dessa abordagem, os resultados indicaram que, dentre as dez bacias hidrográficas analisadas, as sul-asiáticas foram as mais vulneráveis. Ainda, foi evidenciada a grande influência de diversos fatores, que vão da governança até as questões sociais, na vulnerabilidade de bacias, destacando a complexidade de suas interações. Dessa forma, é ressaltada a importância da consideração de uma ampla gama de dimensões para a realização de uma análise mais representativa do local.

Diante disso, é notória a diversidade metodológica aplicada à análise da vulnerabilidade hídrica, o que reflete uma busca constante por abordagens que integrem múltiplos fatores e ofereçam maior precisão na caracterização dos riscos associados à escassez de recursos hídricos. Dentre as metodologias identificadas, destaca-se o uso recorrente da lógica Fuzzy, presente em quatro dos seis artigos analisados, consolidando-se como uma ferramenta robusta para tratar a incerteza inerente às variáveis ambientais e socioeconômicas. A lógica Fuzzy, por permitir a incorporação de diferentes graus de pertencimento das variáveis, se apresenta como uma abordagem eficaz em cenários onde os dados são imprecisos ou incompletos, fator comum nas análises ambientais. Ainda, essa metodologia se mostrou útil para a padronização das diferentes unidades de medidas, possibilitando a agregação e, consequentemente, a consideração de fatores distintos em uma análise no SIG.

A Análise Hierárquica de Processos (AHP), amplamente utilizada em combinação com a lógica Fuzzy (FAHP), surge como a segunda metodologia mais empregada, sendo sua integração justificada pela necessidade de aprimorar o processo convencional de atribuição de pesos aos fatores analisados. Essa combinação se revelou eficiente para fornecer resultados mais detalhados e precisos, lidando com julgamentos vagos inerentes ao processo em contextos em

que múltiplos critérios são considerados. Além disso, seu emprego se mostrou o mais flexível dentre os artigos selecionados, conseguindo lidar com diferentes tipos de dados e integrando percepções variadas de julgamento, o que é dificilmente encontrada em outros métodos de análise. Ainda, metodologias de modelagem como o ANFIS, utilizado por Masroor (2023), expandem as possibilidades de modelagem da vulnerabilidade ao integrar inteligência artificial e técnicas estatísticas de alta complexidade.

Contudo, as diferentes abordagens dos índices apresentam limitações e complementaridades. Os índices que se concentram no risco de seca, como o SPI, são extremamente úteis para mapear a suscetibilidade das áreas à escassez hídrica, especialmente em regiões sujeitas a variabilidade climática extrema. No entanto, ao limitar a análise à disponibilidade quantitativa da água, tais índices podem não capturar a dimensão qualitativa da segurança hídrica, essencial para regiões onde a qualidade da água é igualmente ou mais importante que a sua quantidade. Dessa forma, as análises multidimensionais, que consideram a vulnerabilidade ou a segurança hídrica como um todo, são mais precisas uma vez que a temática não pode ser compreendida de maneira unidimensional.

Entretanto, embora os artigos apresentem abordagens distintas sobre o tema, um ponto em comum observado em todos os estudos é a utilização da distribuição da precipitação como ponto chave da análise da vulnerabilidade hídrica. Sua utilização é reflexo do seu efeito na alimentação do escoamento superficial, da umidade do solo e da recarga das águas subterrâneas, sendo o fator mais representativo da disponibilidade hídrica de uma área (Chhetri *et al.*, 2020).

Outros fatores naturais amplamente utilizados foram as características do solo, que incluem textura, drenagem, fertilidade e erosão (Salvacion, 2023; Masroor *et al.*, 2023; Wijitkosum e Sriburi, 2019). Esses elementos, combinados com o uso do solo, declividade e elevação, influenciam processos de erosão e retenção de água, refletindo sua importância na modelagem do ambiente físico (Salvacion, 2023; Masroor *et al.*, 2023; Wijitkosum e Sriburi, 2019).

Além dos fatores naturais, os fatores socioeconômicos desempenharam um papel crucial. Fatores demográficos, como a densidade populacional, foram os mais recorrentes dentro do grupo temático sendo utilizados em todos os artigos que consideraram fatores socioeconômicos. Esses fatores se fazem fundamentais para a avaliação dos impactos da distribuição populacional na disponibilidade de recursos hídricos e vulnerabilidade socioambiental. Da mesma forma, a economia, com fatores como renda per capita e PIB per capita, foi destacada em quatro artigos, ressaltando a influência das condições econômicas nas populações vulneráveis.

Fatores educacionais, como a taxa de alfabetização, apareceram em dois estudos, apontando a importância da educação no desenvolvimento socioeconômico e sua influência na vulnerabilidade hídrica. Essa intersecção entre fatores físicos e socioeconômicos evidencia que a

análise da vulnerabilidade hídrica exige uma compreensão multidimensional, onde elementos ambientais, demográficos e econômicos se sobrepõem para determinar o grau de exposição e resiliência de uma população.

É importante destacar que, ao identificar áreas vulneráveis, a implementação de soluções práticas e inovadoras se torna essencial. A integração de tecnologias emergentes e a adoção de sistemas de governança adaptativos oferecem caminhos promissores para lidar com esses desafios. Abordagens de modelagem híbrida, que combinam diversas técnicas analíticas e computacionais, podem criar oportunidades para prever cenários futuros e mitigar vulnerabilidades de forma mais eficaz. Além disso, a colaboração interdisciplinar é fundamental, englobando não apenas pesquisadores e formuladores de políticas públicas, mas também as comunidades locais, assegurando que as soluções propostas sejam sustentáveis, inclusivas e equitativas.

Conclusão

A presente revisão sistemática teve seu enfoque na seleção e na análise de estudos relacionados a sistemas de índices georreferenciados para o cálculo da vulnerabilidade hídrica em bacias hidrográficas, realizando mapas bibliométricos de forma a traçar as conexões intelectuais entre as pesquisas. Dos 360 artigos retornados pelas bases de dados utilizadas, apenas 6 foram selecionados. Os mapas bibliométricos evidenciaram uma forte correlação de coautoria entre esses documentos e de seus autores, além de destacar uma grande relação de força e de frequência entre as palavras-chave China, vulnerability, drought e fuzzy mathematics.

A predominância da lógica Fuzzy e da Análise Hierárquica de Processos Fuzzy (FAHP) aponta para a necessidade crescente de metodologias capazes de lidar com a incerteza na tomada de decisão, especialmente em contextos em que há uma sobreposição de fatores naturais e antrópicos. A aplicabilidade de metodologias mais avançadas, como a Inteligência Artificial e os modelos híbridos, podem agregar ainda mais valor ao processo de análise em contextos de vulnerabilidade hídrica complexa.

Além disso, a ênfase recorrente nos aspectos quantitativos como elementos centrais para a aferição da vulnerabilidade hídrica, reflete uma visão consolidada, mas ao mesmo tempo limitada, da vulnerabilidade. Embora esses fatores sejam cruciais, a complexidade das bacias hidrográficas e das suas populações exige que as análises sejam multidimensionais, considerando fatores qualitativos, como a qualidade da água, as práticas de governança e resiliência comunitária. A integração dessas dimensões pode revelar vulnerabilidades ainda não mapeadas, permitindo uma visão mais abrangente e inclusiva das ameaças ao sistema hídrico.

Por fim, a implementação de soluções inovadoras, baseadas em tecnologias emergentes e em modelos híbridos de governança, é crucial para mitigar os impactos da vulnerabilidade hídrica

de forma eficaz. A colaboração interdisciplinar e a inclusão das comunidades locais no processo de tomada de decisões são essenciais para garantir que as medidas adotadas sejam sustentáveis, inclusivas e adaptadas às realidades socioeconômicas e ambientais das regiões mais afetadas.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Universidade Federal de Juiz de Fora e a ArcelorMittal pelo apoio a pesquisa via projeto P&D – Previsibilidade de Bacias.

Referências bibliográficas

- Alcamo, J., Dronin, N., Endejan, M., Golubev, G., Kirilenko, A. (2007) A new assessment of climate change impacts on food production shortfalls and water availability in Russia. *Global Environmental Change*, **17**(3-4), 429-444. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.12.006>
- Alonso, C., Gouveia, C. M., Russo, A., Páscoa, P. (2019) Crops' exposure, sensitivity and adaptive capacity to drought occurrence. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, **19**(12), 2727-2743. <https://doi.org/10.5194/nhess-19-2727-2019>
- Anandhi, A., Kannan, N. (2018) Vulnerability assessment of water resources—translating a theoretical concept to an operational framework using systems thinking approach in a changing climate: case study in Ogallala Aquifer. *Journal of Hydrology*, **557**, 460-474. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.11.032>
- Bullock, J. A., Haddow, G. D., Coppola, D. P. (2018) *Homeland Security: The Essentials*, 2a ed., Elsevier, Amsterdam, 438 pp.
- Chen, W., Wu, S., Lei, Y., Li, S. (2017) China's water footprint by province, and inter-provincial transfer of virtual water. *Ecological indicators*, **74**, 321-333. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.037>
- Chhetri, R., Kumar, P., Pandey, Vishnu, P., Singh, R., Pandey, S. (2020) Vulnerability assessment of water resources in hilly region of Nepal. *Sustainable Water Resources Management*, **6**(3), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00391-x>
- Donato, H., Donato, M. (2019) Stages for Undertaking a Systematic Review. *Acta Médica Portuguesa*, **32** (3), 227-235. <https://doi.org/10.20344/amp.11923>
- Gui, Z., Chen, X., He, Y. (2021) Spatiotemporal analysis of water resources system vulnerability in the Lancang River Basin, China. *Journal of Hydrology*, **601**, 126614. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126614>
- Haq, M., Akhtar, M., Muhammad, S., Paras, S., Rahmatullah, J. (2012) Techniques of remote sensing and GIS for flood monitoring and damage assessment: a case study of Sindh province, Pakistan. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, **15**(2), 135-141. <https://doi.org/10.1016/j.ejrs.2012.07.002>
- Hoekstra, A. Y., Buurman, J., Van Ginkel, K. C. (2018) Urban water security: A review. *Environmental research letters*, **13**(5), 053002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaba52>
- Huang, Y., Xu, L., Yin, H., Cai, Y., Yang, Z. (2015) Dual-level material and psychological assessment of urban water security in a water-stressed coastal city. *Sustainability*, **7**(4), 3900-3918. <https://doi.org/10.3390/su7043900>
- Jéquier, E., Constant, F. (2010) Water as an essential nutrient: the physiological basis of hydration. *European Journal of Clinical Nutrition*, **64**, 115-123. <https://doi.org/10.1038/ejcn.2009.111>
- Jia, X., Li, C., Cai, Y., Wang, X., Sun, L. (2015) An improved method for integrated water security assessment in the Yellow River basin, China. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **29**, 2213-2227. <https://doi.org/10.1007/s00477-014-1012-2>

- Li, Y., Lin, C., Wang, Y., Gao, X., Xie, T., Hai, R., Zhang, X. (2017) Multi-criteria evaluation method for site selection of industrial wastewater discharge in coastal regions. *Journal of Cleaner Production*, **161**, 1143-1152. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.030>
- Liberati, A., Altman, D. G., Tetzlaff, J., Mulrow, C., Gøtzsche, P. C., Ioannidis, J. P., Clarke, M., Devereaux, P. J., Kleijnen, J., Moher, D. (2009) The PRISMA statement for reporting systematic reviews and meta-analyses of studies that evaluate health care interventions: explanation and elaboration. *PLoS medicine*, **6**(7) <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1000100>
- Masroor, M., Razavi-Termeh, S. V., Rahaman, M. H., Choudhari, P., Kulimushi, L. C., Sajjad, H. (2023) Adaptive neuro fuzzy inference system (ANFIS) machine learning algorithm for assessing environmental and socio-economic vulnerability to drought: A study in Godavari middle sub-basin, India. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, **37**(1), 233-259. <https://doi.org/10.1007/s00477-022-02292-1>
- Nguyen, T. T., Ngo, H. H., Guo, W., Nguyen, H. Q., Luu, C., Dang, K. B., Liu, Y., Zhang, X. (2020) New approach of water quantity vulnerability assessment using satellite images and GIS-based model: An application to a case study in Vietnam. *Science of the Total Environment*, **737**, 139784. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139784>
- Ouzzani, M., Hammady, H., Fedorowicz, Z., Ahmed, E. (2016) Rayyan - a web and mobile app for systematic reviews. *Systematic Reviews*, **210**(5) <https://doi.org/10.1186/s13643-016-0384-4>
- Sadeghravesh, M. H., Khosravi, H., Ghasemian, S. (2015) Application of fuzzy analytical hierarchy process for assessment of combating-desertification alternatives in central Iran. *Natural hazards*, **75**, 653-667. <https://doi.org/10.1007/s11069-014-1345-7>
- Salvacion, A. R. (2023) Delineating village-level drought risk in Marinduque Island, Philippines. *Natural Hazards*, **116**(3), 2993-3014. <https://doi.org/10.1007/s11069-022-05795-w>
- Satish Kumar, K., AnandRaj, P., Sreelatha, K., Sridhar, V. (2021) Regional analysis of drought severity-duration-frequency and severity-area-frequency curves in the Godavari River Basin, India. *International Journal of Climatology*, **41**(12), 5481-5501. <https://doi.org/10.1002/joc.7137>
- Shi, W., Xia, J., Gippel, C. J., Chen, J., Hong, S. (2017) Influence of disaster risk, exposure and water quality on vulnerability of surface water resources under a changing climate in the Haihe River basin. *Water International*, **42**(4), 462-485. <https://doi.org/10.1080/02508060.2017.1301143>
- Sun, F., Kuang, W., Xiang, W., Che, Y. (2016) Mapping water vulnerability of the Yangtze River Basin: 1994–2013. *Environmental management*, **58**, 857-872. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0756-5>
- Van Eck, N. J., Waltman, L. (2010) Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, **84**(2), 523-538. <https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3>
- Varis, O., Kummu, M., Salminvaara, A. (2012) Ten major rivers in monsoon Asia-Pacific: An assessment of vulnerability. *Applied Geography*, **32**(2), 441-454. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.05.003>
- Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Bunn, S. E. G., Sullivan, C. A., Liermann, C. R., Davies, P. M. (2010) Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, **467**(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- Wijitkosum, S., Sriburi, T. (2019) Fuzzy AHP integrated with GIS analyses for drought risk assessment: A case study from upper Phetchaburi River basin, Thailand. *Water*, **11**(5), 939. <https://doi.org/10.3390/w11050939>
- Wu, B., Ma, Z., Yan, N. (2020) Agricultural drought mitigating indices derived from the changes in drought characteristics. *Remote sensing of environment*, **244**, 111813. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111813>
- Zadeh, L. A. (1965) Fuzzy sets. *Information and control*, **8**(3), 338-353. [https://doi.org/10.1016/S0019-9958\(65\)90241-X](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(65)90241-X)
- Zhang, C., Li, J., Zhou, Z., Sun, Y. (2021) Application of ecosystem service flows model in water security assessment: A case study in Weihe River Basin, China. *Ecological Indicators*, **120**, 106974. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110687>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

SIMULACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE PM_{2,5} COMO EFECTO DE ACTIVIDADES NO ESENCIALES DENTRO DE ESPACIOS CON POCAS VENTILACIONES

SIMULATION OF PM_{2,5} BEHAVIOR IN LOW-VENTILATION SPACES DUE TO NON-ESSENTIAL ACTIVITIES

Recibido el 23 de marzo de 2024. Aceptado el 11 de diciembre de 2024

Abstract

Indoor air quality has gained importance due to significant time people spend in these spaces unaware of the air they're exposed to. PM_{2,5} is a major indoor pollutant. Thus, this study aimed to analyze PM_{2,5} scenarios during activities like burning candles, incense, and mosquito coils, using mass balance models. Sparkler candles and spiral mosquito coils were the highest emission sources, with PM_{2,5} emission factors up to 12,124 µg/sparkler candle and 775 µg/min. Notably, a 30 m³ room burning a mosquito coil for 53 minutes led to poor air quality for 116 minutes. Similarly, a 60 m³ room with a sparkler candle generated poor air quality for 65 minutes. These findings reveal short-term emission sources can still compromise health due to high PM_{2,5} concentrations. Wind speed and room dimensions also mattered. This research informs individuals to engage in these activities more health-consciously.

Keywords: emission rates, PM_{2,5}, indoor air quality.

¹ Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México.

*Autor correspondiente: Calle/Av. Carlos Pellicer Cámara, 287, ISSET, 86270, Centro, Tabasco, México. Email: jose.amdd@gmail.com

Resumen

La calidad del aire en interiores ha ganado importancia debido al tiempo significativo que las personas pasan en estos espacios sin conocer la calidad del aire a la que están expuestas. El PM_{2.5} ha sido identificado como uno de los contaminantes más peligrosos en estas condiciones, por lo que, el objetivo de este estudio fue analizar diferentes escenarios relacionados con PM_{2.5} durante actividades como la quema de velas de cumpleaños, uso de inciensos y ahuyentadores de mosquito, mediante simulaciones numéricas basadas en modelos de balance de masa. Se encontró que las velas tipo bengalas y los ahuyentadores de mosquito en espiral son las fuentes de emisión más altas, con factores de emisión de PM_{2.5} de hasta 12,124 µg/(vela – bengala) y 775 µg/min, respectivamente. Dos escenarios significativos fueron, una habitación de 30 m³ con la quema de un ahuyentador de mosquitos durante 53 minutos, genera mala calidad del aire durante 116 minutos. El segundo escenario, una habitación de 60 m³, con una vela tipo bengala, genera mala calidad del aire durante 65 minutos. Estos resultados demuestran que, a pesar de que las fuentes de emisión estén activas durante un breve periodo de tiempo, las altas concentraciones de PM_{2.5} y su duración prolongada pueden comprometer la salud de las personas. Además, se demostró que la velocidad del viento y las dimensiones del lugar, son factores importantes al momento de realizar estas actividades. La información de esta investigación permitirá a las personas realizar estas actividades de manera más consciente sobre el daño a la salud.

Palabras clave: tasas de emisión; PM_{2.5}; calidad aire interior.

Introducción

El análisis de la calidad del aire en los espacios interiores ha tomado una gran relevancia en la última década, más aún desde 2020 derivado de la pandemia de la COVID-19 (Félix-Arellano *et al.*, 2020). Un estudio relevante al respecto realizado por Dinoi *et al.* (2022) pusieron en evidencia que la poca ventilación en espacios interiores aumenta la transmisión aérea del virus. Adicionalmente, existen investigaciones que han establecido evidencia que vincula la exposición a contaminantes en el aire con las asistencias médicas y la mortalidad por enfermedades respiratorias, siendo los niños los más afectados (Martínez *et al.*, 2020; Ubilla y Yohannessen, 2021; Hernández-Cadena *et al.*, 2022) e investigaciones con evidencia, aunque escasa, de la relación entre la contaminación del aire y la co-ocurrencia de múltiples afectación a largo plazo que terminan por afectar la calidad de vida de las personas (Arias de la Torre J.A *et al.*, 2023).

En particular, la mala calidad del aire en espacios interiores provoca enfermedades o afectaciones en la comodidad de los ocupantes, que derivan desde un cansancio o ligera molestia hasta alergias, infecciones y/o cáncer (Van Tran *et al.*, 2020; Marta Morales *et al.*, 2010). Estas afectaciones pueden ser cada vez mayores debido principalmente, a que las personas pasan entre un 65 % hasta más del 80% de su tiempo en espacios cerrados (casa, escuela, oficina, centros comerciales, entre otros) (Marta Morales *et al.*, 2010; Hasager *et al.*, 2020; Fernández *et al.*, 2013; Dacunto *et al.*, 2013; Morawska *et al.*, 2017) desconociendo las condiciones del aire que respiran.

La contaminación del aire interior tiene una buena contribución de la contaminación del exterior que ingresa mediante filtración e infiltración (espacios o grietas no intencionales en la envolvente del edificio). El material particulado (PM, por sus siglas en inglés) con diámetro menor a 10 micras (PM_{10}) o con diámetro menor a 2.5 micras ($PM_{2.5}$), considerado uno de los contaminantes más peligrosos para la salud, es una mezcla de sustancias en el aire que pueden ser partículas sólidas y/o líquidas dispersas y arrastradas cuya composición química depende de la fuente que la genera (Marta Morales *et al.*, 2010; Navarro Kauil, 2019). Debido a su tamaño, estas partículas son capaces de introducirse al sistema respiratorio, provocando potenciales daños a los órganos vitales y riesgos de mortalidad prematura (Martínez-Muñoz *et al.*, 2020; Gutiérrez-Avila *et al.*, 2018; Ministerio del Medio Ambiente, 2016; C. Liu *et al.*, 2019).

Las concentraciones de PM en el aire en espacios interiores están determinadas por las actividades humanas realizadas en los edificios, tales como la limpieza y los procesos de combustión entre otros, la concentración del aire exterior y la tasa de cambio de aire del edificio (Van Tran *et al.*, 2020; Morawska *et al.*, 2017), siendo el principal contribuyente la actividad antropogénica dentro del sitio (Van Tran *et al.*, 2020; Branco *et al.*, 2014). Por lo que, cuando activamos una fuente en un espacio cerrado, se elevan rápidamente las concentraciones de los contaminantes generados como consecuencia del reducido volumen de aire para diluirse y de las condiciones del lugar (viento, humedad, etc.). Estas concentraciones, generalmente, permanecen en un pico alto mientras la fuente está activa, posteriormente, un tiempo después (tiempo de retorno) las condiciones regresarán a condiciones similares a las que había antes de activar la fuente (Del Jesús García Ricárdez y Villegas, 2018).

Hatta M. y Han H (2021) aseguran que la fuente principal de $PM_{2.5}$ en el interior de un edificio es el aire exterior, mientras que para el PM_{10} son las actividades realizadas dentro del edificio. Por otro lado, varios estudios han demostrado que las principales fuentes emisoras en interiores son la quema de combustibles, cocinar, fumar y el polvo generado por las actividades realizadas (Van Tran *et al.*, 2020; Marta Morales *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2021; Torkmahalleh *et al.*, 2018; Del Jesús García Ricárdez y Villegas, 2018), por lo que podríamos considerar al $PM_{2.5}$ como un condicionante primordial a riesgos en la salud de las personas que pasan más tiempo en el edificio.

La exposición a $PM_{2.5}$ en interiores puede ser estimada mediante el modelo de caja simple, basado en el principio de balance de masa aplicado a volúmenes de control, al conocer la masa o su tasa de emisión de $PM_{2.5}$ emitida durante una actividad (Dacunto *et al.*, 2013) e información básica del sitio como su volumen (altura, ancho, y largo), su concentración inicial (antes de activar la fuente) y la velocidad del viento, entre otros.

Para obtener las mediciones de la concentración de PM_{2.5}, se pueden utilizar técnicas gravimétricas o de dispersión de la luz, siendo esta última técnica la que ofrece mayores beneficios (exactitud, precisión y capacidad de medición de datos en pequeños intervalos de tiempo). Un fotómetro de dispersión de 90° es un dispositivo que permite analizar el material particulado proporcionando datos que alimentan los modelos teóricos. A través de estas mediciones directas es posible observar en tiempo real el impacto de diversas fuentes de contaminación, como la quema de velas o el uso de inciensos (3M Company, 2013).

A pesar de lo anterior, pocas investigaciones se han orientado a establecer el riesgo de actividades humanas de carácter no esencial con el incremento en el PM. Este estudio tiene como objetivo analizar escenarios respecto al PM_{2.5}, con base en velocidad del viento y el volumen, de la calidad del aire interior debido a actividades tales como la quema de velas de cumpleaños, uso de ahuyentadores de mosquito e inciensos, mediante la simulación numérica basada en modelos de balance de masa.

Metodología

Para el estudio fueron seleccionadas actividades que se realizan mayormente dentro del hogar y que podrían catalogarse como no esenciales o hábitos (Tabla 1). Se escogieron dos productos diferentes para las velas, tres para los aromatizantes y uno para ahuyentadores de mosquito.

Tabla 1. Categorización de los productos medidos y sus ingredientes

Categoría	Tipo	Ingredientes
Velas	Cumpleaños (tipo bengala)	Nitrato de potasio y/o perclorato de potasio como oxidantes, azufre y/o carbón activado como combustibles, compuestos metálicos (aluminio y/o magnesio) para coloración en las chispas, resinas o ceras para mantener la mezcla aglutinada.
	Cumpleaños (tradicional)	Parafina.
	Incienso (mandarina)	Aserrín, carbón, polvo aromático, hierbas aromáticas trituradas y especias.
Aromatizantes	Incienso (lavanda)	Aserrín, carbón, polvo aromático, hierbas aromáticas trituradas y especias.
	Difusor de aceites (mandarina)	Agua, dipropilenglicol, alcohol y aroma.
Ahuyentadores de mosquitos	Espirales	Aletrina (RS)-3alil-2-metil-4-oxociclopent-2-enil (1RS)-cis-trans-2,2-dimetil-3-(2-metilprop-1enil) ciclopropanocarboxilato (40%), butoxido de Piperonilo, solvente, fragancia, antioxidante y colorante (60%).

Muestreos

Fue considerado el modelo de caja simple que asume que los contaminantes emitidos por una fuente dentro de la caja son mezclados homogéneamente (Herrera *et al.*, 2016), por lo que debe considerarse con cautela. Sin embargo, al estudiar un volumen controlado y pequeño es posible estimar la masa liberada por la fuente o tasas de emisión (Ongwandee y Pipithakul, 2010). Consecuentemente se realizaron muestreos de aire que midió PM_{2.5} durante la quema de velas de cumpleaños, ahuyentadores de mosquitos, inciensos y el difusor de aceites esenciales, con un fotómetro de dispersión de 90°, equipado con una bomba de succión con flujo de aire de 1.67 L/min, situado a la altura de la nariz de una persona promedio en México (Pérez-Sastré y Ortiz-Hernández, 2021) (Figura 1). El muestreo se realizó cerca de la fuente activa en una cámara herméticamente cerrada, con volumen de 4.66 m³ (1.225 m X 1.84 m X 2.07 m). La fuente de emisión fue colocada a 97 cm del nivel del suelo, a excepción de las velas de cumpleaños tipo bengala que, por seguridad, fueron situadas 60 cm del suelo, a una distancia de 1 m al fotómetro (Figura 1).

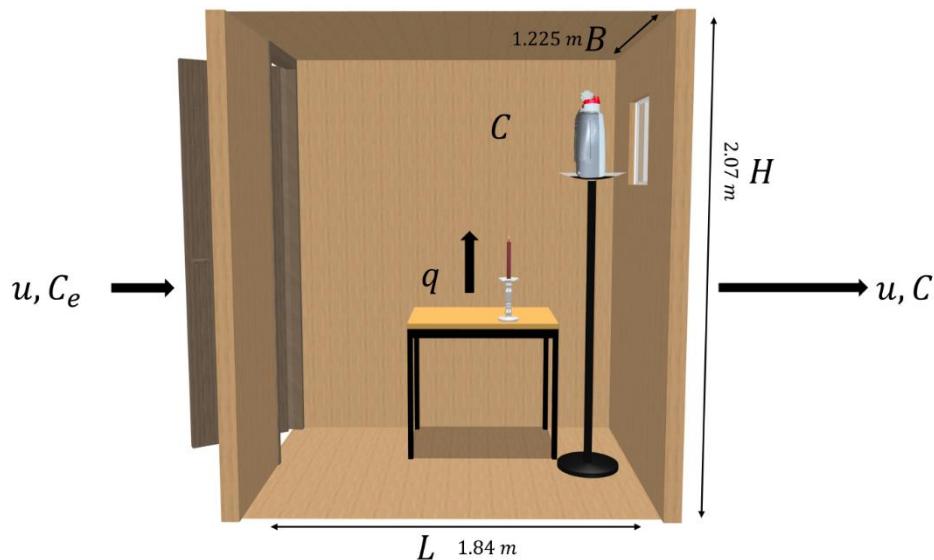


Figura 1. Cámara hermética cerrada. La u representa la velocidad del viento, C_e y C corresponden a las concentraciones de entrada y salida, q es la emisión

Inicialmente se realizaron varios experimentos exploratorios para los tres tipos de productos con la intención de analizar el comportamiento temporal de cada uno. Posteriormente, para cada fuente fueron realizados al menos 3 muestreos para la obtención de los parámetros del modelo. Las velas tipo bengala y el incienso fueron consumidos en su totalidad con una duración

aproximada de 35 segundos y 46 minutos, respectivamente. Mientras que, para las velas de cumpleaños tradicionales se establecieron tiempos de combustión de 5 minutos, las cuales se pesaron antes y después de la combustión y los ahuyentadores de mosquitos en espiral una hora. Los tiempos fueron medidos con un cronómetro y cotejados con la información de la hora de medición que proporciona el equipo.

La duración del muestreo de PM_{2.5} en los experimentos fue variable y continua que abarcó las etapas de muestreo: previa a la combustión del producto para establecer la concentración de fondo (C_0) dentro de la cámara, durante la combustión para determinar la masa liberada y tasas de emisión y después de la quema de los productos seleccionados para determinar los tiempos de retorno (tr).

Las tendencias de las series temporales de cada experimento permitieron identificar las fases de los muestreos (fondo, pico y retorno), obtener los tiempos de retardo, las concentraciones durante la fuente activa, concentraciones máximas y duración del pico.

Considerando la integridad del equipo (evitar sobrecalentamiento y sobresaturación en los filtros e impactadores), se seleccionó un tiempo máximo de 4 horas para cada muestreo, por lo que, si en ese periodo no se obtenían las concentraciones de fondo, el tiempo de retorno se estimó mediante una regresión lineal (tendencia exponencial o logarítmica). Este parámetro es muy importante porque establece el periodo en el cual las personas están expuestas a concentraciones elevadas implicando mayor afectación a la salud (Romero *et al.*, 2021), y depende de muchos factores, siendo el intercambio de aire entre el exterior y el interior uno de los más significativo.

Simulación del impacto en la calidad del aire de la actividad

Para simular los niveles de PM_{2.5} derivados de las emisiones de la combustión de velas de cumpleaños, ahuyentadores de mosquito e incienso, se deberían de considerar dos escenarios de modelación, uno como fuente “instantánea”, para las velas tipo bengala por la duración del evento, y otro como fuente “continua” para el resto de los productos. Sin embargo, durante los muestreos exploratorios se observó que el efecto de la emisión en ocasiones puede tener un retardo y una duración que va en función de la tasa de emisión y del volumen de dilución provocando que las concentraciones permanezcan altas durante un periodo mayor al tiempo que esta activa la fuente (concentración pico). En particular, en las velas tipo bengala se observó que la concentración pico de PM_{2.5} dura seis minutos por lo que para este caso particular se obtuvo la masa liberada durante la quema de la vela y se hizo la suposición de que fue liberada durante los seis minutos que permanece en el pico.

Para la predicción de los PM_{2.5} se usó el modelo de caja simple en dos etapas. La primera etapa del modelo considera la emisión de la fuente continua y que el aire ingresa por toda la pared, sin

embargo, el viento no ingresa por toda la pared, por lo que, se estableció una fracción del área de entrada y salida del aire de 0.3 (Ecuación 1):

$$C(t) = C_0 e^{-\alpha_e \frac{u}{L} t} + \left(\frac{\alpha_e}{\alpha_s} C_e + \frac{q_e}{\alpha_s u B H} \right) \left(1 - e^{-\alpha_s \frac{u}{L} t} \right) \quad \text{Ecuación (1)}$$

Donde

C_0 = concentración inicial;

α_e = fracción del área donde ingresa el viento;

α_s = fracción del área donde sale el viento;

C_e = concentración de entrada;

q_e = tasa de emisión;

u = velocidad del viento (m/s);

L = largo (m);

H = altura (m);

t = tiempo (min)

B = profundidad (m).

Una vez suprimida la fuente, los niveles de concentración fueron estimados con la Ecuación 2

$$C(t) = C_{02} e^{-\alpha_s \frac{u}{L} t} + \left(\frac{\alpha_e}{\alpha_s} C_e - \frac{q_d}{\alpha_s u B H} \right) \left(1 - e^{-\alpha_s \frac{u}{L} t} \right) \quad \text{Ecuación (2)}$$

Donde

C_{02} = concentración final de la primera etapa (concentración inicial del proceso de decaimiento)

q_d = tasa media de decaimiento.

Las tasas de emisión fueron estimadas mediante el uso del modelo de balance de masa sin entradas y salidas de aire. Por tanto, la acumulación de PM_{2.5} dentro de la cámara es debida, únicamente a la fuente activa:

$$V \frac{dC}{dt} = q_e \quad \text{Ecuación (3)}$$

La solución de la ecuación 3, dada por la ecuación 4

$$C_p - C_0 = \frac{q_e}{V} t \quad \text{Ecuación (4)}$$

permite obtener las tasas de emisión considerando que

C_p = concentración promedio en el pico y

C_0 = concentración de fondo para un tiempo t equivalente a la duración del pico.

La ecuación 4 fue aplicada a cada muestreo para obtener q_e y el resultado es dado por la media. Se midió la dispersión de los datos mediante el promedio de las desviaciones absolutas de la media a los datos.

Una vez obtenidos los factores de emisión, se hicieron simulaciones de la calidad del aire (CA) considerando diferentes situaciones. Debido a que en espacios interiores el flujo de aire se caracteriza por ser poco o nulo se estableció un viento con velocidad de 1 m/min y una concentración de entrada de PM_{2.5} equivalente a 25 $\mu g/m^3$. Esto significa que hay una escasa circulación de aire “limpio” desde el exterior y una falta de movimiento que renueva el aire en el ambiente interior. Cada actividad fue modelada para diferentes dimensiones (36 m^3 , 52.8 m^3 y 212.4 m^3).

Con base a los resultados obtenidos, los escenarios críticos considerados fueron una habitación de 30 m^3 (Escenario 1), que representa un dormitorio, donde una persona enciende un ahuyentador de mosquitos, el cual se mantuvo activo por 53 minutos. Así como, una habitación de 60 m^3 (Escenario 2) que representa un salón pequeño de fiestas, donde se celebra el cumpleaños de una persona y se enciende una vela tipo bengala.

Por último, se cualificaron los niveles de PM_{2.5} de la simulación según lo establecido por la NOM-172-SEMARNAT-2023 (tabla 2), así como, se determinaron los tiempos que las concentraciones de PM_{2.5} tardarían en retornar a niveles saludables.

Tabla 2. Clasificación de la calidad del aire respecto a PM_{2.5}

Calidad del aire	Rango en concentración
Buena	≤15
Aceptable	>15 a 33
Mala	>33 a 79
Muy mala	>79 a 130
Extremadamente mala	>130

Nota: debido a que es una actividad realizada en corto periodo de tiempo, no se consideraron los tiempos de evaluación establecidos en la NOM-172-SEMARNAT-2023.

Resultados

En la Tabla 3 se presentan las tasas y los factores de emisión obtenidos por las actividades analizadas en $\mu g/min$.

Tabla 3. Tasas y Factores de emisión

Fuente	$\mu\text{g}/\text{min}$	$\mu\text{g}/\text{unidad}$
Velas (tipo bengala)	NA	12,624 \pm 2,086
Velas de cumpleaños	579 \pm 145	NA
Ahuyentador de mosquitos en espiral	774 \pm 130	NA
Incienso "mandarina"	55.5 \pm 14	2,594 \pm 514
Incienso "lavanda"	31 \pm 8	1,485 \pm 259
Difusor de aceites esenciales	120 \pm 7	NA

A continuación, se presentan las simulaciones de la concentración de PM_{2.5} hasta regresar a niveles "saludables" con tres volúmenes diferentes, en donde se observaron diferencias notables.

En la Figura 2a, al encender una vela tipo bengala, la Simulación 1 (36 m³) mostró que la concentración de PM_{2.5} tardó 69 minutos en regresar a las condiciones iniciales o niveles "saludables". Durante este periodo, se registraron niveles de calidad del aire (CA) "extremadamente malos", "muy malos", "malos" y "aceptables" durante 15, 7, 18 y 29 minutos, respectivamente. En la Simulación 2 (52.8 m³), se encontró que la CA se mantuvo en niveles no saludables por 87 minutos. Dentro del período de simulación se observaron niveles de calidad del aire "extremadamente malos", "muy malos", "malos" y "aceptables" durante 13, 9, 26 y 39 minutos, respectivamente. En la Simulación 3 (112.4 m³), la CA tardó 192 minutos en regresar a las condiciones iniciales. A lo largo del período de simulación, se alcanzó el nivel de calidad del aire "muy malo", "malo" y "aceptable" durante 2, 79, y 111 minutos, respectivamente.

Por otro lado, al usar una vela de cumpleaños tradicional (Figura 2b), la Simulación 1 mostró que la concentración de PM_{2.5} retorna a las condiciones iniciales después de 54 minutos. Durante este periodo se registraron niveles de CA "muy malos", "malos" y "aceptables" por 4, 22 y 28 minutos, respectivamente. En la Simulación 2, la concentración se mantuvo en niveles no saludables a lo largo de 65 minutos, donde la CA se clasificó como "mala" por 27 minutos y "aceptable" durante 38 minutos. Mientras que, la Simulación 3, presentó un escenario con poco riesgo a la salud de las personas ya que la CA del aire se mantuvo como "mala" durante 112 minutos y "aceptable" por 112 minutos.

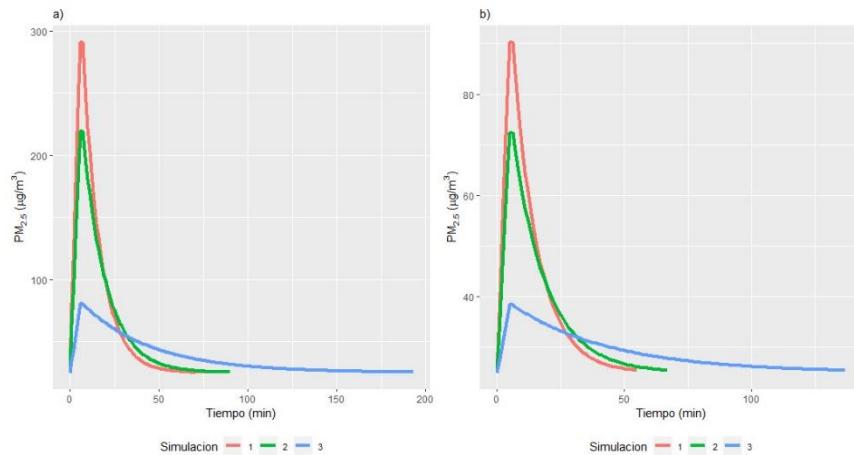


Figura 2. Simulación de PM_{2.5} con diferentes volúmenes: Velas de cumpleaños

Mientras que, en la Figura 3, se observa que tanto el incienso de mandarina (Figura 3a) como las simulaciones del incienso de lavanda (Figura 3b), presentaron poco riesgo a la salud de las personas, sin embargo, en la Figura 3a, la Simulación 1, se mantuvo en “mala” por 50 minutos y aceptable durante 33 minutos hasta regresar a las condiciones iniciales. Y la Simulación 3, alcanzó una CA “mala” por 25 minutos y “aceptable” por 142 minutos. Mientras que, en la Figura 3b, estos tiempos relativamente similares, en la Simulación 1, se tardó 79 minutos en regresar a las condiciones iniciales, donde se mantuvo con “mala” calidad del aire por 42 minutos y 37 minutos en CA “aceptable”. A diferencia de la Simulación 2 que tardó 89 minutos en retornar a las condiciones iniciales, sin embargo, se sostuvo en una CA del aire “mala” durante 38 minutos y “aceptable” por 51 minutos. Mientras que, la Simulación 3, se mantuvo “aceptable” durante 153 minutos hasta regresar las condiciones de inicio.

Por otro lado, el difusor de aceites esenciales (Figura 3c), mostró un impacto significativo en la calidad del aire. En la Simulación 1, la CA se mantendría “mala” durante 74 minutos y “aceptable” por 30 minutos. Similar a la Simulación 2 que se sostendría en “mala” por 76 minutos y “aceptable” durante 41 minutos. En cambio, la Simulación 3 que se mantendría “mala” por 83 minutos y “aceptable” por 125 minutos.

Por último, en la Figura 4, la Simulación 1, durante el uso del ahuyentador de mosquitos en espiral mostró que la CA se sostiene en “extremadamente mala”, “muy mala”, “mala” y “aceptable” durante 55, 29, 21 y 1 minutos, respectivamente. En la Simulación 2, la CA se mantiene en “extremadamente mala” por 53 minutos, “muy mala” 14 minutos, “mala” 28 minutos y “aceptable” 39 minutos. Mientras que, en la Simulación 3, sería “muy mala”, “mala” y “aceptable” durante 64, 51 y 151 minutos, respectivamente.

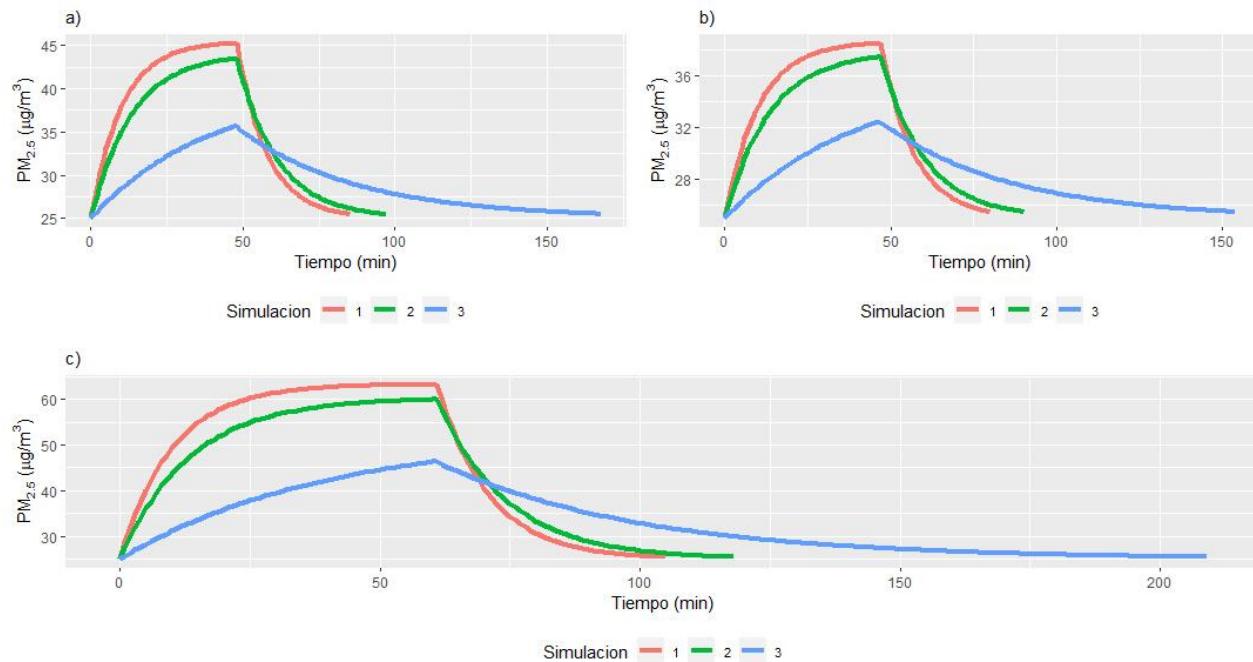


Figura 3. Simulaciones de $\text{PM}_{2.5}$ con diferentes volúmenes: Aromatizantes

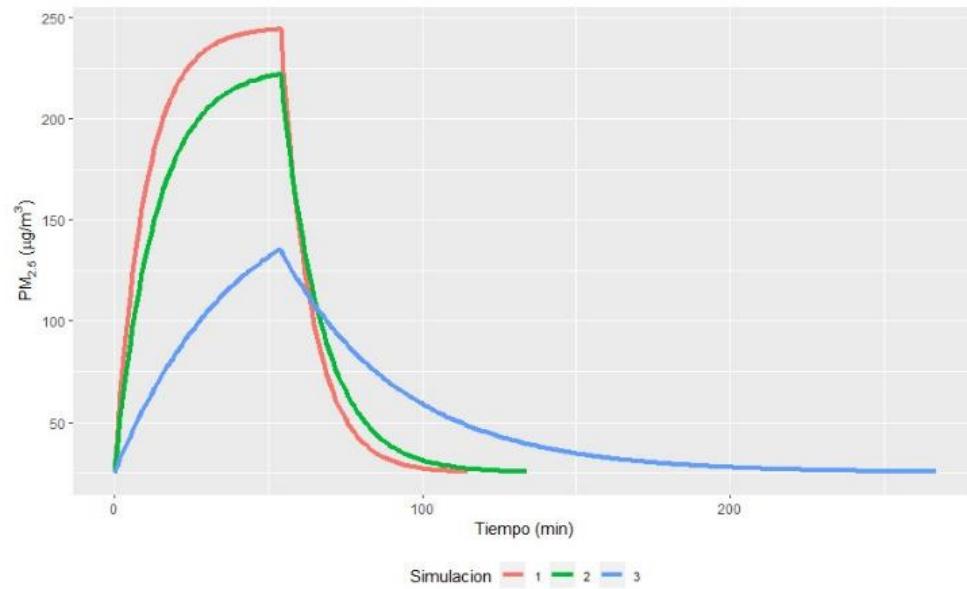


Figura 4. Simulaciones de $\text{PM}_{2.5}$ con diferentes volúmenes: Ahuyentador de mosquitos en espiral

Con base en los resultados obtenidos de la simulación en el primer escenario (30 m^3), se pudo determinar que, al encender un ahuyentador de mosquitos en espiral en estas condiciones específicas, la calidad del aire se mantendría en condiciones no saludables por 132 minutos, exponiendo a las personas en la habitación por un periodo largo de tiempo, con una CA “extremadamente mala” durante 51 minutos poniendo en riesgo su salud como se explica en la Figura 5.

Mientras que, en la simulación del segundo escenario (60 m^3), se determinó que, al encender la vela tipo bengala, la calidad del aire sería “no saludable” durante 65 minutos, donde se mantendría 8 minutos con CA “extremadamente mala”, poniendo en riesgo a las personas en el salón como se ilustra en la Figura 5.

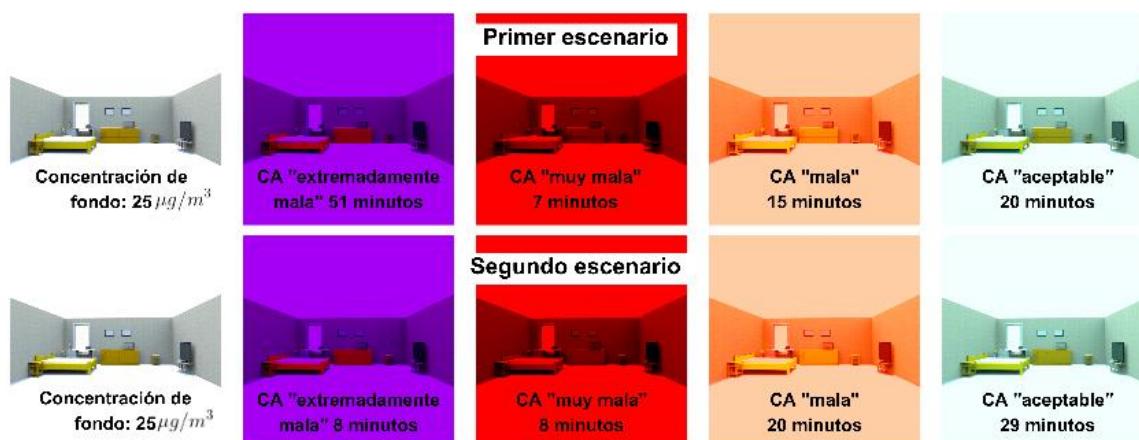


Figura 5. Calidad del aire (CA) por escenarios críticos

Discusión

Los resultados de este estudio proporcionan una valiosa estimación de las tasas y factores de emisión de $\text{PM}_{2.5}$, utilizando un modelo de balance de masa bajo condiciones controladas. Estos descubrimientos muestran que, estas actividades contribuyen significativamente a la acumulación de partículas en espacios interiores, lo cual es consistente con algunos estudios previos (Dacunto *et al.*, 2013; Tirler y Settimo, 2015; Mostafa *et al.*, 2021). La ecuación 1 y 2, utilizadas para modelar el proceso de emisión y decaimiento, han demostrado ser efectivas en la representación del comportamiento de $\text{PM}_{2.5}$, corroborando resultados similares en el proceso de emisión con lo obtenido por Ongwandee y Pipithakul (2010). Debido a estos resultados, se ha demostrado la importancia de considerar las dimensiones del entorno donde se realizan estas

actividades, ya que un mayor volumen de difusión resulta en concentraciones más bajas de PM_{2.5} en comparación con un espacio más reducido, así como correctas condiciones de ventilación e intercambio de aire.

Las tasas de emisión estimadas para el incienso se encontraron dentro del rango de 10 $\mu\text{g}/\text{min}$ a 1,048.3 $\mu\text{g}/\text{min}$ demostrado por See y Balasubramanian (2011), así como, se observó que en ambos estudios se presentaron diferencias en los aromas de los inciensos. Por otro lado, estas tasas de emisión se encontraron por debajo del rango de 2,566 $\mu\text{g}/\text{min}$ a 4,250 $\mu\text{g}/\text{min}$ presentado por Ongwandee y Pipithakul (2010) en donde no se reportan diferentes aromas.

La tasa de emisión de los ahuyentadores de mosquito se encontró dentro del rango de 723.3 $\mu\text{g}/\text{min}$ a 1,816.6 $\mu\text{g}/\text{min}$ obtenido por Lee y Wang (2006) a diferencia de los 4,433.3 $\mu\text{g}/\text{min}$ a 26,850 $\mu\text{g}/\text{min}$ que obtuvieron Ongwandee y Pipithakul (2010). Por otra parte, para las velas de cumpleaños y el difusor de aceites esenciales, no se encontraron estudios previos que proporcionen datos o estimaciones comparables. Es importante destacar que la falta de información en esta área resalta la necesidad de investigaciones adicionales para comprender mejor las emisiones generadas por estos productos y su impacto en la calidad del aire interior.

Es necesario mencionar que, durante la medición de PM_{2.5}, se observó que el método de encendido y apagado de las velas de cumpleaños era un factor determinante en la emisión de PM_{2.5} coincidiendo con los hallazgos reportados por Guo *et al.* (2000). Además, se identificó que los ingredientes utilizados en la fabricación de los productos también influyen en las tasas de emisión, como lo han encontrado otros investigadores (See y Balasubramanian, 2006; Lee y Wang, 2006). Estos descubrimientos destacan la importancia de considerar cuidadosamente los factores que afectan las emisiones de partículas al evaluar los impactos en la calidad del aire y la salud humana.

Por lo que, se resalta la importancia de considerar tanto la duración como la intensidad de las actividades emisoras en espacios interiores, debido a que, aunque la actividad de la vela tipo bengala es de corta duración, su alta emisión puntual puede tener un impacto significativo en la calidad del aire en un corto período de tiempo. Por otro lado, el ahuyentador de mosquitos en espiral, que se mantiene activo por horas, puede generar una acumulación gradual pero prolongada de contaminantes en el ambiente que pueden condicionar la salud de las personas.

El presente estudio representa un paso significativo en la obtención de datos precisos y valiosos sobre estas fuentes de emisión, contribuyendo así al conocimiento científico y a la toma de decisiones informadas sobre la calidad del aire en entornos interiores. Sin embargo, se requieren más investigaciones para abordar completamente el panorama de las emisiones de estos productos y evaluar adecuadamente sus posibles efectos en la salud humana y el medio ambiente.

Conclusión

Las actividades realizadas en interiores, como el uso de velas de cumpleaños, ahuyentadores de mosquitos, incienso o difusores de aceites esenciales, presentan riesgos para la salud debido a la alta emisión de contaminantes, especialmente PM_{2.5}. El modelo de balance utilizado en este estudio demostró ser efectivo para estimar la exposición a PM_{2.5} con diferentes fuentes de emisión y dimensiones del lugar.

Se identificó que las velas tipo bengala y los ahuyentadores de mosquito en espiral son las principales fuentes de emisión, liberando altas concentraciones de PM_{2.5} en el ambiente. Tanto las velas de cumpleaños, activadas durante un breve tiempo (poco más de medio minuto, aproximadamente), como los ahuyentadores de mosquito, activados durante largos períodos, pueden mantener la concentración de PM_{2.5} por encima de los límites máximos permitidos en la NOM-025-SSA1-2021, si la ventilación es insuficiente. Por lo tanto, se recomienda reducir estas actividades y mejorar la ventilación en espacios interiores al realizarlas. También es esencial considerar la distancia de la fuente de emisión con respecto a las personas expuestas para reducir la exposición a las partículas finas.

En conclusión, este estudio proporciona información valiosa sobre la contaminación del aire en entornos interiores, destaca la importancia de tomar medidas preventivas y crear conciencia sobre los riesgos asociados con la contaminación del aire interior.

Agradecimientos

A la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, por el uso de sus instalaciones para realizar los muestreos.

Referencias bibliográficas

- 3M Company. (2013) EVM Series Environmental Monitor, Manual de usuario, RevL **10**(14), 180 pp. Consultado el 22 de octubre de 2024. Desde: <https://multimedia.3m.com/mws/media/778991O/evm-7-environmental-monitor-series-user-manual.pdf>
- Branco, P., Alvim-Ferraz, M. C., Martins, F., Sousa, S. (2014) Indoor air quality in urban nurseries at Porto city: Particulate matter assessment, *Atmospheric Environment*, **84**, 133–143. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.035>
- Dacunto, P. J., Cheng, K., Acevedo-Bolton, V., Jiang, R., Klepeis, N. E., Repace, J., Ott, W. R., Hildemann, L. M. (2013) Real-time particle monitor calibration factors and PM_{2.5} emission factors for multiple indoor sources, *Environmental Science: Processes & Impacts*, **15**(8), 1511-1519. <https://doi.org/10.1039/c3em00209h>
- Del Jesús García Ricárdez, J., Villegas, E. (2018) Calidad del aire en la cafetería principal de la División Académica de Ciencias Biológicas-UJAT. *Kuxulkab'*, **24**(50), 05–13. <https://doi.org/10.19136/kuxulkab.a24n50.2416>
- De La Torre, J. A., Ronaldson, A., Alonso, J., Dregan, A., Mudway, I., Valderas, J. M., Vineis, P., Bakolis, I. (2023) The relationship between air pollution and multimorbidity: Can two birds be killed with the same stone?, *European Journal of Epidemiology*, **38**(4), 349–353. <https://doi.org/10.1007/s10654-022-00955-5>

- Dinoi, A., Feltracco, M., Chirizzi, D., Trabucco, S., Conte, M., Gregoris, E., Barbaro, E., La Bella, G., Ciccarese, G., Belosi, F., La Salandra, G., Gambaro, A., Contini, D. (2022) A review on measurements of SARS-CoV-2 genetic material in air in outdoor and indoor environments: Implication for airborne transmission, *Science of the Total Environment*, **809**, 151137. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151137>
- Fernández, L. C. M., Alvarez, R. A., González-Barcala, F., Portal, J. a. R. (2013) Indoor Air Contaminants and Their Impact on Respiratory Pathologies, *Archivos De Bronconeumología*, **49**(1), 22–27. <https://doi.org/10.1016/j.arbr.2012.11.004>
- Guo, Z., Mosley, R., McBrien, J., Fortmann, R. (2000) Fine particulate matter emissions from candles. *Engineering Solutions to Indoor Air Quality Problems Symposium, Air & Waste Management Association*, **98**, 211-225. Consultado el 15 de junio de 2023. Desde: https://www.researchgate.net/publication/259083475_Fine_Particulate_Matter_Emissions_from_Candles
- Gutiérrez-Avila, I., Rojas-Bracho, L., Riojas-Rodríguez, H., Kloog, I., Just, A. C., Rothenberg, S. J. (2018) Cardiovascular and Cerebrovascular Mortality Associated With Acute Exposure to PM 2.5 in Mexico City, *Stroke*, **49**(7), 1734–1736. <https://doi.org/10.1161/strokeaha.118.021034>
- Hasager, F., Bjerregaard, J. D., Bonomaally, J., Knap, H. C., Afshari, A., Johnsson, M. S. (2020) Indoor Air Quality: Status and Standards, *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology*, 1–28. https://doi.org/10.1007/978-1-4939-2493-6_1097-1
- Hatta, M., Han, H. (2021) Predicting indoor PM2.5/PM10 concentrations using simplified neural network models, *Journal of Mechanical Science and Technology*, **35**(7), 3249–3257. <https://doi.org/10.1007/s12206-021-0645-6>
- Hernández-Cadena, L., Sanín-Aguirre, L. H., Campos, A. (2022) Relación entre consultas a urgencias por enfermedad respiratoria y contaminación atmosférica en Ciudad Juárez, Chihuahua, *Salud Pública De México*, **42**(4). Consultado el 18 de junio de 2023. Desde: <https://www.scielosp.org/pdf/spm/v42n4/2876.pdf>
- Herrera, S. R., Villegas, E. M., Velueta, J. M. C. (2016) Introducción a la modelación de la calidad del aire, del agua y del transporte de contaminantes en el suelo, 1a ed., *UJAT*. Consultado el 12 de junio de 2023. Desde: <https://pcientificas.ujat.mx/index.php/pcientificas/catalog/view/45/40/168-1>
- Lee, S., Wang, B. L. (2006) Characteristics of emissions of air pollutants from mosquito coils and candles burning in a large environmental chamber, *Atmospheric Environment*, **40**(12), 2128–2138. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.11.047>
- Liu, C., Chen, R., Sera, F., Vicedo-Cabrera, A. M., Guo, Y., Tong, S., De Sousa Zanotti Staglorio Coelho, M., Saldiva, P. H. N., Lavigne, E., Matus, P., Ortega, N. B., Garcia, S., Pascal, M., Stafoggia, M., Scortichini, M., Hashizume, M., Honda, Y., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J., Kan, H. (2019) Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities, *The New England Journal of Medicine*, **381**(8), 705–715. <https://doi.org/10.1056/nejmoa1817364>
- Marta Morales, I., Blanco Acevedo, V., García Nieto, A. (2010) Calidad del aire interior en edificios de uso público, 1a ed., *Comunidad de Madrid*. Consultado el 10 de junio de 2023. Desde: <https://www.madrid.org/bvirtual/BVCM020191.pdf>
- Martínez, P. O., Rodríguez-Fernández, A., Luengo, M. C., Tapia, O. L. (2020) Relación entre contaminación atmosférica y consultas por enfermedades respiratorias en atención primaria de urgencia, *Revista Chilena De Enfermedades Respiratorias*, **36**(4), 260–267. <https://doi.org/10.4067/s0717-73482020000400260>
- Martínez-Muñoz, A., Hurtado-Díaz, M., Cruz, J., Riojas-Rodríguez, H. (2020) Mortalidad aguda asociada con partículas suspendidas finas y gruesas en habitantes de la Zona Metropolitana de Monterrey, *Salud Pública De Mexico*, **62**(5), 468–476. <https://doi.org/10.21149/11184>
- Ministerio del Medio Ambiente. (2016) Guía de Calidad del Aire y Educación Ambiental, *Ministerio de Medio Ambiente*. Consultado el 13 de junio de 2023. Desde: <https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/08/Guia-para-Docentes-Sobre-Calidad-del-Aire-003.pdf>

- Morawska, L., Goonetilleke, A., Bae, G., Buonanno, G., Chao, C., Clifford, S., Fu, S., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M. J., Wierzbicka, A. (2017) Airborne particles in indoor environment of homes, schools, offices and aged care facilities: The main routes of exposure, *Environment International*, **108**, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.07.025>
- Mostafa, M., Khalaf, H. N. B., Zhukovsky, M. (2021) Dynamic of particulate matter for quotidian aerosol sources in indoor air, *Atmosphere*, **12**(12), 1682. <https://doi.org/10.3390/atmos12121682>
- Navarro Kaul, J. (2019) *Simulación de la calidad del aire en interiores para diferentes eventos mediante una herramienta digital*, Tesis de Licenciatura, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, México, 66 pp.
- Ongwandee, M., Pipithakul, W. (2010) Air pollutant emissions from the burning of incense, mosquito coils, and candles in a small experimental chamber, *Applied Environmental Research*, **32**, 69–79. Consultado el 22 de junio de 2023. Desde: <https://doaj.org/article/69f7843d227b4f6f90615137aa75e9fa>
- Pérez-Sastré, M. A., Ortiz-Hernández, L. (2021) Cambios en la presión arterial de acuerdo con la estatura en adultos mexicanos, *Revista De Salud Pública*, **55**, 87. <https://doi.org/10.11606/s1518-8787.20210550032531>
- Romero, H. G., Montealegre, N. A., Piñeros, J. G., Ospina, D., Nieto, E. (2021) Relación de PM_{2.5} y Enfermedad Respiratoria Aguda en un territorio de Colombia: Modelos Aditivos Generalizados, *Universidad Y Salud*, **24**(1), 45–54. <https://doi.org/10.22267/rus.222401.256>
- See, S., Balasubramanian, R. (2011) Characterization of fine particle emissions from incense burning, *Building and Environment*, **46**(5), 1074–1080. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.11.006>
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2023) Norma Oficial Mexicana NOM-172- SEMARNAT-2023, Diario Oficial de la Federación, jueves 25 de enero de 2024.
- SSA, Secretaría de Salud (2021) Norma Oficial Mexicana NOM-025-SSA1-2021, Diario Oficial de la Federación, miércoles 27 de octubre de 2021.
- Tirler, W., Settimo, G. (2015) Incense, sparklers and cigarettes are significant contributors to indoor benzene and particle levels, *PubMed*, **51**(1), 28–33. https://doi.org/10.4415/ann_15_01_06
- Torkmahalleh, M. A., Ospanova, S., Baibatyrova, A., Nurbay, S., Zhanakhmet, G., Shah, D. (2018) Contributions of burner, pan, meat and salt to PM emission during grilling, *Environmental Research*, **164**, 11–17. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.01.044>
- Ubilla, C., Yohannessen, K. (2021) Contaminación atmosférica y asma en niños, *Neumología Pediátrica*, **16**(4), 164–166. <https://doi.org/10.51451/np.v16i4.464>
- Van Tran, V., Lee, Y., Lee, Y. I. (2020) Indoor Air Pollution, Related Human Diseases, and Recent Trends in the Control and Improvement of Indoor Air Quality, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **17**(8), 2927. <https://doi.org/10.3390/ijerph17082927>
- Zhang, A., Liu, Y., Zhao, B., Zhang, Y., Kan, H., Zhao, Z., Deng, F., Huang, C., Zeng, X., Sun, Y., Qian, H., Liu, W., Mo, J., Sun, C., Zheng, X. (2021) Indoor PM_{2.5} concentrations in China: A concise review of the literature published in the past 40 years, *Building and Environment*, **198**, 107898. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.107898>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

USO DE POLÍMEROS ORGÁNICOS A BASE DE MUCÍLAGO DE TUNA (*Opuntia ficus indica*) PARA LA REMOCIÓN DE TENSOACTIVOS EN AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

USE OF ORGANIC POLYMERS BASED ON TUNA MUCILAGE (*Opuntia ficus indica*) FOR THE REMOVAL OF SURFACTANTS IN DOMESTIC WASTEWATER

Recibido el 25 de marzo de 2024. Aceptado el 2 de octubre de 2024

Abstract

In this research an analysis was conducted on the removal of surfactants in domestic wastewater through the addition of an organic polymer derived from prickly pear cactus mucilage (*Opuntia ficus indica*). Surfactants are challenging contaminants to remove, as they alter the original characteristics of water bodies, leading to environmental imbalances. In this study, an organic polymer was created using cactus mucilage, and standard samples with specific concentrations of anionic surfactants were developed. Different doses of the organic polymer were applied to these samples to evaluate its efficacy in surfactant removal, using jar tests. This process allowed the determination of the optimal polymer dose for each surfactant concentration. The amount of surfactant removed was measured through the methylene blue active substances (MBAS) method, also known as the SAAM method, providing a quantitative evaluation of surfactant removal. Once the polymer's efficacy was confirmed, the process was replicated on domestic wastewater samples collected from the Katta Cassale residential complex in Quito to test its effectiveness in surfactant removal. Surfactant removal rates of over 90% were achieved in standard samples, and over 95% in domestic wastewater samples, enabling the treated samples to meet, in most cases, the limits established by Ecuador's current regulations. This research project is expected to pave the way for future studies in wastewater treatment using low-impact environmental compounds

Keywords: civil engineering, wastewater treatment, water quality, surfactants, polymer.

¹ Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Central del Ecuador, Ecuador.

* Autor correspondiente: Laboratorio de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Central del Ecuador. Av. América y Mercadillo, Ciudadela Universitaria, Quito, Ecuador. Email: cgenriquez@uce.edu.ec

Resumen

Se realizó el análisis de la remoción de Tensoactivos en aguas residuales domésticas mediante la adición de un polímero orgánico a base de mucílago de tuna (*Opuntia ficus indica*). Los tensoactivos son contaminantes de difícil remoción que afectan las características originales de los cuerpos de agua provocando un desequilibrio ambiental, en la investigación se fabricó un polímero orgánico utilizando mucílago de tuna y se desarrollaron muestras patrón con concentraciones específicas de tensioactivos aniónicos. A partir de estas muestras, se aplicaron distintas dosis del polímero orgánico para evaluar su eficacia en la remoción de tensioactivos, utilizando pruebas de jarras. Este proceso permitió determinar la dosis óptima de polímero para cada concentración de tensioactivo. La cantidad de tensioactivos removidos se midió mediante la medición de sustancias activas al azul de metileno también conocida como método SAAM, logrando así una evaluación cuantitativa de la remoción de tensoactivos. Comprobada la eficacia del polímero en la remoción de tensoactivos se replicó el proceso en muestras de aguas residuales domésticas obtenidas del conjunto residencial Katta Cassale en la ciudad de Quito para comprobar su efecto en la remoción de tensoactivos sobre las mismas, obteniendo remoción de tensoactivos en muestras patrón mayores al 90% y en las muestras de aguas residuales domésticas mayores al 95%, logrando que la inclusión del polímero permita que las muestras ensayadas cumplan en la mayoría de los escenarios con los límites establecidos por la normativa vigente en el Ecuador. Se espera que este proyecto de investigación abra las puertas a futuras líneas de investigación dentro del campo del tratamiento de aguas residuales con la aplicación de compuestos de bajo impacto ambiental.

Palabras clave: ingeniería civil, tratamiento de aguas residuales, calidad de agua, tensoactivos, polímero.

Introducción

Para el tratamiento de efluentes domésticos en países en vías de desarrollo comúnmente se utilizan procesos de carácter biológico anaerobios y lagunas fotosintéticas, los métodos citados son empleados en serie es decir se trata el efluente de manera anaerobia y luego fotosintética (Garcia, 2014). El esquema de tratamiento convencional comprende: coagulación, floculación sedimentación, filtración rápida en arena y desinfección; las cuales no se focalizan en la remoción efectiva de tensoactivos. En la ciudad de Quito existen plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) que se manejan con tratamientos primarios a través de procesos biológicos anaerobios que buscan que grupos bacterianos en ausencia del oxígeno transformen la materia orgánica en gases como el metano y CO₂ por lo cual se requieren añadir tratamientos adicionales para la remoción de tensoactivos (Yin, 2010).

Las aguas residuales domésticas presentan tensoactivos que provienen de productos de cuidado personal y de limpieza que los contienen, siendo de muy baja o nula biodegradación (Rodriguez, 2007). Los procesos actuales para la remoción de tensoactivos, como el método Fenton y Fotocatálisis Heterogénea presentan como mayor inconveniente un costo de operabilidad elevado (Morillo et al., 2019).

Estudios previos determinan que un porcentaje considerable de tensoactivos se pueden llegar a biodegradar con la utilización de procesos aeróbicos, aunque se ha llegado a establecer que en

concentraciones por encima de 50 mg/L dicha biodegradación se inhibe debido a su toxicidad (Scott y Jones, 2000). La contaminación por tensoactivos provoca disminución de la tasa de reoxigenación y del grado de oxigenación que modifica la calidad del agua y la supervivencia de organismos acuáticos, frenando la auto purificación del agua (Ruiz, 2014).

Los polímeros orgánicos han sido temas de investigación de gran interés, gracias a su composición que no genera efectos nocivos al medio ambiente o la salud humana además que, el proceso de obtención de estos resulta ser eficientes y de bajo costo, varias experimentaciones han encontrado una variedad de materiales de plantas que pueden ser útiles en procedimientos para el tratamiento de aguas residuales (Yin, 2010). Se ha comprobado que la *Opuntia ficus indica* funciona como floculante y coagulante en el tratamiento de aguas residuales que contienen altos niveles de Demanda Química de Oxígeno, iones de metales pesados, colorantes y turbidez, esto debido a la presencia de carbohidratos complejos en el mucílago de esta planta (Bravo, 2017).

Para este artículo, nos hemos planteado como pregunta de investigación ¿Se puede remover tensoactivos a través de la aplicación de polímeros orgánicos a base de mucílago en aguas residuales domésticas? Por lo que se evaluó el potencial del polímero orgánico a base de mucílago de tuna para remover tensoactivos aniónicos en aguas residuales domésticas. Para ello, se determinaron las concentraciones de tensoactivos en cuerpos de agua receptores en Quito, Ecuador, y se crearon muestras patrón de laboratorio. A través de estas muestras, se establecieron dosis óptimas del polímero para diferentes concentraciones y se probaron en aguas residuales específicas para evaluar su eficacia.

Metodología

En esta investigación, se reunieron los insumos necesarios para analizar cómo un polímero orgánico a base de mucílago de tuna se comporta frente a diferentes concentraciones de tensoactivos aniónicos en aguas residuales domésticas. Se realizó la toma de muestras de 15 muestras patrón y 5 muestras de agua residual doméstica mismas que se sometieron a un ensayo de prueba de Jarras incorporando el polímero y que posteriormente se analizó la concentración de tensoactivo aniónico mediante la medición de sustancias activas al azul de metileno también conocida como método SAAM.

Para determinar la concentración de tensoactivos en aguas residuales domésticas, se seleccionaron valores basados en investigaciones previas. Específicamente, se utilizaron los datos de Dávila y Grijalva (2022), Molineros y Vaca (2021), quienes documentaron las concentraciones de tensoactivos en los afluentes de la planta Quitumbe, ubicada al sur de Quito, y en la quebrada del barrio Carretas, al norte de Quito. Para la creación de muestras patrón se utilizó Lauril Éter Sulfato de Sodio un tensoactivo aniónico presente en varios productos del cuidado personal y

aseo; mismo que fue dosificado en muestras de agua potable con el propósito de aislar el comportamiento entre el polímero orgánico a base de mucílago de tuna y el tensoactivo con el fin de obtener tres muestras patrón con una escala Alta, Media y Baja.

Para la obtención del polímero orgánico a base de mucílago de Tuna se optó seguir el método planteado por Martínez y González (2012) en su investigación el cual consiste en la selección y recolección de especímenes, obtención de medidas promedio (largo, ancho, espesor, peso), lavado y cepillado de especímenes con agua potable, pelado y reducción de tamaño, la deshidratación de los especímenes mediante un secado al ambiente para su posterior trituración y tamizado dando así un polvo de partículas homogéneas. Se realizó ensayos de prueba de jarras en donde se realizó una aplicación progresiva del mucílago en cada jarra, una mezcla rápida de 100 rpm durante 1 minuto, una mezcla lenta de 50 rpm durante 60 minutos, un proceso de sedimentación durante 60 min y una filtración simple obteniendo un total de 15 muestras patrón con diferentes dosis de polímero orgánico a base de mucílago de tuna en las diferentes concentraciones de tensoactivos aniónicos.

Se realizó una toma de muestras dentro del Conjunto Residencial Kata Cassale en el cual se recolectó datos de la concentración de tensoactivos aniónicos presentes en esas aguas residuales domésticas de esta zona. Se replicó el ensayo de pruebas de jarras partiendo de las dosis óptimas definidas en el ensayo de muestras patrón y con ello evidenció la eficiencia que posee el polímero orgánico a base de mucílago de tuna en la remoción de tensoactivos aniónicos.

Determinación de concentración de tensoactivos aniónicos en aguas residuales domésticas

Para la determinar la concentración de tensoactivos en aguas residuales típicas de la ciudad de Quito se tomaron valores de bases históricas en investigaciones previas. La investigación realizada por Molineros y Vaca (2021) y Quirindumbay (2022) en la Tabla 1. se muestra los valores de tensoactivos aniónicos.

Tabla 1. Concentración de tensoactivos presentes en aguas residuales en la PTAR Quitumbe y quebrada Carretas.

Parámetro	Muestreo			
	PTAR Quitumbe		Quebrada Carretas	
	Prom. Diario	Reg. Histórico	Punto 1	Punto 2
Sustancias activas de azul de metileno (mg/L)	14.86	7.06	34.4	32.7

Nota: Levantamiento de información de concentración de tensoactivos aniónicos

En la Tabla 2. se muestra que se optó por considerar tres valores de concentración de tensoactivos presentes en las aguas residuales domésticas en Quito. Para las muestras patrón se consideró tres concentraciones.

Tabla 2. Concentración de tensoactivos para muestras patrón

Nivel de Concentración	Técnica analítica	Unidad
Bajo	10 ± 0.5	mg/L
Medio	20 ± 0.5	mg/L
Alto	30 ± 0.5	mg/L

Nota: En la elaboración de muestras patrón se considerará un margen de 0.5 mg/L.

Definición de número de muestras patrón a realizarse

Se tomo como base el procedimiento aplicado por Perez (2022) por lo que se realizó la toma de 5 muestras patrón por cada concentración de tensoactivo aniónico, dando un total de 15 muestras.

Elaboración de muestras patrón

Para la preparación de muestras patrón con tensoactivos aniónicos se optó por utilizar lauril éter sulfato de sodio, este producto es un tensoactivo aniónico altamente humectante, principalmente para la industria de jabones y detergentes cosméticos, recibe el nombre comercial de Genapol 70 en la Tabla 3. se muestra la ficha técnica del producto utilizado.

Como primera etapa se preparó 1000ml de una solución a base de lauril éter sulfato de sodio con una concentración a 1000 mg/L, por se empleó 1.43 g de Genapol 70 esta toma el nombre de muestra madre. Con esto en la Tabla 4. se presenta las dosificaciones para cada concentración de tensoactivos en 1000 mL de agua potable para la creación de las muestras patrón.

Tabla 3. Ficha técnica del lauril éter sulfato de sodio

Características	Rango de aceptación		
	Mínimo	Máximo	Valores Típicos
Materia Activa (%)	68.00	72.00	70.00
Sulfato de sodio (% p/p)	-	1.00	0.50
Alcohol no sulfatado (% p/p)	-	2.50	1.10
Cloruro de sodio (%)	-	0.50	< 0.10
pH solución al 2%	7.00	9.00	8.50
Hierro (ppm)	-	5.00	1.00
1,4-Dioxano (ppm)	-	2.00	10.00
Color y transmitancia (25% activo)	90.00	-	93.00

Nota: El producto empleado posee un aspecto de una pasta ligera translúcida incolora.

Tabla 4. Dosificaciones para niveles de concentración de tensoactivos aniónicos en muestras patrón

Nivel de Concentración	Cantidad de Genapol 70 (G)	Cantidad de solución (mL)
Bajo	1.43	10.00
Medio	1.43	20.00
Alto	1.43	30.00

Nota: El cálculo se replica para las concentraciones baja y media.

Elaboración de polímero orgánico a base de mucílago de tuna (*Opuntia ficus indica*)

Para la obtención del polímero orgánico a base de mucílago de Tuna se siguió el procedimiento que se muestra en la Figura 1. propuesto por Martínez y González (2012) este se repitió en 3 lotes.

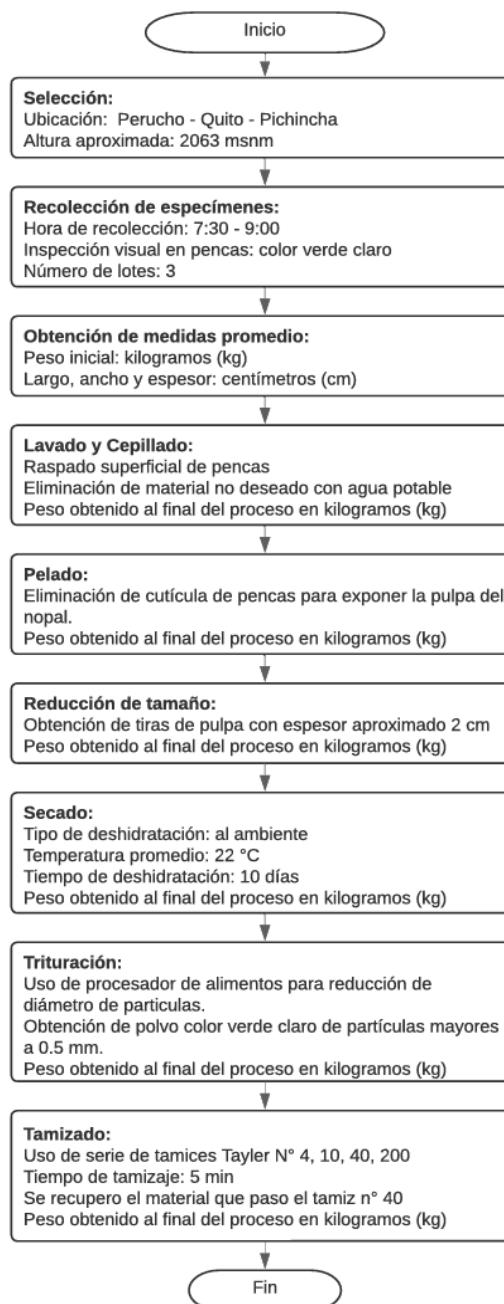


Figura 1. Proceso de obtención de polímero orgánica a base de mucílago de tuna



Figura 2. Reducción de tamaño de hojas de nopal

Para poder determinar la viabilidad del polímero orgánico a nivel operativo y económico se realizó el pesaje del producto en sus distintas fases de elaboración como se observa en la Figura 1.

Determinación de dosis óptima de polímero orgánico a base de mucílago de tuna (*Opuntia ficus indica*) para remoción de tensoactivos en muestras patrón

Para poder determinar la dosis óptima del polímero orgánico a base de mucílago de tuna en muestras patrón, se realizó el ensayo en laboratorio denominado Prueba de Jarras. En este ensayo se añadió diferentes concentraciones de polímero orgánico a base de mucílago de tuna en 5 recipientes debidamente identificados y etiquetados que contienen 1 litro de cada una de las muestras patrón.

Se replicó el proceso realizado por Perez (2022) por lo que se inició con una concentración de polímero orgánico igual a 0.00 g/L y por cada jarra ensayada se realizó un aumento progresivo de 5.00 g/L es decir para cada muestra patrón se adicionó (0.00; 5.00; 10.00; 15.00; 20.00) g/L de polímero orgánico a base de mucílago de tuna (*Opuntia ficus indica*).

En la Tabla 5. Se realizó un levantamiento de información para poder definir los parámetros de ensayos en las pruebas de jarras. Se optó por considerar para la mezcla rápida un tiempo de mezclado de 1 min con un número de revoluciones igual a 100 rpm, para la mezcla lenta un tiempo de mezclado de 60 min con un número de revoluciones de 50 rpm, se optó considerar un tiempo de reposo de muestras de 60 min para posteriormente realizar un proceso de filtración directa para evitar el paso de materia orgánica no disuelta del mucílago de tuna.

En la Tabla 6. se muestran las concentraciones de tensoactivos aniónicos una vez incorporado el polímero en cada muestra. Se consideró como dosis óptima factores relacionados a nuestra realidad, este es el caso del porcentaje de remoción de tensoactivos y la normativa vigente en el

Ecuador correspondiente al Anexo 1 del libro VI del texto unificado de legislación secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua en cuerpos de agua dulce, esta dosis se consideró como la mínima cantidad de polímero orgánico a base de mucílago de tuna (*Opuntia ficus indica*) que a partir de su aplicación logra la máxima remoción de tensoactivos aniónicos presentes en las muestras patrón.

Tabla 5. Tiempo de mezcla y número de revoluciones en mezcla rápida - lenta

Autor	Mezcla Rápida		Mezcla Lenta		Sedimentación
	Tiempo min	# revoluciones rpm	Tiempo min	# revoluciones rpm	Tiempo min
(Silva, 2017)	1.00	100	20.00	30	30.00
(Mendoza y Santana, 2021)	1.00	100	20.00	30	120.00
(Martinez y González, 2012)	1.00	200	15.00	30	30.00
(Aucay, 2019)	1.00	200	20.00	40	30.00
(Morejón, 2017)	5.00	100	20.00	20	120.00
(Perez, 2022)	-	-	60.00	50	-

Nota: el lote 1 y 2 permitieron mejorar los procesos de obtención en cada fase.

Tabla 6. Prueba de Jarras en muestras Patrón

Número de Jarra	Cantidad de Polímero g	Tensoactivo Aniónico		
		Bajo 10 mg/L	Medio 20 mg/L	Alto 30 mg/L
		Concentración Final mg/L	Concentración Final mg/L	Concentración Final mg/L
1	0	9.617	19.632	29.456
2	5	0.351	5.294	12.385
3	10	0.316	4.634	5.457
4	15	0.205	3.451	3.755
5	20	0.203	1.423	3.282

Nota: La jarra 1 son las concentraciones iniciales de tensoactivos aniónicos definidos.

Determinación de dosis óptima de polímero orgánico a base de mucílago de tuna en agua residual doméstica

Para la determinación de la dosis óptima en agua residual doméstica se replicó el procedimiento utilizado en las muestras patrón, se mantuvo las condiciones de número de revoluciones y tiempo en las mezclas rápida y lenta, así como también tiempo de sedimentación y filtración directa.

Como se muestra en la Tabla 7. se realizó la toma de muestras de aguas residuales domésticas un día aleatorio de la semana, donde se determinó que la concentración de tensoactivos aniónicos fue igual a 14.185 mg/L, por lo que se consideró la aplicación de 12.5 g/L de polímero inicialmente el cual se aplicó en la jarra número 3, a partir de ello se optó por aplicar dosis de 7.5; 10.0; 12.5; 15.0; y 17.5 gramos en cada jarra respectivamente.

Tabla 7. Prueba de Jarras en muestras de agua residual doméstica

Número de jarra	Cantidad de polímero g	Concentración final de tensoactivo mg/L
1	0.0	14.185
2	7.5	0.311
3	10.0	0.481
4	12.5	0.598
5	15.0	0.423

Nota: Concentración Inicial 14.185 mg/L.

Resultados y discusiones

Porcentaje de pérdida de masa perdida en las fases de obtención del mucílago de tuna

Para ampliar el panorama que representa las pérdidas de masa en el proceso de obtención del mucílago se optó por obtener un porcentaje de pérdidas totales, en la Tabla 8. se muestran los resultados de masas perdidas en cada etapa con el propósito de analizar la fase que genera mayores pérdidas, compararlas y principalmente conocer la masa útil que se puede obtener a partir del proceso utilizado.

Tabla 8. Porcentaje de pérdidas en la obtención del polímero

Operación	Lote 1		Lote 2		Lote 3	
	Masa perdida g	Pérdidas %	Masa perdida g	Pérdidas %	Masa perdida g	Pérdidas %
Recolección	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Cepillado y Pelado	5287.00	24.64	413.00	3.33	906.00	2.76
Corte (R. Tamaño)	325.12	1.52	87.90	0.71	107.00	0.33
Secado	15558.75	72.52	11729.43	94.58	31357.04	95.63
Trituración	14.02	0.07	14.71	0.12	24.73	0.08
Tamizado	150.59	0.70	47.92	0.39	192.84	0.59

Nota: La masa perdida es la diferencia entre la masa inicial y final de la Tabla 6.

Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras patrón

En la Tabla 9. se presenta los resultados de las muestras patrón y el porcentaje que representa la cantidad de tensoactivo aniónico removido a partir de la inclusión del polímero orgánico a base de mucílago de tuna.

Tabla 9. Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras patrón

Número de Jarra	Polímero g	Tensoactivo aniónico					
		Bajo 10 mg/L		Medio 20 mg/L		Alto 30 mg/L	
		Concentración Final mg/L	Remoción %	Concentración Final mg/L	Remoción %	Concentración Final mg/L	Remoción %
1	0	9.617	0.00	19.632	0.00	29.456	0.00
2	5	0.351	96.35	5.294	73.03	12.385	57.95
3	10	0.316	96.71	4.634	76.04	5.457	81.47
4	15	0.205	97.87	3.451	82.42	3.755	87.25
5	20	0.203	97.89	1.423	92.75	3.282	88.86

Nota: La jarra 1 son las concentraciones iniciales de tensoactivos aniónicos definidos.

Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras de agua residual doméstica

En la Tabla 10. se presenta los resultados de las muestras de agua residual doméstica y el porcentaje que representa la cantidad de tensoactivo aniónico removido a partir de la inclusión del polímero orgánico a base de mucílago de tuna.

Tabla 10. Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras de agua residual doméstica

Número de Jarra	Cantidad de Polímero g	Tensoactivo aniónico	
		Concentración Final mg/L	Porcentaje de Remoción %
1	0.0	14.185	0.00
2	7.5	0.311	97.81
3	10	0.480	96.62
4	12.5	0.598	95.78
5	15	0.423	97.02

Nota: La jarra 1 son las concentraciones iniciales de tensoactivos aniónicos definidos.

Porcentaje de pérdida de masa en las fases de obtención del mucílago de tuna

Para determinar la viabilidad de la producción y uso del polímero orgánico a base de mucílago de tuna, se realizó un control de masas en cada fase del procedimiento. Esto permitió ampliar el panorama respecto a las pérdidas de masa en el proceso, con el propósito de analizar la fase que genera mayores pérdidas y, principalmente, conocer la masa útil que se puede obtener.

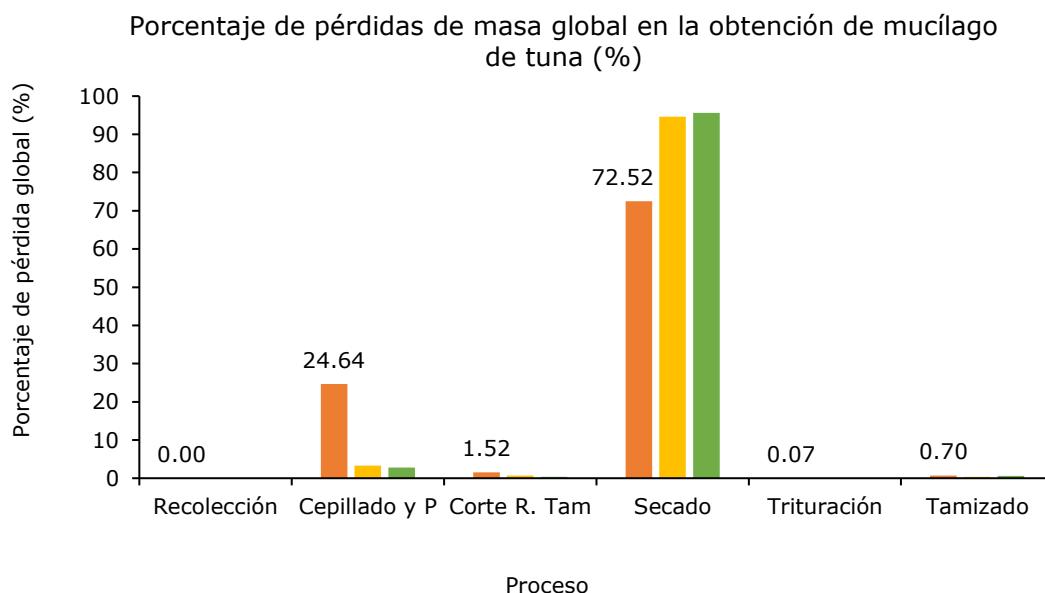


Figura 3. Perdidas de Operatividad Global en la obtención de mucílago de tuna lote 1

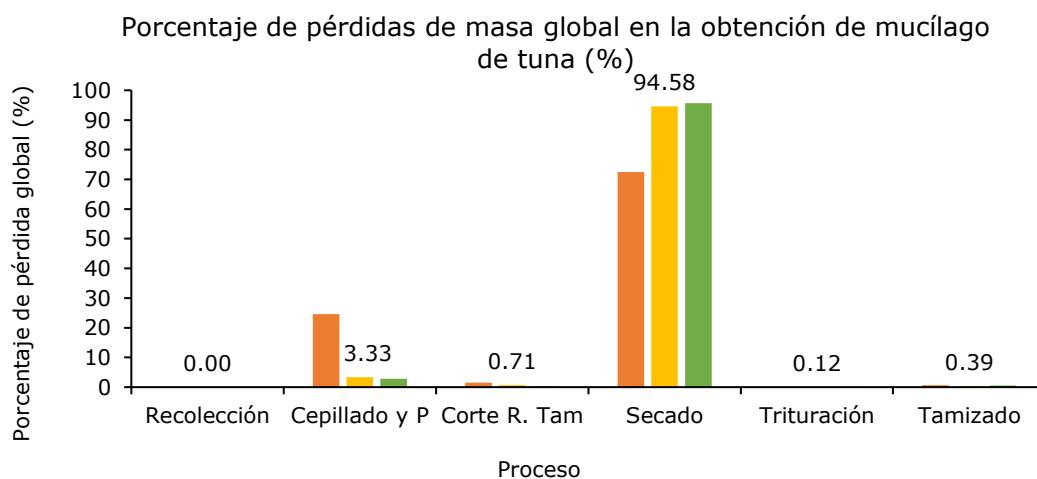


Figura 4. Perdidas de Operatividad Global en la obtención de mucílago de tuna lote 2

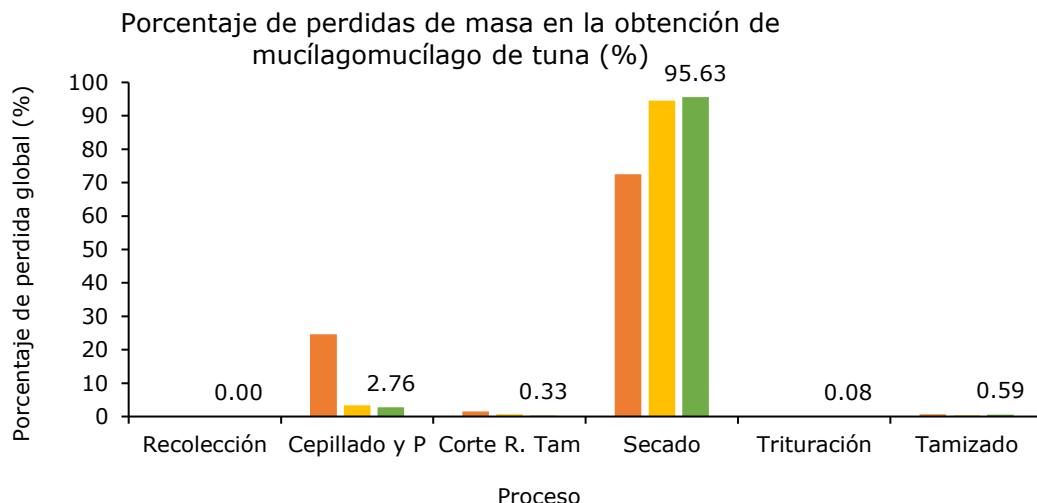


Figura 5. Perdidas de Operatividad en la obtención de mucílago de tuna lote 3

Como se observa en la Figura 3. en el Lote 1 se emplearon equipos y herramientas descritos por Martínez y González (2012) sin embargo, se buscó aumentar la eficiencia del proceso de obtención. Por lo que en el lote 2 y 3 que corresponden a la Figura 4. y Figura 5. se plantearon mejoras como el uso de herramientas y equipo de mejores características para aumentar la cantidad de mucílago de tuna. En las figuras planteadas se observan procesos que no superan el 2.00% en pérdidas por lote como es el caso del corte y reducción de tamaño, trituración y tamizado. La sumatoria de pérdidas en el lote 1 es igual a 99.44%, en el lote 2 es 99.23% y en el lote 3 un valor igual a 99.38% por lo que el porcentaje de masa utilizable para el análisis de remoción de tensoactivos en aguas residuales domésticas es igual al 0.56%, 0.87% y 0.62% respectivamente, dando así una masa total de 430.95 g.

Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras patrón

Como se evidencia en la Figura 6. se observó que el polímero posee una remoción considerable al aplicar cantidades superiores a 5 g/l para todas las concentraciones analizadas. la dosis óptima tiene un rango entre los 10 a 15 g/l de polímero.

En la Figura 7. se evidencia que en muestras patrón cuyas concentraciones iniciales de tensoactivos aniónicos fueron 20 mg/l y 30 mg/l se obtuvieron dosis óptimas de 10 g/L y 15 g/L respectivamente, las cuales permitieron conseguir un valor de remoción igual a 76.04% y 87.25% dejando una concentración residual de tensoactivos de 4.634 mg/L y 3.755 mg/L para cada una.

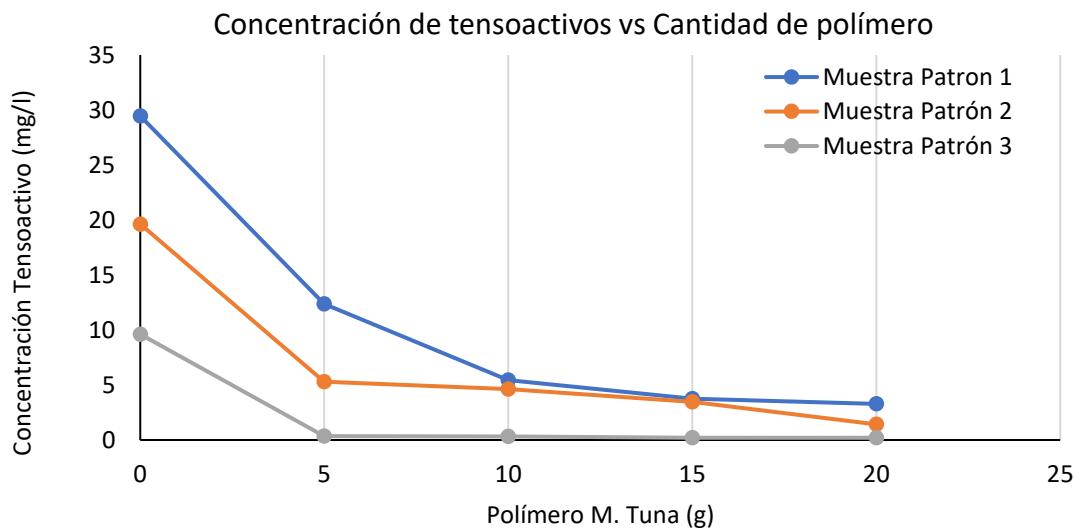


Figura 6. Concentración de tensoactivos vs cantidad de polímero

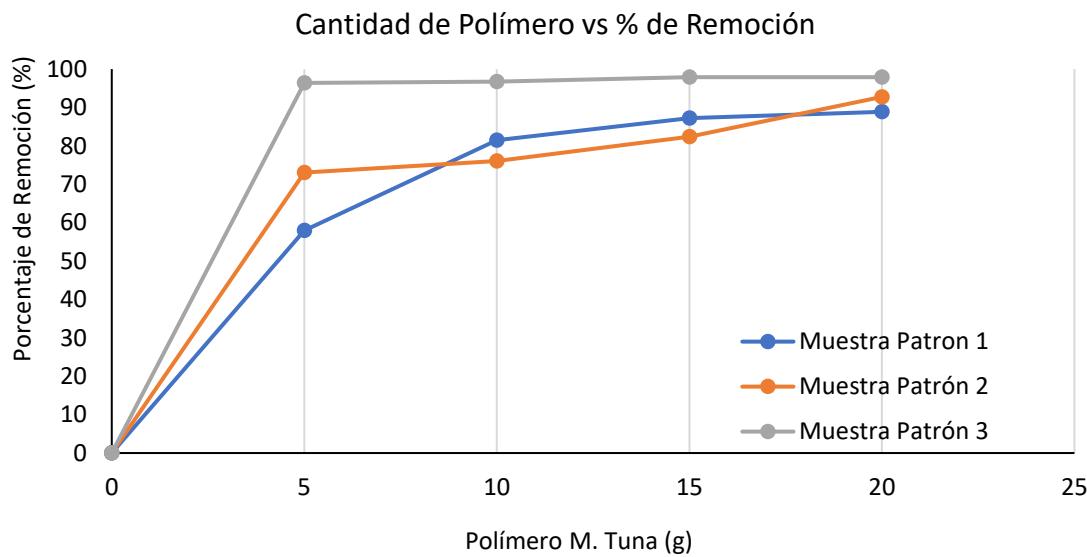


Figura 7. Cantidad de polímero utilizado vs Porcentaje de Remoción de Tensoactivos

En las muestras patrón con concentraciones de 20 mg/L y 30 mg/L la remoción de tensoactivos no es significativa superada la aplicación de 15 g/L de polímero orgánico a base de mucílago de tuna. La relación de la cantidad de polímero que deberá ser aplicada para llegar a una remoción superior al 95% de tensoactivo es muy elevada.

Porcentaje de remoción de tensoactivos aniónicos en muestras de agua residual doméstica

En la Figura 8. se demuestra que para una concentración de tensoactivo inicial de 14,185 mg/l la dosis óptima de polímero orgánico a aplicarse corresponde a 7.5 g/L, al superar esta cantidad el porcentaje de remoción no varía sin importar que cantidad de polímero orgánico a base de tuna se le añada.

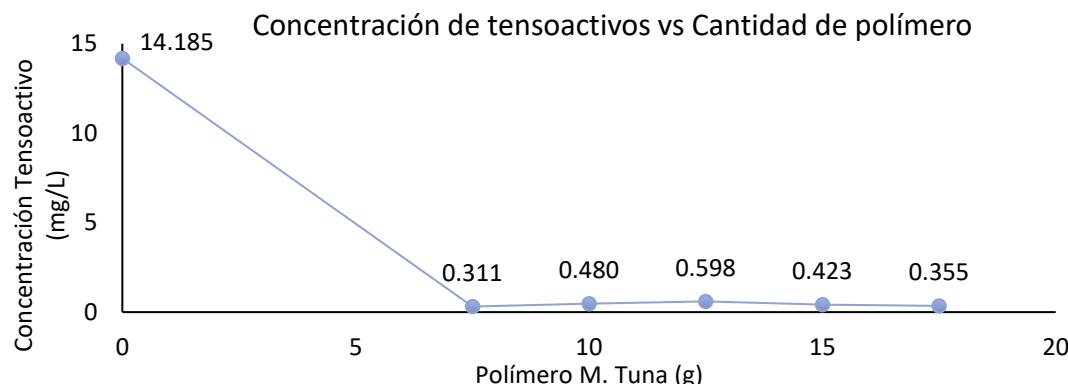


Figura 8. Concentración de tensoactivos vs cantidad de polímero

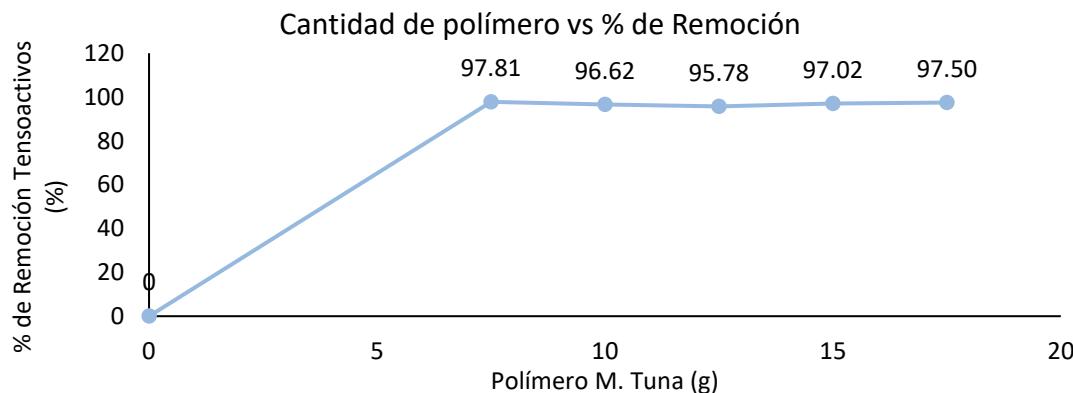


Figura 9. Concentración de tensoactivos vs cantidad de polímero

Como se muestra en la Figura 9. al haber aplicado una cantidad de polímero orgánico de 7.5 g/L en las muestras de agua residual doméstica recolectadas se obtuvo un porcentaje de remoción igual al 97.81% y una concentración residual de tensoactivo de 0.311 mg/L. Se evidenció que al aplicar el polímero orgánico la turbidez y el color de las muestras de agua residual domestica aumentó considerablemente.

Conclusiones

La obtención del polímero orgánico a base de mucílago de tuna por medio del proceso propuesto en la presente investigación generó pérdidas de material mayores al 95% de la masa total recolectada, esto a causa de la gran cantidad de agua que se evaporó en el proceso de secado, lo cual indica que el producto obtenido con este método no es eficiente a nivel productivo.

Se puede concluir que en el proceso de fabricación del polímero orgánico a base de mucílago de tuna, el secado es la fase que más perdidas generan con valores que oscilan entre el 70% al 95% en los lotes producidos; particular que evidentemente tendrá un factor de análisis extra al momento de producir esta alternativa; además es importante señalar que de la masa total de nopales recolectados se utilizó un 0.9% que corresponde a 430.95 g.

La incorporación de un polímero orgánico a base de mucílago de tuna en aguas residuales domésticas remueve tensoactivos aniónicos eficazmente, los porcentajes de remoción de tensoactivos aniónicos son altos sin embargo cuando se sobrepasa un valor mayor al 80% de remoción el polímero se satura y a partir de este punto la remoción no es significativa.

El porcentaje de remoción máximo fue del 97,89%, esto debido a que la concentración usada en la muestra patrón fue de 10 mg/L; concluyendo que mientras más alta sea la concentración de polímero, las eficiencias tienden a disminuir; ya que con 20 mg/L fue igual a 92.75% y en las muestras de concentración de 30 mg/L fue igual a 88.86%.

A partir del ensayo de Prueba de Jarras junto con el de Sustancias activas al azul de metileno (Método SAAM) se obtuvo que para las muestras de aguas residuales domésticas analizadas cuya concentración de tensoactivos aniónicos es igual a 14.185 mg/L la dosis óptima es de 7.5 g/L de polímero orgánico a base de mucílago de tuna dando así una concentración de tensoactivos aniónicos residual de 0.311 mg/L y demostrando que la inclusión de un polímero orgánico a base de mucílago de tuna es capaz de remover una cantidad significativa de tensoactivos.

Analizado los datos obtenidos se evidenció que la remoción de tensoactivos aniónicos a partir de la aplicación de un polímero orgánico a base de mucílago de tuna es factible, tanto en muestras patrón cuyo enfoque fue únicamente la remoción de tensoactivos aniónicos, como en muestras de aguas residuales domésticas tomadas en campo que además de contener tensoactivos aniónicos contenían materia orgánica y otros tipos de contaminantes.

En concentraciones de tensoactivos aniónicos mayores a 20 mg/l en aguas residuales domésticas al aplicar la dosis óptima de polímero orgánico a base de mucílago de tuna no se logra remover la cantidad suficiente de tensoactivos para cumplir con los límites descritos en la normativa

nacional para descargas al alcantarillado público y efluentes de aguas dulces, esto se debe a que se necesita aplicar una cantidad alta de polímero orgánico para llegar a estar por debajo de los límites establecidos por lo que ocasiona que no se viable cuando se supere esta concentración.

Referencias bibliográficas

- Aucay, M. (2019) *Remoción de la turbiedad y color mediante el uso de Tuna (*Opuntia ficus indica*) en el agua cruda del subsistema de la comunidad de Lunduma, cantón Santa Isabel*. Tesis de pregrado, Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de Cuenca. Ecuador, 68 pp.
- Bravo, M. (2017) *Coagulantes y Floculantes naturales usados en la reducción de Turbidez, Sólidos Suspendidos, Colorantes y Metales Pesados en Aguas Residuales*. Proyecto de Grado Modalidad Monografía, Licenciatura en Química, Facultad de Ciencias y Educación, Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Colombia, 117 pp.
- Dávila, G., Grijalva, C. (2022) *Estudio de pre factibilidad para la producción y comercialización de carbón activado obtenido a partir de lodos residuales provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales Quitumbe elaborados a partir de los métodos térmico y químico*. Tesis de pregrado, Carrera de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Central del Ecuador. Ecuador, 175 pp.
- Garcia, J. (2014) *Proceso Fenton y Foto-Fenton para el tratamiento de aguas residuales de laboratorio Microbiológico empleado Fe₂O₃ soportado en nanotubos de Carbono*. Tesis de pregrado, Carrera de Microbiología Industrial, Facultad de Ciencias, Pontifícia Universidad Javeriana. Colombia, 65 pp.
- Martinez, J., González, L. (2012) *Evaluación del poder coagulante de la tuna (*Opuntia ficus indica*) para la remoción de Turbidez y Color en aguas crudas*. Tesis de pregrado, Carrera de Ingeniería Química, Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena. Colombia, 96 pp.
- Mendoza, N., Santana, F. (2021) *Evaluación de la remoción de DQO y tensoactivos usando un biopolímero de cáscara de plátano como floculante previo a un tratamiento anaerobio*. Tesis de pregrado, Carrera de Ingeniería Ambiental, Universidad Politécnica Salesiana SEDE Quito. Ecuador, 84 pp.
- Molineros, O., Vaca, M. (2021) *Propuesta para el control de la formación y desarrollo del Bulking en una planta de tratamiento de aguas residuales con aireación extendida. Caso de estudio, PTAR. Quitumbe*. Tesis de pregrado, Carrera de Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Central del Ecuador. Ecuador, 199 pp.
- Morejón, B. (2017) *Utilización del mucílago de tuna (*opuntia ficus-indica*) en el mejoramiento de la calidad del agua de consumo humano, en la comunidad de Pusir Grande, provincia del Carchi*. Trabajo de Investigación, Maestría en Gestión Sustentable de Recursos Naturales, Instituto de Posgrado, Universidad Técnica del Norte. Ecuador, 146 pp.
- Morillo, L., Naranjo, D., Perez, J., Villacis, W., Vargas, P., Muñoz, F. (2019) Remoción de Tensoactivos y Coliformes en aguas residuales domésticas mediante procesos Fenton. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35(4), 931-943. <https://doi.org/https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.12>
- Perez, F. Y. (2022) *Efecto de la harina de tuna (*Opuntia ficus-indica*) en la concentración de detergentes en agua residual de lavandería, San Juan de Lurigancho 2019*. Tesis de pregrado, Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental, Facultad del Ingeniería, Universidad Continental. Perú, 127 pp.

Quirindumbay, K. (2022) *Evaluación de calidad del agua de cuce de la quebrada Carretas de Carapungo*. Tesis de pregrado, Tecnología Superior en Agua y Saneamiento Ambiental, Escuela de Formación de Tecnólogos, Escuela Politécnica Nacional. Ecuador, 77 pp.

Rodriguez, C. (2007) *Tensoactivos anionicos en el agua*. Consultado el 06 de noviembre del 2023. Desde: <http://www.ideam.gov.co/documents/14691/38155/Tensoactivos+en+agua%2C+m%C3%A9todo+SAAM..pdf/d0859c8f-b5c4-4125-98eb-f157a72cf830#:~:text=El%20m%C3%A9todo%20es%20relativamente%20simple,mediante%20espectrofotometr%C3%ADa%20a%20652%20nm>

Ruiz, F. R. (2014) *Comportamiento ambiental de tensioactivos comerciales: biodegradabilidad, toxicidad y ozonización*. Tesis doctoral, Programa de Doctorado en Química, Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Granada. España, 259 pp.

Scott, M. J., Jones, M. N. (2000) The biodegradation of surfactants in the environment. *Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Biomembranes*, **1508**(1-2), 235 - 251. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-4157\(00\)00013-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0304-4157(00)00013-7)

Silva, M. (2017) *Extracción del mucílago de la penca de tuna y su aplicación en el proceso de coagulación-flocculación de aguas turbias*. Tesis de pregrado, E.A.P de Ingeniería Química, Facultad de Química e Ingeniería Química, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Perú, 171 pp.

Yin, C. Y. (2010) Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*, **45**(9), 1437-1444. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.procbio.2010.05.030>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

PHOSPHATE ADSORPTION STUDY EMPLOYING A SYNTHESIZED ACTIVATED CARBON DERIVED FROM BANANA PSEUDOSTEM

Moisés de Souza Luz Faria ¹
Rayra Millene Ribeiro Lima ¹
Rita de Cássia Superbi de Sousa ¹
*Alisson Carraro Borges ²

Recibido el 7 de junio de 2024. Aceptado el 11 de octubre de 2024

Abstract

In recent years, the application of biomass sources as precursors for various materials has been employed as an alternative for waste reuse. The banana pseudostem, being a lignocellulosic residue generated in huge quantities, has been studied for its reuse possibilities. The use of this biomaterial as a pyrolyzed and activated adsorbent compound is a promising application in wastewater treatment. Phosphorus (P), as a macronutrient, must have its concentration controlled in water bodies, as it contributes to the eutrophication process and causes environmental impact, demanding effective control of its release and removal in wastewater. Although some studies have already applied the banana pseudostem in wastewater treatment, its use for phosphorus removal is still scarce. Therefore, this work aimed to produce and characterize the banana pseudostem activated carbon (BPAC) under specific conditions at 600°C for 90 minutes, through chemical activation with zinc chloride at a ratio of 3:1. The results showed a surface area of 996 m² g⁻¹, and the kinetic and adsorption isotherm tests revealed an equilibrium time of 16 hours and a maximum P adsorption capacity of 11.82 mg L⁻¹, respectively. The pseudo-first order kinetics model were better fitted to experimental results, and for the isotherm at 18°C, the Langmuir was better fitted. The pH at the point of zero charge resulted in a value of 7.20, indicating that phosphorus adsorption is better favored below neutrality.

Keywords: biomass, isotherm, kinetics, zinc chloride, superficial area.

¹ Departamento de Química, Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

² Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa. Campus Universitário, Viçosa, Minas Gerais, 36570-900, Brasil. Email: borges@ufv.br

Introduction

Agricultural, industrial, and domestic wastewater are the primary sources of high phosphorus concentration, which is an essential nutrient for plant and microorganism growth. Since it is considered an eutrophic component of water bodies, a series of alternative treatment techniques have been studied, such as precipitation and adsorption for biological degradation, to mitigate its removal and reducing negative impact on the environment. Even low concentration, as low as 2 mg L⁻¹, may enhance the algae growth and reduce the dissolved oxygen, improving the eutrophication process and harming aquatic life (Guo *et al.*, 2017). According to normative deliberation COPAM-CERH/MG N° 8 (Minas Gerais, 2022), the maximum total phosphorus limit in freshwater ranges from 0.05 to 0.15 mg L⁻¹, depending on water classification. Following the Council Directive N° 91/271/EEC (Council of the European Communities, 1991), the limits of total phosphorus for urban wastewater disposal vary from 1 to 2 mg L⁻¹ in sensitive areas. Zhou *et al.* (2017) reiterated the limit of total phosphorus at 0.5 mg L⁻¹ in effluent flow of wastewater treatment plants in China. All these limits values indicate a low tolerance for total phosphorus concentration in water bodies, highlighting the need of able technologies to remove these pollutants from wastewater.

The adsorption process has been studied for decades as an efficient, low-cost, selective and effective method to remove phosphorus from water, reducing its concentration levels. Additionally, this treatment technique promotes the regeneration of the adsorbent and the recovery of the adsorbate through desorption, hence phosphorus cannot be replaced by other resources (Liu & Hu, 2019; Usman *et al.*, 2022). Studies have also investigated the potential of activated carbon to remove phosphorus from wastewater using renewable sources such as biomass residues, creating a reuse cycle involving water treatment and residue disposal. For example, Yao *et al.* (2018) used domestic wastewater sludge as a precursor for activated carbon modified with pyrolusite to remove phosphate in batch experiments. Huong *et al.* (2019) developed a low-cost pine cone biomass activated carbon modified with lanthanum chloride and Kumar *et al.* (2010) used coir-pith activated carbon with a sulfuric acid base to verify phosphate removal. Although some studies have explored the activated carbon derived from biomass, their application for phosphorus removal is still limited.

In the context of renewable residues, banana pseudostems have been studied as a promising precursor for activated carbon production and the removal of multiple pollutants from water. Banana is the largest exported and consumed fresh fruit in the world, and Brazil ranks fourth among the world's banana producers (Mappr, 2022). Each banana pseudostem produces one bunch of bananas, and when it becomes unproductive, it is cut down while a new pseudostem grows (Fernandes *et al.*, 2013). It is estimated that each ton of bananas generates 4 tons of residues, with 3 tons coming from the pseudostem alone (Abdullah *et al.*, 2023). Hence, a massive quantity of waste is generated, many studies have explored this residue as an activated carbon precursor for wastewater treatment. Examples include the removal of dyes such as methylene

blue (Jiang *et al.*, 2022; Silva *et al.*, 2021), indigo carmine (Debina *et al.*, 2020), Crystal violet (Baharim *et al.*, 2023), as well as the removal of physicochemical parameters such as color and chemical oxygen demand from leachate (Ghani *et al.*, 2017).

In this study, the banana pseudostem was modified to use as a biomass for activated carbon production using zinc chloride ($ZnCl_2$) as a chemical impregnant for activation. A series of batch adsorption tests were conducted to determine the time of equilibrium during adsorption kinetics, and the maximum quantity of phosphate adsorbed per gram of adsorbent. Additionally, the surface area of the BPAC was calculated to determine its total area, and a pH test was conducted to identify the optimal pH range for phosphorus removal.

Materials and methods

Banana Pseudostem Activated Carbon (BPAC) production

The activated carbon was produced using banana pseudostem (*Musa* spp.) as a precursor according to Ghani *et al.* (2017). After fruit harvesting, the biomass was collected from banana trees in the Experimental Waste Treatment Area in the Federal University of Viçosa, Brazil. The biomass was fragmented into small pieces approximately 3 to 5 cm in length, and dried under sunlight for 7 days. Then, it was placed in an air-forced oven (Marconi, MA035) for an additional 2 days to remove residual water, at 65°C. The dried material was ground, using a compact processor (Philco, PH 900 Turbo), and the material that passed through a 35-mesh sieve was stored in an airtight container for subsequent experiments.

Four steps were employed in BPAC production: impregnation, pyrolysis, washing, and drying. Impregnation involved using a fixed precursor mass of 15 g in a 100 mL ceramic crucible, with a 3:1 mass ratio of zinc chloride (Neon, 97% analytical grade) as a chemical activator. This indicates that 3 grams of anhydrous zinc chloride were used for every gram of biomass. The impregnant was diluted in deionized water for better impregnation. Approximately 50 mL of zinc chloride solution was mixed and thoroughly stirred into the precursor inside the ceramic crucible with a glass rod, until the mixture presented a homogeneous and high viscous aspect. Subsequently, the mixture was placed in an oven (Orion, 515) at 105°C for 24 hours to evaporate excess water and initiate the first depolymerization process. During this time of impregnation, the crucible was kept static.

After removing the impregnated biomass from the oven, it was stored in a desiccator until achieving room temperature, and then the crucible was covered with a ceramic lid and conducted into a muffle furnace (SP Labor, SP-1200). The pyrolysis was performed at 600°C, during 90 minutes at $10^{\circ}\text{C min}^{-1}$ heating rate. Subsequently, the furnace was turned off, and after 4 hours, the crucible was removed and retained in a desiccator until it reached room temperature. The waiting time (after the furnace was turned off) was used for sample temperature reduction and to prevent

carbon oxidation during crucible movement, as well as for the completion of smoke formation during volatile matter emission.

The BPAC was retired from the crucible with a spatula and transferred into a mortar. As there was a residual $ZnCl_2$ in the pyrolyzed material, it exhibited a hard aspect. To facilitate the washing process, BPAC was soaked in a 0.1 mol L^{-1} HCl solution, and then ground with a mortar into small granules. The acid-soaked BPAC mixture was stirred for 1 hour and then washed with hot deionized water (approximately 85°C) using a vacuum pump-filter system ($0.45\text{ }\mu\text{m}$). This process was repeated until the pH of the supernatant was equal to the water pH used for washing. The pH was measured when supernatant achieved room temperature. The wet BPAC was placed in an air-forced oven at 65°C for 2 days, then ground with a mortar, and the material that passed through a 35-mesh sieve was stored in an airtight container for the next experiments.

Point of zero charge (pH_{pzc})

The pH_{pzc} was determined according to Akkari *et al.* (2023). In this method, 50 mL of a 0.1 mol L^{-1} NaCl solution was prepared in conical flasks, and the pH value was adjusted varying from 2.00 to 12.00 in 2 units increments, using 0.1 mol L^{-1} NaOH or 0.1 mol L^{-1} HCl solutions. A quantity of 0.15 g of BPAC was placed in each flask and shaken at 120 rpm for one day. After that, the samples were filtered with $0.45\text{ }\mu\text{m}$, and pH_{final} values from filtered supernatant were measured. The $pH_{final} \times pH_{initial}$ and bisector curves were plotted in the same graph. The intersection point between $pH_{final} \times pH_{initial}$ and bisector curves determined the pH_{pzc} .

N_2 adsorption-desorption analyses

To determine the surface area, the N_2 adsorption-desorption analysis was conducted. A quantity of 0.5 g of BPAC powder was used in this analyze, employing a surface area and porosity analyzer (TriStar, II3020). First, the sample was placed in a glass bulb and degassed for 3 hours, to remove moisture and other volatile components. After degassing, the glass bulb was transferred into a liquid nitrogen (77 K) bath for a surface area calculus.

Adsorption kinetics

Adsorption kinetics were conducted using a fixed phosphorus initial concentration of 400 mg L^{-1} . 0.1 g mass of adsorbent was placed in conical flasks and mixed with 50 mL of phosphorus solution. A time range (0.5, 2, 4, 8, 16, 24, 40 and 48 h) was defined for detecting the remaining phosphorus in the solution. This experiment was conducted in duplicate. Phosphorus was detected using the ascorbic acid method in liquid, as preconized in Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2023), using a spectrophotometer (Hach, DR6000) at 880 nm wavelength. A $400\text{ mg P-PO}_4^{3-}\text{ L}^{-1}$ stock solution was prepared using KH_2PO_4 salt. Based on a mass balance, the quantity of adsorbed phosphorus in BPAC was determined by Equation (1). The pseudo-first and pseudo-second order kinetics models were fitted to experimental results according to the Equations (2) and (3), respectively.

$$q = \frac{(c_0 - c)V}{m} \quad \text{Equation (1)}$$

$$q_t = q_e(1 - e^{k_1 t}) \quad \text{Equation (2)}$$

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad \text{Equation (3)}$$

where q is the adsorbate quantity per gram of BPAC, (mg g^{-1}), c_0 is the initial phosphorus concentration in solution, (mg L^{-1}), c is the phosphorus concentration in solution, (mg L^{-1}), V is the sample volume, (L), m is the adsorbent mass in the flask, (g), k_1 is the adsorption rate pseudo-first order constant, (h^{-1}), k_2 is the adsorption rate pseudo-second order constant, ($\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$), q_e is the adsorbed quantity per gram of adsorbent in the equilibrium, (mg g^{-1}), q_t is the adsorbed quantity per gram of adsorbent in an instant t (mg g^{-1}).

The intra-particle diffusion was conducted to identify the mechanism in which adsorbate moves from solution to the surface of the adsorbate. The Equation (4) gives the expression to this model.

$$q_t = k_p t^{0.5} + C \quad \text{Equation (4)}$$

where q_t is the quantity of adsorbate adsorbed per gram of adsorbent in a given time t , (mg g^{-1}), k_p is the intra-particle diffusion rate constant, ($\text{mg g}^{-1} \text{h}^{-0.5}$), t is the time, (h), and C is the constant which is related to thickness of boundary layer, (mg g^{-1}).

Adsorption Isotherm

The adsorption isotherm was conducted over the time of equilibrium found in kinetics adsorption tests with 8 varying points of adsorbate concentration (5, 10, 20, 30, 50, 100, 300, 400 mg L^{-1}). While the main purpose of kinetics was to find the equilibrium time, the isotherm aims to discover the capacity of BPAC in adsorbing phosphorus. A $q_e \times c_e$ curve was plotted, and Langmuir and Freundlich models were adjusted to experimental results as described in Equations (5) and (6).

$$q_e = \frac{q_{max} K_L c_e}{1 + K_L c_e} \quad \text{Equation (5)}$$

$$q_e = K_F c_e^{1/n} \quad \text{Equation (6)}$$

where q_e is the quantity of adsorbed solute per gram of adsorbent in the equilibrium, (mg g^{-1}), K_L is the adsorbate-adsorbent interaction constant, (L mg^{-1}), c_e is the adsorbate concentration in solution at the equilibrium, (mg L^{-1}), K_F is the Freundlich adsorption capacity constant, ($\text{mg}^{1-(1/n)} \text{g}^{-1} \text{L}^{1/n}$), n is a dimensionless constant value related to the BPAC surface heterogeneity.

Results and discussion

Point of zero charge (pH_{pzc}) and S_{BET}

The point of zero charge (pH_{pzc}) indicates the pH value at which the net charge on the activated carbon surface is zero. When pH values are below the pH_{pzc} , the surface charge is positive due to the protonation effect caused by excess H^+ ions, which benefits anion adsorption. In contrast, when pH values are above the pH_{pzc} , the surface charge is negative due to deprotonation, thus facilitating cation adsorption (Akkari *et al.*, 2023; Nascimento *et al.*, 2014). Therefore, this characterization provides an important method for determining an optimal pH range for interaction between adsorbate and adsorbent (Bagali *et al.*, 2017). The result for BPAC is shown in Figure 1, where the intersection point of the pH_{final} vs. $pH_{initial}$ curve and the bisector indicates a pH_{pzc} of 7.20. Thus, since electrostatic attraction increases, phosphorus adsorption is favored when $pH < 7.20$. The S_{BET} result showed a surface area of $996 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, which demonstrates a high surface value for adsorption. It is important, though, to remind that not necessarily all this area is provided of active sites for phosphorus adsorption (Nascimento *et al.*, 2014).

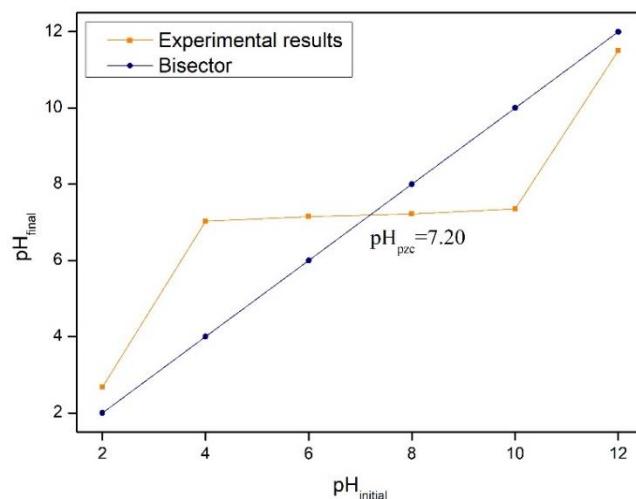


Figure 1. Variation of pH for the determination of BPAC point of zero charge

Kinetics Adsorption

The kinetics experiment results revealed an equilibrium time of approximately 16 h and q_e value of 10.70 mg g^{-1} . The experimental results were fitted to both pseudo-first and pseudo-second order. The results showed a R^2 value of 0.94924 for pseudo-second order model (not shown here) and 0.96861 for pseudo-first order reaction. Figure 3 (a) displays the experimental results with pseudo-first order fitting, along with the resulting kinetics equation for phosphorus adsorption. For a validation of the model, besides RMSE value, a q residue x q observed values and q predicted

$x q$ observed were plotted, as it follows in Figure 2, (a) and (b) respectively. It is possible to observe that $q_{\text{res}} \times q_{\text{obs}}$ and $q_{\text{pred}} \times q_{\text{obs}}$ show a good model fitting, once the residues are aleatory distributed and there is a higher correlation between the observed and predicted values.

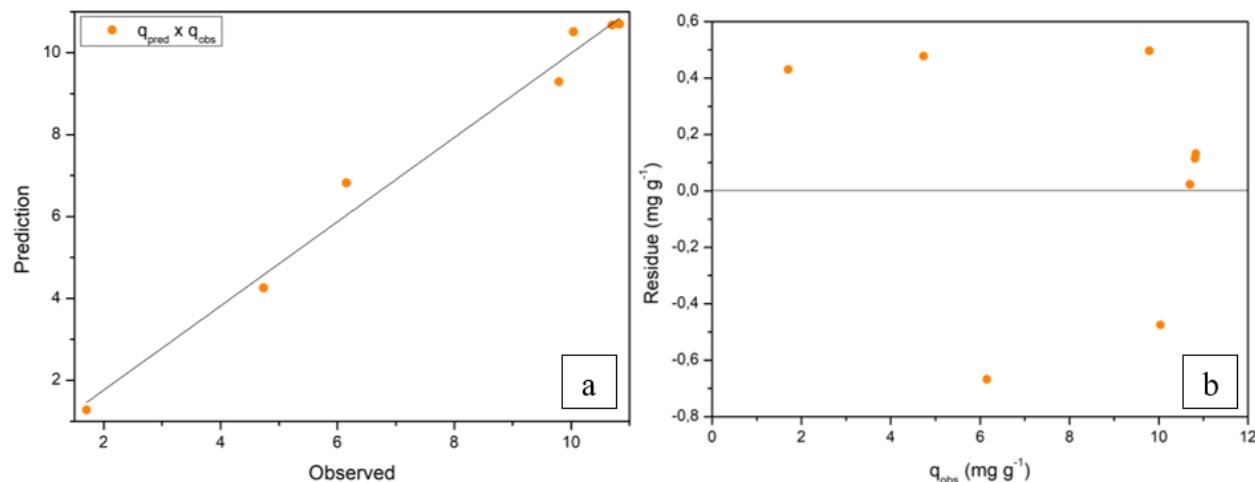


Figure 2. (a) Model prediction results versus observed values. (b) residue values versus observed values of q . All the axes in both graphs are disposed in mg g^{-1} units

The proposed models do not describe a diffusion mechanism for adsorption, then the intra-particle diffusion model was executed by plotting a $q_t \times t^{0.5}$ graph, as shown in Figure 3 (b). The $q_t \times t^{0.5}$ graph is subdivided into three stages, with higher (1), medium (2), and lower slopes (3). This indicates that two or more steps occurred in the adsorption process. If the first one (higher slope) generates a layer that intercepts the origin, then intra-particle diffusion is the only process involved in the adsorption (Nascimento *et al.*, 2014). For this experiment, the intercept value was -0.56783, and although it is close to zero, it corresponds to the possibility of external mass transfer or even a chemical reaction that may have occurred in stage 1. The second stage indicates a gradual adsorption rate. The third stage is characterized by lower adsorption rates, and intra-particle diffusion ceases.

According to Figure 3 (b), there is an inflection point at the beginning of medium slope layer. Then, the adsorption process occurs in external diffusion and mild diffusion (which starts to happen in medium slope). The external diffusion corresponds to the adsorbate migration from the solution to the solution layers around the adsorbent surface (Yuan *et al.*, 2021). The reasons for the profile from intra-particle diffusion found in this study are that the available pores for diffusion were filled or became smaller, and the electrostatic repulsion in the BPAC increased (Wang *et al.*, 2012). Table 1 shows a comparative result of experimental studies using activated carbon for phosphate removal, where the results showed a q_e range varying from 1.5 to 12.18 mg g^{-1} .

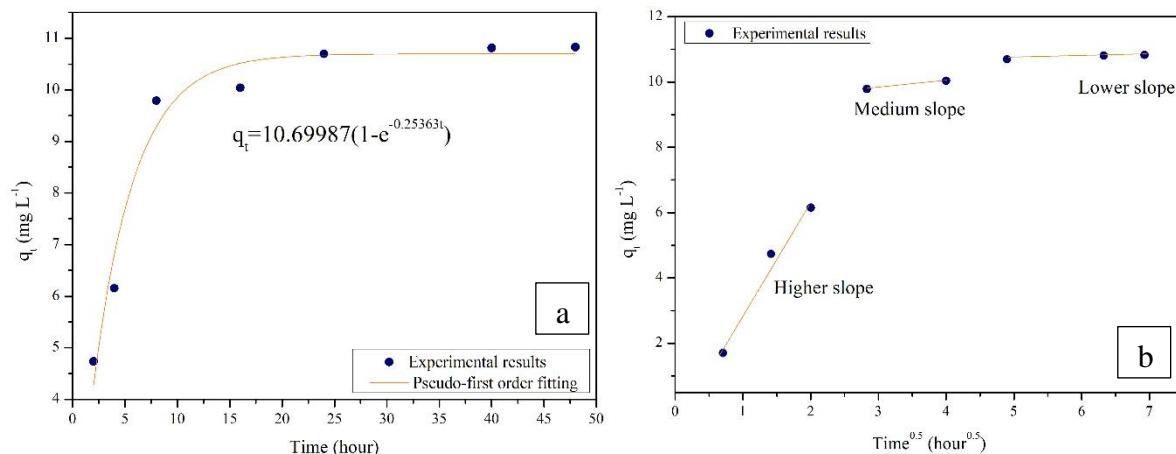


Figure 3. (a) kinetic experiment with better fitting model of pseudo-first order. (b) intra-particle diffusion fitting model with 3 stages of adsorption

Table 1. Experimental kinetics studies using activated carbon for phosphorus removal

q_e (mg g^{-1})	t_e (h)	Temperature ($^{\circ}\text{C}$)	Activated carbon origin	Reference
6.97	24	25	Pinewood biochar impregnated with ZnCl_2	Biswas <i>et al.</i> (2023)
≈ 1.5	≈ 250	25	Commercial granular activated carbon impregnated with iron oxide	Braun <i>et al.</i> (2019)
0.7307	30	25	Sheep dung impregnated with La and Mg	Chen <i>et al.</i> (2024)
$\approx 0.014 - 0.017$	≈ 5	25 ± 2	Granular activated carbon mixed with limestone	Hussain <i>et al.</i> (2011)
1.44	10-12	25	Granular activated carbon impregnated with ferrihydrite	Mahardika <i>et al.</i> (2018)
3.289	2	30	Commercial activated carbon	Mor <i>et al.</i> (2017)
1.452	≈ 1.3	35	Coconut fiber residues impregnated with ZnCl_2	Namasivayam & Sangeetha (2004)
2.58	3	19 ± 1	Commercial powder-activated carbon	Ouakouak & Youcef (2016)
10.21	4.5	35	Commercial activated carbon modified with HNO_3 and doped with iron oxide.	Wang <i>et al.</i> (2012)
8.99	5	Room temperature	Digestate from anaerobic digestion impregnated with KOH	Zhang <i>et al.</i> (2022)
12.18	24	Room temperature	Activated carbon fiber doped with ferric oxide	Zhou <i>et al.</i> (2012)
10.70	16	18 ± 2	Banana pseudostem impregnated with ZnCl_2	This study

BPAC removed the greater quantity of phosphorus at the lower temperature. Wang *et al.* (2012) also obtained a value close to q_e in a shorter time, and although less time may be interesting, four of the related studies still exhibit an equilibrium time greater than 16 hours. For the seven remaining comparison studies, it was exhibited an equilibrium time below 16 hours, but they showed lower q_e values than BPAC. The adsorption rate and, consequently, the equilibrium time, are strongly affected by adsorbent and solution properties such as pore size distribution, surface area, pH, ionic strength, and adsorbate concentration (Nascimento *et al.*, 2014). The statistical parameters for pseudo-first order and intra-particle diffusion for the higher slope are given in Table 2.

Table 2. Adsorption kinetics parameters for BPAC.

	Pseudo-first order			Intra-particle diffusion (3 initial data points)				
	q_e (mg g ⁻¹)	k_1 (h ⁻¹)	R_{adj}^2	Root Mean Squared Error (mg g ⁻¹)	k_p (mg g ⁻¹ h ^{-0.5})	C (mg g ⁻¹)	R_{adj}^2	Root Mean Squared Error (mg g ⁻¹)
Results	10.69987	0.25363	0.96233	0.48547	3.46789	-0.56783	0.95401	0.23737
Standard deviation	0.24878	0.02461	-	-	0.53215	0.7833	-	-

Isotherm adsorption

The batch isotherm study was executed in 20°C, with a pH solution value of 4.50 (stock solution of 400 mg P L⁻¹) during 16 h, as it was the equilibrium time found in kinetics. The dilution from stock solution did not affect the value of pH in the concentration range used in the isotherm experiment, and all values ranged from 4.18 – 4.52, which is a great value for phosphorus removal, according to pH_{pzc} (7.20). The experimental data were fitted to Langmuir and Freundlich isotherms models, in which the statistical results are given in Table 3. The difference between the values of Root Mean Squared Error (RMSE) shows that the experimental data better fits to Langmuir model with a q_{max} of 11.82 mg g⁻¹ of P, which indicates the adsorption of phosphorus was a monolayer adsorption process and the BPAC has a uniform site energy distribution. The R_L value is an indicative parameter for the degree of development of the adsorption process, which can be related to a separation factor, given by Equation (7).

$$R_L = \frac{1}{1+K_L c_0} \quad (\text{Equation 7})$$

where c_0 corresponds to the initial concentration of adsorbate in fluid phase, (mg L⁻¹), which for this study is 5.00 mg L⁻¹.

Proceeding with the substitution in Equation (7), it is found a R_L value of approximately 0.70. When the $0 < R_L < 1$, the adsorption is favorable and the adsorbate prefers the solid phase than the fluid one (Nascimento *et al.*, 2014). Figure 4 indicates isotherm fitting where the experimental results can be observed to be more aligned with the Langmuir model than the Freundlich.

Table 3. Statistical parameters for adsorption isotherm models for BPAC

	Langmuir					Freundlich				
	q_{\max} (mg g ⁻¹)	K_L (L mg ⁻¹)	R^2	R_{adj}^2	RMSE (mg g ⁻¹)	K_F (mg ^{1-(1/n)} g ⁻¹ L ^{1/n})	n	R^2	R_{adj}^2	RMSE (mg g ⁻¹)
Results	11.81811	0.08416	0.92986	0.91711	0.92978	4.01879	5.40173	0.66641	0.61082	2.01474
Standard deviation	0.62656	0.01956	-	-		1.14129	1.74735	-	-	-

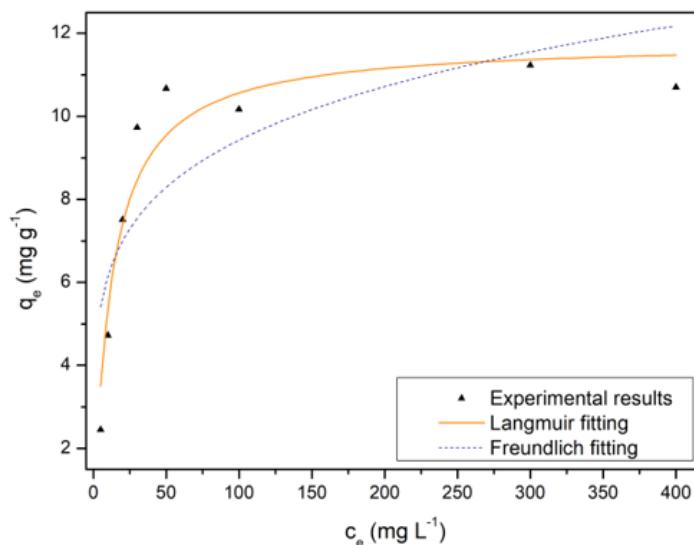


Figure 4. Isotherm models fitting in contrast with experimental results.

The large-scale production of activated carbon can be costly, which hinders its scalability, making economic and environmental analysis necessary. BPAC has proven viable in terms of its properties such as high surface area, with a relatively quick production cycle (5.5 hours from the start of pyrolysis to the removal of the material from the furnace). Phosphorus removal rates were

around 98% for an initial concentration of 5 mg L^{-1} and 94% for 10 mg L^{-1} (near value to the q_{\max}), with an average BPAC production yield of 36% (dry basis). These results indicate good applicability of BPAC for phosphorus removal.

Steps like sun drying could be replaced by oven drying, which is already used to eliminate residual moisture, thus reducing the material preparation time. The production steps involve costs related to fragmentation, drying, and impregnation of banana pseudostem, processes already common in the production of activated carbons from biomass precursors. Costs related to the chemical reagent, energy for pyrolysis, and material washing should also be considered in the development of a biochar with high surface area and adsorptive capacity. Additional steps, especially regarding the treatment and disposal of wash water containing zinc residues, can be mitigated by implementing coagulation-flocculation or caustic precipitation processes (Lim *et al.*, 2021).

One advantage of this biochar production method is that it results in a composite with a high surface area made in an atmosphere with low oxygen concentration, eliminating the need for an inert atmosphere (usually N_2) and specific reactors. The banana pseudostem can be sourced in large quantities from local plantations continuously, due to the high global production for bananas and favorable climatic conditions in tropical regions. Logistics issues should be further investigated, particularly regarding transportation of the material to processing facilities. However, other pseudostem processing activities already occur through commercial agreements between industry and banana cultivars (Badanayak *et al.*, 2023). The operating temperature of 600°C can also offer advantages in terms of energy consumption and scalability, since pyrolysis temperatures typically range from 600°C to 1000°C (Chew *et al.*, 2023). Considering these factors, large-scale production of this adsorbent holds significant potential for the cyclic reuse of biomaterials.

Conclusion

The BPAC showed a good response in phosphorus removal at the tested temperature and pH values when compared to other renewable biomass precursors. This indicates that the conditions for BPAC production provide a promising source of renewable material for removing this macronutrient from water and wastewater. The experimental results showed that the pyrolysis temperature (600°C) aligned with time of pyrolysis (90 min) and ZnCl_2 impregnation ratio of 3:1 were successfully employed for this application. For future studies, it is recommended that new isotherms at different temperatures be employed to better investigate the influence of this variable on the maximum removal capacity. Additionally, the high S_{BET} area ($996 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$) may indicate potential for removing other pollutants, such as toxic metals, dyes, antibiotics, and nutrients from wastewater, being necessary a complementary analysis of functional groups in the BPAC surface.

Acknowledge

This study was partially funded by the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) under Finance Code 001, and the Minas Gerais Research Foundation (FAPEMIG), grant number APQ-03626-22.

References

- Abdullah, N., Mohd Taib, R., Mohamad Aziz, N. S., Omar, M. R., Md Disa, N. (2023). Banana pseudo-stem biochar derived from slow and fast pyrolysis process. *Heliyon*, **9**(1). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e12940>
- Akkari, I., Graba, Z., Bezzi, N., Merzag, F. A., Bait, N., Ferhati, A. (2023). Raw pomegranate peel as promise efficient biosorbent for the removal of Basic Red 46 dye: equilibrium, kinetic, and thermodynamic studies. *Biomass Conversion and Biorefinery*, **13**(9), 8047–8060. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01620-9>
- APHA, AWWA, WEF. (2023). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 24th ed., APHA (American Public Health Association), USA
- Badanayak, P., Jose, S., Bose, G. (2023). Banana pseudostem fiber: A critical review on fiber extraction, characterization, and surface modification. *Journal of Natural Fibers*, **20**(1). <https://doi.org/10.1080/15440478.2023.2168821>
- Bagali, S. S., Gowrishankar, B. S., Roy, A. S. (2017). Optimization, Kinetics, and Equilibrium Studies on the Removal of Lead(II) from an Aqueous Solution Using Banana Pseudostem as an Adsorbent. *Engineering*, **3**(3), 409–415. <https://doi.org/10.1016/J.ENG.2017.03.024>
- Baharim, N. H., Sjahrir, F., Taib, R. M., Idris, N., Daud, T. A. T. (2023). Removal of Crystal Violet from Aqueous Solution using Post-Treated Activation Biochar Derived from Banana Pseudo Stem. *Chemical Engineering Transactions*, **98**, 45–50. <https://doi.org/10.3303/CET2398008>
- Biswas, B., Rahman, T., Sakhakarmy, M., Jahromi, H., Eisa, M., Baltrusaitis, J., Lamba, J., Torbert, A., Adhikari, S. (2023). Phosphorus adsorption using chemical and metal chloride activated biochars: Isotherms, kinetics and mechanism study. *Heliyon*, **9**(9), e19830. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e19830>
- Braun, J. C. A., Borba, C. E., Godinho, M., Perondi, D., Schontag, J. M., Wenzel, B. M. (2019). Phosphorus adsorption in Fe-loaded activated carbon: Two-site monolayer equilibrium model and phenomenological kinetic description. *Chemical Engineering Journal*, **361**, 751–763. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.073>
- Chen, J., Chen, Z., Song, Z., Cao, S., Li, X., Wang, Y., Zhan, Z., Du, M., Teng, D., Lv, D., Shao, D. (2024). Preparation of La/Mg modified sheep dung activated carbon and its adsorption characteristics for phosphorus in wastewater. *Desalination and Water Treatment*, **317**, 100013. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100013>
- Chew, T. W., H'Ng, P. S., Luqman Chuah Abdullah, B. C. T. G., Chin, K. L., Lee, C. L., Mohd Nor Hafizuddin, B. M. S., TaungMai, L. (2023). A Review of Bio-Based Activated Carbon Properties Produced from Different Activating Chemicals during Chemicals Activation Process on Biomass and Its Potential for Malaysia. *Materials*, **16**(23), 7365. <https://doi.org/10.3390/ma16237365>
- COPAM-CERH/MG, Conselho Estadual de Política Ambiental e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais. (2022). Deliberação Normativa Conjunta COPAM-CERH/MG Nº 8. *Diário do Executivo – Minas Gerais*, 2 de dezembro de 2022. Available at: <https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=56521>
- Council of the European Communities. (1991). Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment. *Official Journal of the European Communities*, L135, 40-52. Available at: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:1991:135:FULL>
- Debina, B., Eric, S. N., Fotio, D., Arnaud, K. T., Lemankre, D.-Y., Rahman, A. N. (2020). Adsorption of Indigo Carmine Dye by Composite Activated Carbons Prepared from Plastic Waste (PET) and Banana Pseudo Stem. *Journal of Materials Science and Chemical Engineering*, **08**(12), 39–55. <https://doi.org/10.4236/msce.2020.812004>

- Fernandes, E. R. K., Marangoni, C., Souza, O., Sellin, N. (2013). Thermochemical characterization of banana leaves as a potential energy source. *Energy Conversion and Management*, **75**, 603–608. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2013.08.008>
- Ghani, Z. A., Yusoff, M. S., Zaman, N. Q., Zamri, M. F. M. A., Andas, J. (2017). Optimization of preparation conditions for activated carbon from banana pseudo-stem using response surface methodology on removal of color and COD from landfill leachate. *Waste Management*, **62**, 177–187. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.02.026>
- Guo, Z., Li, J., Guo, Z., Guo, Q., Zhu, B. (2017). Phosphorus removal from aqueous solution in parent and aluminum-modified eggshells: thermodynamics and kinetics, adsorption mechanism, and diffusion process. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**(16), 14525–14536. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9072-8>
- Huong, P. T., Jitae, K., Giang, B. L., Nguyen, T. D., Thang, P. Q. (2019). Novel lanthanum-modified activated carbon derived from pine cone biomass as ecofriendly bio-sorbent for removal of phosphate and nitrate in wastewater. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, **30**(3), 637–647. <https://doi.org/10.1007/s12210-019-00827-3>
- Hussain, S., Aziz, H. A., Isa, M. H., Ahmad, A., Van Leeuwen, J., Zou, L., Beecham, S., Umar, M. (2011). Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon. *Desalination*, **271**(1–3), 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.12.046>
- Jiang, F., Cao, D., Hu, S., Wang, Y., Zhang, Y., Huang, X., Zhao, H., Wu, C., Li, J., Ding, Y., Liu, K. (2022). High-pressure carbon dioxide-hydrothermal enhance yield and methylene blue adsorption performance of banana pseudo-stem activated carbon. *Bioresource Technology*, **354**, 127137. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127137>
- Kumar, P., Sudha, S., Chand, S., Srivastava, V. C. (2010). Phosphate Removal from Aqueous Solution Using Coir-Pith Activated Carbon. *Separation Science and Technology*, **45**(10), 1463–1470. <https://doi.org/10.1080/01496395.2010.485604>
- Lim, S. S., Fontmorin, J.-M., Pham, H. T., Milner, E., Abdul, P. M., Scott, K., Head, I., Yu, E. H. (2021). Zinc removal and recovery from industrial wastewater with a microbial fuel cell: Experimental investigation and theoretical prediction. *Science of The Total Environment*, **776**, 145934. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145934>
- Liu, Y., Hu, X. (2019). Kinetics and Thermodynamics of Efficient Phosphorus Removal by a Composite Fiber. *Applied Sciences*, **9**(11), 2220. <https://doi.org/10.3390/app9112220>
- Mahardika, D., Park, H.-S., Choo, K.-H. (2018). Ferrihydrite-impregnated granular activated carbon (FH@GAC) for efficient phosphorus removal from wastewater secondary effluent. *Chemosphere*, **207**, 527–533. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.124>
- Mappr. (2022). *Top 10 Largest Banana Producing Countries*. Access at 09 May 2024. Available at: <https://www.mappr.co/largest-banana-producing-countries/>
- Mor, S., Chhoden, K., Negi, P., Ravindra, K. (2017). Utilization of nano-alumina and activated charcoal for phosphate removal from wastewater. *Environmental Nanotechnology, Monitoring Management*, **7**, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2016.11.006>
- Namasivayam, C., Sangeetha, D. (2004). Equilibrium and kinetic studies of adsorption of phosphate onto ZnCl₂ activated coir pith carbon. *Journal of Colloid and Interface Science*, **280**(2), 359–365. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.015>
- Nascimento, R. F. do, Lima, A. C. A. de, Vidal, C. B., Melo, D. de Q., Raulino, G. S. C. (2014). *Adsorção: Aspectos teóricos e aplicações ambientais*. Imprensa Universitária da Universidade Federal do Ceará.
- Ouakouak, A. K., Youcef, L. (2016). Phosphates Removal by Activated Carbon. *Sensor Letters*, **14**(6), 600–605. <https://doi.org/10.1166/sl.2016.3664>
- Silva, M. C., Spessato, L., Silva, T. L., Lopes, G. K. P., Zanella, H. G., Yokoyama, J. T. C., Cazetta, A. L., Almeida, V. C. (2021). H₃PO₄-activated carbon fibers of high surface area from banana tree pseudo-stem fibers: Adsorption studies of methylene blue dye in batch and fixed bed systems. *Journal of Molecular Liquids*, **324**, 114771. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2020.114771>

- Usman, M. O., Aturagaba, G., Ntale, M., Nyakairu, G. W. (2022). A review of adsorption techniques for removal of phosphates from wastewater. *Water Science and Technology*, **86**(12), 3113–3132. <https://doi.org/10.2166/wst.2022.382>
- Wang, Z., Nie, E., Li, J., Yang, M., Zhao, Y., Luo, X., Zheng, Z. (2012). Equilibrium and kinetics of adsorption of phosphate onto iron-doped activated carbon. *Environmental Science and Pollution Research*, **19**(7), 2908–2917. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0799-y>
- Yao, S., Wang, M., Liu, J., Tang, S., Chen, H., Guo, T., Yang, G., Chen, Y. (2018). Removal of phosphate from aqueous solution by sewage sludge-based activated carbon loaded with pyrolusite. *Journal of Water Reuse and Desalination*, **8**(2), 192–201. <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.054>
- Yuan, J., Zhu, Y., Wang, J., Liu, Z., He, M., Zhang, T., Li, P., Qiu, F. (2021). Facile Modification of Biochar Derived from Agricultural Straw Waste with Effective Adsorption and Removal of Phosphorus from Domestic Sewage. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials*, **31**(9), 3867–3879. <https://doi.org/10.1007/s10904-021-01992-5>
- Zhang, C., Sun, S., Xu, S., Johnston, C., Wu, C. (2022). Phosphorus Removal from Dirty Farmyard Water by Activated Anaerobic-Digestion-Derived Biochar. *Industrial Engineering Chemistry Research*, **62**(45), 19216–19224. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2022.108679>
- Zhou, K., Barjenbruch, M., Kabbe, C., Inical, G., Remy, C. (2017). Phosphorus recovery from municipal and fertilizer wastewater: China's potential and perspective. *Journal of Environmental Sciences*. **52**, 151–159, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2016.04.010>
- Zhou, Q., Wang, X., Liu, J., Zhang, L. (2012). Phosphorus removal from wastewater using nano-particulates of hydrated ferric oxide doped activated carbon fiber prepared by Sol–Gel method. *Chemical Engineering Journal*, **200–202**, 619–626. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.06.123>

REVISTA AIDIS

de Ingeniería y Ciencias Ambientales:
Investigación, desarrollo y práctica.

METHANE PRODUCTION FROM VIVARIUM WASTE USING RUMINAL FLUID AS INOCULUM

Recibido el 22 de agosto de 2024. Aceptado el 24 de enero de 2025

Elvan Nascimento dos Santos Filho ¹

* Nadjane Leite dos Santos Telles ²

Fernanda Santana Peiter ²

Eduardo Lucena Cavalcante de Amorim ²

Abstract

This study aimed to evaluate the efficiency of anaerobic biodigesters in processing vivarium residues as substrates, using ruminal fluid as an inoculum for methane production and organic matter reduction, thereby mitigating the environmental impacts associated with the improper disposal of these wastes. The experiment utilized 2L Duran® flasks, operated in duplicate as batch reactors, fed with pine bedding (R1), corn cob bedding (R2), and sugarcane bedding (R3). The reactors were maintained under static conditions at approximately 37 °C. The highest accumulated methane production was observed in reactor R1, fed with pine bedding, yielding 12.56 L-CH₄, with a maximum daily production of 0.0067 L-CH₄/g-VS/d and a methane yield of 256 mL-CH₄/g-VS. In comparison, reactors R2 and R3 produced 5.24 L-CH₄ and 6.83 L-CH₄, with methane yields of 70 mL-CH₄/g-VS and 120 mL-CH₄/g-VS, respectively. Statistical analysis confirmed the superior performance of R1 (*p*-value < 0.05). Additionally, the consumption of volatile acids in R1, along with a final pH of 7.2, created favorable conditions for methanogenic microorganisms. In contrast, reactors R2 and R3 experienced medium acidification, which likely inhibited methane production. These findings demonstrate that waste generated at laboratory animal breeding facilities holds potential as a substrate for methane production when processed using anaerobic digestion technologies.

Keywords: cage bedding waste, batch reactor, waste treatment, environment pollution.

¹ Vivarium, Federal University of Alagoas, Maceió, Brasil.

² Technology Center, Federal University of Alagoas, Maceió, Brasil.

* Autor correspondiente: Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), Av. Lourival Melo Mota, S/N, Tabuleiro do Martins, Maceió - AL, Cep: 57072-970. Email: nadjane.santos@ctec.ufal.br

Introduction

Waste generated by animal husbandry activities, such as livestock farming or laboratory animal breeding, can pose significant environmental and public health risks if not properly managed. For example, livestock residues (including manure, urine, and washing water), commonly used as fertilizers, often contain potentially harmful compounds, such as high concentrations of organic matter, suspended solids, nutrients, and pharmaceutical substances, which may contaminate soil, surface water, and groundwater (Tullo *et al.*, 2019; Victorin *et al.*, 2019).

Samoraj *et al.* (2022) disclose the challenge of standardizing the composition of residues from animal husbandry due to substantial variations in their physicochemical properties, influenced by factors such as the type and number of animals, diet, housing systems, and breeding conditions (Victorin *et al.*, 2019). For instance, Nurdiauwati *et al.* (2019) reported nutrient concentrations of 14.70 g-N/kg, 12.50 g-P/kg, and 2.38 g-K/kg in poultry manure, whereas Hossain *et al.* (2021) found 45.20 g-N/kg, 16.84 g-P/kg and 21.24 g-K/kg in the same type of compost. These findings demonstrate that materials of the same type can exhibit highly variable compositions.

In the case of animal research laboratories or *vivariums*, residues may contain infectious agents, pathogens, tested compounds, and chemical substances such as chlorine, underscoring the critical importance of proper treatment (Qiao *et al.*, 2022). Cage bedding represents a significant waste stream from animal laboratory activities, consisting primarily of excreta and materials such as paper pulp, coconut husks, wood shavings, wheat straw, or rice straw, which are used for packaging and maintaining cage hygiene (Mohamed *et al.*, 2018; Patel *et al.*, 2021).

Anaerobic digestion presents an alternative for treating this type of waste. Animal bedding residues typically consist of manure, fermentable carbohydrates, and fibers, materials with high potential for biogas production. This process involves microbial communities breaking down organic matter in an oxygen-free environment, resulting in the production of gases primarily composed of methane and carbon dioxide (Neshat *et al.*, 2017).

Victorin *et al.* (2019) investigated the use of animal bedding collected from a dairy farm as a substrate of anaerobic digestion to produce methane. Their analysis revealed that the feedstock consisted of approximately 34% manure, 41% fermentable carbohydrates, and 15% lignin, indicating that about 75% of the composition was suitable for bioconversion. Also analyzing beddings from a dairy farm, Sanchis-Sebastiá *et al.* (2020) observed a manure content varying from 26 to 41%, and about 20% of fermentable carbohydrates. The authors concluded that the residence time in the cage affects the organic fraction of the manure and reduces the content of fermentable carbohydrates in the straw, interfering with the potential for biogas production.

In another study, Neshat *et al.* (2017) emphasized that lignocellulosic biomass (present in cage beddings), when subjected to physical, chemical, or biological pretreatment, can mitigate carbon deficiency in manure, providing an effective strategy to enhance the anaerobic digestion efficiency of animal waste. Building on this, previous studies have explored livestock bedding as a substrate for biological methane production (Riggio *et al.*, 2017; Sanchis-Sebastiá *et al.*, 2020; Victorin *et al.*, 2019). Nevertheless, no studies to date have specifically examined the potential of laboratory animal bedding for this purpose.

Therefore, the objective of this study was to evaluate the potential of vivarium waste digestion for obtaining biomethane, using ruminal fluid as the inoculum, and to assess the reduction in organic matter concentration through batch reactor experiments.

Materials and methods

Vivarium Waste

The research employed three batch reactors, each fed with a different type of substrate: (Reactor 1 - R1) pine beddings, (Reactor 2 – R2) corn cob beddings, and (Reactor 3 – R3) sugarcane bagasse beddings. The residues of animal laboratory cages were obtained in the Central Animal House of the Federal University of Alagoas - BIOCEN/UFAL.

Substrates contained feces of rats and mice, being collected directly from the dirty cages after handling the animals, packed in 1 L beaker, and transported in thermal boxes to the Environmental Sanitation Laboratory - LSA/CTEC for characterization (Table 1). A crusher was used to reduce the size of the particles and obtain the most homogeneous consistency possible, maintaining a concentration of 10% of total solids in the reaction medium.

Table 1. Characterization of vivarium waste

Reactor	Waste	pH	COD (g/L)	TS (g/L)	TVS(g/L)	TFS(g/L)
R1	Pine bedding	8.92	14.98	61.22	55.84	53.78
R2	Corn cob bedding	8.80	14.52	39.04	34.58	44.56
R3	Sugarcane bagasse bedding	8.70	12.68	65.65	57.52	81.22

Note: COD (Chemical Oxygen Demand); TS (Total Solids); TVS (Total Volatile Solids); TFS (Total Fixed Solids)

Inoculum

Bovine ruminal fluid was used as the inoculum due to the specific microbiota in the gastrointestinal tract of these animals, which actively contributes to the digestion of food residues

(Wang *et al.*, 2021). The ruminal fluid was sourced from a slaughterhouse in a city in the state of Alagoas, collected directly from the bovine rumen immediately after slaughter (Sunarso *et al.*, 2010). It was then filtered through a nylon sieve to remove solid fractions, retaining only the liquid portion (rumen fluid) of the gastric content.

The inoculum samples were obtained from three different animals to reduce the risk of compromised microbiota and minimize the influence of the animals' diets. After collecting, the ruminal fluid was stored in plastic bottles and transported to the laboratory in insulated containers. The ruminal fluid used had a pH of 7.2, total solids (TS) concentration of 2.02 g/L, total volatile solids (TVS) concentration of 1.53 g/L, and a chemical oxygen demand (COD) of 2.18 g COD/L.

The collection of vivarium residues and ruminal fluid did not involve contact with live animals or interfere with the handling of animals in the vivarium or the cattle slaughtering procedures.

Nutritional medium

Besides the substrate (cage bedding waste) and inoculum, a nutritional solution was added to the reaction medium, presenting the following composition (mg/L): $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O} = 125$; $\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 1$; $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 5$; $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 0.5$; $\text{CaCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 47$; $\text{CoCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 0.08$; $\text{SeO}_2 = 0.07$; $\text{KH}_2\text{PO}_4 = 85$; $\text{KHPO}_4 = 21.7$; and $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 33.4$ (Del Nery, 1987).

Reactors

The experiment was conducted in duplicate for each of the three batch reactors under non-continuous hydraulic flow conditions. The reactors consisted of 2000 mL Duran® flasks, with 1000 mL allocated for the reaction medium and the remaining 1000 mL reserved for headspace. During the preparation of the reaction medium, 8% (v/v) of inoculum was added based on the total reactor volume (Macedo *et al.*, 2012). Anaerobic conditions were established by replacing the atmospheric air in the headspace with nitrogen gas via bubbling. The flasks were sealed hermetically using butyl rubber stoppers and plastic caps to prevent gas leakage.

The reactors were kept at approximately 37 °C using a heating system developed specifically for the maintenance of the reaction, built in a 120 L thermal box and a 50 L lower reservoir equipped with thermostat-controlled heating. The water recirculation between the reaction bed and the reservoir was carried out by a Resun® submersible pump of 1,200 L/h. The experiment was conducted for 60 days with methane production monitoring and evaluation of organic load removal through the analysis of COD (estimated) and total solids.

Physical-chemical and chromatographic analysis

During the experimental period, the volatile fatty acid (VFA), alcohol concentrations, and the biogas methane content were measured using a gas chromatograph equipped with a flame-

ionization detector (FID) and a Supelcowax 10 column (30 m high × 0.25 mm id × 0.25 µm film thickness), a thermal conductivity detector (TCD), argon as the carrier gas, and the column was packed with a Supelco Carboxen 1010 Plot (30 mx0.53 mm id) (Tibúrcio Neto *et al.*, 2024). The pH, COD and solids concentrations were measured at the beginning and end of the experimental period, according to the procedures described in the Standard Methods (APHA, 2017).

Statistical analysis

The standard deviation and the coefficient of variation were used as the average composition of the replicas of the reactors. The Boltzmann sigmoid, based on the sum of the squares of the residues, was applied to adjust the experimental data obtained through the average production of methane of the batch reactors (Florentino *et al.*, 2010). The Boltzmann non-linear model allowed the maximum methane rate calculation from experimental data.

Welch's t-test was used to analyze the differences between the reactors. This modified version of the traditional t-test is suitable for samples with unequal variances and small sample sizes. It was chosen because each experimental group (reactors R1, R2, R3) had only two independent observations for the accumulated CH₄ variable, making the data prone to natural variability between samples (West, 2021). Unlike the standard t-test, which assumes equal variances between groups, Welch's t-test adjusts variance estimates for each group individually, offering greater robustness when variances may not be equal. This approach is particularly relevant in this study, as each reactor was fed with different substrates, creating distinct experimental conditions and potentially different variances in the results.

Results and discussion

Methane production

The data presented were obtained as the average of the duplicates of accumulated methane values (Table 2). The initial pH of the substrates was not standardized at the start of the reactors, as all values ranged from 7.32 to 8.9, within the optimal range for methane production (7.5 to 8.5). Within this range, methanogenic archaea grow more slowly than acetogenic microorganisms (Xavier, 2009).

Reactors R2 and R3 exhibited the lowest final pH values of 4.97 and 5.01, respectively (Table 2). This reduction is likely associated with the significant production of acetic, butyric, and propionic acids, as shown later in Table 4. The increase in these acids may be related to the characteristics of the residues used (sugarcane chips and corn cobs), which contain high amounts of carbohydrates.

Table 2. Accumulated methane production in the reactors

Reactors	R1.1	R1.3	R2.1	R2.2	R3.1	R3.3
Accumulated L _{CH4} /L _{headspace}	12.60	12.52	5.33	5.07	6.43	7.22
Average L _{CH4} /L _{headspace}		12.56		5.20		6.83
SD±		0.0566		0.1792		0.5556
Initial pH		8.93		7.70		8.88
Final pH		7.20		4.97		5.01

The accumulated methane production in reactor R1 was 12.56 L-CH₄, higher than R3 (6.83 L-CH₄) and R2 (5.20 L-CH₄) (Table 2). The Welch t-test results (Table 3) indicate that R1 achieved significantly higher methane production compared to R2 and R3. Significant differences were observed between R1 and R2 ($p = 0.006$) and between R1 and R3 ($p = 0.042$), highlighting the superior performance of R1 in methane generation. Conversely, R2 and R3 were statistically similar ($p > 0.05$).

Table 3. Welch's t-test for comparison between reactors

Compared reactors		Accumulated_CH ₄		
		Statistic	df	p-value
R1	R2	54.112	1.19	0.006
R1	R3	14.45	1.02	0.042
R2	R3	-3.91	1.21	0.125

These findings emphasize the potential of R1 (pine bedding) as the most efficient system for biogas production. The final pH of 7.20 in R1 (Table 2) likely contributed to its superior performance, as pH levels around 7 support methanogenic archaea. In contrast, the lower pH values in R2 and R3 probably inhibited critical enzymes involved in methanogenesis by facilitating the diffusion of molecular acids or free ammonia (Qiu *et al.*, 2023).

The methane production rate was determined by the ratio between the maximum methane production rate (L-CH₄/d) and the initial biomass concentration (g-VS). Reactor R1, fed with pine litter, showed the highest production of 0.0067 L-CH₄/g-VS/d and a yield of 256 mL-CH₄/g-VS. R3 presented the second-highest methane production rate of 0.003 L-CH₄/g-VS/d and a yield of 146 mL-CH₄/g-VS. R2 reactor produced 0.000047 L-CH₄/g-VS/d and a yield of 70 mL-CH₄/g-VS (Table 4).

Table 4. Maximum production rate, maximum time for CH₄ production and CH₄ yield

Reactor	CH ₄ Yield (mL-CH ₄ /g-VS)	Maximum rate CH ₄		
		Volume (L)	Time (days)	R ²
R1	256	0.328	38	0.9594
R2	70	0.003	26	0.9948
R3	146	0.131	33	0.9938

Victorin *et al.* (2019) reported higher methane yield values (501–504 mL-CH₄/g-VS) compared to those obtained in the present study. Their work involved the co-digestion of washing liquid and hydrolysate derived from animal bedding from dairy farms, with varying proportions of manure (14.4–42.5%) and fermentable carbohydrates (36.5–54.2%), for about 40 days. Digested sludge from an anaerobic digester at a municipal wastewater treatment plant was used as inoculum. The authors highlighted that fractionating animal bedding ensures consistent processing regardless of the manure's content or composition, improving conversion efficiency and fostering synergies between biogas and bioethanol production.

However, the methane yield values were comparable to those reported by Riggio *et al.* (2017) (192–239 mL-CH₄/g-VS), who studied the batch anaerobic digestion of various types of spent livestock bedding from sheep, goats, horses, and cows, using liquid inoculum from an UASB reactor treating sugar industry wastewater. The study was conducted for 60 days. The authors highlighted that the long-term accumulation of nitrogen and potassium in the leachate was a primary concern when using this type of substrate.

Reactor R1 reached maximum methane production on the 38th day of the experiment, presenting the highest production rate according to the Boltzmann linear fit, of 0.33 L-CH₄ (Figure 1A). Reactor R2 (Figure 1B) reached maximum production on the 26th day and obtained the lowest accumulated production and the lowest CH₄ production rate, of 0.0035 L-CH₄, lower than that recorded in reactor R3 (Figure 1C), which presented a production rate of 0.13 L-CH₄ on the 33rd day of the operational phase.

Methane, hydrogen, and carbon dioxide gases were monitored, as the biogas composition can contain up to 70% methane and 45% carbon dioxide (Mafaciolli, 2014). Reactors 1, 2, and 3 presented 35.42, 12.71, and 15.23% of methane in the composition of the biogas produced, respectively.

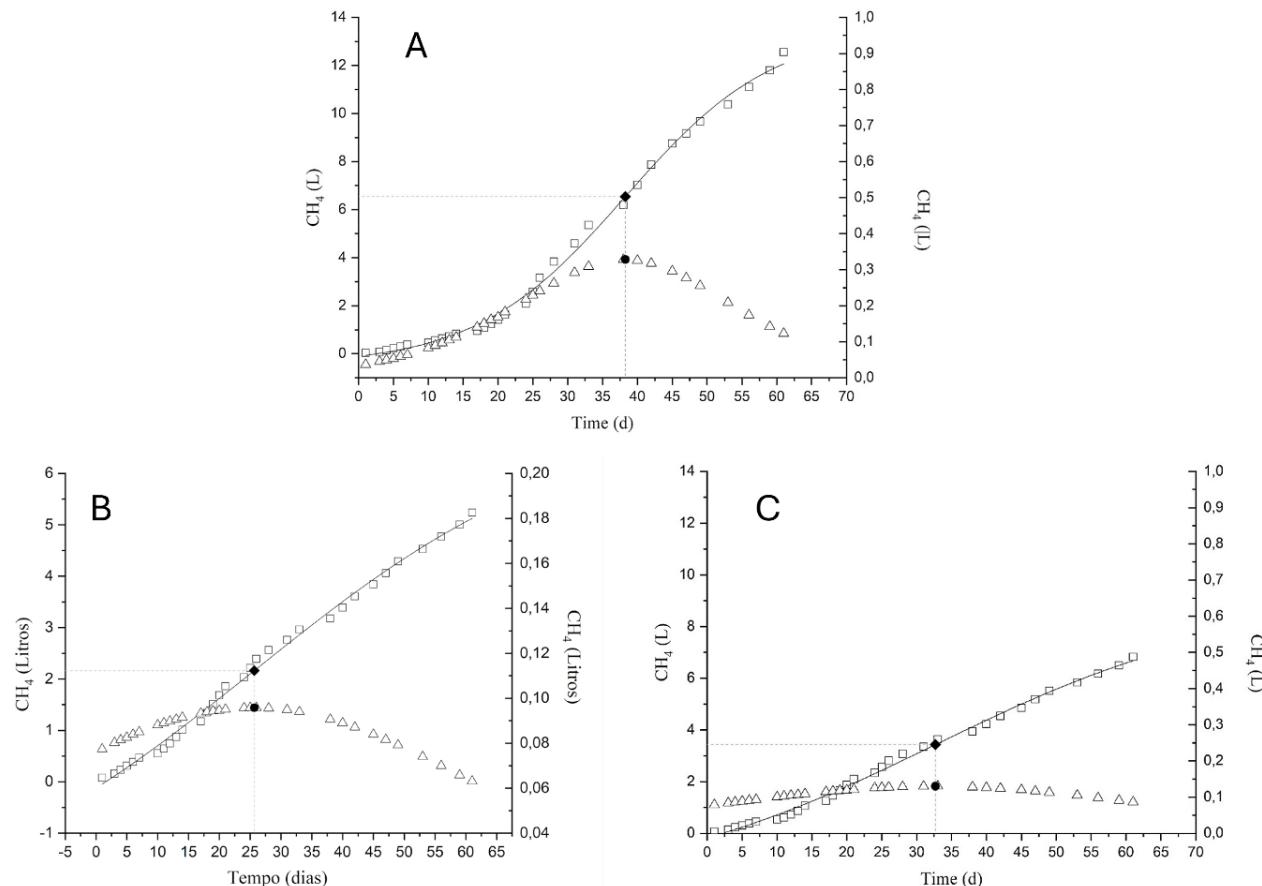


Figure 1. Accumulated CH₄ concentration (□), Inflection point (◆), Derivative of the function (Δ), Maximum CH₄ production rate (●) over time in R1(A), R2 (B) and R3(C)

Solids consumption efficiency and metabolite production

The consumption of solids in the reactor is a key factor in evaluating the anaerobic digestion process, as it can serve as an indicator of efficiency in methane production. Reactor R2 (corn cob litter substrate) achieved the highest TS and TVS conversions (86.80% and 86.40%, respectively) (Table 5). However, it also presented the lowest average methane yield (70 mL-CH₄/g-VS).

Prasanna Kumar *et al.* (2024) explain that higher initial substrate concentrations and total solids in reactors can inhibit methanogenic microorganisms due to elevated organic loading or high concentrations of NH₃ and volatile fatty acids (VFAs). This may explain the performance of R2, which had the highest initial solids concentrations (155,423 mg-TS/L and 121,927 mg-TVS/L)

and a significant increase in acetate, butyrate, and propionate levels (Table 5). The accumulation of these VFAs likely caused acidification, as corroborated by the reactor's low final pH of 4.97 (Table 2), suppressing methane production (Qiu *et al.*, 2023).

Table 5. Initial and final concentration of total solids – ST; total volatile solids, their respective consumption efficiencies, and alcohol and volatile organic acids

Reactor	Phase	TS		TVS		Acetic acid	Butyric acid	Propionic acid	Ethanol
		mg/L	consumption efficiency	mg/L	consumption efficiency	mg/L			
R1	Initial	60980	74.92	49109	76.69	722.34	31.59	77.75	66.12
	Final	15294		11446		56.97	18.19	522.15	66.33
R2	Initial	155423	86.80	121927	86.40	1215.64	55.25	90.53	65.66
	Final	20518		16579		6291.69	1354.37	2224.84	68.69
R3	Initial	58990	46.75	47551	52.63	690.99	47.02	81.08	65.60
	Final	31414		22525		8300.09	1278.30	1648.87	111.79

The highest increase in acid concentrations was observed in R3 (sugarcane bagasse litter), which had a final pH of 5.01. However, R3 exhibited lower solids removal efficiencies (TS = 46.75% and TVS = 52.63%). Similar to R2, the substantial increase in concentrations of acetic acid, butyric acid in R3 probably resulted in the presence of VFAs in their undissociated forms, which are more toxic to microorganisms, negatively impacting CH₄ production (Liotta *et al.*, 2014).

In contrast, R1 showed a decrease in concentrations of acetic acid and butyric acid. Besides that, Reactor R1, which utilized pine bedding as a carbon source, achieved significant reductions in TS (74.92%) and TVS (76.69%), indicating efficient conversion of organic matter into biogas. This aligns with the experimental results, where R1 recorded the highest methane concentration in biogas. The decline in acetic acid (from 722.34 to 56.97 mg/L) and butyric acid (from 31.59 to 18.19 mg/L) suggests that acetogens and methanogens effectively consumed VFAs. This maintained a neutral pH of 7.20 and supported the establishment of a mature microbial community with balanced metabolic activity (Cai *et al.*, 2021).

Despite the observed increase in propionate levels across all three reactors, its influence varied between systems. In reactors R2 and R3, where CH₄ production was lower, the accumulation of all VFAs, including propionate, likely acted as an additional inhibitory factor. Conversely, in reactor

R1, propionate may have served as a carbon source rather than an inhibitor. Liu *et al.* (2024) highlight that, under specific conditions, propionate can function not only as an inhibitory compound but also as an effective carbon source for methane production. When multiple nutrients are present, propionate can contribute up to 35% of methane output. This occurs through its conversion into acryloyl CoA via metabolic pathways involving propionate and acetate, which are subsequently transformed into methane through hydrogen and acetate pathways. Over time, propionic acid fermentation can reshape microbial community structures, enhancing the system's tolerance to propionate and improving the overall resilience of the anaerobic digestion process (Liu *et al.*, 2024).

COD removal efficiency

In general, high COD removal efficiency is typically associated with greater consumption of volatile solids, resulting in increased methane production (Tibúrcio Neto *et al.*, 2024). In the present study, COD removal ($R_2 = 84.92\%$, $R_1 = 81.08\%$, and $R_3 = 51.93\%$) (Table 6) were directly proportional to the reductions in total solids ($R_2 = 86.80\%$, $R_1 = 74.92\%$, and $R_3 = 46.75\%$) (Table 5). As previously discussed, despite R_2 achieving the highest COD removal rate, reactor acidification hindered its methane production performance.

Table 6. Initial and final concentrations and COD removal efficiency.

Reactors	*Estimated COD		
	Initial (g/L)	Final (g/L)	Removal efficiency (%)
R1	82.74 ± 22.97	15.66 ± 3.49	81.08
R2	152.94 ± 81.10	23.06 ± 1.25	84.92
R3	66.20 ± 4.61	31.82 ± 0.75	51.93

*Estimated COD calculated by theoretical and approximate COD cell mass conversion factor of the order of 1.42 gCOD/gSTV

In general, the COD removal efficiencies observed in this study were higher compared to those reported in other studies. For instance, Wei *et al.* (2019), while evaluating the anaerobic co-digestion of sewage sludge (SS) and cow manure (CM), reported COD removal rates ranging from 47.2% to 57.1%, with methane production varying between 352.3 and 470.3 mL-CH₄/g-VS.

Santos *et al.* (2024) investigated the anaerobic co-digestion of goat manure (GM) and cheese whey (CW) in batch reactors. The inoculum utilized in their study was sludge sourced from a UASB reactor treating domestic sewage. Their results similarly demonstrated that the highest COD

removal rate (63.73%) occurred in the reactor with the greatest solids reduction (58.33%), which employed a GM/CW substrate ratio of 50/50. However, akin to the findings of the present study, this reactor did not achieve the highest methane production, yielding 0.192 L-CH₄ over approximately 78 days. The reactor with the highest cumulative methane production (0.294 L-CH₄ over 94 days) utilized a GM/CW substrate ratio of 0/100 and achieved a COD removal rate of 50.32% and a VS removal rate of 31.37%.

Finally, the results indicate that pine bedding was the most effective substrate among those evaluated. However, its performance could potentially be enhanced by applying techniques such as material fractionation (Victorin *et al.*, 2019), recycling a portion of the fibers, or employing pre-treatment methods to degrade lignocellulosic components (Neshat *et al.*, 2017).

Conclusion

Anaerobic digestion (AD) emerges as a sustainable approach to waste treatment, addressing environmental issues such as water and soil contamination while facilitating renewable energy production through methane generation. Its implementation in animal facilities can lower operational costs, support localized energy generation, and provide a foundation for innovative treatment of lignocellulosic waste, thereby advancing a circular and sustainable economy.

This study highlighted the effectiveness of using cage beddings as a substrate, demonstrating the degradation of organic matter and its conversion into biogas, predominantly methane. Notably, the R1 reactor, fed with pine litter, achieved a COD removal of 81.08%, a TS reduction of 74.92%, and accumulated methane of 12.56 L-CH₄, confirming anaerobic digestion as an efficient and sustainable solution.

Patent

This experiment resulted in the deposit of a patent entitled: "methane production with vivarium waste using ruminal fluid as inoculum" under protocol nº BR 10 2019 020899 6 A2, by the Federal University of Alagoas - UFAL with the INPI.

Acknowledgments

The authors would like to thank FAPEAL (Alagoas State Research Support Foundation), CAPES (Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel) and CNPQ (National Council for Scientific and Technological Development).

References

- APHA, American Public Health Association (2017). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (23rd ed.). American Public Health Association, 2nd kiln 103012.
- Cai, G., Zhao, L., Wang, T., Lv, N., Li, J., Ning, J., Pan, X., & Zhu, G. (2021). Variation of volatile fatty acid oxidation and methane production during the bioaugmentation of anaerobic digestion system: Microbial community analysis revealing the influence of microbial interactions on metabolic pathways. *Science of the Total Environment*, **754**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142425>
- Del Nery, V. (1987). *Utilização de lodo anaeróbio imobilizado em gel no estudo de partida de reatores de fluxo ascendente com manta de lodo*, Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo. <https://doi.org/doi.org/10.11606/D.18.2016.tde-05122016-090836>
- dos Santos, A. C. S., Peiter, F. S., de Oliveira, M. V. A., de Amorim, E. L. C., & de Resende, M. M. (2024). Biomethane production using goat manure and cheese whey: statistical analysis of the effect of mixture composition. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s43153-024-00442-2>
- Florentino, H. de O., Biscaro, A. de F. V., & Passos, J. R. de S. (2010). Funções sigmoidais aplicadas na determinação da atividade metanogênica específica - AME. *Rev. Bras. Biom.*, **28**(1), 141–150. <https://www.researchgate.net/publication/228521522>
- Hossain, M. Z., Bahar, M. M., Sarkar, B., Donne, S. W., Wade, P., & Bolan, N. (2021). Assessment of the fertilizer potential of biochars produced from slow pyrolysis of biosolid and animal manures. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **155**, 105043. <https://doi.org/10.1016/J.JAAP.2021.105043>
- Liotta, F., D'Antonio, G., Esposito, G., Fabbricino, M., Van Hullebusch, E. D., Lens, P. N. L., Pirozzi, F., & Pontoni, L. (2014). Effect of total solids content on methane and volatile fatty acid production in anaerobic digestion of food waste. *Waste Management and Research*, **32**(10), 947–953. <https://doi.org/10.1177/0734242X14550740>
- Liu, M., Li, Y., Zheng, Z., Li, L., Hao, J., Liu, S., Wang, Y., & Qi, C. (2024). Ordered Changes in Methane Production Performance and Metabolic Pathway Transition of Methanogenic Archaea under Gradually Increasing Sodium Propionate Stress Intensity. *Fermentation*, **10**(4), 201. <https://doi.org/10.3390/FERMENTATION10040201/S1>
- Macedo, E., Santos, S., Almeida, A. C., Colen, F., Viana Brandi, I., Robson Duarte, E., Santos, H. O., Sander, A., & Cangussu, R. (2012). Potencial energético do aproveitamento de resíduos sólidos provenientes de biotério para a produção de biogás. *Acta Veterinaria Brasilica*, **6**(1), 35–39. <https://doi.org/10.21708/AVB.2012.6.1.2352>
- Mafaciolli, D. (2014). *Produção de biogás através do processo de digestão anaeróbia utilizando dejetos de aves de postura com suplementação de glicerina bruta*. <http://hdl.handle.net/10737/424>
- Mohamed, A. S., Fahmy, S. R., Soliman, A. M., & Gaafar, K. M. (2018). Effects of 3 rodent beddings on biochemical measures in rats and mice. *Journal of the American Association for Laboratory Animal Science*, **57**(5), 443–446. <https://doi.org/10.30802/AALAS-JAALAS-18-000023>
- Neshat, S. A., Mohammadi, M., Najafpour, G. D., & Lahijani, P. (2017). Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **79**, 308–322. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2017.05.137>
- Nurdiawati, A., Suherman, C., Maxiselly, Y., Akbar, M. A., Purwoko, B. A., Prawisudha, P., & Yoshikawa, K. (2019). Liquid feather protein hydrolysate as a potential fertilizer to increase growth and yield of patchouli (*Pogostemon cablin* Benth) and mung bean (*Vigna radiata*). *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **8**(3), 221–232. <https://doi.org/10.1007/S40093-019-0245-Y/TABLES/8>
- Patel, K. B., Galav, V., & Ramachandra, S. G. (2021). Planning and Designing of Laboratory Animal Facilities. In: Nagarajan, P., Gudde, R., Srinivasan, R. (eds) *Essentials of Laboratory Animal Science: Principles and Practices*. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-16-0987-9_4

- Prasanna Kumar, D. J., Mishra, R. K., Chinnam, S., Binnal, P., & Dwivedi, N. (2024). A comprehensive study on anaerobic digestion of organic solid waste: A review on configurations, operating parameters, techno-economic analysis and current trends. *Biotechnology Notes*, **5**, 33–49. <https://doi.org/10.1016/j.biotno.2024.02.001>
- Qiao, J. J., Wang, S. N., Li, J. J., Chen, L. Y., Wang, M. M., Yi, B., Liu, Q. X., Liu, Y. B., Zhang, C., Honess, P., & Gao, C. Q. (2022). Effectiveness of treatment of bedding and feces of laboratory animal with ozone. *PLOS ONE*, **17**(4), e0266223. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0266223>
- Qiu, S., Zhang, X., Xia, W., Li, Z., Wang, L., Chen, Z., & Ge, S. (2023). Effect of extreme pH conditions on methanogenesis: Methanogen metabolism and community structure. *Science of The Total Environment*, **877**, 162702. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.162702>
- Riggio, S., Torrijos, M., Debord, R., Esposito, G., van Hullebusch, E. D., Steyer, J. P., & Escudié, R. (2017). Mesophilic anaerobic digestion of several types of spent livestock bedding in a batch leach-bed reactor: substrate characterization and process performance. *Waste Management*, **59**, 129–139. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2016.10.027>
- Samoraj, M., Mironiuk, M., Izydorczyk, G., Witek-Krowiak, A., Szopa, D., Moustakas, K., & Chojnacka, K. (2022). The challenges and perspectives for anaerobic digestion of animal waste and fertilizer application of the digestate. *Chemosphere*, **295**, 133799. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2022.133799>
- Sanchis-Sebastiá, M., Erdei, B., Kovacs, K., Galbe, M., & Wallberg, O. (2020). Analysis of Animal Bedding Heterogeneity for Potential Use in Biorefineries Based on Farmyard Manure. *Waste and Biomass Valorization*, **11**(6), 2387–2395. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-00578-6>
- Sunarso, S., Johari, S., Widiasa, I. N., & Budiyono, B. (2010). The Effect of Feed to Inoculum Ratio on Biogas Production Rate from Cattle Manure Using Rumen Fluid as Inoculum. *International Journal of Science and Engineering*, **1**(2), 41–45. <https://doi.org/10.12777/IJSE.1.2.41-45>
- Tibúrcio Neto, L., Peiter, F. S., Chaves, T. C., de Almeida, C. A. S. M., & de Amorim, E. L. C. (2024). Methane production from anaerobic co-digestion of vinasse and molasses: effects of substrate proportion, COD and alkalizing agent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **22**, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-05676-8>
- Tullo, E., Finzi, A., & Guarino, M. (2019). Review: Environmental impact of livestock farming and Precision Livestock Farming as a mitigation strategy. *Science of The Total Environment*, **650**, 2751–2760. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.10.018>
- Victorin, M., Sanchis-Sebastiá, M., Davidsson, Å., & Wallberg, O. (2019). Production of Biofuels from Animal Bedding: Biogas or Bioethanol? Influence of Feedstock Composition on the Process Layout. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, **58**(48), 21927–21935. https://doi.org/10.1021/ACS.IECR.9B04945/ASSET/IMAGES/LARGE/IE9B04945_0003.JPG
- Wang, Y., Nan, X., Zhao, Y., Wang, Y., Jiang, L., Xiong, B., & Wang, C. Y. (2021). Ruminal Degradation of Rumen-Protected Glucose Influences the Ruminal Microbiota and Metabolites in Early-Lactation Dairy Cows. <https://doi.org/10.1128/AEM>
- Wei, L., Qin, K., Ding, J., Xue, M., Yang, C., Jiang, J., & Zhao, Q. (2019). Optimization of the co-digestion of sewage sludge, maize straw and cow manure: microbial responses and effect of fractional organic characteristics. *Scientific Reports 2019 9:1*, **9**(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-38829-8>
- West, R. M. (2021). Best practice in statistics: Use the Welch t-test when testing the difference between two groups. *Annals of Clinical Biochemistry*, **58**(4), 267–269. <https://doi.org/10.1177/0004563221992088>
- Xavier, C. de A. N. (2009). *Caldo de cana-de-açúcar na biodigestão anaeróbia com dejetos de vacas em lactação sob diferentes dietas*. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista. <http://hdl.handle.net/11449/104902>