

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

<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2025.18.2>

Vol. 18, No. 2
Agosto 2025

ISSN 0718-378X

Editado por:





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

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

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.

Reservas de derechos al uso exclusivo:
04-2011-011413271800-203

ISSN

0718-378X

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

Contacto

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



ISSN 0718-378X

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. Germán Buitrón Méndez

Editor en Jefe, Instituto de Ingeniería, UNAM. México

Dr. Rolando Chamy Maggi

Presidente de AIDIS. Chile

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. Darci 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.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Portal de revistas
científicas y arbitradas
de la UNAM

Índice. Tabla de Contenido

Vol. 18, No. 2

Sección editorial. Información del número

Información legal y directorio

English abstracts

Artículos completos

1. **Efeito do leito filtrante e da dosagem de cloro na formação de trihalometanos em água de abastecimento após tratamento combinado por dupla filtração e desinfecção**
Effect of filter bed and chlorine dosage on the formation of trihalomethanes in water supply after combined treatment by double filtration and disinfection
Yuri Pereira Barbosa, Francisco Mauricio de Sá Barreto, Waleska Martins Eloi, Rinaldo dos Santos Araújo, Raissa Braga da Costa 138-154
2. **Pequena dimensão, grande impacto: uma análise sobre a poluição por microplástico**
Small size, big impact: an analysis of microplastic pollution
Emilly Giacobbo, Kely Viviane de Souza, Guilherme Gavlak 155-169
3. **Tratamento de água residuária de laticínio em filtro anaeróbio com biomassa imobilizada de fluxo descendente operado em batelada alimentada**
Treatment of dairy wastewater in a down-flow anaerobic filter with immobilized biomass operated in fed-batch
Giglieli Gislón, Fatima de Lourdes Collar Silva, Maria Magdalena Ribas Döll 170-188
4. **Estimativa do consumo residencial de água, energia elétrica e geração de resíduos sólidos para o município de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, por meio de modelos existentes**
Estimation of residential consumption of water, electric power and generation of solid waste for the municipality of Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, using existing models
Ana Luiza Cordeiro, David Montero Dias, Eduardo Coutinho de Paula 189-205
5. **Codigestão anaeróbia de efluentes agroindustriais: avaliação e modelagem de desempenho**
Anaerobic codigestion of agroindustrial effluents: performance evaluation and modeling
Larissa Augusta da Cruz, Andrieli Sena Lacerda, Izabel Melz Fleck, Leandro Fleck 206-221
6. ***Aedes aegypti* como bioindicador da qualidade ambiental frente à ausência de saneamento**
Aedes aegypti as a bioindicator of environmental quality in the face of lack of sanitation
Gabriel Alves de Lima, Geisa Freitas do Monte Silva, Soraya Giovanetti El-Deir, Fernando Cartaxo Rolim Neto 222-234

7. **Obtención de soluciones de hierro y cobre a través de lixiviación de relaves mineros con agua de mar y ácidos orgánicos**
Obtaining iron and copper solutions through leaching of mine tailings with seawater and organic acids
[Ricardo Zamarreño Bastías](#) 235-250
8. **Tratamiento de águas cinzas utilizando carvão de resíduo de poda arbórea urbana**
Ash water treatment using urban pruning tree waste coal
[Ranyere do Nascimento Lôbo, Marcelo Mendes Pedroza, Claudia da Silva Aguiar Rezende, Matheus Gomes Arruda, Elaine da Cunha Silva Paz](#) 251-266

REVISTA AIDIS

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

EFEITO DO LEITO FILTRANTE E DA DOSAGEM DE CLORO NA FORMAÇÃO DE TRIHALOMETANOS EM ÁGUA DE ABASTECIMENTO APÓS TRATAMENTO COMBINADO POR DUPLA FILTRAÇÃO E DESINFECÇÃO

Yuri Pereira Barbosa¹

* Francisco Mauricio de Sá Barreto¹

Waleska Martins Eloi¹

Rinaldo dos Santos Araújo¹

Raissa Braga da Costa¹

EFFECT OF FILTER BED AND CHLORINE DOSAGE ON THE FORMATION OF TRIHALOMETHANES IN WATER SUPPLY AFTER COMBINED TREATMENT BY DOUBLE FILTRATION AND DISINFECTION

Recibido el 23 de abril de 2024. Aceptado el 22 de abril de 2025

Abstract

The Water Treatment Plants (WTPs) are designed based on the quality of the source water, which determines the most appropriate technology to be used in the treatment process to ensure potable water. In Fortaleza, Ceará, Brazil, the Gavião WTP is the main supplier for the capital and its metropolitan region, employing direct downward filtration technology, which has certain limitations. This study evaluated the effect of double filtration using different filter media and varying chlorine dosages on the formation of trihalomethanes (THMs), which are disinfection by-products, in water intended for public supply. The study was conducted in two filtration cycles, each performed under different climatic conditions. Raw water was filtered through sand beds (upflow and downflow) during the rainy season, from February to March 2023, and through sand and anthracite beds (upflow and downflow) during the dry season, in October and November 2022. The samples were characterized by apparent color, pH, temperature, turbidity, and total organic carbon, while THM levels were determined only in chlorinated samples. The results indicated that the lowest concentrations of THMs were observed after filtration through sand and anthracite beds during the rainy season, and that double filtration in both filter media was effective in maintaining water quality within the standards required by Brazilian regulations, demonstrating the efficiency of the treatment processes employed.

Keywords: disinfection by-products, water quality, treatment processes.

¹ Departamento de Construção Civil, Instituto Federal do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Construção Civil, Instituto Federal do Ceará. Av. Treze de Maio, 2081 – Benfica, Fortaleza, Ceará, Brasil. 60040-531. Brasil. Email: barreto@ifce.edu.br

Resumo

As Estações de Tratamento de Água (ETA) são projetadas considerando a qualidade da água do manancial, a qual irá indicar a melhor tecnologia a ser utilizada para o tratamento, visando a potabilidade da água. Em Fortaleza, Ceará, Brasil, a ETA Gavião é a principal abastecedora da capital e região metropolitana, e utiliza a tecnologia de tratamento por filtração direta descendente, que apresenta limitações. Esta pesquisa avaliou o efeito da dupla filtração em diferentes leitos e sob diversas dosagens de cloro na formação de trihalometanos (THM), que são subprodutos da desinfecção, em água utilizada para abastecimento público. O estudo foi conduzido em duas carreiras de filtração, cada uma realizada em diferentes condições climáticas. As águas brutas foram filtradas em leitos de areia (ascendente e descendente) realizada de fevereiro a março de 2023 (estação chuvosa), e leitos de areia e antracito (ascendente e descendente) ocorrida nos meses de outubro e novembro de 2022 (estação seca). As amostras foram caracterizadas quanto aos parâmetros: cor aparente, pH, temperatura, turbidez e carbono orgânico total, enquanto o teor de THM foi determinado somente para as amostras cloradas. Os resultados indicaram que as menores concentrações de THM foram encontradas após filtração em leito de areia e antracito durante o período chuvoso e que a dupla filtração em ambos os leitos filtrantes foi capaz de manter a qualidade da água dentro dos padrões exigidos pela legislação brasileira, demonstrando a eficiência dos processos de tratamento empregados.

Palavras-chave: subprodutos da desinfecção, qualidade da água, processos de tratamento.

Introdução

A filtração é uma etapa essencial no tratamento da água, utilizando materiais porosos que auxiliam na remoção de partículas e microrganismos (Koul *et al.*, 2022). Dentre os materiais empregados como meio filtrante, destacam-se a areia e o carvão ativado pela sua eficiência, enquanto a brita é comumente utilizada como camada de suporte (Santos *et al.*, 2021).

Tecnicamente, quando se considera o fluxo da água e a disposição dos materiais no leito filtrante, três formas de filtração direta são relacionadas: ascendente (FDA), descendente (FDD) e dupla filtração (DF).

A DF une dois tipos de filtração em um único sistema, onde a água passa primeiro pelo filtro ascendente e segue para o descendente (Di Bernardo, 2003). Trata-se de uma tecnologia avançada em relação às outras mencionadas, pois é capaz de remover com maior eficiência sólidos, algas e substâncias precursoras da oxidação da matéria orgânica presentes na água. Assim, é possível utilizar taxas de filtração mais elevadas, conforme relatado por Al-Ghouti *et al.* (2019).

A matéria orgânica natural (MON) é composta por uma mistura de diversos compostos orgânicos denominados de substâncias húmicas (SHs) e não húmicas. As SHs são mais relevantes para os processos de potabilização da água (Peng *et al.*, 2022) e originam-se da humificação de restos animais e vegetais e é um componente-chave da fase sólida, que desempenha um papel significativo na manutenção dos nutrientes (Yang e Antonietti, 2020).

Os principais precursores da formação dos subprodutos da desinfecção (SPD) são as MONs, matéria algácea e a carbonácea (Baroni, 2019). Os trihalometanos (THMs) são compostos químicos formados pela reação do cloro residual com a MON, sendo os SPDs mais comuns na água tratada. A formação ocorre devido à reação do cloro com as SHs e material algal (Evlampidou *et al.*, 2020). Alguns SPDs formados são os ácidos haloacéticos e os THMs, que estão principalmente relacionados com a indução de doenças oncológicas, como o câncer (USEPA, 2002; Torre, 2022). Silva *et al.* (2018) em seus estudos, relata que o monitoramento e a avaliação de sua formação são precedentes para qualquer decisão que acarrete alguma mudança em um sistema de tratamento de água.

Nessa perspectiva, este trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da dupla filtração em diferentes leitos e sob diversas dosagens de cloro na formação de trihalometanos em água utilizada para o abastecimento público na cidade de Fortaleza, Ceará, Brasil.

Metodologia

A pesquisa foi realizada em uma estação piloto, na Estação de Tratamento de água (ETA) Gavião (3°59'03"S; 38°37'13"W), na cidade de Pacatuba, Fortaleza, Ceará, Brasil, conforme mostrado na Figura 1, a qual é responsável pelo abastecimento de água grande parte da população de Fortaleza e da sua região metropolitana (COGERH, 2023). Na Figura 2 representa um fluxograma que resume as etapas metodológicas seguidas neste estudo.

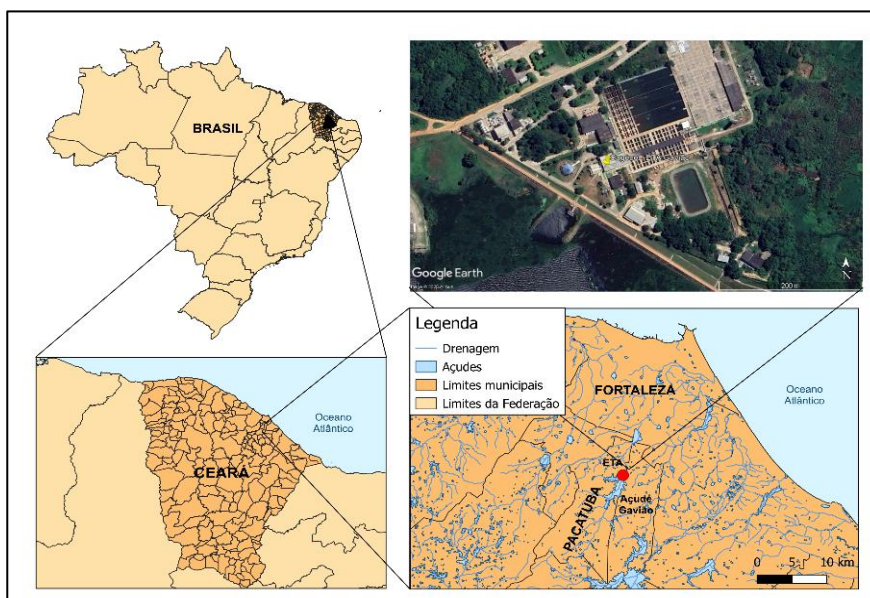


Figura 1. Mapa de localização Brasil, Ceará, Fortaleza e Pacatuba e ETA Gavião.

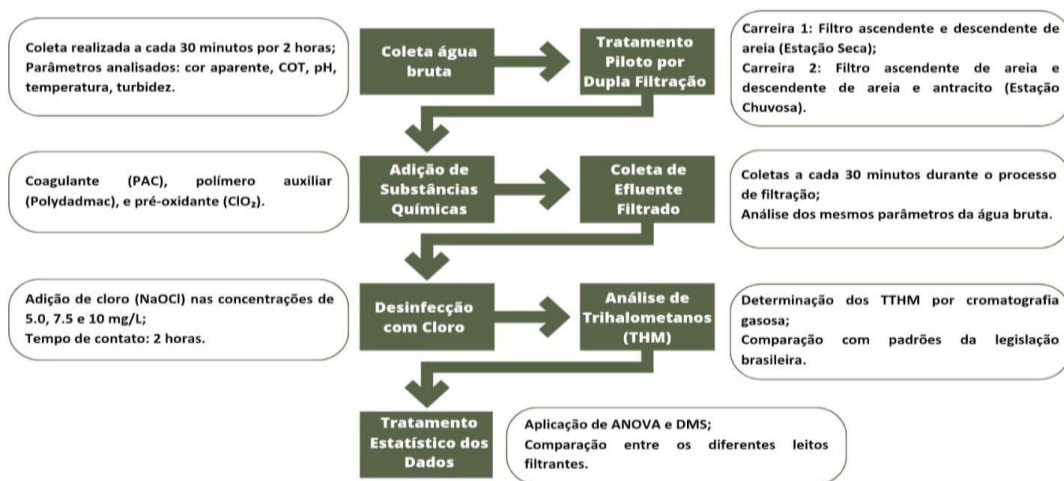


Figura 2. Fluxograma das etapas metodológicas.

A primeira etapa do estudo consistiu em caracterizar a cada 30 minutos (no intervalo de 2 h) a água bruta (4 amostras) proveniente do reservatório abastecedor da ETA (Açude Gavião) quanto aos parâmetros de cor aparente, carbono orgânico total (COT), pH, temperatura e turbidez. Os parâmetros selecionados para essa pesquisa estão relacionados com a formação de SPDs em águas de abastecimento público (Oliveira *et al.*, 2020). Verificou-se ainda a possível existência de trihalometanos totais (TTHM) na água bruta, nas coletas realizadas. Todos os parâmetros foram analisados conforme os métodos indicados no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017) e comparados aos valores máximos permitidos (VMP) estabelecidos pela Portaria nº 888 de 04 de maio de 2021 que define padrões de potabilidade no Brasil (BRASIL, 2021). A Tabela 1 apresenta os valores de referência para cada parâmetro, tanto segundo a legislação brasileira quanto às diretrizes da Organização Mundial da Saúde (OMS).

Tabela 1. Parâmetros analíticos da água a serem determinados nas etapas da pesquisa

Parâmetro	Método (APHA)	VMP (Portaria GM/MS nº 888/2021)	Valor Guia (OMS)
Cor aparente (uH)	Comparação visual	15	-
COT (mg/L)	Combustão	-	-
pH	Potenciometria	6 a 9,5	6,5 a 8,5
Temperatura (°C)	-	-	-
Turbidez (uT)	Nefelometria	5	5
Trihalometanos Totais (mg/L)	-	0,1	0,1

A segunda etapa teve duração de 2 horas e consistiu em tratar a água bruta captada do reservatório em uma instalação piloto de DF. Essa etapa contou com dois tipos de carreiras de filtração: a carreira de filtração 1, formada por filtro ascendente e descendente de areia (FAA + FDA), a qual ocorreu nos meses de outubro e novembro de 2022 (estação seca) e a carreira de filtração 2, formada por filtro ascendente de areia e descendente de areia e antracito (FAA + FDAAT), que ocorreu nos meses de fevereiro e março de 2023 (estação chuvosa). As características físicas e de operação dos filtros podem ser visualizadas na Tabela 2 e a granulometria na Tabela 3, sendo caracterizado seguindo a NBR11799 para Material Filtrante - Areia, antracito e pedregulho (ABNT, 2016). Já na Figura 3 detalha a organização desta etapa.

Tabela 2. Características físicas dos filtros pilotos utilizados na pesquisa

Material dos filtros	FAA PVC	FDA PVC	FDAAT PVC
Altura dos filtros (m)	3	3	3
Diâmetro dos filtros (mm)	200	150	150
Taxa de filtração (m ³ .m-2 dia-1)	160	284	284
Área dos filtros (m ²)	0.0314	0.0177	0.0177
Vazão afluente ao piloto (m ³ /h)	0.2093	0.2093	0.2093
Altura dos leitos filtrantes (cm)	100	100	Areia: 20 Antracito: 60
Tamanho dos grãos (mm)	0.42 a 1.41	0.42 a 1.41	Areia: 0.42 a 1.41 Antracito: 0.71 a 2.00

Tabela 3. Granulometria da areia

Material	Parâmetro	Valor
Areia	Porosidade	0.42 a 0.47
	Massa específica	2650 a 2670
	Solubilidade em HCl (g/100g de H ₂ O)	< 2%
	Perda de peso ao fogo	< 2%
	Dureza na escala MOHS	6.5 a 8.0
	Sílica	> 98%

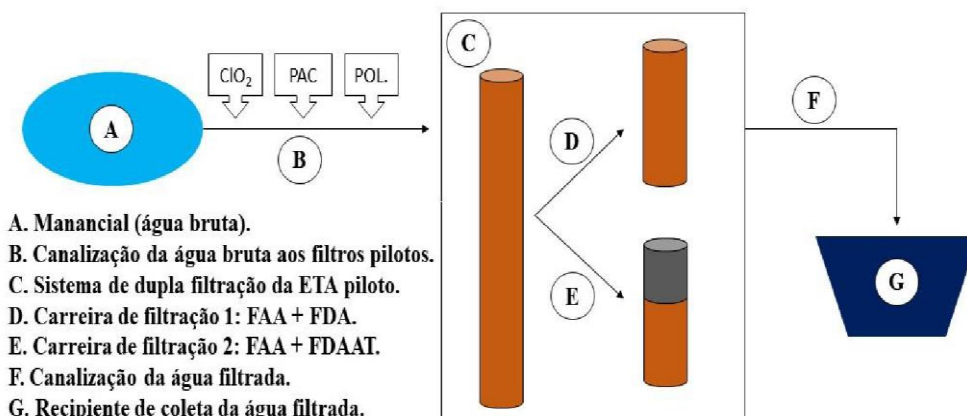


Figura 3. Fluxograma da segunda etapa da pesquisa.

Inicialmente, a água bruta foi encaminhada à unidade de tratamento através de canalização específica, onde foram adicionados o coagulante policloreto de alumínio (PAC), o polímero auxiliar de coagulação (Polydadmec) e o pré-oxidante dióxido de cloro (ClO_2) por meio de bombas dosadoras (Tabela 4). Posteriormente, a água foi enviada para os filtros pilotos com diferentes leitos, a depender da carreira de filtração: FAA + FDA ou FAA + FDAAT. Durante a DF, o efluente foi coletado a cada 30 minutos (4 amostras) e caracterizado para os parâmetros de cor aparente, pH, temperatura e turbidez. A caracterização do COT foi realizada somente uma única vez; a 1.5 h do início da carreira de filtração.

Tabela 4. Características das substâncias adicionadas à água bruta para tratamento na ETA

Parâmetro	Coagulante (PAC)	Auxiliar (Polydadmec)	Pré-oxidante (ClO_2)
Densidade (g/mL)	1.34	1.04	1.00
Concentração da solução v/v (%)	0.5	0.1	0.0175
Dosagem (mg/L)	39.2	2.8	1.0
Volume da solução (mL)	12	6	6000
Volume do solvente (mL)	6000	6000	-

Na terceira etapa, após passagem pelos filtros e respectiva caracterização da água filtrada, adicionou-se o desinfetante cloro na água para um tempo de contato. Para isso, foram coletados 3 L do efluente filtrado de cada carreira de filtração e distribuídos igualmente em três Becker de 1 L. Em seguida, foi aplicado concentrações distintas de cloro em solução aquosa, de 5.0 mg/L, 7.5 mg/L e 10.0 mg/L, com um tempo de contato de 2 horas para a formação de subprodutos da

desinfecção. A vertente de cloro utilizada no estudo foi o hipoclorito de sódio (NaOCl), devido à sua ampla aplicação em processos de desinfecção de água potável e à facilidade de manuseio.

Antes da adição do cloro determinou-se a concentração real do desinfetante e ao final do tempo de contato foi determinado o cloro residual livre. Em ambas as determinações analíticas foi usado o método titulométrico com sulfato ferroso amoniacal empregando-se N-dietil-p-fenilendiamina como indicador (APHA, 2017).

A concentração de TTHM formados nas águas desinfetadas foi avaliada (4ª etapa) após às 2 horas de contato com o cloro. As alíquotas das amostras foram armazenadas em frascos de 40 mL, mantidas refrigeradas a 4°C e transportadas ao laboratório para análise. A quantificação dos TTHM foi realizada por extração líquido-líquido seguida de cromatografia gasosa (Shimadzu GC-2010 Plus) com detector de captura de elétrons (GC-ECD). As análises seguiram as recomendações dos métodos 6010 B e 6232 B do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017) e o método 511.1 da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 1995).

O tratamento estatístico dos dados para os processos de dupla filtração aplicados: FAA + FDA e FAA + FDAAT foi realizado para quatro repetições cada (dias 1, 2, 3 e 4). O software Excel 17.0/2019 foi utilizado para os cálculos de média, valor máximo e mínimo, desvio padrão, análise de variância (ANOVA) e diferença mínima significativa (DMS) a 5% de probabilidade ($p < 0.05$).

Resultados e discussões

Caracterização das águas brutas e filtradas das duas carreiras de filtração

A Figura 4 apresenta as médias encontradas para os parâmetros de cor aparente, COT, pH, temperatura e turbidez, nas águas brutas das carreiras de filtração 1 (AB1) e 2 (AB2) e nas águas filtradas das carreiras 1 e 2 (AF1 e AF2). Destaca-se que o TTHM não foi detectado nas amostras de águas brutas e filtradas.

A avaliação da cor aparente foi escolhida por ser um parâmetro exigido pela legislação brasileira para a análise da qualidade da água, pois considera tanto partículas suspensas quanto substâncias dissolvidas, ao contrário da cor verdadeira, que avalia apenas a fração dissolvida. Esse parâmetro permite diferenciar a eficiência dos processos de filtração estudados, já que a remoção de partículas visíveis e dissolvidas impacta diretamente na formação de subprodutos da desinfecção. A cor aparente da água da primeira carreira de filtração em leitos de areia (AB1) apresentou média de $80 \text{ uH} \pm 5$, com valores variando entre 70 uH e 90 uH, sem diferenças significativas entre as amostras analisadas. Embora, Silva (2017) tenha encontrado valores similares na Estação de Tratamento de Água Oeste, abastecida pelo mesmo reservatório, Sabóia *et al.* (2020) e Sampaio (2016) registraram médias mais baixas, sendo respectivamente 58 uH e $49.9 \pm 1.2 \text{ uH}$. Esta diferença pode ser atribuída

às condições sazonais e à variação na matéria orgânica natural presente na água bruta local. Sampaio (2014) constatou que a cor aparente é influenciada pela matéria orgânica no manancial, atingindo 75 uH no Açude Gavião durante o período chuvoso e reduzindo para 40 uH no período seco.

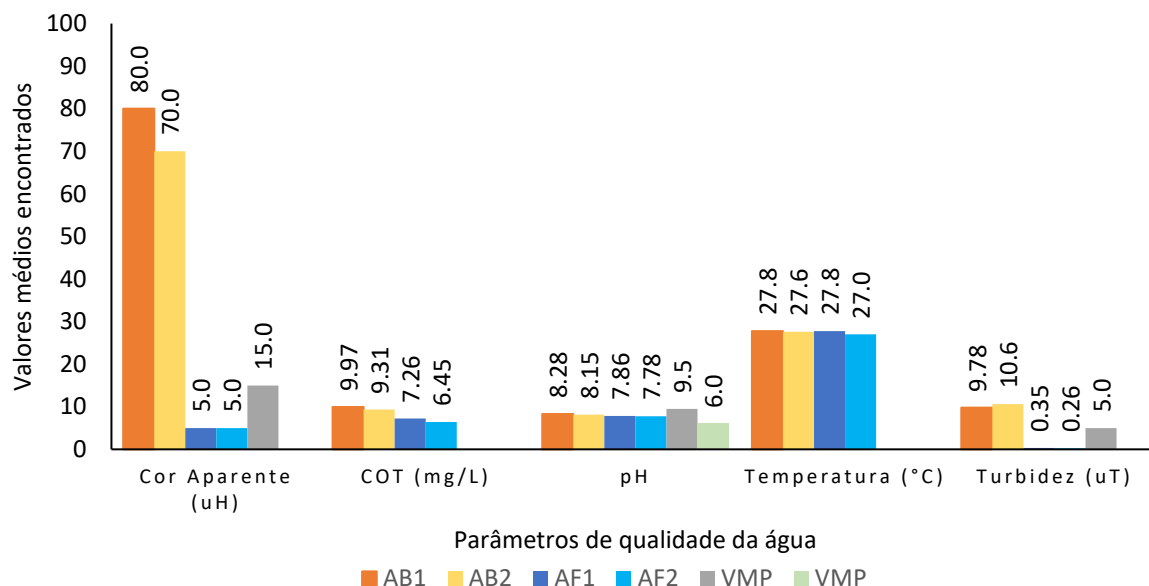


Figura 4. Comparação entre os valores médios dos parâmetros físico-químicos analisados para as águas brutas (AB1 e AB2) e tratadas por dupla filtração (AF1 e AF2).

Os valores de COT na amostra AB1 apresentaram média de $10.1 \text{ mg/L} \pm 0.5$, com mínima de 9.55 mg/L e máxima de 10.9 mg/L . Estes valores são significativamente inferiores aos reportados por Moreira e Buarque (2019), que caracterizaram a matéria orgânica dissolvida no Açude Gavião sendo identificado um valor médio de 33.9 mg/L de COT, uma diferença de 23.8 mg/L em relação a esta pesquisa. Os autores atribuíram essa elevada concentração ao processo de eutrofização do sistema hídrico metropolitano na época do estudo. Relatórios da qualidade da água elaborados pela Companhia de Gestão Dos Recursos Hídricos (COGERH) em maio de 2019, novembro de 2022 e fevereiro de 2023 confirmam que o açude permaneceu em nível eutrófico durante esses períodos (COGERH, 2019, 2023).

O pH da AB1 variou entre 8.02 e 8.43, com média de 8.26 ± 0.17 . Esses valores estão acima dos reportados por Sabóia *et al.* (2020) para o reservatório do Gavião (7.36). No entanto, os valores médios encontrados por Sampaio (2016) e Silva (2017), é similar com os resultados desta pesquisa, com valores médios respectivamente de pH 8.07 ± 0.27 e 8.23. O autor Almeida *et al.* (2017)

e Santos (2021), por sua vez, registraram um pH de 7.36 para a água bruta do mesmo manancial próximo ao valor de 7.83. Essas variações podem estar relacionadas às condições ambientais e metodológicas das análises, conforme discutido por Richter e Azevedo-Neto (2002).

A temperatura média da AB1 foi de $27.8^{\circ}\text{C} \pm 0.66$, com variações entre 25.9°C e 28.7°C . Outros valores de temperatura para o mesmo manancial foram relatados por França *et al.* (2021), que observaram variação entre 29.5°C e 28.1°C , a depender da época do ano, que sofre influência da precipitação e do clima da região. Assim como o pH, a temperatura afeta a produtividade dos seres fotossintetizantes, podendo alterar a composição da comunidade fitoplanctônica e impactar a qualidade da água. Tundisi (2012), em seu estudo sustenta que a análise da temperatura da água é essencial, pois influencia diretamente processos biogeoquímicos, como a solubilidade do oxigênio dissolvido e a atividade metabólica dos organismos aquáticos.

A turbidez média para a AB1 foi de $9.78 \text{ uT} \pm 0.38$, com valores variando entre 9.33 uT e 10.8 uT , significativamente abaixo do limite estabelecido pela Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) para águas de Classe 2 (100 uT) (CONAMA, 2005). Esses valores são semelhantes aos encontrados por França *et al.* (2021) e Sabóia *et al.* (2020) para o mesmo manancial. No período chuvoso também foi registrado 10 uT para água do açude Gavião segundo Sampaio (2014). De acordo com laudo técnico da CAGECE, em 2016, a turbidez da água bruta desse corpo hídrico foi de 14.8 uT (COGERH, 2017). Nesse caso, o valor é bem diferente do encontrado na carreira AB1. Segundo Fragoso Junior *et al.* (2007), esse valor mais elevado pode ser atribuído à eutrofização que é capaz de aumentar a turbidez da água. No entanto, mesmo com a turbidez controlada, a presença de matéria orgânica (evidenciada pelos altos valores de COT) ainda representa um desafio para a formação de THMs.

A água filtrada da carreira 1 em filtros de areias (AF1) apresentou cor aparente com média de 5 uH , inferior ao VMP de 15 uH da Portaria n° 888 de 2021. Assim, o sistema FAA + FDA promoveu uma redução de 93.75% da cor aparente inicial. Essa redução foi maior que a relatada por Lima e Capelo-Neto (2015) ao utilizarem sistema de dupla filtração modificado para tratar água eutrofizada da ETA Aquiraz, na região metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil.

O COT encontrado para AF1 foi em média $7.26 \text{ mg/L} \pm 0.071$, o valor máximo de 7.37 mg/L e o mínimo de 7.20 mg/L , caracterizando assim uma redução de 28.1% do valor encontrado na AB1. A eficiência de filtros de areia para remover COT já foi relatada por outros autores. Tonetti *et al.* (2004) obtiveram remoção de 98% da MON presente em água bruta e Lindroos *et al.* (2020) verificaram remoção de 11% do COT presente na água bruta.

O pH mínimo encontrado na AF1 foi de 7.78 e o máximo foi de 7.99, com média de 7.86 ± 0.061 , os quais se encontram dentro dos permitidos pela Portaria n° 888 de 2021 que determina um pH

aceitável entre 6 e 9.5. A temperatura média foi de $27.7^{\circ}\text{C} \pm 0.662$, com valor máximo de 28.5°C e mínimo de 26.9°C . A turbidez da AF1 apresentou média $0.34 \text{ uT} \pm 0.041$, com maior valor de 0.44 uT e menor de 0.27 uT , correspondendo a uma redução de 96.5% da turbidez inicial, e enquadrando o efluente da carreira da filtração 1 dentro do VMP para este parâmetro conforme a Portaria n° 888 de 2021. A eficiência da dupla filtração para reduzir turbidez foi verificada por Lima e Capelo-Neto (2015) que relataram resultados satisfatórios de remoção em torno de 63% com média de 0.5 uT .

Para a água filtrada da carreira 2 (AF2) o valor médio da cor aparente foi de 5 uH , o que corresponde a uma redução de 92.8% deste parâmetro após filtração nos leitos de areia e antracito. A eficiência da filtração com areia e antracito foi estudada por Jiménez-Antillón *et al.* (2022) os quais relataram resultados semelhantes para a redução da cor aparente.

O COT médio em AF2 foi de $6.45 \text{ mg/L} \pm 0.170$, com valor máximo de 6.70 mg/L e mínimo de 6.31 mg/L . No Brasil não existe VMP para este parâmetro, contudo, a Canadian Standards Association (CSA) determina que a água utilizada em processo de hemodiálise não deve ultrapassar 0.50 mg/L de COT (CSA, 2024). Assim, a AF2 ficou bem acima do recomendado por esta legislação internacional. Noredinvand *et al.* (2015) utilizaram filtros com antracito para remover COT e relataram eficiência de 65%. A mesma capacidade foi relatada por Baraee *et al.* (2016).

Quanto ao pH, a média em AF2 foi 7.78 ± 0.111 , com valor máximo de 8.02 e mínimo de 7.54, enquadrando-se na Portaria n° 888 de 2021. Wu *et al.* (2011) relataram que o antracito apresenta maior capacidade de controlar os íons H^+ em água, tornando o efluente menos alcalino, assim como verificado na carreira de filtração 2. Para a temperatura média em AF2 foi 27.1°C , com máxima e mínima respectivamente de 28.3°C e 26.3°C .

Por fim, a média da turbidez em AF2 foi $0.26 \text{ uT} \pm 0.037$ com valores máximo e mínimo de 0.34 e 0.20 uT , respectivamente. Todos estes valores estão bem abaixo do VMP da Portaria n° 888 de 2021, que é 5 uT . Essa capacidade de remoção de turbidez pelos leitos de antracito e areia foi confirmada por Sountharajah *et al.* (2016).

A análise estatística (ANOVA e DMS) realizada para a comparação entre os tratamentos com os diferentes leitos filtrantes está apresentada na Tabela 5. Na tabela observa-se que somente os parâmetros COT (0.805) e temperatura (0.700) apresentaram módulo da diferença das médias acima da DMS (0.364), sendo possível verificar que as amostras AF1 e AF2 para estes dois parâmetros apresentaram diferença significativa a uma probabilidade de 5%. Para cor aparente, pH e turbidez as diferenças entre AF1 e AF2 não foram significativas, uma vez que permaneceram abaixo do valor de DMS calculado.

Tabela 5. Diferença mínima significativa (DMS) para os parâmetros físico-químicos das águas tratadas após dupla filtração das águas brutas da ETA em estudo

Parâmetro	Média AF1 (FAA + FDA)	Média AF2 (FAA + FDAAT)	Módulo da diferença das médias	DMS ($p < 0,05$)
Cor Aparente (uH)	5	5	0	
COT (mg/L)	7.26	6.45	0.805	
pH	7.86	7.78	0.080	0.364
Temperatura (°C)	27.8	27.1	0.700	
Turbidez (uT)	0.34	0.26	0.080	

Nota: FAA + FDA: dupla filtração em leitos descendente e ascendente de areia. FAA + FDAAT: dupla filtração em leito ascendente de areia e descendente de areia e antracito.

Em relação à temperatura, as diferenças observadas podem ser explicadas por meio das menores temperaturas ocorridas no período chuvoso da carreira de filtração 2. Quanto ao COT, o efluente AF1, filtrado somente com areia, mostrou redução de 28.1% do valor inicial em AB1, enquanto em AF2 (areia e antracito) esta mesma redução foi de 30.7%, um valor ligeiramente superior. Os resultados obtidos por Queiroz *et al.* (2018) mostraram que o tratamento com pré-oxidação com cloro, adsorção em carvão ativado pulverizado, coagulação e dupla filtração produziu água com valores de COT abaixo de 2.0 mg/L, valor recomendado pela USEPA (2009). Embora os resultados sugiram que o tratamento com antracito e areia tenha mostrado uma leve superioridade na eficiência de eliminação da matéria orgânica, é importante considerar que essa diferença pode ser devido às variações climáticas entre os períodos analisados.

Avaliação da formação de trihalometanos

A Figura 5 compara os resultados de trihalometanos totais (TTHM) formados nas águas desinfetadas com as diferentes dosagens de cloro usadas nas carreiras de filtração 1 (AT1) e 2 (AT2). Notadamente, observa-se que a concentração de TTHM foi menor nas águas cloradas da carreira de filtração 2 (AT2). Na figura observa-se que na carreira de filtração 1, composta unicamente de leitos de areia, o valor médio de TTHM nas diferentes dosagens de cloro variou entre 0.052 e 0.054 mg/L. Já na carreira de filtração 2, com acréscimo do leito de antracito, observa-se que a média de concentrações reduziu, variando entre 0.038 e 0.042 mg/L. Oportunamente, os dois tratamentos mostraram resultados abaixo do VMP da legislação brasileira e da OMS para TTHM (0.100 mg/L). Esses valores são inferiores que aqueles encontrados por Albuquerque (2022) nos anos de 2019 e 2020 na mesma ETA em estudo.

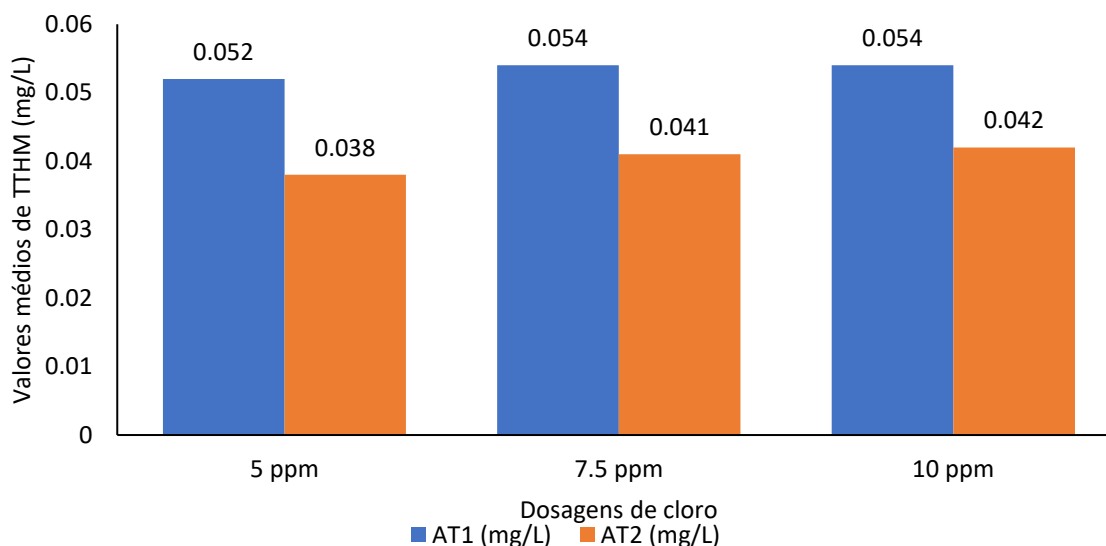


Figura 5. Comparação entre os valores médios de TTHM formados nas águas tratadas por dupla filtração e desinfecção com cloro.

De acordo com Paixão *et al.* (2014), a formação de TTHM em águas é influenciada pela quantidade de matéria orgânica presente, a dosagem de cloro, a temperatura e o pH do meio. Além disso, Hong *et al.* (2013) e Lardini e Oliveira (2010) relatam que a concentração de COT está ligada a formação de TTHM, obedecendo uma relação de proporcionalidade direta. Comparando a concentração de COT nas águas brutas e filtradas com os valores de TTHM formados é possível estabelecer que na carreira de filtração 1 houve maior quantidade de COT e, por isso, maior formação de TTHM na água desinfetada da carreira 1.

Destaca-se que na carreira de filtração 2, realizada na estação chuvosa, houve menor concentração de matéria orgânica na água bruta e consequentemente valores menores para TTHM, como também verificado por Sriboonnak *et al.* (2021).

Sabendo que a temperatura influencia na formação de TTHM, ao comparar os valores deste parâmetro nas duas carreiras de filtração é possível observar que houve maior concentração de TTHM na carreira de filtração 1, ocorrida na estação seca onde predominam temperaturas mais elevadas. Tugulea *et al.* (2018) avaliaram a formação de SPDs sobre diferentes temperaturas e observaram essa relação.

Segundo Torre (2022) a maioria das reações de cloro depende do pH, descobriu-se que o pH tem um efeito significativo na formação de DBPs de cloro. Em muitos casos, a concentração

de THMs diminui à medida que o pH diminui. Corroborando este autor, Sriboonnak *et al.* (2021) verificaram que em águas com pH acima de 8 houve maior formação de TTHM. Assim, analisando o pH das duas carreiras de filtração é possível observar que na primeira o valor de pH foi superior, o que pode ter contribuído para a maior concentração de TTHM ao final da desinfecção. A presença de TTHM não foi detectada na água bruta, apresentando-se inferior ao limite de quantificação (< LQ) do método analítico.

A ANOVA dos dados de TTHM nas diferentes dosagens de cloro aplicadas nas duas carreiras de filtração mostra que não há diferença entre os tratamentos aplicados, embora ressalte-se que na carreira de filtração 2 contendo filtros compostos de areia e antracito obteve-se menor quantidade de TTHM, assim como também observado por Noredinvand *et al.* (2015).

A Tabela 6 mostra as principais espécies de THMs formadas em cada tratamento. Na carreira de filtração 1 predomina o clorofórmio seguido pelo bromodiclorometano e dibromoclorometano. Por outro lado, na carreira de filtração 2 predomina o bromodiclorometano, seguido pelo clorofórmio e dibromoclorometano. O bromofórmio, no entanto, não foi identificado em nenhum tratamento, pois estava abaixo do limite de quantificação (LQ) do método utilizado (6.259 µg/L). De acordo com a Agência Internacional de Investigação do Câncer, as duas espécies mais prevalentes em ambas as carreiras de filtração estão classificadas como pertencentes à classe B2, que inclui substâncias possivelmente cancerígenas à espécie humana (USEPA, 2009).

Tabela 6. Concentração média de cada trihalometano nas diferentes carreiras de filtração após dosagem com cloro

THM (µg/L)	AT1			AT2		
	5 mg/L	7.5 mg/L	10 mg/L	5 mg/L	7.5 mg/L	10 mg/L
Clorofórmio	24.4	25.9	26.2	13.1	13.9	15.1
Bromodiclorometano	19.6	19.8	20.1	16.8	17.6	17.8
Dibromoclorometano	8.24	7.93	8.41	9.15	9.82	10.1
Bromofórmio	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ

Nota: LQ refere-se ao limite de quantificação do método analítico.

Conclusões

A formação de THMs foi consistentemente menor nas carreiras de filtração descendente, especialmente em AF2, onde os valores médios foram 0.038 mg/L, comparados a 0.054 mg/L em AB1. Esses resultados reforçam que a combinação de filtros de areia e antracito não apenas melhora a qualidade da água em termos de parâmetros físico-químicos, mas também minimiza a formação de subprodutos da desinfecção.

A comparação entre as carreiras de filtração AB1 (areia) e AF1 (areia) revela diferenças significativas nos parâmetros físico-químicos analisados. A cor aparente em AB1 apresentou média de $80 \text{ uH} \pm 5$, enquanto em AF1 houve uma redução para $65 \text{ uH} \pm 4$, evidenciando a eficiência da filtração descendente na remoção de partículas responsáveis pela coloração da água.

No que diz respeito ao COT, AB1 registrou média de $10.1 \text{ mg/L} \pm 0.5$, enquanto AF1 apresentou redução para $8.7 \text{ mg/L} \pm 0.4$. Esta diferença destaca a eficiência da filtração descendente na remoção de matéria orgânica, fator crucial para a redução da formação de THMs durante a desinfecção com cloro.

Comparando AB2 (areia) com AF2 (areia e antracito), observa-se que a adição do antracito no filtro descendente resultou em melhorias adicionais nos parâmetros de qualidade da água. A cor aparente foi reduzida de $75 \text{ uH} \pm 4$ em AB2 para $60 \text{ uH} \pm 3$ em AF2. Da mesma forma, o COT apresentou uma diminuição de $9.8 \text{ mg/L} \pm 0.4$ para $7.9 \text{ mg/L} \pm 0.3$, confirmando que a combinação de areia e antracito potencializa a remoção de matéria orgânica.

Em relação ao pH, não foram observadas diferenças significativas entre AB1 e AF1, com valores médios de 8.26 ± 0.17 e 8.20 ± 0.15 , respectivamente. No entanto, na comparação entre AB2 e AF2, o pH apresentou leve redução, passando de 8.15 ± 0.14 para 8.05 ± 0.12 , o que pode ter contribuído para a menor formação de THMs em AF2.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2016) *NBR 11799 Material filtrante – Areia, antracito e pedregulho*, Brasil, 11 pp.
- Albuquerque, T. N. (2022) Análise da concentração de trihalometanos em um sistema de abastecimento de água entre os anos de 2015 e 2020, *XIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental*. Teresina, Brasil.
- Al-Ghouti, M., Al Kaabi, M., Asfagdana, M. (2019) Produced water characteristics, treatment and reuse: A review. *Revista Journal of Water Process Engineering*, **28**(1), 222-239. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.02.001>
- Almeida, M. C., Silva, M. M., Paula, M. (2017) Avaliação do desempenho de uma estação de tratamento de água em relação à turbidez, cor e pH da água. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, **5**(1), 25-40. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.9771/gesta.v5i1.17396>
- APHA, American Public Health Association (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 23a ed., American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation Publisher, Washington, Estados Unidos, 40 pp.
- Baraee, I., Mehdi Borghei, S., Takdastan, A., Hasani, A. H., Javid, A. H. (2016) Performance of biofilters in GAC-sand and anthracite-sand dual-media filters in a water treatment plant in Abadan, Iran. *Revista Desalination and Water Treatment*, **57**(42), 19655-19664. Acesso em 20 de janeiro de 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1101715>
- Baroni, I. R. (2019) Cloro Hidrato: Avaliação de risco à saúde humana como subproduto da desinfecção da água, Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.

- COGERH, Companhia de Gestão Dos Recursos Hídricos (2017) *Inventários ambientais de açudes das bacias metropolitanas - Açude Gavião*. Relatório Final, 125 pp.
- COGERH, Companhia de Gestão Dos Recursos Hídricos (2019) *Qualidade das águas dos reservatórios monitorados pela COGERH, campanha de maio/2019*. Relatório Final, 17 pp.
- COGERH, Companhia de Gestão Dos Recursos Hídricos (2023) *Qualidade das águas dos reservatórios monitorados pela COGERH, campanha de novembro/2022*. Relatório Final, 19 pp. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: http://cdn.funceme.br/hidro-ce/uploads/documentos/RelatorioIETnov2022_final.pdf
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução nº 357 de 17 de março de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*, Diário Oficial da União, Brasília, publicado de 17 de março de 2005.
- CSA, Canadian Standards Association (2024) Guidelines for Canadian drinking water quality: Operational parameters, 98 pp.
- Di Bernardo, L. (2003) *Filtração Direta Aplicada a Pequenas Comunidades*, RiMa, São Carlos, 480 pp.
- Evlampidou, I., Font-Ribera, L., Rojas-Rueda, D., Gracia-Lavedan, E., Costet, N., Pearce, N., Vineis, P., Jaakkola, J. J. K., Delloye, F., Makris, K. C., Stephanou, E. G., Kargaki, S., Kozisek, F., Sigsgaard, T., Hansen, B., Schullehner, J., Nahkur, R., Galey, C., Zwiener, C., Vargha, M., Righi, E., Aggazzotti, G., Kalnina, G., Grazuleviciene, R., Polanska, K., Gubkova, D., Bitenc, K., Goslan, E. H., Kogevinas, M., Villanuev, C. M. (2020) Trihalomethanes in drinking water and bladder cancer burden in the European Union. *Revista Environmental health perspectives*, **128**(1), 017001-1-017001-14. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1289/EHP4495>
- Fragoso Junior, C. R., Tucci, C. E. M., Collischonn, W., Marques, M. D. M. L. (2007) Simulação de Eutrofização em Lagos Rasos II: Sistema do Taim (RS) *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **12**(4), 37-48. Acesso em 24 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v12n4.p37-48>
- França, J. M. B. D., Lopes, I. K. C., Souza, A. C. D., Paulino, W. D., Monteiro, C. M. G., Avelino, F. F., Capelo-Neto, J. (2021) Estudo das condições de estratificação e da qualidade da água do reservatório Gavião (Ceará-Brasil) *Revista DAE*, **69**(232), 119-132. Acesso em 24 de janeiro de 2024, disponível em: <http://repositorio.ufc.br/handle/riufc/69328>
- Hong, H. C., Huang, F. Q., Wang, F. Y., Ding, L. X., Lin, H. J., Liang, Y. (2013) Properties of sediment nom collected from a drinking water reservoir in South China, and its association with THM and HAAS formation. *Revista Journal of Hydrology*, **476**, 274-279. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.040>
- Jiménez-Antillón, J., Quesada-Delgado, S., Romero-Esquivel, L. G. (2022) Remoción de materia organica natural por tratamiento convencional de água en un río tropical. *Revista Tecnología en Marcha*, **35**(2), 48-60. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.18845/tm.v35i2.5547>
- Koul, B., Yadav, D., Singh, S., Kumar, M., Song, M. (2022) Insights into the Domestic Wastewater Treatment (DWWT) Regimes: A Review. *Revista Water*, **14**(21), 48-60. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.3390/w14213542>
- Lardini, V., Oliveira, E. C. (2010) Determinação de trihlometanos em água por microextração em fase sólida no modo headspace. *Revista Destaques Acadêmicos*, **4**, 25-32. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://www.univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/86/84>
- Lima, J. A. P., Capelo-Neto, J. (2015) Dupla filtração modificada utilizando filtro de pressão a montante de filtro ascendente no tratamento de águas eutrofizadas. *Revista Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **20**, 89-102. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000110892>
- Lindroos, A. J., Lindholm-Lehto, P., Pulkkinen, J., Kiuru, T., Vielma, J. (2020) The effect of filtration with natural esker sand on the removal of organic carbon and suspended solids from the effluent of experimental recirculating aquaculture systems. *Revista Water, Air, e Soil Pollution*, **231**, 1-10. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04589-9>

- Machado, B. C., Sens, M. L. (2012) Remoção de cianobactérias utilizando dupla filtração ascendente. *Revista DAE*, **190**, 20-26. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.097>
- Ministério da Saúde (2021) *Portaria GM_MS nº 888, de 04 de maio de 2021*, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, publicado no dia 04 de maio de 2021.
- Ministério da Saúde (2021) Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. Relatório Final, 212 pp. Acesso em 01 de fevereiro 2025. Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf
- Moreira, A. V. S., Buarque, H. L. B. (2018) Caracterização da matéria orgânica dissolvida da água do açude Gavião, Pacatuba, Brasil. Pró-reitoria de pesquisa e inovação - PRPI, Instituto Federal do Ceará, campus Fortaleza, 4 pp.
- Noredinvand, B. K., Afshin Takdastan, A., Yengejeh, R. J. (2015) Removal of organic matter from drinking water by single and dual media filtration: A comparative pilot study. *Revista Desalination and Water Treatment*, **57**(44), 20792-20799. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1110718>
- Oliveira, R. R, Araújo, A. L. C., Duarte, M. A. C. (2020) Estudo do potencial de formação de trihalometanos na lagoa de Extremoz (RN) *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*, **25**(2), 315-322. Acesso em 08 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020181889>
- Paixão, R. M., Silva, L. H. B. R., Andreola, R. (2014) A cloração e a formação de trihalometanos. *Revista Iniciação Científica Cesumar*, **16**(2), 191-198. Acesso em 12 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://periodicos.unicesumar.edu.br/index.php/icesumar/article/view/3649/2414>
- Peng, X. X., Gai, S., Cheng, K., Yang, F. (2022) Roles of humic substances redox activity on environmental remediation. *Revista Journal of Hazardous Materials*, **435**, 129070. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129070>
- Queiroz, S. C. B., Benetti, A. D., Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Silva, G. G. (2018) Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil. *Revista DAE*, **66**(212), 41-60. Acesso em 14 de março de 2024, disponível em: <http://doi.org/10.4322/dae.2018.022>
- Richter, C. A., Azevedo-Neto, J. M. (2002) *Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada*, 1a ed., Blucher Publishing, BR, 332 pp.
- Sabóia, A. G. C., Almeida, A. S. O., Santos, H. A. S. (2020) Avaliação do uso de moringa como auxiliar de coagulação para o tratamento de águas de reservatórios eutrofizados. *Revista Conexões: Ciência e Tecnologia*, **14**(1), 22-29. Acesso em 05 de março de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.21439/conexoes.v14i1.1833>
- Sampaio, A. E. (2014) avaliação econômica comparativa da estação de tratamento de água de Maranguape tratando água de dois distintos mananciais: Açudes Acarape do Meio e Gavião, dissertação (Mestrado em Gestão de Recursos Hídricos), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Centro Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, 52 pp.
- Sampaio, V. C. S. (2016) Pré-tratamento de água para abastecimento humano utilizando processo eletrolítico por corrente contínua pulsada. Tese (Doutorado em Saneamento Ambiental), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Centro Tecnologia, Universidade Federal do Ceará, 159 pp.
- Santos, S. T., Lima, A.J., Michelin, D. C. G. S. (2021) Perspectivas sobre o uso de materiais alternativos no tratamento de água: revisão sistemática desenvolvida em filtros lentos. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, **9**(2) 121-139, disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.5550931>
- Silva, F. A., Teixeira, C. A., Carvalho, K. Q., Passig, F. H. (2018) Avaliação de um sistema composto por filtração ascendente e radiação ultravioleta no tratamento da água de chuva. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **9**(4), 177-191. Acesso em 17 de março de 2023, disponível em: <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.004.0015>

- Silva, I. R. D., Brovini, E. M., Pereira, R. O., Gomes, M. H. R. (2020) Influência da precipitação e do uso e ocupação do solo na qualidade da água da bacia do ribeirão Espírito Santo-Juiz de Fora/MG. *Revista de Estudos Ambientais*, **22**(1), 35-51. Acesso em 25 de março de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.7867/1983-1501.2020v22n1p35-51>
- Silva, L. B. (2017) Avaliação dos Parâmetros da Qualidade de Água Produzida na Estação de Tratamento de Água Oeste. Monografia (Graduação em Licenciatura em Química), Departamento de Química Analítica e Físico-Química, Centro de Ciências, Universidade Federal do Ceará, 85 pp.
- Sountharajah, D. P., Loganathan, P., Kandasamy, J., Vigneswaran, S. (2016) Column studies on the removal of dissolved organic carbon, turbidity and heavy metals from stormwater using granular activated carbon. *Revista Desalination and Water Treatment*, **57**(11), 5045-5055, disponível em: <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.999717>
- Souza, C. D. R., Ferreira, I. B. P., Silva, O. C. Veroneze, G. M. (2022) Análise comparativa do cloreto férrico e sulfato de alumínio utilizado no processo de tratamento da água do Rio Solimões. *Revista Brazilian Journal of Development*, **8**(2), 13056-13070. Acesso em 14 de abril de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv8n2-305>
- Sriboonnak, S., Induvesa, P., Wattanachira, S., Rakruam, P., Siyasukh, A., Pumas, C., Khan, E. (2021) Trihalomethanes in water supply system and water distribution networks. *Revista International Journal of Environmental Research and Public Health*, **18**(17), 1-12. Acesso em 14 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.3390/ijerph18179066>
- Tonetti, A. L., Coraucci Filho, B., Stefanutti, R., Figueiredo, R. (2004) The use of sand filter in the post-treatment of anaerobic filter effluent. *Revista Sanare*, **21**(21), 42-52. Acesso em 10 de março de 2024, disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/full/10.5555/20053103854#core-collateral-purchase-access>
- Torre, G. C. D. (2022) Influência do pH na formação de subprodutos orgânicos halogenados na etapa de pré-oxidação com cloro no tratamento de água superficial para consumo humano, Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Ciências, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 110 pp.
- Tugulea, A., Aranda-Rodriguez, R., Bérubé, D., Giddings, M., Lemieux, F., Hnatiw, J., Dabeka, L., Breton, F. (2018) The influence of precursors and treatment process on the formation of Iodo-THMs in Canadian drinking water. *Revista Water Research*, **130**(1), 215-223. Acesso em 10 de março de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.11.055>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1995) *Method 551.1: Determination of chlorination disinfection byproducts, chlorinated solvents, and halogenated pesticides/herbicides in drinking water by liquid-liquid extraction and gas chromatography with electron-capture detection*. Relatório 1.0, 61 pp.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2009) *National primary drinking water regulation*. Relatório EPA HQ-OW-2023-0572, 23 pp.
- USEPA. United States Environmental Protection Agency (2002) *Trihalometanes in drinking water: sampling, analysis, monitoring and compliance*. Relatório EPA 570/9-83-002, 53 pp.
- Valentini, M. H. K., Santos, G. B., Franz, H. S., Loebens, L., Guedes, H. A. S., Vieira, B. M., Romani, R. F. (2021) Análise estatística de correlação e de variância do monitoramento da água bruta da Estação de Tratamento de Água Terras Baixas-Pelotas/RS. *Revista Thema*, **19**(3), 600-614. Acesso em 14 de março de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.15536/thema.V19.2021.600-614.1702>
- Wu, J., He, F., Xu, D., Wang, R., Zhang, X., Xiao, E., Wu, Z. (2011) Phosphorus removal by laboratory-scale unvegetated vertical-flow constructed wetland systems using anthracite, steel slag and related blends as substrate. *Revista Water Science and Technology*, **63**(11), 2719-2724. Acesso em 20 de janeiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.573>
- Yang, F., Antonietti, M. (2020) Artificial humic acids: sustainable materials against climate change. *Revista Advanced Science*, **7**(1), 1902992. Acesso em 01 de fevereiro de 2024, disponível em: <https://doi.org/10.1002/advs.201902992>

REVISTA AIDIS

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

PEQUENA DIMENSÃO, GRANDE IMPACTO: UMA ANÁLISE SOBRE A POLUIÇÃO POR MICROPLÁSTICO

* Emily Giacobbo¹
Kely Viviane de Souza¹
Guilherme Gavlak¹

SMALL SIZE, BIG IMPACT: AN ANALYSIS OF MICROPLASTIC POLLUTION

Recibido el 14 de mayo de 2024. Aceptado el 18 de marzo de 2024

Abstract

Microplastic pollution is a growing concern due to its diverse origins and widespread impacts on ecosystems and human health. Mainly originating from the degradation of larger plastics, these residues contaminate both aquatic and terrestrial environments. In water bodies, they are easily ingested by aquatic organisms, disrupting life cycles and food chains. In soil, their presence can affect quality and biodiversity, while in the air, they remain suspended and can be transported by wind. The impacts of microplastics are worrisome, particularly due to their ability to bioaccumulate in marine and terrestrial organisms, including humans. This pollution poses a significant challenge, necessitating detailed study through research where microplastics are the focus, along with the impact this pollutant presents in various scenarios. Thus, this study presents the results of a comprehensive literature review on the topic, highlighting key findings and linking the presence of these tiny residues to water, soil, and air contamination, as well as alterations in the food chain and consequently, in humans. It can be concluded that this type of pollution, present in all possible forms of human contamination, is already a reality due to its presence in aquatic environments, primarily affecting the food chain. Furthermore, these studied pollutants are smaller than those visible to the naked eye and are identified as fibers and filaments, often in predominant blue, red, and white colorations.

Keywords: contamination, ecosystems, microplastics, plastic.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Campus de Irati, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste (UNICENTRO), Campus de Irati, Rua Professora Maria Zanon de Almeida s/n, Riozinho, Irati/PR. CEP 84505-677. Brasil. Email: emillygiacobbo26@gmail.com

Resumo

A poluição por microplásticos é uma crescente preocupação devido à sua origem diversificada e os impactos generalizados no ecossistema e na saúde humana. Originados, principalmente, pela degradação de plásticos maiores, esses resíduos contaminam o meio aquático e terrestre. Na água são facilmente ingeridos por organismos aquáticos, alterando o ciclo de vida e a cadeia alimentar. No solo a sua presença pode afetar a qualidade e a biodiversidade, enquanto no ar, ficam suspensos, podendo ser transportados pelo vento. Os impactos causados pelos microplásticos são preocupantes, principalmente pela capacidade de bi acumular, tanto em organismos marinhos, como em organismos terrestres, incluindo o ser humano. Essa poluição é um desafio e com isso, se fez necessário o estudo detalhado de outras pesquisas, onde o microplástico seja objeto de estudo, juntamente com o impacto que esse poluente apresenta nos mais diversos cenários. Por isso, o presente trabalho traz o resultado de uma minuciosa revisão bibliográfica sobre o tema, expondo os principais resultados, relacionando a presença desses minúsculos resíduos, causando a contaminação da água, do solo e do ar, além de alterações na cadeia alimentar e consequentemente, nos seres humanos. Sendo possível concluir que esse tipo de poluição, que está presente em todas as formas possíveis pela qual pode acontecer a contaminação do ser humano, já é uma realidade, devido sua presença no meio aquático, principalmente, alterando a cadeia alimentar, além disso, esse tipo de resíduo poluente estudados, apresentam tamanho menos que os visíveis a olho nu e são identificados como fibras e filamentos nas colorações predominantes azuis, vermelhos e brancas.

Palavras-chave: contaminação, ecossistemas, microplástico, plástico.

Introdução

Nos últimos anos, juntamente com o avanço populacional a preocupação com a saúde dos ecossistemas também cresceu, principalmente em relação a poluição silenciosa gerada pelos microplásticos. Os oceanos, as florestas e até mesmo nos mais remotos pontos como desertos e geleiras, o vilão do século está marcando presença. Essas partículas menores de 5mm e muitas vezes não visíveis a olho nu, representam um dos desafios ambientais do século XXI, ameaçando a saúde dos ecossistemas terrestres e aquáticos, bem como a cadeia alimentar (Frias and Nash, 2019).

A jornada dos microplásticos começa no dia a dia com a fragmentação de plásticos maiores. Garrafas de refringentes à sacolas plásticas, de embalagens em geral a produtos de higiene pessoal, sendo esse último grupo propositalmente criados para compor, junto com outras substâncias, uma grande variedade de cosméticos como cremes dentais, cremes esfoliantes, e hidratantes denominados como microplásticos primários (Li *et al.*, 2018). Outra fonte de emissão considerável desse poluente são as fibras sintéticas como o nylon e poliéster, presentes desde roupas até equipamentos esportivos, que com o desgaste acabam liberando filamentos de microplástico, assim como ocorre com os pneus.

Uma ampla variedade de itens plásticos, que inclui desde embalagens de alimentos a produtos de uso diário, contribui para essa crescente quantidade de resíduos. Quando descartados de forma errônea, seja por meio de aterros inadequado ou diretamente nos cursos hídricos, os

resíduos plásticos encontram espaço nos mais diferentes ecossistemas. Ao longo do tempo, esses materiais sofrem com a exposição aos elementos climáticos e à ação mecânica do planeta, como a ação das ondas, das correntes marítimas e dos ventos, o que acaba provocando a fragmentação desses objetos em pedaços menores denominados como microplástico (Ceccarini *et al.*, 2018). Essa degradação física do plástico resulta na formação dos conhecidos microplásticos secundários, que acabam se espalhando por toda a biosfera de uma forma muito mais fácil e rápida (Montagner *et al.*, 2021).

A dispersão dos microplásticos além de ser um fenômeno complexo está relacionada com a imensa presença do plástico no cotidiano. Apesar de ter revolucionado o modo de vida desde sua criação, esse material traz diversos problemas aos ciclos terrestres, isso acontece devido sua grande persistência no meio, associado ao descarte incorreto, o que faz com que a geração de microplásticos persista por décadas.

Uma vez gerados, os microplásticos são aprisionados no ambiente, tendo seu meio de transporte variado, desde correntes de vento a correntes marítimas e até mesmo por seres vivos, e esses fragmentos são capazes de contaminar diversos ecossistemas, até milhares de quilômetros de distância da sua fonte geradora (Andrades *et al.*, 2018).

Os impactos dos microplásticos no meio ambiente são variados. No ambiente aquático, principalmente os oceanos, as partículas de microplástico, além de serem ingeridas por uma ampla variedade de organismos marinhos, entre plâncton e baleias (Andrady, 2011), já é de conhecimento a presença em porções do sal marinho convencional, atingindo quase que todos os tópicos das cadeias alimentares. Nesse meio, o acúmulo de fragmentos de plásticos é denominado como “sopa de microplásticos”. Já no contexto terrestre, os microplásticos contaminam os solos e o ar, afetando tanto a saúde das plantas como também dos seres humanos e animais (Chen *et al.*, 2020; Guo *et al.*, 2020).

Diante desse cenário alarmante gerado pela poluição por microplásticos, é de suma importância o estudo detalhado de cada uma das fontes geradores além de estudar os efeitos da poluição bem como os meios que ela atinge. Sendo assim, o presente estudo tem como objetivo explorar em detalhes a geração de microplásticos, suas vias de entrada no ambiente e os impactos ambientais dessa poluição presente e crescente na atual sociedade, através da revisão bibliográfica.

Metodologia

Este estudo é resultado de revisão bibliográfica integrativa, uma abordagem de pesquisa que utiliza diversas fontes bibliográficas eletrônicas relacionadas a um tema específico. O objetivo é sintetizar e avaliar os resultados obtidos, através da investigação científica. Para isso, é necessário

que os estudos analisados sejam bem estruturados entre introdução, objetivo, metodologia, resultados e conclusão, de forma clara e concisa, dessa forma a análise é abrangente e aprofundada no assunto abordado, contribuindo com o avanço das pesquisas na área.

Portanto, é fundamental estabelecer uma pergunta central para guiar a revisão para uma boa elaboração de revisão bibliográfica, conforme relatado pela UNESP em 2015. Neste estudo, foi buscado identificar os meios em que o microplástico está presente além dos danos que eles podem apresentar ao meio em questão. Dessa forma, além de analisar os impactos ambientais, também investigou as consequências para a saúde humana e a vida marinha, ampliando a compreensão sobre os problemas associados à presença de microplásticos em diferentes cenários do ecossistema.

Após a definição da pergunta central, é crucial delinear as fontes eletrônicas de dados a serem utilizadas, bem como as palavras chaves e o idioma. As bases de dados escolhidas para o desenvolvimento da pesquisa foram *Scientific Eletronic Library* (Scielo), *ScienceDirect* e Google acadêmico. As palavras chaves foram escolhidas, quase que exclusivamente, no inglês e parte em português. Dessa forma, as expressões de buscas incluíram os seguintes termos: *plastic pollution*/poluição plástica, *microplastics*/microplásticos, *soil pollution*/poluição do solo, *air pollution*/poluição do ar, *water pollution*/poluição da água, *food chain*/cadeia alimentar, *humans*/seres humanos e seus derivados.

Mesmo seguindo uma seleção criteriosa, os trabalhos que não abordavam questões pertinentes ou apresentavam uma análise superficial do tema foram excluídos, resultando em um total de 25 artigos incluídos no estudo de um total de 33 trabalhos pré-selecionados. Além disso, foi estabelecido um período de publicação de publicação 6 anos.

Resultados e discussão

Como os microplásticos já estão presentes em praticamente todos os ambientes, é importante delimitar os meios estudados neste trabalho. Diante disso, o tema geral foi subdividido em cinco tópicos, a fim de abordar as áreas mais atingidas e estudadas. Iniciando a amostras de trabalhos relacionados com a contaminação da água, principalmente a de consumo. Em seguida, o estudo da contaminação do solo, expondo como o microplástico se infiltra nos mais diversos cenários desse tópico. Além disso, a contaminação do ar também é de suma importância visto que os microplásticos estão presentes nesse meio. As pesquisas mostram, também, a alteração na cadeia alimentar causadas pelo microplástico, principalmente na vida marinha. E por fim, uma série de estudos é exposta relatando a presença de microplásticos nos seres humanos. Essa abordagem multidisciplinar visa fornecer uma compreensão mais completa dos danos que o microplástico pode causar em diversos contextos.

Contaminação da água

Em um estudo desenvolvido em Marrocos, onde os autores investigaram a presença de microplásticos nas águas de captação de uma baía a sudoeste do mediterrâneo, foram analisadas 9 estações de captação de água, durante o período de 3 anos (2019, 2020 e 2021). As análises foram realizadas através da espectroscopia Raman e os resultados mostraram pedaços de microplásticos denominados como fibras, fragmentos, pallets e filmes, com diâmetro variando entre 0.15 e 5mm em sete cores, sendo o branco e o azul, as cores predominantes, além disso, quatro polímeros foram encontrados sendo eles os principais polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) e politereftalato de etileno (PET) (Bouadil *et al.*, 2024).

A pesquisa pioneira na ilha vulcânica de Jeju, na Coreia do Sul, investiga a presença de microplásticos nas suas águas subterrâneas. O estudo apontou vinte e um pontos de coleta entre poços e nascentes de água subterrânea contaminados por microplástico. Os resultados utilizando espectroscopia no infravermelho com transformada de Micro-Fourier apontou cerca de 0.006 a 0.192 partículas por litro de água analisada, o tamanho das fibras e fragmentos variou entre 20 e 100 μm e os polímeros de origem identificados foram PP, PE, PET, PVC, PS, nylon de poliamida (PA), poliuretano (PU), acrilonitrila bitadieno (ABS) e estireno. Os autores apontam a atividade agrícola como a maior entrada de microplástico no sistema, devido o descarte incorreto de plástico e restos de estufa e supõem que a entrada seja através do solo ou por rachaduras na rocha (Kim *et al.*, 2023).

Patidar e autores, mostraram através de dos estudos de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier no método de reflectância total atenuada a presença de microplásticos e sedimentos no estuário Mahanadi, que faz parte da oitava maior bacia da Índia em termos de captação de água superficial. Após as análises das 18 coletas foi possível determinar a presença de microplásticos em todas, entre 8 e 26 pedaços por litro estudado. Os fragmentos foram classificados como microesferas, fibras, filme, fragmentos e espuma na coloração amarela, azul, branca, marrom, preta, vermelha e transparente. Na Índia, a maior porcentagem de plástico gerado vem de embalagens (59%) e originam na sua maioria, microplásticos não visíveis a olho nu (Patidar *et al.* 2023).

Na China, o microplástico tem sido objeto de estudo em diversos trabalhos, incluindo a pesquisa liderada por Zhou, realizada na área rural de Chongqing em investigação de presença de microplásticos na água potável, com isso, amostras em três pontos distintos foram coletadas para análises sendo elas a água de entrada na estação de tratamento de água (ETA), a água de saída da ETA e por fim a água que os moradores recebem em suas residências diretamente da torneira. O estudo mostrou que a água de entrada na ETA estava contaminada, porém após os processos de coagulação, sedimentação, filtração e ultrafiltração os microplásticos foram removidos, contudo, durante o trajeto até as residências, em algum momento, a água sem microplásticos

acabou sendo novamente contaminada, sugerindo que a tubulação plástica seja a fornecedora do poluente. Os principais polímeros encontrados foram PET, PP e PE (Zhou *et al.*, 2023).

O microplástico já está presente em um dos locais mais remotos do planeta, como mostra Peng e autores, com o estudo de investigação da presença desse material nas fossas marinhas, a parte mais profunda dos oceanos. O artigo publicado em 2018, relata a presença de até 13 peças de microplásticos por litro em 6.802m de profundidade e 11 peças por litro em 10.903m de profundidade, uma quantidade muitas vezes maior que a quantidade observada em águas superficiais de mar aberto. A identificação dos microplásticos foi realizada através de microscópio óptico e espectroscopia Raman, podendo classificá-los por microplásticos fibrosos e arredondados de coloração azul, vermelha, branca, verde e roxa e 11 polímeros diferentes foram identificados sendo eles: cloreto de polivinila (PVC), viscose (CV), acrilonitrila butadieno estireno (ABS), poliéster (PES), poliuretano (PUR), PA, PP, PE, PS, PET e poliamida aromática (Peng *et al.* 2018).

Contaminação do solo

Em um estudo pioneiro no território francês, Palazot e autores produziram a primeira referência nacional de contaminação por microplásticos nos solos franceses. Para o determinado estudo foi realizada a análise de 33 amostras de solo de uma rede de monitoramento já existente no país sobre a qualidade do solo. As amostras foram divididas em terras agrícolas (21 pontos), pastagem (4 pontos), vinhas e pomares (4 pontos) e florestas (4 pontos). Após as análises feitas das 33 amostras coletadas, dezessete áreas agrícolas estavam contaminadas, quatro áreas de pastagem, três áreas de vinhas e pomares e apenas uma área de floresta mostraram a mesma contaminação por microplásticos no solo estudado. Os polímeros mais encontrados foram o PP e PE (Palazot *et al.*, 2024).

Liao, Tang e Yang (2023), estudaram as características dos microplásticos em contaminação do solo agrícola e a relação da contaminação com metais pesados em diferentes cultivos em Chengdu, China. Após as análises foi possível observar a presença de microplásticos em todas as 103 amostras de solo coletadas em locais distintos, apresentando uma variação entre 1,333 e 15,067 partículas de microplástico por kg, sendo as áreas de pastagens as que apontaram maior concentração sendo duas vezes maior que áreas de campos abertos, hortas, pomares e florestas. Os microplásticos encontrados variou entre fibras, filmes e grânulos de coloração azul, vermelha e transparente, de diâmetro menor que 500µm e polímero de origem sendo o PP e PE. Após investigações foi concluído que o microplástico presente nessas áreas são originadas de plásticos agrícolas e fontes de água, além da concentração de Cádmio (Cd), Cromo (Cr) e Cobre (Cu) presente nos microplásticos do solo, indicando uma possível poluição sinérgica microplástico-metal pesado, podendo assim deteriorar o solo em questão (Liao *et al.*, 2023).

Na Eslováquia, foi identificada a primeira aparição de microplásticos em microecossistemas de água doce formados por plantas. Fogašová, Manko e Oboňa (2022), ao utilizar microscopia, constataram a presença de filamentos de microplástico nas folhas da *Dipsacus teasel* fitotelmata. Das 171 amostras coletadas, seis estavam contaminadas por microplásticos em forma de fibras, com colorações que incluíam azul, branca, laranja preta e vermelha (Fogašová *et al.*, 2022).

A contaminação pelos microplásticos já atinge os solos ribeirinhos e é evidenciada pela pesquisa a qual analisou amostras de solo coletadas na extensão do Rio Yangtze, na China. Após as análises desenvolvidas, os autores relatam que as amostras de subsolos apresentaram maior quantidade de microplástico, sendo que o polímero mais encontrado o PA, no formato de microfragmentos. A entrada do microplástico nesse meio é resultante tanto da ação antropogênica do local como também da precipitação (Zhou *et al.*, 2021).

Assim como já foi relatada a poluição no ambiente aquático mais remoto, o microplástico também está presente em um dos ambientes terrestres mais remoto, o Monte Everest. O estudo liderado por Napper em 2020, mostrou a presença dos microplásticos em todas as amostras coletadas, sendo elas dos três locais de acampamento estipulados no Monte, a base, I e II. No total foram 56 microplásticos encontrados em aproximadamente 3.3 L de neve. Os polímeros encontrados foram em formas de fibras e classificados em polimetacrilato de metila (PMMA), PES, PA e PP. Acredita-se que a incidência desse material nesse cenário, possa originada dos equipamentos de atividades ao ar livre e das roupas dos alpinistas, além da atividade dos ventos, principalmente na área mais alta (Napper *et al.*, 2020).

Contaminação do ar

Em estudo dirigido por Fang, na Austrália, o microplástico suspenso em ar interno foi objeto de pesquisa, onde durante um ano dois filtros de ar, um ar-condicionado e um computador de uso pessoal foram utilizados para gerar bancos de microplástico. Para a identificação de microplástico, após a remoção da poeira as amostras foram analisadas por imagens Raman podendo ser observadas amostras de microplástico originado de polímero PET. Foi quantificada uma média entre 73 e 88 fibras por ano em cada filtro. Com a presença de microplástico nos filtros analisados surge a preocupação da exposição do ser humano ao ar poluído, apesar da quantidade de microplástico suspenso em ar interno poder variar de acordo com as condições locais, a presença de microplástico é confirmada (Fang *et al.*, 2024).

Continuando na mesma linha de pesquisa, Din e demais pesquisadores, expuseram a concentração de microplástico no ar interno e externo. As amostras foram coletadas usando amostradores de ar ativos em Islamabad no Paquistão e em todas elas o microplástico foi detectado e identificado, sendo as amostras de ar interno mais contaminadas que amostras do ar externo, principalmente das salas de aula. Os microplásticos encontrados apresentaram

formato de fibras em maior abundância sendo elas na coloração preta e transparente. Após as análises utilizando espectroscopia no infravermelho de transformação de Fourier, os polímeros de origem dos microplásticos foram caracterizados em PET, PE, PP e PS (Din *et al.*, 2024).

Os microplásticos já são considerados onipresentes nas porções de ar assim como os outros meios, por isso Aves e autores apontaram a presença de microplástico transportados pelo ar no Hemisfério Sul, em particular ao sopé dos Alpes do Sul da Nova Zelândia, uma área remota 80km de distância de qualquer costa e praticamente despovoado, visto que, o agrupamento populacional mais próximo tem 550 habitantes. As amostragens ocorreram em dois momentos, o primeiro durante 24h, em 7 dias em triplicada e a segunda amostragem foi realizada com o intervalo de 7 dias, em triplicada durante quatro semanas, resultando em 33 amostras, 21 no primeiro momento e 12 no segundo. Vale ressaltar que durante a amostragem não houve precipitação, a temperatura média foi de 3,3°C e os ventos registrados foram oriundos da região Norte-Nordeste. Os papéis filtro foram analisados em microscópio e após a identificação visual, foi realizada a espectroscopia no infravermelho com transformada micro-Fourier. Com isso foi possível identificar 12 polímeros de origem, sendo o PET de maior abundância assim como o formato em fibras, sendo em média 150 microplásticos por m²/dia para a primeira amostragem e 26 microplásticos m²/dia na segunda, provando que o microplástico está presente no ar mesmo em áreas remotas (Alves *et al.*, 2024).

Islam e autores (2023), investigaram o caminho do microplástico tendo o ser humano como referência. Os autores delimitaram as inúmeras entradas de microplástico no nosso sistema, como a lavagem de vestimentas de fibras sintéticas, os dejetos industriais, a geração geral de resíduos e como esses materiais chegam até os seres humanos. Em maior ocorrência o microplástico chega até os oceanos, bioacumulando em animais ou até mesmo se prendendo nos grãos de sal. Nesses dois casos, o microplástico entra em contato com o ser humano, mas o objetivo do trabalho foi além da questão dos oceanos, mostrando que o microplástico está presente no ar, também. Através de modelos matemáticos e o uso de imagens das vias aéreas, os cientistas se mostraram preocupados com a exposição ao microplástico suspenso no ar, o qual foi encontrado nas vias aéreas pulmonares profundas. Com os estudos realizados os autores afirmam que os seres humanos podem estar inalando cerca de 16 partículas de microplástico por hora, dependendo do grau de exposição (Islam *et al.*, 2023).

Por sua vez, no Brasil, o microplástico suspenso no ar, também, foi objeto de estudo para Amato-Lourenço e equipe, para isso foi necessária a coleta de ar em três pontos distintos, nas proximidades do maior Centro Médico da América Latina. Porém o referido estudo não focou apenas na presença ou não do microplástico no ar, indo mais a fundo na investigação da relação da presença desse poluente, com as taxas de doentes infectados pelo vírus SARS-CoV-2. Em análises realizadas por microscópio de fluorescência e microespectroscopia no infravermelho

com transformada de Fourier, acoplada à refletância total atenuada, foi possível identificar a presença do vírus em 22 das 38 amostras dos três pontos estudados e aquelas amostras com maior porcentagem de microplástico foram as amostras das áreas que apresentavam infectados pelo SARS-CoV-2, sendo o polímero PES o de maior aparecimento (Amato-Lourenço *et al.*, 2022).

Alteração da cadeia alimentar

Já é de conhecimento popular o efeito nocivo que o plástico gera, principalmente aos animais marinhos que acabam se alimentando com esses componentes por confundirem com suas reais presas, mas atualmente o microplástico também tem sido causa de algumas mortes na vida marinha, como pode ser observado no estudo publicado pela Environmental Pollution, onde os microplástico e outras substâncias antropogênicas foram encontradas no trato gastrointestinal de tubarões tigre (*Galeocerdo cuvier*), no Oceano Atlântico Norte. As partículas encontradas nos sete estômagos e uma válvula espiral dos 8 animais, cerca de 45% do material antropogênico encontrado, eram microplásticos. A identificação das substâncias foi realizada por espectroscopia Raman e de infravermelho com transformada de Fourier, e o polímero de maior aparição foi o PP (Munno *et al.*, 2024).

Outro estudo relacionando os microplásticos com os danos na cadeia alimentar, tem como objeto de estudo a presença dos poluentes em mariscos de um mercado de venda de frutos do mar, no leste da Tailândia. Analisando três espécies de mariscos, economicamente essenciais, os cientistas constaram uma abundância média de 2.41 a 2.84 partículas por g de peso úmido. A maior parte dessa quantidade foi definido como fibras e de cores variadas entre o transparente e o preto acinzentado, apresentando tamanhos menores de 1 mm e os polímeros mais encontrados foram o PE e PS. Com a presença dos microplásticos nesse organismo que faz parte da alimentação local, a partir da quantidade média observa em cada marisco, foi possível pré-determinar o consumo entre 20 e 1178 partículas de microplástico ingeridas por pessoa em cada ano. Com esse dado, os autores ainda apresentaram o índice de perigo do polímero, que indicou um risco III-IV, o qual se confrontado com a literatura resulta em um risco a saúde humana (Hongsawat *et al.*, 2024)

Em um estudo bem detalhado, Athira e sua equipe demonstraram o possível caminho do microplástico dentro do ecossistema costeiro, bem como a quantidade de microplásticos em diferentes níveis tróficos. O estudo foi desenvolvido ao longo da costa Oeste da Índia, resultando em 10 pontos de coleta, sendo eles definidos como manguezais, praias, estuário e área de reserva. Para as análises da presença de microplástico na água, três momentos de coleta foram estipulados, sendo eles o período pré-monção, monção e pós-monção. Os organismos estudados foram caranguejos, poliquetas e camarões, e para o estudo envolvendo as aves, amostras de guano foram coletadas nos pontos de 10 espécies distintas. As análises foram realizadas através de infravermelho com transformada de Fourier de refletância total atenuada (ATR-FTIR). Ao final do estudo foi constatado que a água é a principal fonte de microplásticos da região, atingindo

facilmente os organismos que ali vivem, o tamanho predominante foi entre 1 mm e 3 mm, sendo o polímero de maior abundância o PE, em formato de fibras e fragmentos. A presença de microplástico foi observada em todas as amostras coletadas de organismos, sendo a maior em poliquetas, assim como todas as amostras de guano das 10 diferentes espécies e também nas amostras de água, evidenciando a presença onipresente do microplástico no ecossistema estudado. Os autores ainda relatam o efeito letal da biomagnificação que o microplástico pode causar nos organismos (Athira *et al.*, 2024).

Goswami e demais escritores (2023), investigaram a presença de microplástico em zooplânctons, definido como a base da cadeia alimentar marinha. A área de estudo foi o Mar Árábico, onde quarenta e um feixes de zooplâncton foram capturados, usando uma rede de malha de 300 μm , em janeiro de 2019. Os microplásticos superficiais dessa região variaram entre 0 e 0,055 partículas por m^3 , no formato fibroso, variando o tamanho entre 864.32 e 73.72 μm , já nos zooplânctons foi encontrado amostras menores que as fibras, variando entre 277.1 e 46.74 μm , sendo possível notar a bioacumulação na maioria dos grupos estudados. A origem dos microplásticos foi definida como os polímeros PA, PE, PP e PVC, o que para os cientistas indica que os microplásticos gerados são secundários, derivando das indústrias têxteis, das atividades pesqueiras e marítimas e embalagens e a aparição desses poluentes, nessa amostra, pode ter sido através da ação dos ventos do nordeste, onde atua uma forte corrente costeira da Índia Ocidental e a onda de Rossby que afastou a sopa de microplástico da costa, gerando uma ameaça para os ecossistemas de oceano aberto (Goswami *et al.*, 2023).

A preocupação da alteração da cadeia alimentar não se limita apenas no contexto aquático, Buteler e autores analisaram a presença de microplástico em abelhas e colmeias, devido as práticas de manejo de pequenos besouros invasores. Para conter a presença do besouro *Aethina tùmida*, uma espécie de lençol de microfibras é adicionada nas colmeias, onde as abelhas mastigam a fibra formando felpas que prendem os besouros, porém esse método pode acabar acrescentando microplástico tanto nas abelhas como no mel. O estudo analisou a presença ou não de microplásticos de coloração azul, visto que essa foi a cor da microfibras adicionada nas colmeias de estudo. Amostras de mel e indivíduos de abelha foram coletadas para a possível identificação de microplástico. O mel, o intestino e cutícula das abelhas, das colmeias tratadas, apresentaram uma quantidade significativa maior de microplástico, do que as colmeias controle, comprovando então a presença de microplástico tanto nas colmeias como nas abelhas em quantidades maiores das que apresentam o uso da microfibras de combate do besouro invasor (Buteler *et al.*, 2023).

Presença de microplásticos nos seres humanos

A contaminação por microplásticos podem atingir níveis significativos nos seres humanos e uma forma de entrada é através do sal de cozinha. Basaran, Özçifçi e Akçay (2023), realizaram a

caracterização de microplásticos em 36 amostras de sais de cozinha através de espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier além de determinar a exposição dos indivíduos e a avaliação do risco do sal contaminado por microplásticos. Em todas as amostras foram encontradas entre 44 e 30 microplásticos por kg de sais sendo eles sais-gema, sais de lago e sais marinhos. Nas amostras foi possível identificar 10 tipos de polímeros entre eles o PET, acetado de vinila (EVA), PP e PS, a coloração variou entre preto, vermelho, transparente, azul, verde, marrom, branco e cinza denominados em fibra, filme e granulado. As exposições aos sais de cozinha contaminados por microplástico foram definidos em 70 anos resultando em 10,424 partículas por ano por indivíduo e o risco foi definido em 182 sendo um nível de risco classificado como na média (Özçifçi *et al.*, 2023).

Outro caminho de entrada de microplástico nos seres humanos são os leites comercializados, o estudo em questão analisou 14 leites embalados de marcas diversas e comercializados no mercado turco. Após os testes de espectroscopia no infravermelho de transformação de Fourier com reflectância total atenuada foi possível determinar que todas as amostras de leite estavam contaminadas com microplásticos no formato de fibra e fragmentos, de seis polímeros diferentes entre eles o PET, EVA, PP e PU, na coloração preta, vermelha, verde, azul, marrom e cinza, apresentando uma média de 6 partículas de microplástico por litro de leite. Após a identificação e caracterização do microplástico presente nas amostras, um modelo determinístico foi utilizado para determinas a ingestão de microplástico pelo leite ao longo da vida, chegando no resultado de 5,289 partículas por ml em 70 anos. Em relação ao risco de contaminação, cerca de 64% das amostras foram classificadas em nível moderado de contaminação microplástica e todas as amostras mostram índice médio de risco de polímero de microplástico, evidenciando que os leites consumidos por humanos estão contaminados por microplástico (Basaran *et al.*, 2023).

Em um estudo publicado realizado na Universidade de Amsterdam, o microplástico foi descoberto e quantificado em amostras de sangue humano. Através de um método analítico de amostragem utilizando pirólise de disparo duplo, cromatografia gasosa e espectrometria de massa foi possível identificar a presença de microplástico no sangue de 22 doares voluntários. Os polímeros mais encontrados foram o PET, PE e polímeros de estireno, resultando em média de 1.6 µg de partículas de microplásticos por ml de sangue. Os autores ainda sugerem que as partículas de microplástico chegam até a corrente sanguínea devido a exposição dos seres humanos a essas partículas e devido o fato da taxa de eliminação via trato biliar, rins ou transferência e disposição em órgãos é mais lenta que a absorção pelo sangue (Leslie *et al.*, 2022).

Um avanço nos estudos relacionados com os microplásticos, mostrou que essas partículas já avançaram o bastante em relação aos seres humanos visto que Ragusa e autores encontraram microplásticos em amostras de leite materno, bem como na placenta humana. No primeiro estudo, utilizando microespectroscopia Raman foi possível observar o leite materno de 34

mulheres, uma semana após o parto e em um resultado surpreendente, 26 amostras estavam contaminadas por microplástico. No estudo as partículas encontradas foram classificadas por cor, forma, dimensão e composição, sendo os mais abundantes da coloração azul e laranja/amarelo, no formato de esferas irregulares e partículas não definidas entre filme e fibra, medindo entre 2 e 12 micrómetro (μm) e originais dos polímeros PE, PVC e PP. A origem desse material no leite materno pode ser tanto da ingestão da mãe de alimentos contaminados ou do uso de produtos de higiene que liberam microplásticos (Ragusa *et al.*, 2022).

Em outro estudo, Ragusa e demais autores notaram a presença de microplástico em amostras de placenta humana, através das análises utilizando microespectroscopia Raman o microplástico foi identificado nas três porções da placenta a membrana materna, fetal e amniocoriais. As mulheres que cederam as placentas para o estudo eram todas saudáveis e os partos foram naturais e ao final da gestação. Ao final do estudo, 12 pedaços de microplásticos foram encontrados sendo 5 nas porções fetais, 4 nas maternas e 3 na amniocoriais, o diâmetro variou entre 5 e 10 μm e todos coloridos sendo eles laranjas, azuis, vermelhos, rosas, de origem predominante de PP (Ragusa *et al.*, 2021).

Conclusões

Nos mais diversos cenários do planeta Terra, foi possível perceber sua presença na água, no solo, no ar, nos alimentos, nos produtos de higiene, nas vestimentas, além disso já foram encontrados microplásticos no sangue humano, na placenta humana e no leite materno de humanos. Com isso é possível afirmar que não existe mais uma rota de fuga para evitar tal contaminação, a qual já está bem presente no dia a dia devido a alta crescente do consumo, em maioria de componentes plásticos.

Em análise do tamanho dos microplásticos, muitos deles não são visíveis ao olho nu, o que gera mais uma problemática para conter essa grande poluição, dificultando os processos de uma possível remoção. A coloração dos microplásticos é, em geral, bem variada, porém alguns pigmentos têm maior aparecimento nos artigos publicados, na cor azul, vermelha e branca, já a maior aparição em relação aos formatos é das fibras e fragmentos.

O planeta está abraçado com os microplásticos, tornando-se difícil o local que não tenha a sua presença e com isso, esse material tem sido base de estudos ao redor de todo o mundo, devido a preocupação dos efeitos futuros no ecossistema. Ainda não é de conhecimento os efeitos que grandes concentrações de microplástico podem causar ao ser humano, mas como foi abordado esse componente já está presente na nossa cadeia alimentar e organismo, porém não é conhecido os danos para os seres humanos, diferente do que já se conhece dos efeitos do microplástico para os animais, principalmente os marinhos.

A importância da microscopia e da espectroscopia para a identificação do microplástico além de conseguir identificar sua coloração, formato e o polímero de origem, facilitando o conhecimento acerca da sua origem. As técnicas utilizadas nos estudos apresentados se mostraram fundamentais para a compreensão da origem, formato, quantidade, tamanho, coloração e distribuição dos microplásticos presentes nas amostras analisadas nos ambientes terrestres e aquáticos. A microscopia em geral é utilizada para verificar tamanho, formato e coloração enquanto a espectroscopia permite identificar o polímero de origem e fonte dos microplásticos estudados.

A poluição por microplástico é um assunto que está sendo observado e estudado apresentando grande acervo sobre o tema, porém juntamente com esse avanço dos estudos está a necessidade de diminuir o consumo de plásticos e produtos que originalmente já apresentam o microplástico na sua composição por ser um material de difícil remoção do meio e grande causador de danos.

Referências bibliográficas

- Alves, A., Ruffell, H., Evangeliou, N., Gaw, S., Revell, L., E. (2024) Modelled sources of airborne microplastics collected at a remote Southern Hemisphere site. *Atmospheric Environment*, **325**, 120437–120437. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2024.120437>
- Amato-Lourenço, L. F., Costa, N. D. S. X., Dantas, K. C., Galvão, L., D., S., Morales, F. N., Lombardi, S. C. F. S., Júnior, A. M., Lindoso, J. A. L., Ando, R., A., Lima, F., G., Carvalho-Oliveira, R., Mauad, T. (2022) Airborne microplastics and SARS-CoV-2 in total suspended particles in the area surrounding the largest medical centre in Latin America. *Environmental Pollution*, **292**, 118299. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118299>
- Andrades, R., Santos, R. S., Joyeux, J., Chelazzi, D., Cincinelli, A., Giarrizzo, T. (2018) Marine debris in Trindade Island, a remote island of the South Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, **137**, 180–184. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01487>
- Andrady, A. L. (2011) Microplastics in the Marine Environment. *Marine Pollution Bulletin*, **62**, 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Athira, T., Aarif, K., Thomas, J., A., Alatawi, A. S., Muzaffar, S. B., Nefla, A., Reshih, O. R., Jobiraj, T., Thejass, P. (2024) The threat of microplastics: Exploring pollution in coastal ecosystems and migratory shorebirds along the west coast of India. *Marine Pollution Bulletin*, **198**, 115912–115912. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.115912>
- Basaran, B., Özçifçi, Z., Akcay, H., T., Aytan, Ü. (2023) Microplastics in branded milk: Dietary exposure and risk assessment. *Journal of Food Composition and Analysis*, **123**, 105611–105611. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2023.105611>
- Bouadil, O., Benomar, M., El Ouarghi, H., Aboulhassan, M. A., Benbrahim, S. (2024) Identification and quantification of microplastics in surface water of a southwestern Mediterranean Bay (Al Hoceima, Morocco). *Waste Management Bulletin*, **2**(1), 142-151. <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2024.01.003>
- Buteler, M., Villalobos, E., Alma, A. M., Silva, L., Tomba, J. P. (2023) Management practice for small hive beetle as a source of microplastic contamination in honey and honeybee colonies. *Environmental Pollution*, **334**, 122151–122151. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122151>

- Ceccarini A., Corti, A., Erba, F., Modugno, F., La Nasa, J., Bianchi, S., Castelvetro, V. (2018) The Hidden Microplastics: New Insights and Figures from the Thorough Separation and Characterization of Microplastics and of Their Degradation Byproducts in Coastal Sediments. *Environmental Science & Technology*, **52**(10), 5634–5643. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01487>
- Chen, G., Feng, Q., Wang, J. (2020) Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of The Total Environment*, **703**, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>
- Din, K. S., Khokhar, M. F., Bunda, S. I., Qadir, A., Younas, F. (2024) Exploration of microplastic concentration in indoor and outdoor air samples: Morphological, polymeric, and elemental analysis. *Science of The Total Environment*, **908**, 168398. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168398>
- Fang, C., Awoyemi, H. S., Saiyanand, G., Xu, L., Niu-, J., Naidu, R. (2024) Characterising microplastics in indoor air: Insights from Raman imaging analysis of air filter samples. *Journal of Hazardous Materials*, **464**, 132969. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132969>
- Frias, J. P. G. L., Nash, R. (2019) Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin*, **138**(138), 145–147. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.022>
- Fogašová, K., Manko, P., Oboňa, J. (2022) The first evidence of microplastics in plant-formed fresh-water micro ecosystems: Dipsacus teasel phytotelmata in Slovakia contaminated with MPs. *BioRisk*, **18**, 133–143. <https://doi.org/10.3897/bioriski.18.87433>
- Goswami, P., Selvakumar, N., Verma, P., Saha, M., Suneel, V., Vinithkumar, N. V., Dharani, G., Rathore, C., Nayak, J. (2023) Microplastic intrusion into the zooplankton, the base of the marine food chain: Evidence from 539 the Arabian Sea, Indian Ocean. *Science of The Total Environment*, **864**, 160876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160876>
- Guo, J., Huang, X., Xiang, L., Wang, Y., Li, Y., Li, H., Cai, Q., Mo, C., Wong, M. (2020) Source, migration and toxicology of microplastics in soil. *Environment International*, **137**, 105263. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105263>
- Hongsawat, P., Thinsong, W., Chouychai, B., Punyapalakul, P., Prarat, P. (2024) Microplastics in retail shellfish from a seafood market in eastern Thailand: Occurrence and risks to human food safety. *Marine Pollution Bulletin*, **201**, 116228–116228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116228>
- Islam, M., S., Rahman, M., Larpruenrudee, P., Arsalanloo, A., Beni, H., Islam, M., Md., A., Gu, Y., Sauret, E. Islam, M. S. (2023) How microplastics are transported and deposited in realistic upper airways? *Physics of Fluids*, **35**(6). <https://doi.org/10.1063/5.0150703>
- Kim, Y., Jeong, E., Lee, J., Chia, R. W., Raza, M. (2023) Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. *Environmental Research*, **226**, 115682. 552 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115682>
- Leslie, H. A., Van Velzen, M. J. M., Brandsma, S. H., Vethaak, D., Garcia-Vallejo, J. J., Lamoree, M. H. (2022) Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International*, **163**(107199), 107199. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107199>
- Li, J., Liu, H., Paul Chen, J. (2018) Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, **137**, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
- Liao, Y., Tang, Q., Yang, J. (2023) Microplastic characteristics and microplastic-heavy metal synergistic contamination in agricultural soil under different cultivation modes in Chengdu, China. *Journal of Hazardous Materials*, **459**, 132270–132270. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132270>
- Montagner, C., Dias, M. A., Paiva, E. M., Vidal, C. (2021) Microplásticos: ocorrência ambiental e desafios analíticos. *Química Nova*, **44**(10). <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170791>
- Munno, K., Hoopes, L., Lyons, K., Drymon, M., Frazier, B., Rochaman, C. (2024) High microplastic and anthropogenic particle contamination in the gastrointestinal tracts of tiger sharks (*Galeocerdo cuvier*) caught in the western North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, **344**, 123185–123185. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123185>

- Napper, I. E., Davies, B. F. R., Clifford, H., Elvin, S., Koldewey, H. J., Mayewski, P. A., Miner, K. R., Potocki, M., Elmore, A. C., Gajurel, A. P., Thompson, R. C. (2020) Reaching New Heights in Plastic Pollution—Preliminary Findings of Microplastics on Mount Everest. *One Earth*, **3**(5), 621–630. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.10.020>
- Özçifçi, Z., Basarah, B., Akçay, H. (2023) Microplastic contamination and risk assessment in table salts: Turkey. *Food and Chemical Toxicology*, 175, 113698. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2023.113698>
- Palazot, M., Soccalingame, L., Froger, C., Joliver, C., Bispo, A., Kedzierski, M., Bruzard, S. (2024) First national reference of microplastic contamination of French soils. *Science of The Total Environment*, **918**, 170564–170564. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170564>
- Patidar, K., Ambade, B., Verma, S. K., Mohammad, F. (2023) Microplastic contamination in water and sediments of Mahanadi River, India: An assessment of ecological risk along rural-urban area. *Journal of Environmental Management*, **348**, 119363–119363. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119363>
- Peng, X., Chen, M., Chen, S., Dasgupta, H., Xu, H., Ta, K., Du, M., Li Guo, Z., Bai, S. (2018) Microplastics contaminate the deepest part of the world's ocean. *Geochemical Perspectives Letters*, **9**, 1–5. <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4797143>
- Ragusa, A., Notarstefano, V., Svelato, A., Belloni, A., Gioacchini, G., Blondeel, C., Zucchelli, E., De Luca, C., D'avinno, S., Gulotta, A., Carnevali, O., Giorgini, E. (2022) Raman Microspectroscopy Detection and Characterisation of Microplastics in Human Breastmilk. *Polymers*, **14**(13), 2700. <https://doi.org/10.3390/polym14132700>
- Ragusa, A., Svelato, A., Santacroce, C., Catalano, P., Notarstefano, V., Carnevali, O., Papa, F., Ringioletti, M., C., A., Baiocco, F., Draghi, S., D'amore, E., Rinaldo, D., Matta, M., Giorgini, E. (2021) Plasticenta: First evidence of microplastics in human placenta. *Environment International*, **146**(106274), 106274. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106274>
- UNESP. Universidade Estadual de São Paulo (2015) *Tipos de revisão de literatura*. Acesso em 04 de março de 2024. Disponível em: [tipos-de-revisao-de-literatura.pdf\(unesp.br\)](tipos-de-revisao-de-literatura.pdf(unesp.br))
- Zhou, G., Wu, Q., Wei, X., Chen, C., Ma, J., Crittenden, J. C., Liu, B. (2023) Tracing microplastics in rural drinking water in Chongqing, China: Their presence and pathways from source to tap. *Journal of Hazardous Materials*, **459**, 132206–132206. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132206>
- Zhou, Y., Ele, G., Jiang, X., Yao, L., Ouyang, L., Liu, X., Liu, W., Liu, Y. (2021) Microplastic contamination is ubiquitous in riparian soils and strongly related to elevation, precipitation and population density. *Journal of Hazardous Materials*, **411**, 125178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125178>

REVISTA AIDIS

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

TRATAMENTO DE ÁGUA RESIDUÁRIA DE LATICÍNIO EM FILTRO ANAERÓBIO COM BIOMASSA IMOBILIZADA DE FLUXO DESCENDENTE OPERADO EM BATELADA ALIMENTADA

Giglieli Gislon¹
Fatima de Lourdes Collar Silva¹
* Maria Magdalena Ribas Döll²

TREATMENT OF DAIRY WASTEWATER IN A DOWN-FLOW ANAEROBIC FILTER WITH IMMOBILIZED BIOMASS OPERATED IN FED-BATCH

Recibido el 5 de octubre de 2024. Aceptado el 22 de abril de 2025

Abstract

This paper aim was to analyze the down-flow anaerobic filter performance operated in fed-batch with immobilized biomass in pilot scale in the treatment of dairy effluent. The filter was built using PVC with useful volume of 90 L. The reactor was filled with three layers: stone gravel, mixing of blast-furnace slag and limestone and rolled pebble. The filter was operated during 147 days with increasing organic volumetric loading rate (OLR) from 1.4 to 9.6g COD L⁻¹ d⁻¹. The removal efficiency of chemical oxygen demand (COD) maximum was 60% after 65 days of operation with COD of 4.4g COD L⁻¹ d⁻¹ and 59% after 110 days with COD of 7.1 g COD L⁻¹ d⁻¹. The pH remained between 6.5 and 7.3 and the electrical conductivity between 6.6 and 9.5 mS cm⁻¹. There was generation of bicarbonate alkalinity from 1647 mgHCO₃⁻ L⁻¹ and total volatile acidity at the bottom had an average value of 626.3 mgHAc L⁻¹. The Total Solids, Total Fixed Solids and Total Volatile Solids had an average efficiency removal from 79%, 20% and 89%, respectively. The maximum biogas production was 55.95 L d⁻¹ at STP.

Keywords: anaerobic digestion, biofilm, discontinuous, industrial effluent, milk.

¹ Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Maringá - Paraná, Brasil.

² Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa – Campus Uvaranas, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Campus de Uvaranas, Av. General Carlos Cavalcanti, 4748, 84030-900, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. Email: mmrdoll@uepg.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho do filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada em escala piloto no tratamento de efluentes de laticínio. O filtro foi construído em PVC com volume útil de 90 L. O reator foi preenchido com 3 camadas: pedra brita, mistura de escória de alto forno e pedra de calcário e seixo rolado. O filtro foi operado por 147 dias com aumento da carga orgânica volumétrica (COV) de 1.4 a 9.6g DQO L⁻¹d⁻¹. A eficiência de remoção da demanda química de oxigênio (DQO) máxima, da camada inferior, foi de 60% aos 65 dias de operação com COV de 4.4g DQO L⁻¹d⁻¹ e 59 % aos 110 dias com COV de 7.1 gDQO L⁻¹d⁻¹. O pH permaneceu entre 6.5 e 7.3 e a condutividade elétrica entre 6.6 e 9.5 mS.cm⁻¹. Houve geração de alcalinidade ao bicarbonato de até 1647 mgHCO₃⁻ L⁻¹ e a acidez volátil total da camada inferior teve um valor médio de 626.3 mgHAc L⁻¹. Os Sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis tiveram uma eficiência de remoção média de 79%, 20% e 89%, respectivamente. A máxima produção de biogás foi de 55.95 L d⁻¹ nas CNTP.

Palavras-chave: biodigestão anaeróbia, biofilme, descontínuo, efluente industrial, leite.

Introdução

Os laticínios de pequeno e médio porte instalados em todo o Brasil, especialmente no interior do estado do Paraná, enfrentam dificuldades financeiras para manter pessoal especializado, capaz de trabalhar com inovações tecnológicas e operar sistemas de tratamento das águas residuárias geradas no processo produtivo. Em função disso, é comum que muitos desses estabelecimentos lancem seus efluentes sem qualquer tipo de tratamento nos corpos hídricos ou, quando existe algum sistema de tratamento, este se encontra em condições precárias de operação, diante da ausência de alternativas técnicas acessíveis financeiramente. Essa realidade contribui significativamente para a poluição do solo e da água (Mendes *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2023; Ye *et al.*, 2023), uma vez que o descarte inadequado desses efluentes pode provocar sérios danos ambientais em maior escala, como o empobrecimento da qualidade da água por excesso de nutrientes e a liberação de gases que contribuem para o aquecimento global. Torna-se, portanto, essencial garantir o tratamento adequado desses resíduos antes de seu descarte (Ye *et al.*, 2023).

A indústria de laticínios emprega uma série de processos físicos e reações bioquímicas no tratamento do leite, incluindo aquecimento, desnatamento, homogeneização, secagem, filtragem, fermentação, padronização e coagulação, para a produção de diversos produtos finais. Os principais produtos da indústria láctea incluem leite para consumo, queijo, creme, manteiga e soro de leite, sendo que a aplicação dos processos e as condições utilizadas variam conforme o produto desejado (Stasinakis *et al.*, 2022).

As águas residuárias da indústria de laticínios são originadas principalmente dos processos de limpeza e lavagem durante a produção de leite e derivados (Silva *et al.*, 2023). Esses efluentes apresentam características similares às do leite, com alta carga orgânica representada por elevadas concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de

oxigênio (DBO), óleos e graxas, nitrogênio e fósforo (Brião, 2000; Kolev Slavov, 2017; Madrona, 2007). Estima-se que, para cada quilo de queijo produzido, sejam gerados de 9 a 12 litros de água residuária (Santos, Ferreira, 2001).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), cerca de 930 milhões de toneladas de leite foram produzidas globalmente em 2022, representando um aumento de 0.22% em relação a 2021 (Ye *et al.*, 2023). Para cada litro de leite processado, são gerados entre 6 e 10 litros de águas residuárias, totalizando entre 4 e 11 milhões de toneladas desses efluentes lançados anualmente no meio ambiente. Tais resíduos apresentam alta DQO devido à presença de lipídios, açúcares, ácidos graxos, proteínas, óleos e graxas, além de detergentes oriundos das etapas de lavagem (Silva *et al.*, 2023).

Estudos demonstram que a geração de águas residuárias nas indústrias de laticínios varia amplamente ao longo do dia e conforme o tipo de atividade executada como produção ou limpeza, sendo a vazão e o volume diretamente afetados pelo processamento, tipo de produto e perfil operacional da planta (Struk-Sokołowska *et al.*, 2018; Saraiva *et al.*, 2009). Várias tecnologias para o tratamento desta água residuária são continuamente avaliadas: lodos ativados (Daniel, 2008), lagoas de estabilização (Abreu Dias *et al.*, 2006), reatores anaeróbios, como o reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) (Campos *et al.*, 2004), esferas imobilizadas em lodo incorporadas com nanopartículas de polianilina (Hellal *et al.*, 2022), biorreator de membrana anaeróbia de alta taxa (AnMBR) (Ye *et al.*, 2023), AnMBR termofílico (Ye *et al.*, 2022), reator em batelada para o reator em batelada de sequenciamento anaeróbio (ASBR) (Atasoy *et al.*, 2020), biorreator de membrana anaeróbia de fluxo lateral (AnMBR) (Tan *et al.*, 2021).

Como existem diversos modelos de reatores anaeróbios, Bicalho (2007) recomenda que sejam selecionados conforme dimensões, tempo de ciclo, tempo de detenção celular, separação de fases, suporte de carga orgânica, regime hidráulico e vazão de operação. Segundo Muliterno *et al.* (2005), os processos descontínuos em batelada alimentada apresentam como vantagem, em relação à batelada simples, a mitigação dos efeitos tóxicos das elevadas concentrações iniciais de substrato.

A literatura reporta amplamente o uso de reatores anaeróbios de filme fixo, de leito estacionário e de leito expandido, com destaque para os filtros anaeróbios e os reatores de leito expandido aplicados ao tratamento de efluentes industriais. Os materiais mais frequentemente empregados em filtros anaeróbios incluem pedra britada, escória triturada, tufo vulcânico, peças de cerâmica ou plástico, coque, hulha e ripas de madeira (principalmente em pequenas instalações). Após algumas semanas de operação, esses materiais se cobrem com uma camada bacteriana que forma um biofilme mucilaginoso (com espessura de 2 a 3 mm), aderido ao meio suporte. É nesse biofilme, especialmente na sua superfície, que ocorrem os processos de purificação (Imhoff e Imhoff, 1996).

Outro suporte promissor é o uso de pedras de calcário, material considerado eficiente e barato segundo Souza (2007), pois influencia na elevação do pH do efluente e apresentou resultados satisfatórios no tratamento de vinhaça. No Brasil, os principais materiais utilizados como meio suporte em filtros anaeróbios inclui pedra britada, anéis de plástico, elementos cerâmicos, módulos plásticos, elementos de madeira e escória de alto-forno proveniente de siderúrgicas. A pedra britada é geralmente usada nos tamanhos nº 4 (50 mm – 76 mm) ou nº 5 (76 mm – 100 mm), apresentando resultados satisfatórios, conforme relatado por Chernicharo (1997). Além disso, também são empregados cilindros plásticos perfurados, esferas perfuradas e gomos de bambu (Campos *et al.*, 2008).

A escolha pelo uso de um reator de crescimento aderido, como o filtro anaeróbio de fluxo descendente, justifica-se por suas vantagens operacionais e pela sua adequação a realidades com recursos limitados, como ocorre em pequenos e médios laticínios. Reatores com biomassa imobilizada oferecem maior estabilidade ao processo anaeróbio devido à retenção de microrganismos no meio suporte, favorecendo a formação de biofilmes ativos mesmo sob condições de alimentação intermitente (Chernicharo, 1997; Imhoff e Imhoff, 1996). Isso é especialmente vantajoso em sistemas operados em batelada, pois reduz os impactos de variações bruscas na carga orgânica e contribui para a eficiência do tratamento. Além disso, a simplicidade de operação, o baixo consumo energético e a possibilidade de empregar materiais de enchimento de baixo custo, como pedras de calcário ou brita, tornam essa tecnologia economicamente viável (Campos *et al.*, 2008; Souza, 2007). Por outro lado, esses sistemas requerem cuidados no dimensionamento hidráulico e no controle da concentração de sólidos, a fim de evitar o entupimento do leito e perdas de eficiência ao longo do tempo (Bicalho, 2007). Diante dessas características, os filtros anaeróbios de fluxo descendente com biomassa aderida configuram-se como uma alternativa promissora e de baixo custo para pequenos produtores no tratamento de águas residuárias de laticínios.

Nesse contexto, este trabalho objetivou avaliar o desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada no tratamento anaeróbio da água residuária originada do processamento de leite.

Material e métodos

Água residuária

A água residuária foi coletada em um laticínio do município de Tapira, noroeste do Paraná, que processava em média 4000 L d⁻¹ de leite. O laticínio processava queijo muçarela, queijo prata e ricota como subproduto, gerando uma considerável quantidade de água residuária, soro e água de salmoura. O processamento de 1.0 L de leite gerava uma média de 850 mL

de água residuária. No decorrer do experimento foram realizadas seis coletas de água residuária que foi armazenada em ambiente protegido em temperatura ambiente, tendo sua composição analisada temporalmente na alimentação do reator.

Inóculo

O inóculo utilizado no sistema foi lodo proveniente do reator RALF (Reator anaeróbico de Leito Fluidizado) da estação de tratamento de esgoto sanitário localizada no município de Cidade Gaúcha (PR). Esse lodo apresentava concentrações médias de sólidos totais (ST) de 999.7 mg L⁻¹ e de sólidos voláteis (STV) de 958.2 mg L⁻¹, com uma relação STV/ST de 96%, indicando predominância de biomassa orgânica em sua composição.

Materiais suporte

A faixa granulométrica dos materiais utilizados como suporte no sistema de filtração foi claramente definida. A brita comercial nº 4 de origem basáltica, com granulometria entre 50 mm e 76 mm, foi utilizada no estudo. As camadas de escória de alto forno de siderúrgica, pedra de calcário dolomítico e seixo rolado foram padronizadas com granulometria de 75 mm e 47.5 mm, utilizando peneiras granulométricas para garantir a uniformidade dos materiais.

A escória de alto forno de indústria recicladora de bateria automotiva é um resíduo sólido resultante da fundição do chumbo. Segundo empresas pesquisadas por Matos e Ferreira (2007) correspondem aproximadamente 16 a 25% do total fundido, gerando grande quantidade de resíduo sem nenhuma aplicação.

A escória utilizada neste estudo não foi analisada diretamente. No entanto, para fornecer uma referência aproximada da composição, foram considerados os dados apresentados por Kreusch (2005), uma vez que o processo produtivo da escória utilizada era o mesmo descrito pelo autor. Segundo Kreusch (2005), a composição química da escória foi determinada por Fluorescência de Raios X (FRX), apresentando os seguintes teores elementares: Fe (ferro – 42.13%), O (oxigênio – 37.40%), S (enxofre – 8.17%), Si (silício – 5.05%), Pb (chumbo – 2.77%), Ca (cálcio – 0.87%), Al (alumínio – 0.61%), Cu (cobre – 0.51%), Zn (zinco – 0.45%) e Mn (manganês – 0.33%). Reconhece-se que podem ocorrer variações na composição devido a diferenças nas matérias-primas e nas condições operacionais do processo, porém, a referência utilizada fornece uma estimativa confiável da composição esperada da escória. Os materiais suporte utilizados no experimento, estão ilustrados na Figura 1.

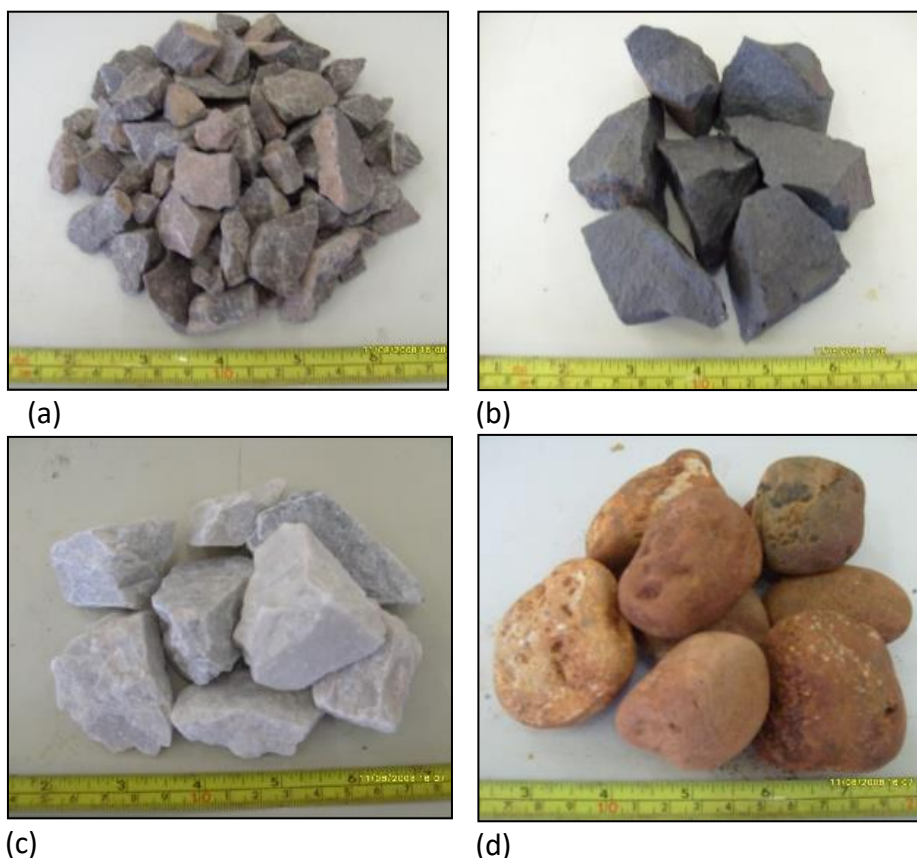


Figura 1. Materiais suporte utilizados: (a) pedra brita; (b) escória de alto forno; (c) pedra de calcário; (d) seixo rolado.
Fonte: Elaborado pelos autores.

Unidade experimental

O sistema experimental foi instalado em casa de vegetação no município de Cidade Gaúcha, Paraná, localizada geograficamente a latitude 23°21'33'', longitude 52°55'50'' e altitude de 381 m (INMET, 2009). A temperatura foi registrada por um termohigrômetro digital diariamente no período diurno, sempre no horário matutino. O experimento foi operado durante 197 dias. A instalação em casa de vegetação teve como objetivo minimizar a influência de fatores climáticos externos, como variações bruscas de temperatura, precipitação e ventos. Esse ambiente controlado contribuiu para a estabilidade térmica do sistema, favorecendo o desenvolvimento da biomassa imobilizada e garantindo maior reprodutibilidade dos resultados.

Filtro anaeróbico de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada

O sistema de tratamento foi construído em PVC (cloreto de polivinila) com volume total (V_t) de 200 L, diâmetro de 0.57 m, altura de 0.83 m e volume útil (V_u) de 90 L, dividido em três camadas de diferentes materiais suporte para os microrganismos: pedra brita, mistura de escória de alto forno e pedra de calcário, e seixo rolado, todos com uma granulometria máxima de 0.075 m de diâmetro, conforme Figura 2. Cada camada teve aproximadamente 0.25 m de altura com volume próximo a 0.062 m^3 . A camada inferior (P3) foi constituída de pedra brita nº 4 que ocupou um volume igual a 0.031 m^3 , com densidade de 3170 kg m^{-3} . A camada intermediária (P2) foi constituída de 90% (p/p) de escória, com densidade de 5310 kg m^{-3} misturada com 10% (p/p) de pedra de calcário, com densidade de 3180 kg m^{-3} , ocupando um volume igual a 0.03 m^3 . A camada superior (P1) foi preenchida com seixo rolado com volume 0.035 m^3 e densidade de 2520 kg m^{-3} e foi destinada na parte superior desta camada uma faixa de 0.10 m, para acúmulo do biogás gerado no processo de degradação anaeróbia do afluente do sistema. Na parte inferior de cada camada, instalou-se um registro de saída ao longo da altura para coleta de amostras visando o monitoramento físico-químico do efluente tratado.

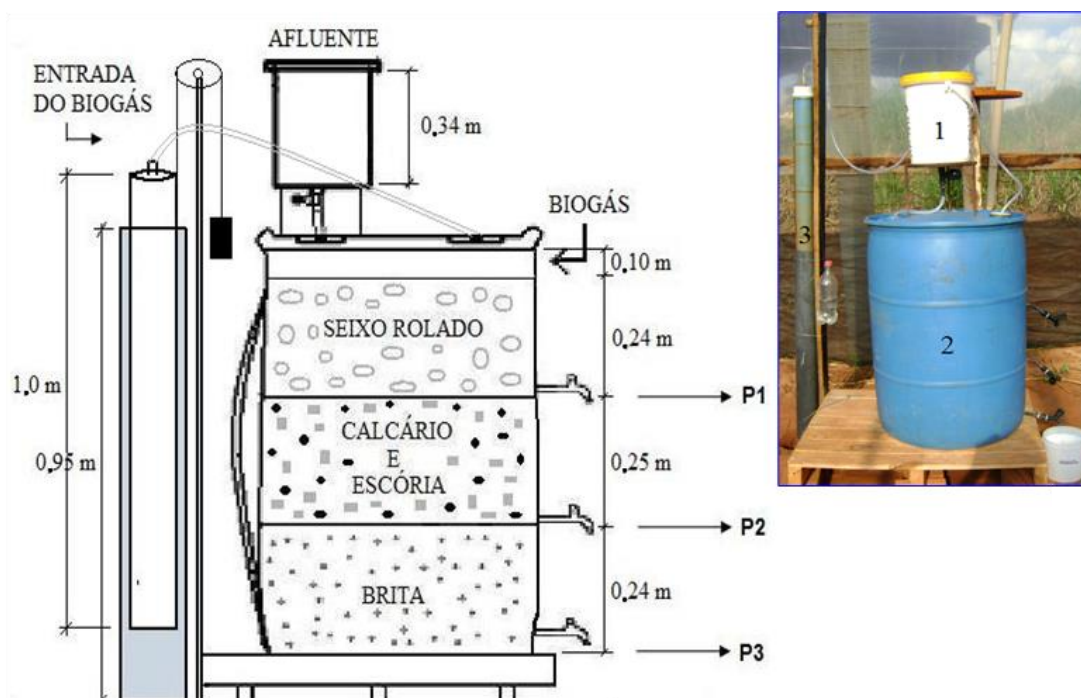


Figura 2. Esquema do filtro anaeróbico de fluxo descendente operado em batelada alimentada com biomassa imobilizada, detalhe da fotografia do aparato experimental: onde (1) sistema de armazenagem e abastecimento do afluente do sistema; (2) filtro anaeróbico e (3) gasômetro tipo cúpula flutuante. Fonte: Elaborado pelos autores.

Gasômetro tipo cúpula flutuante

O gasômetro foi do tipo cúpula flutuante foi construído em PVC com diâmetro de 0.075 m, altura de 1.0 m. A base (suporte) da cúpula flutuante tinha 0.1 m de diâmetro e altura de 0.95 m sendo preenchida totalmente com água, para que a cúpula flutuasse e então se deslocasse com a produção de biogás gerada pelo filtro. O gasômetro foi construído acoplado ao suporte do filtro anaeróbio, formando um sistema de filtro e gasômetro conforme detalha 1 da fotografia e esquema experimental da Figura 2.

O biogás produzido foi medido diariamente no período diurno em 3 intervalos consecutivos de 3 horas (das 8 às 11, das 11 às 14 e das 14 às 17 horas), contabilizando a produção de biogás de 9 horas por dia. O monitoramento foi realizado no período diurno porque o filtro não foi alimentado continuamente, não alimentando o sistema no período noturno.

Para expressar o volume do gás em condições normais de temperatura e pressão (CNTP) pode-se utilizar a Equação de Clapeyron ($PV=nRT$) que é a equação de estado dos gases ideais, em que P é a pressão do gás (em atm, Pa ou mmHg), V é o volume do gás (em L ou m³), n = número de mols do gás (mol), R é a constante universal dos gases (0.0821 L·atm·mol⁻¹·K⁻¹ ou 62.36 L·mmHg·mol⁻¹·K⁻¹ e T é a temperatura absoluta (Kelvin, K). Porém, quando os volumes não estão em CNTP, podemos usar a relação entre duas condições diferentes da equação dos gases ideais, conforme sugerido por Barana (2000):

$$\frac{P_0 \times V_0}{T_0} = \frac{P_1 \times V_1}{T_1} \times F \quad (1)$$

Em que: P₀ - pressão na CNTP (760 mmHg); V₀ - volume na CNTP (requerido); T₀ - temperatura na CNTP (273 K); P₁ - pressão local do município de Cidade Gaúcha – PR (759.24 mmHg); V₁ - volume medido (L); T₁ - temperatura média (K); F - fator de correção de umidade do biogás com relação à temperatura menor que 30 °C, utilizando um valor de 0.9540 conforme tabela apresentada por Barana (2000).

Substituindo os valores locais e os obtidos, a equação ajustada para converter o volume corrigido (V₀) do biogás medido para as condições normais de temperatura e pressão (CNTP) é:

$$V_0 = V_1 \times \frac{P_1}{P_0} \times \frac{T_0}{T_1} \times F \quad (2)$$

Análise de monitoramento

As análises físico-químicas realizadas foram pH (potencial hidrogeniônico), CE (condutividade elétrica), DQO (demanda química de oxigênio), ST (sólidos totais), STF (sólidos totais fixos) e TSS (sólidos totais suspensos), conforme metodologias descritas no *Standard Methods for the*

Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012). A AB (atividade biológica) e a AVT (acidez volátil total) foram determinadas seguindo a metodologia de DiLallo e Albertson (1961).

Para as análises de pH (seção no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 4500-H+), condutividade elétrica (CE - 2510), e TSS (2540-B), foram utilizados equipamentos potenciométricos, como pHmetro e condutivímetro. A análise de DQO (5220-A) foi realizada pelo método de digestão com dicromato de potássio em meio ácido. Os sólidos totais e sólidos totais fixos (2540 B) foram obtidos a partir do resíduo da evaporação da amostra, seguido de calcinação para obtenção dos STF.

As leituras do pH e CE foram realizadas todos os dias de operação, sempre no período vespertino, no horário da terceira alimentação (14 horas) e a AB, AVT e a DQO foram realizadas em todas as camadas do filtro (P1, P2 e P3) a cada 5 dias. Os sólidos foram feitos a cada 5 dias, somente da primeira camada (P1), última camada (P3) e da água residuária bruta.

Condução experimental

Para a partida do filtro realizou-se a inoculação com a adição de 24 L de lodo de esgoto, correspondendo a 27% do V_u do reator. Após 50 dias da inoculação, completou-se o filtro com 66 L de água potável para atingir o V_u de 90 L. Em seguida, adicionaram-se e retiraram-se volumes iguais de água residuária de laticínio a cada 3 horas, contabilizando 9 horas.

O filtro foi operado por fases, nas quais a COV de afluente teve um aumento gradativo, com o intuito de adaptar o sistema a uma COV máxima. As fases foram separadas por I, II, III, IV, V, VI, VII com diferentes volumes de água residuárias aplicada diariamente de 3, 5, 8, 10, 12, 16 e 12 L respectivamente, divididas em 4 abastecimentos diários, com intervalos de 3 horas, sendo às 8, 11, 14 e 17 horas.

O filtro tinha fluxo descendente e foi operado em batelada alimentada, devido à geração do efluente no laticínio ser intermitente, tendo um fluxo descontínuo. Na Tabela 1 estão apresentadas condições operacionais de cada fase experimental como tempo de operação (TO), tempo de ciclo (TC), volume de efluente adicionado ao filtro ($V_{adic.}$) e carga orgânica volumétrica (COV) (equação 3) de DQO.

A carga orgânica volumétrica (COV) foi calculada considerando a seguinte fórmula por Chernicharo (1997):

$$COV = \frac{DQO_{afluente} \times Q_{entrada}}{Volume\ do\ reator} \quad (3)$$

Em que: $DQO_{aficiente}$: é o valor de DQO da água residuária ($g.L^{-1}$); $Q_{entrada}$: vazão de entrada, considerada como o volume diário de alimentação ($L.d^{-1}$), $Volume\ do\ reator$: volume total do reator (L).

Tabela. Condições operacionais de cada fase experimental para o tratamento de água residuária de laticínio

Fase	Duração d	TC d	$DQO_{aficiente}^*$ $g.L^{-1}$	$Q_{entrada}$ $L.d^{-1}$	COV $g.L^{-1}.d^{-1}$
I	15	30	42.53 (1)	3.0	1.40
II	18	18	42.32 ± 6.26 (2)	5.0	2.33
III	16	11	59.17 ± 28.29 (4)	8.0	5.27
IV	19	9	44.81 ± 5.27 (4)	10.0	4.48
V	26	8	70.07 ± 25.61 (5)	12.0	9.10
VI	02	6	53.12 (1)	16.0	9.56
VII	51	8	54.86 ± 25.59 (9)	12.0	7.13

* *média \pm desvio padrão (número de amostras). TC: tempo de ciclo (d); $DQO_{aficiente}$: valor de demanda química de oxigênio no afluente ($g.L^{-1}$); $Q_{entrada}$: volume diário de alimentação ($L.d^{-1}$); COV: carga orgânica volumétrica ($g.DQO.L^{-1}.d^{-1}$)*

Como mostrado na Tabela 1, o tempo de operação e o tempo de ciclo nas diversas fases, tiveram uma variação, tendo uma redução maior na fase VI, devido o volume adicionado de água residuária ($16 L.d^{-1}$) ser maior do que o sistema conseguiu tratar, pois as variações de alimentação não eram previamente fixas e dependiam do desempenho do reator, portanto o volume adicionado na fase V foi reduzido para $12 L.d^{-1}$.

Resultados e discussão

Caracterização do efluente

O sistema operou por 197 dias, sendo considerados para análise os 147 dias após o período de adaptação microbiológica (50 dias sem alimentação). Durante cinco meses (setembro a janeiro), foram coletados e analisados seis lotes de águas residuárias brutas de laticínio (Tabela 2).

O efluente apresentou caráter ácido (pH médio de 3.40 ± 0.49) e elevada carga orgânica, com média de DQO de $49.56 \pm 15.07 g.L^{-1}$ e STV representando 85% dos sólidos totais ($55.83 \pm 24.84 g.L^{-1}$). Esses resultados indicam alta biodegradabilidade, o que reforça a viabilidade do tratamento anaeróbio.

A CE média foi de $6.9 \pm 1.24 \text{ mS cm}^{-1}$, evidenciando significativa presença de sais solúveis, o que pode favorecer a aplicação do efluente tratado como fonte de nutrientes na fertirrigação. A acidez volátil total (AVT) foi elevada (média de $3522 \pm 1522 \text{ mg HAc L}^{-1}$), refletindo a presença de produtos intermediários da fermentação.

A ausência de alcalinidade total ($AB = 0 \text{ mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$) indica baixa capacidade tampão do efluente bruto, fator que deve ser considerado na operação anaeróbia para evitar quedas excessivas de pH.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos de seis diferentes lotes de águas residuárias de laticínio usados no experimento (média de duplicatas)

Variáveis	Datas das coletas da água residuária						Média \pm DP (n)*
	09/09	25/09	24/10	17/11	10/12	05/01	
pH	3.06	3.16	3.18	3.29	4.39	3.34	3.40 ± 0.49 (6)
AB ($\text{mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$)	0	0	0	0	0	0	0
AVT (mgHAc L^{-1})	3636	2664	3432	2580	2366.8	6456	3522 ± 1522 (6)
DQO (g L^{-1})	42.53	37.89	79.46	48.65	43.59	45.23	49.56 ± 15.07 (6)
ST (g L^{-1})	45.24	41.44	80.90	85.78	43.00	92.46	64.80 ± 23.95 (6)
STF (g L^{-1})	11.50	7.70	8.60	11.74	9.46	4.86	8.98 ± 2.57 (6)
STV (g L^{-1})	33.74	33.74	72.30	74.04	33.54	87.60	55.83 ± 24.84 (6)
CE (mS cm^{-1})	7.25	7.05	5.52	8.82	5.54	7.19	6.9 ± 1.24 (6)

* DP - desvio padrão; n - números de amostras analisadas; pH: potencial hidrogeniônico; AB: alcalinidade total expressa em bicarbonato ($\text{mgHCO}_3 \text{ L}^{-1}$); AVT: acidez volátil total, expressa como ácido acético (mgHAc L^{-1}); DQO: demanda química de oxigênio (g L^{-1}); ST: sólidos totais (g L^{-1}); STF: sólidos totais fixos (g L^{-1}); STV: sólidos totais voláteis (g L^{-1}); CE: condutividade elétrica (mS cm^{-1}).

Monitoramento do filtro

O pH da camada superior com seixo rolado (P1) variou de 5.80 a 7.59, mantendo-se dentro dessa faixa ao longo dos dias (Figura 3-a). Esse comportamento foi influenciado pelo efeito de diluição, visto que a água residuária bruta tinha um pH médio de 3.40, com desvio padrão de 0.49. Observou-se que o pH do P2 e P3 variou de 4.48 a 7.85, ficando mais próximos da faixa de 6.5 a 7.3 durante a fase de adaptação e partida do sistema (fase I), com uma média de 6.54, o que é ideal para a digestão anaeróbia (Campos *et al.*, 2004). Na fase II, o pH do P2 (camada intermediária com calcário e escória) variou de 6.0 a 8.0 devido à correção da acidez proporcionada pela escória e calcário, conforme Prado *et al.* (2002).

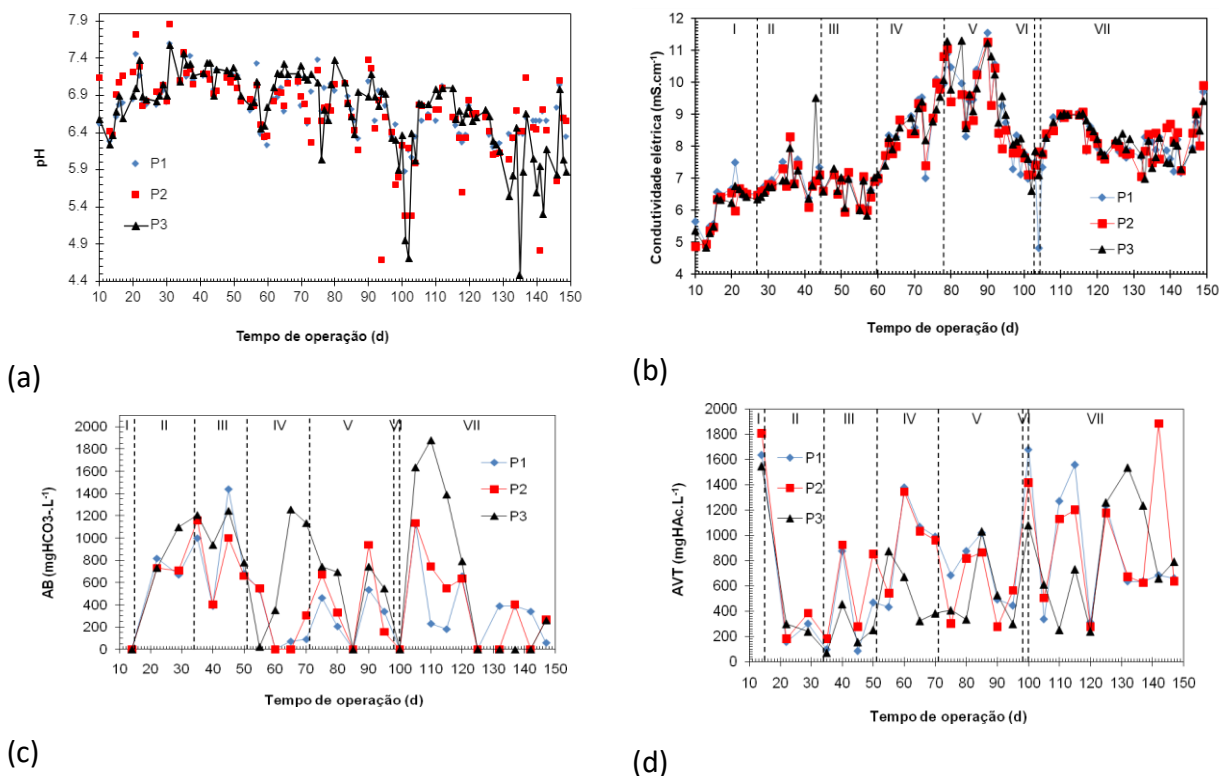


Figura 3. Resultados das análises de monitoramento: a) pH ao decorrer de todas as fases experimentais (a); valores de monitoramento da CE ao longo das fases (b); resultados do monitoramento da AB durante todas as fases experimentais (c); apresentação dos resultados obtidos de AVT do sistema (d).

Nas fases III, IV e até os 90 dias da fase V, o pH permaneceu estável entre 6.03 a 7.42. No entanto, após 90 dias (fase VI e VII), houve uma queda do pH nos pontos P2 e P3, com P3 apresentando pH de 4.48 aos 135 dias de operação, o que não favoreceu o desempenho das arqueas metanogênicas. Comparando com o trabalho de Campos *et al.* (2004), que obteve equilíbrio dinâmico em 30 dias com valores de COV entre 0.34 e 0.71 g DQO L⁻¹ d⁻¹, o pH no presente estudo não atingiu esse equilíbrio, alcançando média de 7.19 apenas na fase III, com COV de 5.27 g DQO L⁻¹ d⁻¹.

A condutividade elétrica (CE) variou de 4.82 a 11.56 mS cm⁻¹ ao longo das fases experimentais (Figura 3-b), mantendo-se entre 6.6 e 9.5 mS cm⁻¹ entre os pontos de amostragem P1, P2 e P3. Observou-se maior instabilidade nas fases V, VI e VII, com valores de CE aumentando de 6.0 para 12.0 mS cm⁻¹ até os 90 dias iniciais de operação, correlacionando-se com o aumento da COV aplicada ao filtro. Esses valores de CE são elevados, comparáveis à água do mar, que pode atingir até 12 mS cm⁻¹ (Carter e Howe, 2006).

Na fase VI, o volume de água adicionado aumentou de 12 L d⁻¹ para 16 L d⁻¹, e a COV variou de 9.10 g DQO L⁻¹ d⁻¹ para 9.56 g DQO L⁻¹ d⁻¹ (Tabela 1). No entanto, a CE não acompanhou esse aumento, sendo a menor CE observada no P2 aos 21 dias de operação (fase II), com 1.5 mS cm⁻¹, sem variação significativa nos dias subsequentes.

Os gráficos da Figura 4-a e 4-b mostram a variação da DQO (Figura 4-a) e a eficiência de remoção de DQO (Figura 4-b) nos três pontos de amostragem (P1, P2 e P3) do filtro anaeróbio. Observa-se instabilidade durante todo o período de monitoramento e baixa eficiência de remoção a partir do 120º dia de operação (Figura 4-b).

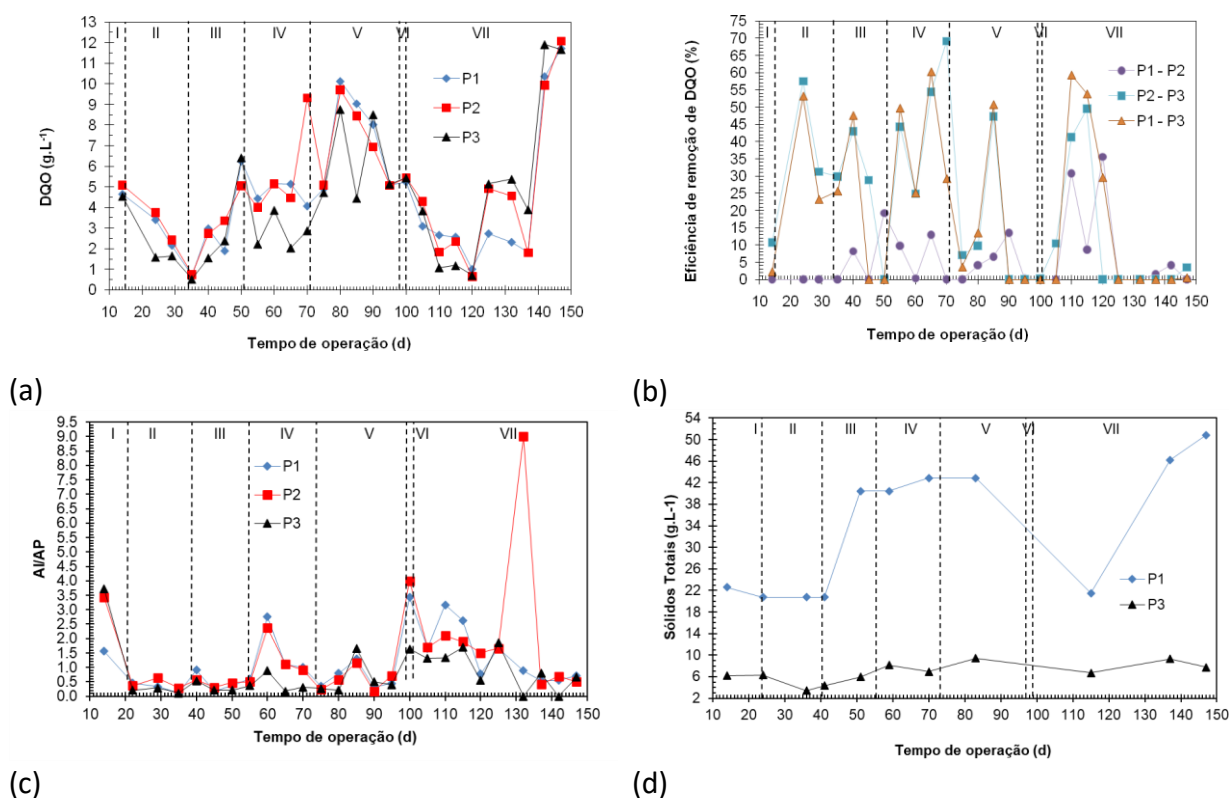


Figura 4. Variação da DQO ao longo de todas as fases experimentais (a); eficiência de remoção de DQO (%) em todas as fases (b); resultados do monitoramento da relação alcalinidade intermediária e parcial (Al/AP) durante todas as fases experimentais (c); sólidos totais (d).

Situações semelhantes foram descritas por Charalambous *et al.* (2020), que avaliaram um biorreator de circulação interna (IC) em escala real (140 m³) tratado com lodo granular anaeróbio no tratamento de águas residuárias de laticínios. Embora tenham alcançado uma média de 80%

de remoção de DQO, o estudo também identificou desafios operacionais, especialmente relacionados ao pH e à adaptação do lodo. A pesquisa demonstrou que alterações no pH e na composição do substrato podem impactar diretamente a atividade metanogênica, gerando oscilações na eficiência do sistema — o que pode explicar, em parte, as instabilidades observadas neste experimento a partir do 120º dia de operação.

Na fase VII, ocorreu uma diminuição na concentração orgânica com uma COV de 7.13 g DQO L⁻¹ d⁻¹ (Tabela 1). Essa fase foi precedida pela entrada de uma água residuária aos 100 dias (fase VI) que apresentou aspecto visual e odor não característico da água residuária fresca comumente coletada. No entanto, não foi realizada uma análise detalhada dessa amostra.

A diminuição máxima de DQO ocorreu no P3 aos 85 dias de operação (fase V), com uma redução de 4.59 g.L⁻¹. A variabilidade da DQO efluente (Figuras 5-a e 4-b) e a instabilidade na eficiência de remoção indicaram que o filtro anaeróbio não atingiu um equilíbrio estável, devido à variação na concentração de COV (Tabela 1).

A partida do filtro foi comprometida por fatores como carregamento orgânico (COV) e tempo de ciclo (TC) insuficientes para adaptação dos microrganismos, além de variações na composição da água residuária, uso de produtos biológicos pelos laticínios e irregularidades no regime de alimentação. Fatores como produtos químicos na água residuária e inóculo inadequado também podem ter afetado o desempenho.

A máxima eficiência de remoção de DQO foi de 69% no P2 para o P3 aos 70 dias (fase IV), com COV de 4.48 g DQO L⁻¹ d⁻¹, 60% no P1 para o P3 aos 65 dias (fase IV) e 59% aos 110 dias no P1 para o P3 com COV de 7.13 g DQO L⁻¹ d⁻¹ (fase VII). Esses valores são comparáveis aos 80.9% de remoção obtidos por Mendes *et al.* (2006), 69 a 88% de eficiência média em ABR para águas residuárias de suinocultura, conforme Abreu Neto (2007) e 80% para biorreator de circulação interna tratado com lodo granular anaeróbio no tratamento de águas residuárias de laticínios de acordo com Charalambous *et al.* (2020).

A alcalinidade (AB) é essencial para manter o equilíbrio físico-químico em processos anaeróbios, sendo o íon bicarbonato (HCO₃⁻) a principal forma de tamponamento do sistema. Embora a água residuária bruta não contenha AB (Tabela 2), o filtro gerou AB de forma instável durante o monitoramento, com variações significativas. Na fase I, o sistema não produziu AB, mas nas fases II e III, houve produção progressiva, atingindo 549 mg HCO₃⁻ L⁻¹ no P3 aos 40 dias. A produção máxima ocorreu nas fases IV, V e VI, chegando a 1183.4 mg HCO₃⁻ L⁻¹ aos 65 dias, com COV de 4.48 g DQO L⁻¹ d⁻¹. A maior produção de AB foi observada entre 100 e 120 dias (fase VII), com 1647 mg HCO₃⁻ L⁻¹ aos 110 dias e COV de 7.13 g DQO L⁻¹ d⁻¹, coincidente com o período de maior remoção de DQO (Figura 4-b).

Os valores de AB gerados são semelhantes aos encontrados por Souza (2008) em reator RAHLF metanogênico, que obteve $1100 \text{ mg HCO}_3^- \text{ L}^{-1}$ com COV de $1.17 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$. A produção de AB indica que os processos anaeróbios estavam ocorrendo no sistema, ajudando no tamponamento e neutralização dos ácidos voláteis.

A relação alcalinidade intermediária e parcial (AI/AP) indica disfunção no processo, como descontrole na produção e consumo de ácidos voláteis (AVT) no sistema. Conforme Figura 4-c, a relação AI/AP no P3 na fase I (14º dia de operação) foi de 3.7, um valor elevado, sinalizando instabilidade devido ao início do funcionamento e à adaptação dos microrganismos, com ausência de AB (Figura 3-c) e alta produção de AVT (Figura 3-d).

Nas fases II a V, a relação AI/AP diminuiu a partir do 22º dia, mantendo-se entre 0.1 e 1.7, com uma média de 0.4, indicando estabilidade do sistema. Nas fases VI e VII, houve aumento dessa relação, com o P2 alcançando 9.0 aos 132 dias, sinalizando instabilidade devido à pouca produção de AB e alta produção de AVT. A média final de AI/AP foi 0.9, próxima do valor ideal de 0.3, conforme Ripley *et al.* (1986), que associam valores próximos a 0.3 à estabilidade do sistema.

A redução de AVT no P3, especialmente comparado ao P1 e P2 (Figura 3-d), sugere que os microrganismos anaeróbios colonizaram o filtro de forma adequada. A instabilidade ocorre quando a produção de AVT excede seu consumo, podendo reduzir o pH e inibir a atividade metanogênica.

Na fase I, os valores de AVT foram altos, com P2 atingindo $1806.0 \text{ mg HAc L}^{-1}$, devido ao desequilíbrio entre as populações microbianas acidogênica e metanogênica. As fases subsequentes (II a V) mostraram uma média de $422.4 \text{ mg HAc L}^{-1}$ no P3. Nas fases VI e VII, a produção de AVT aumentou no P2, atingindo $1884 \text{ mg HAc L}^{-1}$ aos 142 dias. A máxima redução de AVT ocorreu no P3, com $252 \text{ mg HAc L}^{-1}$ aos 110 dias.

A eficiência do sistema em relação à produção de AVT foi de $432 \text{ mg HAc L}^{-1}$ com COV de $9.56 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (fase VI), comparável aos $900 \text{ mg HAc L}^{-1}$ de Souza (2008), que obteve a maior eficiência com COV de $1.17 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$. O valor médio de AVT no P3 ao longo de 147 dias foi de $626.3 \text{ mg HAc L}^{-1}$.

Conforme Figura 4-d, os sólidos totais (ST) diminuíram ao longo do perfil do filtro, com valores estáveis durante o monitoramento. À medida que a COV aumentou, os ST também aumentaram, especialmente nas fases III e V, quando a COV passou de $2.33 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (fase II) para $9.10 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (fase V). Na fase VII, a COV foi reduzida para $7.13 \text{ g DQO L}^{-1} \text{ d}^{-1}$, resultando na diminuição dos ST de 21.50 g L^{-1} (P1) para 6.70 g L^{-1} (P3).

A maior remoção de ST ocorreu nas fases III e VII, com 85% de remoção, e a menor na fase VII, com 69%. A taxa média de remoção de ST foi de 79%, superior aos 58% de eficiência reportados por Campos *et al.* (2005) para o tratamento de águas residuárias de suinocultura com reator UASB.

Os sólidos totais voláteis (STV) aumentaram com a COV no P1, atingindo 36.15 g L^{-1} aos 51 dias, mas depois diminuíram com a redução de COV na fase VII. A máxima remoção de STV foi de 95% aos 36 dias e 93% aos 147 dias, com uma taxa média de remoção de 89% no P3, comparável aos 85% de Campos *et al.* (2006) para o tratamento de efluentes de suinocultura com reator UASB.

Avaliação da produção de biogás

A produção de biogás em sistemas anaeróbios, composta principalmente por CO_2 e CH_4 , é realizada pelas arqueias metanogênicas, que convertem ácidos voláteis em metano. O metano gerado pode ser utilizado como fonte de energia (Zhang *et al.*, 2019).

Conforme Figura 5-a, observou-se baixa produção de biogás nos primeiros 10 a 14 dias de operação. Isso se deve à adaptação da população microbiana e à temperatura baixa, com média de 20°C (293 K) durante esse período, o que influenciou negativamente a produção de biogás (CNTP) (Figura 5-b). Wang *et al.* (2019) apontam que a temperatura ideal para a produção de biogás é entre 30°C e 35°C .

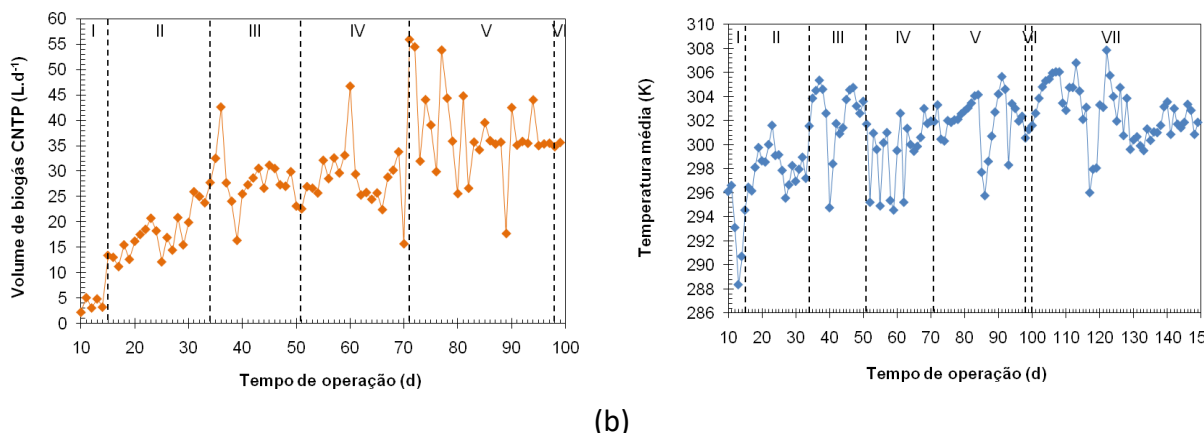


Figura 5. Monitoramento da variação do volume de biogás CNTP produzido pelo sistema (L.d^{-1}) (a) e das temperaturas médias (K) de todos os dias de operação, registradas no ambiente experimental (b).

Nas fases II a V, a produção de biogás aumentou progressivamente, atingindo 55.95 L d^{-1} aos 71 dias de operação. No final da fase V, aos 95 dias, e nas fases subsequentes (VI e VII), a produção estabilizou-se em 35 L d^{-1} , devido às limitações do volume do gasômetro construído e perdas no

sistema de armazenamento, com vazamento de biogás pela água na base da cúpula flutuante. O sistema de medição era manual, o que contribuiu para imprecisões.

A produção média de biogás ao longo do monitoramento foi de 29.32 L d^{-1} , superando o valor de Souza (2008), que obteve 0.41 L d^{-1} em reator anaeróbio RAHLF. Segundo Castro Villela e Silveira (2005), o biogás oriundo de efluente de laticínio possui poder calorífico de $22,457.80 \text{ kJ N m}^{-3}$, com predominância de CH_4 (62.7%). Em estudo recente, Sasidharan *et al.*, (2023) demonstraram que a combinação de fotocatalise e digestão anaeróbia elevou a produção de biogás em 31,69% em relação ao digestor controle, reforçando o potencial de otimizações tecnológicas para o aumento da eficiência energética do processo.

Conclusões

Os resultados obtidos evidenciam a viabilidade técnica e a efetividade do sistema, mesmo sob elevadas cargas orgânicas e tempo operacional reduzido. A combinação entre operação em batelada, fluxo descendente e biomassa imobilizada demonstrou-se promissora, oferecendo uma alternativa eficiente, de baixo custo e com potencial de aplicação em propriedades rurais de pequeno e médio porte. Assim, a pesquisa atende plenamente ao objetivo proposto e contribui para o avanço de soluções sustentáveis no tratamento de efluentes agroindustriais.

Agradecimentos

A equipe do projeto de extensão Universidade sem Fronteiras “Otimização, aproveitamento e tratamento de subprodutos e de resíduos oriundos da cadeia produtiva do leite de pequenas propriedades no município de Bom Sucesso” que participou do trabalho experimental e ao financiamento das bolsas concedidas pela Secretaria de Estado da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior do Paraná.

Referências bibliográficas

- Abreu Dias, C., Abreu Dias, C., Bitencourt, M. I. P., Beux, S. (2006) Estimativa do desempenho das lagoas de estabilização em um laticínio. *Synergismus scyentifica UTFPR*, 1(1), 278-284.
- Abreu Neto, M. S. (2007) *Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator anaeróbio compartimentado seguido de reator UASB* (Dissertação, Mestrado em Microbiologia Agropecuária) Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- APHA, American Public Health Association, A. W. W. A. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22 ed., Vol. 6) Washington: APHA.
- Atasoy, M., Eyice, O., Cetecioglu, Z. (2020) A comprehensive study of volatile fatty acids production from batch reactor to anaerobic sequencing batch reactor by using cheese processing wastewater. *Bioresource Technology*, 311, 123529. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123529>

- Barana, A. C. (2000) *Avaliação de tratamento de manipueira em biodigestores fase acidogênica e metanogênica* Tese (Doutorado em Energia na Agricultura) Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu.
- Bicalho, J. R. S. (2007) *Modelagem computacional de um reator anaeróbio fabricado em polietileno de alta densidade rotomoldado* (Dissertação, Mestrado em Modulagem Computacional) Programa de Pós-Graduação do Instituto Politécnico, Universidade do Estado do Rio Janeiro, Nova Friburgo.
- Brião, V. B. (2000) *Estudo de prevenção à poluição de resíduos líquidos em uma indústria de laticínios* (Dissertação, Mestrado em Engenharia Química) Programa de Pós-Graduação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Campos, C. M. M., Carmo, F. R. D., Botelho, C. G., Costa, C. C. D. (2006) Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência e Agrotecnologia*, **30**(1), 140-147. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000100020>
- Campos, C. M. M., Damasceno, L. H. S., Mochizuki, E. T., Botelho, C. G. (2005) Avaliação do desempenho do reator anaeróbio de manta de lodo (uasb) em escala laboratorial na remoção da carga orgânica de águas residuárias da suinocultura. *Ciência e Agrotecnologia*, **29**(2), 390-399.
- Campos, C. M. M., Luiz, F. A. R. D., Botelho, C. G., Damasceno, L. H. S. (2004) Avaliação da eficiência do reator UASB tratando efluente de laticínio sob diferentes cargas orgânicas. *Ciência e Agrotecnologia*, **28**(6), 1376-1384. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542004000600021>
- Campos, L. E. de F., Petter, C. O., Kautzmann, R. M. (2008) Filtro anaeróbio: Uso de resíduos de construção como material suporte. *Revista de Ciências Ambientais*, **2**(1), 5-13.
- Carter, J., Howe, J. (2006) The Water Framework Directive and the Strategic Environmental Assessment Directive: Exploring the linkages. *Environmental Impact Assessment Review*, **26**(3), 287-300. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2005.05.001>
- Castro Villela, I. A., Silveira, J. L. (2005) Aspectos técnicos da produção de biogás em um laticínio. *Janus*, **2**(2)
- Charalambous, P., Shin, J., Shin, S. G., Vyrides, I. (2020) Anaerobic digestion of industrial dairy wastewater and cheese whey: Performance of internal circulation bioreactor and laboratory batch test at pH 5-6. *Renewable Energy*, **147**, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.08.091>
- Chernicharo, C. de L. (1997) *Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias* (2 ed., Vol. 5) Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA) da Universidade Federal de Minas Gerais.
- Daniel, D. D. (2008) *Avaliação de processos biológicos utilizados no tratamento de efluentes de laticínios* (Dissertação, Mestrado em Tecnologia Ambiental) Programa de Pós-graduação, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.
- DiLallo, R., Albertson, O. E. (1961) Volatile acids by direct titration. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 356-365.
- Hellal, M. S., Abou-Taleb, E. M., Rashad, A. M., Hassan, G. K. (2022) Boosting biohydrogen production from dairy wastewater via sludge immobilized beads incorporated with polyaniline nanoparticles. *Biomass and Bioenergy*, **162**, 106499. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2022.106499>
- Imhoff, K., Imhoff, K. R. (1996) *Manual de tratamento de águas residuárias* (26 ed.) São Paulo: Edgard Blücher Ltda.
- INMET (2009) Instituto Nacional de Meteorologia. Recuperado 12 de agosto de 2009, de <http://www.inmet.gov.br/sonabra/maps/automaticas.php>
- Kolev Slavov, A. (2017) General Characteristics and Treatment Possibilities of Dairy Wastewater – A Review. *Food Technology and Biotechnology*, **55**(1), 14-28. <https://doi.org/10.17113/ftb.55.01.17.4520>
- Kreusch, D. (2005) *Estudo da eficiência de filtros de areia intermitentes seguidos de desinfecção com radiação ultravioleta na remoção de coliformes termotolerantes*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Madrona, G. S. (2007) *Estudo do efeito da adição de soro de leite in natura e em pó na qualidade do doce de leite pastoso* Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) Universidade Estadual de Maringá, Maringá.
- Matos, R. Q., Ferreira, O. M. (2007) *Recuperação de chumbo de baterias automotivas, análise de risco dos resíduos resultantes*. 1-17.
- Mendes, A. A., Pereira, E. B., Castro, H. F. de. (2006) Biodegradação de Águas Residuárias do Laticínios Provenientemente Tratadas por Lipases. *Brazilian journal of food technology*, **9**(2), 143-149.

- Muliterno, A., Mosele, P. C., Costa, J. A. V., Hemkemeier, M., Bertolin, T. E., Colla, L. M. (2005) Cultivo mixotrófico da microalga *Spirulina platensis* em batelada alimentada. *Ciência e Agrotecnologia*, **29**(6), 1132-1138. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542005000600005>
- Prado, R. D. M., Coutinho, E. L. M., Roque, C. G., Perez Villar, M. L. (2002) Avaliação da escória de siderurgia e de calcários como corretivos da acidez do solo no cultivo da alfaca. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **37**(4), 539-546. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2002000400016>
- Ripley, L. E., Boyle, W. C., Converse, J. C. (1986) Improved Alkalimetric Monitoring for Anaerobic Digestion of High-Strength Wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, **58**(5), 406-411.
- Santos, J. P. V., Ferreira, C. (2001) Alternativas para o aproveitamento de soro de queijo nos pequenos e médios laticínios. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, **56**(321), 44-50.
- Saraiva C.B., Mendonça R.C.S., Santos A.L., Pereira D.A. (2009). Consumo de água e geração de efluentes em uma indústria de laticínios, *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, **64**(367/368), 10–18. Acesso em 31 de julho de 2025, disponível em: <https://www.revistadoilct.com.br/rilct/article/view/75>
- Sasidharan, R., Kumar, A., Paramasivan, B., Sahoo, A. (2023) Photocatalytic pretreatment of dairy wastewater and benefits of the photocatalyst as an enhancer of anaerobic digestion. *Journal of Water Process Engineering*, **52**, 103511. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103511>
- Silva, J. F., Silva, J. R., Santos, A. D., Vicente, C., Dries, J., Castro, L. M. (2023) Continuous-Flow Aerobic Granular Sludge Treatment of Dairy Wastewater. *Water*, **15**(6), 1066. <https://doi.org/10.3390/w15061066>
- Souza, A. J. Q. (2008) *Tratamento anaeróbico de vinhaça em RAHLF acidogênico e metanogênico* Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Maringá, Cidade Gaúcha.
- Souza, L. B. (2007) *Adaptação de um reator de fluxo pistonado preenchido com pedras de calcário para o tratamento anaeróbico de vinhaça de destilaria de álcool de cana-de-açúcar* Monografia (Trabalho de conclusão de curso em Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Maringá, Cidade Gaúcha.
- Stasinakis, A. S., Charalambous, P., Vyrides, I. (2022) Dairy wastewater management in EU: Produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges. *Journal of Environmental Management*, **303**, 114152. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114152>
- Struk-Sokołowska J., Kaczyńska A.J., Puszkarewicz, M. (2018). Variability of dairy wastewater characteristics in Piatnica – one of the largest and most advanced milk processing plants in Poland, *E3S Web of Conferences*, **44**, 00169. Acesso em 31 de julho de 2025, disponível em: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400169>
- Tan, L. C., Peschard, R., Deng, Z., Ferreira, A. L. M., Lens, P. N. L., Pacheco-Ruiz, S. (2021) Anaerobic digestion of dairy wastewater by side-stream membrane reactors: Comparison of feeding regime and its impact on sludge filterability. *Environmental Technology & Innovation*, **22**, 101482. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101482>
- Wang, S., Ma, F., Ma, W., Wang, P., Zhao, G., Lu, X. (2019) Influence of Temperature on Biogas Production Efficiency and Microbial Community in a Two-Phase Anaerobic Digestion System. *Water*, **11**(1), 133. <https://doi.org/10.3390/w11010133>
- Ye, M., Li, Q., Li, Y.-Y. (2023) Avaliação de biorreator de membrana anaeróbia tratando águas residuárias do processamento de laticínios: Fluxo elementar, produção de bioenergia e redução de emissão de CO 2. *Bioresource Technology*, **385**, 129342. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129342>
- Ye, M., Zhu, A., Sun, B., Qin, Y., Li, Y.-Y. (2022) Methanogenic treatment of dairy product wastewater by thermophilic anaerobic membrane bioreactor: Ammonia inhibition and microbial community. *Bioresource Technology*, **357**, 127349. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127349>
- Zhang, Q., Wang, M., Ma, X., Gao, Q., Wang, T., Shi, X., Yang, Y. (2019) High variations of methanogenic microorganisms drive full-scale anaerobic digestion process. *Environment International*, **126**, 543-551. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.005>

REVISTA AIDIS

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

ESTIMATIVA DO CONSUMO RESIDENCIAL DE ÁGUA, ENERGIA ELÉTRICA E GERAÇÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS PARA O MUNICÍPIO DE BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS, BRASIL, POR MEIO DE MODELOS EXISTENTES

* Ana Luiza Cordeiro ¹
David Montero Dias ²
Eduardo Coutinho de Paula ¹

ESTIMATION OF RESIDENTIAL CONSUMPTION OF WATER, ELECTRIC POWER AND GENERATION OF SOLID WASTE FOR THE MUNICIPALITY OF BELO HORIZONTE, MINAS GERAIS, BRAZIL, USING EXISTING MODELS

Recibido el 24 de octubre de 2024. Aceptado el 22 de abril de 2025

Abstract

Previous studies have verified the relationship between economic issues and water and energy consumption and the generation of solid waste. Estimating these parameters can help in formulating public policies, making decisions regarding environmental protection, etc. Thus, the objectives of this study were: i) correlational socioeconomic aspects of the population sampled in Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, and their domestic consumption of water and electricity, as well as generation of solid waste through models developed in studies previous; ii) make a comparison with current real data presented by the bodies responsible for the management and handling of water, energy and solid waste. It was found that the models need to be recalibrated. However, per capita estimates of water consumption and solid waste generation presented values associated with those recorded by the responsible bodies, in all economic classes evaluated. Although it has been verified that the model needs recalibration, the present study is the first step towards resuming work with this approach. The use of studied models would facilitate analysis and decision-making in the provision of services related to water and energy consumption, as well as the generation of solid waste.

Keywords: water consumption, electricity consumption, solid waste generation, per capita income, model evaluation.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

² Coordenação-Geral de Operações Censitárias, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. Av. Pres. Antônio Carlos, 6627 - Pampulha, Belo Horizonte, Minas Gerais. 31270-901. Brasil. Email: ambiental.cordeiro@gmail.com

Resumo

Estudos prévios verificaram a relação entre questões econômicas e o consumo de água e de energia e a geração de resíduos sólidos. Estimar estes parâmetros pode auxiliar na formulação de políticas públicas, tomada de decisões referentes à proteção do meio ambiente, etc. Desta forma, os objetivos deste estudo foram: i) correlacionar aspectos socioeconômicos da população amostrada em Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, e seu consumo doméstico de água e de energia elétrica, bem como geração de resíduos sólidos por meio de modelos desenvolvidos em estudos prévios; ii) fazer uma comparação com dados atuais reais apresentados pelos órgãos responsáveis pela gestão e manejo de água, energia e resíduos sólidos. Foi possível constatar que os modelos precisam ser recalibrados. No entanto, as estimativas per capita de consumo de água e geração de resíduos sólidos apresentaram valores associados aos registrados pelos órgãos responsáveis, em todas as classes econômicas avaliadas. Apesar de ter sido verificado que o modelo necessita de recalibração, o presente estudo trata-se do primeiro passo para que sejam retomados trabalhos com este enfoque. A utilização dos modelos analisados facilitaria a análise e tomada de decisão na prestação de serviços relacionados ao consumo de água e energia, assim como geração de resíduos sólidos.

Palavras-chave: consumo de água, consumo de energia elétrica, geração de resíduos sólidos, renda *per capita*, avaliação de modelo.

Introdução

Nas últimas décadas, as questões e os desafios ambientais estão cada vez mais em pauta, principalmente em relação aos impactos socioambientais adversos provocados pelas atividades antrópicas e às inseguranças sobre cenários futuros. Apesar de ainda vivermos em uma sociedade baseada no intenso consumo de recursos naturais e na geração de resíduos, a conscientização sobre essa problemática não é recente. Tendo iniciado, com maior magnitude, no final do século XX, destacando-se a realização de eventos como a Conferência de Estocolmo em 1972 e a Rio 92 (Silva, 2020).

Embora não seja um assunto atual, ainda assim, a atenção às perspectivas ambientais não é considerada uma prioridade nas comunidades humanas. Geralmente, esta temática é avaliada principalmente por atividades econômicas, o que é relevante visto que são as maiores geradoras de impactos ambientais adversos. No geral, este fato não tem relação expressiva com uma real consciência de responsabilidade própria das corporações, mas sim uma pressão cada vez maior ocasionada pela comunidade em geral e por organismos internacionais ligados ao meio ambiente. Por parte das corporações, isto ocorre por meio do marketing verde, incumbências legislatórias ou incentivos fiscais, bem como pela prática chamada de *greenwashing*.

Observa-se em diversas partes do mundo uma maior tendência à ocupação de espaços urbanos em detrimento das áreas rurais. Este fenômeno também pode ser notado no Brasil, no qual, conforme a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD, 2015), 84.72% da população residia nas cidades.

O estilo de vida existente nesses locais urbanos está relacionado a impactos ambientais adversos, atrelados a, por exemplo, maiores demandas de energia elétrica, de água, além do manejo e disposição de resíduos, dentre outros. As questões de serviços de abastecimento de água e luz são preponderantes, assim como tratamento de efluentes e resíduos sólidos. É importante considerar que esta situação é agravada pelo crescimento econômico e demográfico e avanços tecnológicos (Bayer *et al.*, 2022; Dias *et al.*, 2012).

Ao atender estas questões, os prestadores de serviços públicos, muitas vezes, adotam práticas inadequadas ambientalmente, como disposição de resíduos em lixões, lançamento de efluentes sem tratamento em corpos hídricos, dentre outras. (Oliveira *et al.*, 2021).

Este fato, alinhado às pressões ocasionadas pelo ser humano ao meio ambiente, vem levando ao agravamento da insustentabilidade geral. As cidades representam um ambiente hostil para a natureza e para as pessoas que nela vivem, principalmente àquelas com menor renda. Estas estão passíveis de viverem em locais com riscos de inundações, com a presença de esgotamento não tratado, dentre outras situações de vulnerabilidade. Porém, a problemática ambiental no meio urbano vem ultrapassando a barreira econômica, de forma que até mesmo a população mais abastada se encontra passível de sua influência (Oliveira *et al.*, 2021).

O Brasil insere-se dentre o grupo de sete países da América Latina que necessitam de investimentos em infraestrutura urbana. Os principais problemas a serem enfrentados referem-se à mobilidade urbana, mau planejamento, poluição, vulnerabilidade à desastres naturais, falta de conformidade com leis trabalhistas, desemprego, crimes e baixa capacidade institucional e fiscal (Monteiro, 2021).

Alguns destes se alinham aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), os quais, necessitarão de investimentos de UR\$ 5 a 7 trilhões por ano até 2030. E, devido ao grande enfoque em atender questões de desenvolvimento sustentável, acredita-se que, em longo prazo, os ODS propiciarão em novos regulamentos para favorecer investimentos neste sentido (Monteiro, 2021).

No que tange à problemática da geração de resíduos sólidos, Alzamora *et al.* (2022) apontam ao fato do desafio ser maior em países em desenvolvimento. Isto se deve a uma cultura menos avançada em relação às questões ambientais, menos recursos econômicos e aspectos jurídicos com maior fragilidade.

No mundo como um todo, em relação aos aspectos legais que abordam esta temática, é possível verificar grande variação. Países como o Brasil e Estados Unidos da América, normalmente, adotam Leis nacionais que devem ser aplicadas em todo o território, porém suas unidades federativas possuem poder de criar suas próprias legislações a serem aplicadas em suas fronteiras, diferentemente da China, por exemplo, em que há apenas uma norma que deve ser seguida em todo

o país. Porém, na maioria dos casos, a responsabilidade pela gestão de resíduos sólidos está no âmbito dos municípios, os quais devem vivenciar os desafios deste manejo, destacando-se a dificuldade de mensuração e obtenção de dados confiáveis. Os desafios relacionados aos dados afetam a administração do problema, como o planejamento de cenários futuros e cobranças pela gestão (Alzamora *et al.*, 2022)

Ao contrário do fornecimento de eletricidade e água, a geração de resíduos sólidos não pode ser diretamente mensurada ao nível individual, sendo este um complexo desafio. Neste caso, para gestão, normalmente, são adotados modelos para estimativas baseadas em dados socioeconômicos, como população, renda, Produto Interno Bruto (PIB), nível educacional e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) (Alzamora *et al.*, 2022; Beigl *et al.*, 2008).

O consumo de água nos diversos setores também representa um desafio para os gestores, buscando-se uma equivalência entre demanda e oferta, bem como buscando a redução deste consumo. Quando se trata de ações neste último quesito, autoridades focam em propostas de educação ambiental sobre a conservação, proteção de recursos hídricos, controle de vazamentos no abastecimento e gestão direcionada na crescente demanda. Entender os padrões de consumo de água permite uma gestão eficaz, possibilitando mitigar a escassez desse recurso essencial e outros fatores relevantes (Tangworachai *et al.*, 2023).

Por fim, a energia elétrica representa um símbolo da civilização atual. Estando presente em diversos aspectos da vida moderna devido à conveniência do seu uso, preços razoáveis e menor poluição quando comparada às metodologias de obtenção de energia anteriormente mais empregadas. O consumo elétrico está atrelado, em âmbito macro e micro, a diversos fatores. Em países em desenvolvimento, alguns estudos apontam como fatores determinantes: tamanho econômico do país, os preços de eletricidade praticados e os custos de tecnologias alternativas para obtenção de energia, bem como as variáveis de população, urbanização e industrialização (Onisanwa e Adaji, 2020; Wang *et al.*, 2022).

Diversos estudos anteriormente realizados demonstram haver relação entre questões econômicas e o consumo de água e de energia e a geração de resíduos sólidos. Conforme Amaral *et al.* (2022), o poder aquisitivo, o custo e a necessidade de um bem interferem em seu consumo. Em suas análises, estes autores citaram estudos envolvendo a utilização do Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* e a renda *per capita* pelo Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) para prever o consumo domiciliar de energia elétrica no Brasil. Os autores confirmaram que o aumento da qualidade de vida propicia aumento no consumo de eletricidade.

Existem, ainda, estudos que buscam verificar os impactos do crescimento econômico na qualidade do meio ambiente por meio da Curva de Kuznets Ambiental (CKA) proposta por Grossman e Krueger

de 1991. Assim como a teoria da qual se baseia (Curva de Kuznets, 1955), a curva CKA propõe haver uma relação próxima a um “U” invertido entre estes aspectos. Ou seja, ocorre um aumento de um dado impacto ambiental com o crescimento econômico de um local, principalmente em países com baixos níveis de renda *per capita*; com a intensificação deste crescimento, até um certo patamar, os locais passam a dar maior valor para a qualidade ambiental, fazendo com que esta emissão de poluentes diminua. Esta análise já foi realizada para diversos impactos ambientais, como emissão de poluentes no ar, poluição das águas, desmatamento. Bayer *et al.* (2022) buscaram analisar o impacto do crescimento econômico na geração de resíduos sólidos domiciliares no Brasil. Foi possível concluir a correlação CKA para geração de resíduos sólidos domiciliares *per capita*, sendo o *Turning Point* em 198 mil reais.

Estimar estes parâmetros representa uma importante contribuição, tais como auxílio na formulação de políticas públicas, tomada de decisões referentes à proteção do meio ambiente e o crescimento econômico e ampliação de sistemas de abastecimento de água (Bayer *et al.*, 2022; Dias *et al.*, 2010; Rosa, 2022).

Nesse amplo contexto, o presente estudo buscou aplicar e avaliar modelos desenvolvidos em estudos prévios para prever, a partir da renda média *per capita*, a geração residencial de resíduos sólidos presente no estudo de Dias *et al.* (2012), bem como avaliar o consumo doméstico de energia e de água do trabalho de Dias *et al.* (2014). Estes modelos são baseados na renda, classificação, tamanho e distribuição econômica da população estudada (Dias *et al.*, 2012). Foram objetivos do estudo: i) correlacionar aspectos socioeconômicos da população amostrada na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, e seu consumo doméstico de água e de energia elétrica, bem como geração de resíduos sólidos; ii) fazer uma comparação com dados atuais reais apresentados pelos órgãos responsáveis pela gestão e manejo de água, energia e resíduos sólidos.

Metodologia

Área de estudo

A análise foi conduzida tendo como base as condições existentes no município de Belo Horizonte, capital do estado de Minas Gerais, localizada na região sudeste brasileira, conforme mostrado na Figura 1.

Na cidade de Belo Horizonte, o serviço de tratamento e abastecimento de água é realizado pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA. Conforme declarado por esta autarquia junto ao Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), em 2020, o consumo médio de água *per capita* foi de 156.20 L/(hab.dia). Existe um índice médio de perdas em um nível de 42.96%, sendo a tarifa média de R\$ 6.15 por m³. Quase a totalidade do município possui a canalização interna em pelo menos um cômodo (97.73%) (INFOSANBAS, 2023).

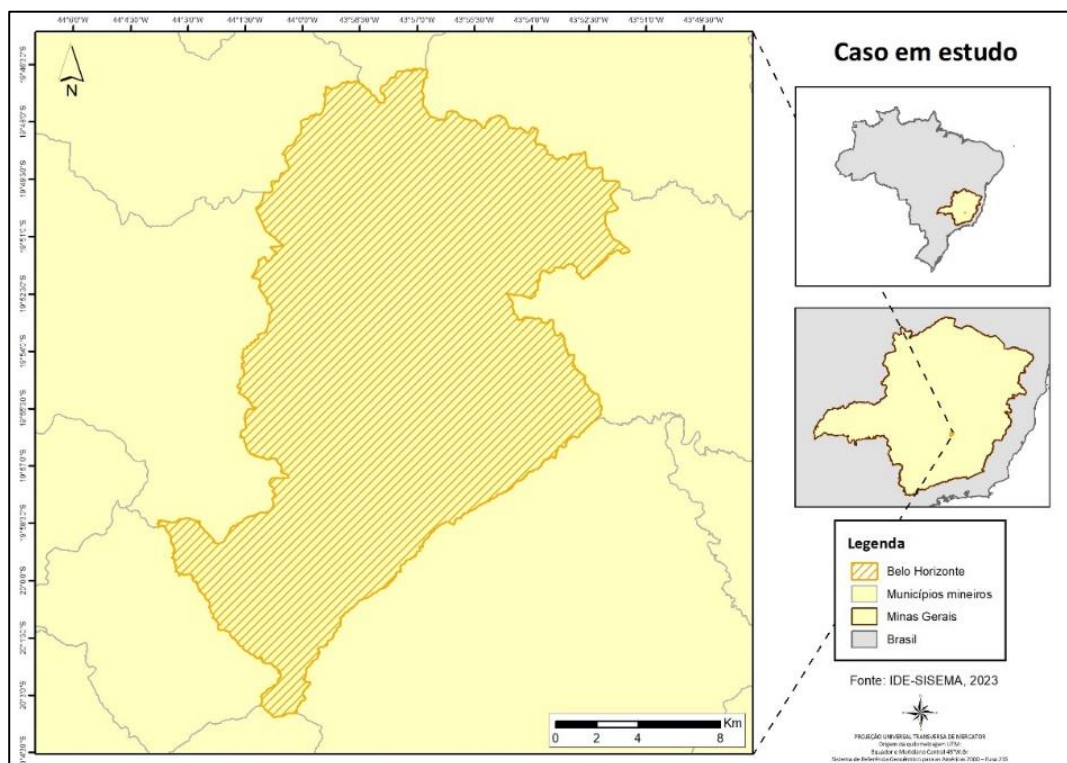


Figura 1. Mapa da localização do município de Belo Horizonte em relação ao estado de Minas Gerais e o Brasil. Fonte: Autoria própria.

Em relação ao fornecimento de energia elétrica municipal, este serviço é prestado pela Companhia Energética de Minas Gerais – CEMIG, sediada há cerca de 70 anos no município. Atualmente, a empresa é responsável pela distribuição e comercialização de energia e gás natural para outros municípios mineiros e do estado do Rio de Janeiro, Brasil (CEMIG, 2021).

Já gestão de resíduos sólidos é conduzida pela Superintendência de Limpeza Urbana de Belo Horizonte. Há cobrança pela coleta, transporte e destinação final destes resíduos mediante um percentual específico no Imposto Predial e Territorial Urbano (IPTU) cobrado anualmente (INFOSANBAS, 2023).

Levantamento de dados

Os dados de consumo de energia elétrica e água foram obtidos junto às Concessionárias que atendem o município de Belo Horizonte, qual sejam a CEMIG e a COPASA MG, respectivamente. Os dados de geração de resíduos sólidos para a cidade são disponibilizados pela Superintendência de Limpeza Urbana (SLU) no Portal de Dados Abertos da Prefeitura de Belo Horizonte (PBH). Foram empregados

os dados mais recentes no final de 2022 para água e energia elétrica, quanto aos dados fornecidos pela SLU, são referentes ao ano de 2021.

Os dados de resíduos sólidos da SLU empregados foram referentes às coletas de Resíduos Domiciliares (RDO). Considera-se que estes dados sejam inferiores à geração real, visto que parte dos resíduos não é coletada, não sendo, assim, computada. Além disso, existe a ocorrência da reciclagem não oficial, que pode mascarar os resultados.

Devido à diferença na forma de desagregação dos dados disponíveis, optou-se pela análise do consumo e da geração média de resíduos para o município como um todo.

Análise da distribuição populacional e renda familiar por classe e por habitante

Tomando como base o método aplicado por Dias *et al.* (2012) e Dias *et al.* (2014), os dados socioeconômicos adotados para a população foram baseados no estudo “Critério de classificação econômica Brasil: Alterações na aplicação do critério Brasil, válidas a partir de 01/06/2022” elaborado pela Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa (ABEP), estas informações foram empregadas para estimativa da distribuição da população do município em classes relativas à renda familiar mensal.

Esta escala de classes possui grande similaridade com a empregada pelo Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, a qual possui grande aceitação no meio econômico e permite avaliar o poder aquisitivo para cada segmento da população (Dias *et al.*, 2010). Conforme a fonte consultada, a população pode ser dividida em seis classes econômicas de acordo com renda familiar mensal. Este estudo apresenta uma estimativa do percentual de indivíduos presentes em cada uma destas classes, tal como observa-se na Tabela 1. Atualmente, devido à grande semelhança entre as categorias “D” e “E” e a dificuldade de mensurar “E” separadamente, ocorreu a junção destas classes como “D-E” (OPUS, 2018).

Tabela 1. Renda familiar mensal estimada para cada classe econômica da Região Metropolitana de Belo Horizonte.

Classe econômica	Renda familiar mensal (R\$)	Distribuição população
A	21826.74	8.1%
B1	10361.48	7.6%
B2	5755.23	20.6%
C1	3276.76	22.2%
C2	1965.87	25.1%
D – E	900.6	16.4%

Fonte: ABEP, 2022.

A partir destes dados e, correlacionando à população belorizontina estimada em 2,530,701 pessoas para 2021, pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, foi possível estimar o quantitativo de pessoas inseridas em cada uma destas classes econômicas. Para as análises, foram considerados, ainda, 3.1 habitantes por domicílio, tal como empregado no estudo realizado por Dias *et al.* (2014) e que refere-se ao quantitativo médio informado no Censo Demográfico de 2010 para o município em estudo.

Análise do consumo de água

Para estimativa do consumo de água e energia, foram empregados os modelos elaborados por Dias *et al.* (2014), que consideram variáveis econômicas, como renda *per capita*. A fórmula proposta para consumo de água é a representada pela Equação (1):

$$Q = \sum_i^n P * (47.058 * \ln(x) - 146.44) \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

Q = Volume consumido total de água por dia (L/dia);

x = Renda *per capita* mensal (R\$/Mês);

i = número de faixas socioeconômicas, variando de 1 a n;

P = População estimada para a classe.

Análise do consumo de energia elétrica

Para estimativa do consumo energético, estes autores propõem a Equação (2):

$$C = \sum_i^n P * (-0.0000005x^2 + 0.0036x + 0.2755) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

C = Quantitativo consumido total de energia elétrica por dia (kWh/dia);

x = Renda *per capita* mensal (R\$/mês);

i = número de faixas socioeconômicas, variando de 1 a n;

P = População estimada para a classe.

Análise da geração de resíduos sólidos

Para estimativa da geração de resíduos sólidos, Dias *et al.* (2012) propõem a equação (3):

$$G = \sum_i^n P * (-0.00000005x^2 + 0.0006x + 0.2848) \quad \text{Equação (3)}$$

Onde:

G = Quantitativo total produzido de resíduos sólidos domiciliar por dia (kg/dia);

x = Renda *per capita* mensal (R\$/mês);

i = número de faixas socioeconômicas, variando de 1 a n;

P = População estimada para a classe;

Os dados obtidos foram computados e analisados em planilha Excel.

Resultados e discussão

Análise da distribuição populacional e renda familiar por classe e por habitante

O estudo elaborado pela ABEP (2022) é baseado no Levantamento Socioeconômico (LSE) do Kantar IBOPE Média, elaborado no ano de 2021 para 9 regiões metropolitanas brasileiras, qual sejam: Porto Alegre, Curitiba, São Paulo, Rio de Janeiro, Belo Horizonte, Brasília, Salvador, Recife e Fortaleza). Com base nessa fonte de consulta, a Tabela 2 demonstra a distribuição percentual e estimada para cada classe no município em estudo, considerando a população total estimada pelo IBGE no ano de 2021 de 2,530,701 pessoas.

Tabela 2. Distribuição da população de Belo Horizonte/MG por classe

Classe econômica	Distribuição população	n° pessoas
A	8.1%	204987
B1	7.6%	192333
B2	20.6%	521324
C1	22.2%	561816
C2	25.1%	635206
D – E	16.4%	415035

A partir dos dados contidos na Tabela 2, verifica-se que as classes econômicas com maior presença de pessoas são as classes C2, C1 e B2 que somadas, equivalem a mais de 67.9% da população de Belo Horizonte. Com uma renda média mensal familiar variando entre R\$ 1,965.87 e R\$ 5,755.23. Estes valores são baseados na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNADC) feita pelo IBGE no ano de 2021 e, neste período, o salário mínimo vigente no Brasil era de R\$ 1,100.00. Isso demonstra a prevalência de mais da metade da população da capital mineira vivendo entre 1.8 e 5.2 salários mínimos, enquanto menos de 10% dos moradores de Belo Horizonte possuem uma renda média de 19.4 salários mínimos.

Para o município de Belo Horizonte, o Censo Demográfico de 2010 estima um número médio de 3.1 moradores por domicílio, valor que foi considerado nas análises. Na Tabela 3 é apresentada a renda mensal *per capita* calculada considerando este quantitativo de moradores por residência e a renda familiar mensal para cada classe informada pelo estudo da ABEP. Seguindo o modelo proposto, considerou-se, também, hipoteticamente, que todos os moradores da residência trabalham e possuem rendimentos.

Os dados apresentados na Tabela 3 demonstram que uma pessoa pertencente à classe econômica “A”, no município de Belo Horizonte, recebe como salário cerca de vinte e quatro vezes mais do que uma pessoa pertencente às classes “D-E”. Além disso, percebe-se que a parcela da população

pertencente nas classes “C1”, “C2” e “D-E” recebiam menos do que um salário mínimo vigente na época do levantamento.

Tabela 3. Renda mensal *per capita* estimada de Belo Horizonte/MG base ano 2022

Classe econômica	Renda Familiar mensal R\$	Renda mensal <i>per capita</i> R\$
A	21,826.74	7,040.88
B1	10,361.48	3,342.41
B2	5,755.23	1,856.53
C1	3,276.76	1,057.02
C2	1,965.87	634.15
D - E	900.60	290.52

Para as estimativas demonstradas nos itens a seguir, foram empregados os dados de renda mensal *per capita* estimados e apresentados na Tabela 3. Estes valores, associados às equações 1, 2 e 3, serviram para estimar o consumo de água e de energia e a geração de resíduos sólidos.

Análise do consumo de água

Com base nos dados de renda mensal *per capita* para cada classe indicada na Tabela 3 e usando a equação (1), foi possível estimar o consumo diário de água *per capita* e o consumo mensal em Belo Horizonte/MG para cada uma das classes econômicas, conforme apresentado na Tabela 4.

Tabela 4. Consumo diário de água *per capita* e volume consumido por mês para cada classe econômica em Belo Horizonte/MG

Classe econômica	Volume consumido de água <i>per capita</i> por dia (L/hab.dia)	Volume consumido por mês (m ³)
A	270.47	1,663,282.21
B1	235.41	1,358,313.60
B2	207.74	3,249,001.98
C1	181.23	3,054,613.83
C2	157.19	2,995,474.46
D – E	120.46	1,499,815.17

É possível verificar a partir dos resultados mostrados na Tabela 4 que o modelo apresentou uma estimativa de consumo *per capita* de Belo Horizonte/MG variando de 120.46 a 270.47 L/hab.dia. Este dado possui proximidade com os dados enviados pela COPASA, que informam um consumo médio de 123.8 L/hab.dia para o município de Belo Horizonte/MG. Como há maior percentagem de pessoas

presentes nas classes econômicas de menor renda, é esperado que o valor médio para todo município esteja próximo a este quantitativo.

O somatório de volume consumido por mês para todas as classes equivale a 13,820,501.26 m³, sendo o dado real apresentado pela concessionária de 9,389,933 m³. Assim, o dado estimado pelo modelo apresenta um valor de consumo 47% maior em relação aos dados atuais disponíveis. Quanto a este aspecto, sugere-se que os modelos propostos por Dias *et al.* (2014) deveriam sofrer atualizações periódicas para recalibração. Devido ao longo tempo desde sua concepção, esta diferença nos resultados obtidos indica que a equação (1) necessita de modificações nas constantes de sua formulação.

No estudo de 2014, o valor estimado pelo modelo foi de 9,951,055 m³/mês e o informado pela concessionária foi de 9,686,136 m³/mês, havendo um erro relativo de 2.6 %, bem inferior ao atualmente obtido.

Percebe-se assim que, houve um decréscimo de consumo de água tratada entre 2022 e 2014, na cidade de Belo Horizonte, uma vez que o valor informado atualmente pela COPASA ficou 3% menor. Uma observação a ser considerada, é o emprego cada vez maior de hidrômetros individualizados nos condomínios, resultando assim em um uso mais racional do consumo domiciliar.

Grepan *et al.* (2022) avaliaram variáveis socioeconômicas e demográficas, características construtivas e comportamental dos moradores de Joinville, outro município brasileiro, e a sua relação com o consumo de água desta população. As amostras possuíam um consumo *per capita* médio de 143.67 L/hab.dia, pouco superior ao informado pela COPASA para a capital mineira. Em relação aos aspectos socioeconômicos, a renda *per capita* apresentou impacto significativo no consumo de água. Os pesquisadores apontaram como possível causa o fato de que, para aquelas famílias com menores rendimento, um maior consumo pode levar a mais gastos ao ter que arcar com o que foi consumido, desta forma, tendem a se controlar quanto a este aspecto. Por outro lado, famílias com maiores rendimentos possuem outros aspectos que atingem mais significativamente suas despesas, sendo o consumo de água uma parte menos relevante.

Nesse mesmo trabalho, os pesquisadores verificaram, também, a influência de outros parâmetros que afetam positivamente e negativamente o consumo de água. São eles o número de residentes, a quantidade de crianças e adolescentes na moradia, características construtivas e idade do imóvel, equipamentos existentes nas moradias e situação da propriedade (como o fato de ser alugado, próprio ou hipotecado) (Grespan *et al.*, 2022).

Outra pesquisa, utilizando dados da Tailândia, demonstra que o aspecto que possui maior peso em relação ao consumo no país são os valores das tarifas cobradas, sendo que quanto maiores, mais inibem a demanda residencial (Tangworachai *et al.*, 2023).

Análise do consumo de energia elétrica

De modo análogo ao item anterior, foi possível a elaboração da Tabela 5, para qual foi empregada a equação (2).

Tabela 5. Consumo diário de energia elétrica *per capita* e consumo mensal por classe econômica em Belo Horizonte/MG

Classe econômica	Consumo diário de energia <i>per capita</i> (kWh/hab.dia)	Consumido de energia elétrica por mês (kWh)
A	0.84	5,138,972.03
B1	6.72	38,787,800.48
B2	5.24	81,884,146.09
C1	3.52	59,363,540.70
C2	2.36	44,922,495.45
D - E	1.28	15,926,862.00

Conforme mostrado na Tabela 5, o modelo permitiu estimar um consumo diário de energia *per capita* em Belo Horizonte/MG variando de 0.84 a 6.72 kWh/hab.dia. Porém, os dados atuais disponibilizados pela CEMIG indicam um consumo médio para o município de 1.63 kwh/hab.dia. Além disso, o consumo total estimado por mês foi de 246,023,816.73 kWh, enquanto o valor médio real foi de 136,709,555.42 kwh/mês. Neste caso, o erro chegou a, aproximadamente, 80%, estando mais distante, ainda, da realidade atual.

Dias *et al.* (2014) obtiveram um erro relativo de 10.2% para energia elétrica, o que foi considerado um pouco discrepante na ocasião, porém dentro dos limites operacionais esperados. Destarte, pode-se afirmar que no caso do modelo para consumo de energia elétrica, necessariamente o mesmo deve ser recalibrado.

Outro aspecto a ser considerado, que certamente impacta no modelo de projeção, seria a utilização em larga escala de lâmpadas de LED, dentre outros dispositivos mais modernos como geladeiras e demais equipamentos, os quais são expressivamente mais econômicos em relação às lâmpadas incandescentes e demais eletrônicos. Tudo isso corrobora à indicação para revisão dos parâmetros da equação.

Dokas *et al.* (2022), ao avaliarem os fatores determinantes no consumo de energia e eletricidade em países desenvolvidos e em desenvolvimento, verificaram forte correlação com PIB *per capita* para

cada amostra e metodologia econométrica, sendo esta variável mais forte em países desenvolvidos. Os autores informaram que, à medida que um país cresce economicamente, há maior demanda por energia, conforme esperado. Outros fatores encontrados que podem ocasionar em aumentos no consumo de energia em países desenvolvidos são investimentos, crescimento populacional e temperaturas no inverno. Já países em desenvolvimento são abertura comercial, corrupção e inovação.

Onisanwa e Adaji (2020) realizaram estudo semelhante com dados da Nigéria. Foi verificado que a renda *per capita*, problemas no fornecimento, o número de consumidores e densidade populacional são os principais fatores determinantes do consumo elétrico no país. No entanto, o aumento da renda *per capita*, após certo nível, diminui o consumo de energia elétrica a longo prazo. Além disso, este estudo verificou que, com aumento da PIB per capita, os consumidores passam a empregar fontes alternativas de energia, como o uso de painéis fotovoltaicos, inversores e geradores. Os pesquisadores relacionam este fato com o fornecimento irregular de energia no país, assim como as elevadas tarifas cobradas.

O trabalho de Wang *et al.* (2021) demonstrou, ao avaliar as condições deste aspecto na China, que os preços das tarifas de eletricidade possuem efeito limitado no consumo residencial. Os autores consideram que isso se deve ao fato de a energia elétrica se tratar de uma necessidade básica em uma moradia, assim como o fato de que, no país, as variações na cobrança são baixas. No entanto, em análise em curto e longo prazo, os autores perceberam que no curto prazo, não há realmente esta variação no consumo, visto que é difícil para os residentes modificarem seus hábitos imediatamente. No entanto, em longo prazo, estes podem ser modificados.

Neste país asiático, o estudo também verificou o fato de a renda familiar ter efeito positivo no consumo elétrico doméstico. Os motivos apontados se encontram no fato de, ao possuírem maiores rendimentos, as famílias passam a adquirir novos eletrodomésticos, ocasionando neste aumento de consumo. Afirmam, ainda que, apesar de não ser muito considerado em estudos sobre consumo elétrico, os hábitos possuem forte influência sobre o consumo, sendo importante estudá-los mais profundamente, assim como serem considerados por políticos na tomada de decisão. Os autores apontam que elevar os preços da eletricidade poderiam levar à perda de bem-estar da população, sendo mais importante promover a educação voltada a mudança de hábitos das famílias de forma a aliviar os problemas energéticos e climáticos (Wang *et al.* 2021).

Outro trabalho realizado na China avaliou a influência ocasionada pelas variáveis: tamanho médio familiar, presença de idosos na família, PIB per capita, nível de urbanização, presença de ar condicionado e TV em cores, área útil da residência, dias frios e dias quentes. Todas essas variáveis demonstraram ser significantes para o consumo elétrico no país, sendo a urbanização com maior influência. O PIB *per capita* também mostrou ser signficante (Wang *et al.* 2022).

Análise da geração de resíduos sólidos

Por fim, a renda média *per capita* foi usada para estimar a geração de resíduos sólidos associada à equação (3) apresentada em trabalho de Dias *et al.* (2012). A Tabela 6 mostra os resultados obtidos.

Tabela 6. Geração diária de resíduos sólidos *per capita* e geração mensal por classe econômica em Belo Horizonte/MG

Classe econômica	Produção diária de resíduos sólidos <i>per capita</i> (kg/hab.dia)	Produção total de resíduos sólidos por mês kg
A	2.03	12,487,557.15
B1	1.73	9,991,684.11
B2	1.23	19,180,271.65
C1	0.86	14,547,886.03
C2	0.65	12,294,733.00
D - E	0.45	5,663,853.86

Conforme valores indicados na Tabela 6, a produção diária de resíduos sólidos *per capita* de Belo Horizonte/MG estimada pelo modelo variou de 0.45 kg/hab.dia para as classes “D-E” a 2.03 kg/hab.dia para a classe “A”. Conforme dados de Resíduos Domésticos disponíveis publicamente da SLU, a geração *per capita* é de 0.69 kg/hab.dia, estando dentro da faixa estimada pelo modelo. Além disso, a geração total real informada foi de 52,517,202.50 kg/mês, enquanto o modelo estimou 74,165,985.80 kg/mês. Tal como as demais equações avaliadas, este modelo também necessita de recalibração.

Dias *et al.* (2012) estimaram na época do estudo uma geração média *per capita* de resíduos sólidos de 0.627 kg/hab.dia em Belo Horizonte. Um somatório total mensal de 42,371,110 kg/mês representava um erro de 5.2%, muito inferior ao atualmente verificado.

Alzamora *et al.* (2022) apontam em seu trabalho que, além de fatores socioeconômicos, como a renda, a geração de resíduos sólidos pode ser influenciada por fatores geográficos, hábitos, clima e período do ano, não apenas na quantificação da geração, assim como na forma como os serviços são prestados. Após a análise de trabalhos realizados em diversas localidades do planeta, os autores verificaram que, predominantemente, tamanho da população, PIB, renda, consumo de água e eletricidade possuem efeito positivo na geração de resíduos. A quantidade de pessoas vivendo na casa também afeta positivamente este aspecto, porém tem correlação negativa quando se considera a geração *per capita*.

Araiza-Aguilar *et al.* (2020) realizaram análise dos dados em municípios no México para determinar a geração de resíduos sólidos. Os autores verificaram que os principais parâmetros que afetaram a geração foram população, populações de outros municípios e densidade populacional, sendo a

população a variável que mais influenciou. Ao mesmo tempo, a renda *per capita* e o nível educacional, apesarem de importantes, não afetaram significativamente no modelo proposto.

Huang *et al.* (2021) avaliaram a condição da geração de resíduo sólido municipal em 11 países, comparando alguns aspectos que pudessem influenciar, sendo: China, Estados Unidos, Japão, Alemanha, Reino Unido, França, Itália, Singapura, Hong Kong (China), Coreia do Sul e Índia. Todos os países avaliados possuíram correlação positiva entre o total de resíduo gerado e dados populacionais, PIB e PIB *per capita*. Este fato não se confirmou para o caso da Alemanha, o que, segundo os autores, pode ter relação com a divisão territorial vivenciada até os anos 90. O Brasil não foi considerado neste estudo.

Conclusões

Por meio do presente trabalho, foi possível verificar que os modelos empregados para estimativa do consumo de água, energia elétrica e de geração de resíduos sólidos estudados no município de Belo Horizonte/MG, Brasil, com base em dados atuais, devem ser revistos e recalibrados, para que a metodologia possa ser utilizada adequadamente. O afastamento entre os valores estimados pelos modelos e os realmente aferidos pelas concessionárias pode ter ocorrido devido a mudanças nos aspectos socioeconômicos considerados neste período, como a participação de classes, tamanho populacional, renda *per capita*, dentre outros. Ou mesmo tenha relação com fatores de consumo de água e de energia e geração de resíduos sólidos, como a eficiência de equipamentos utilizados nas residências, modificação nos sistemas de medições das concessionárias ou mesmo mudança nos hábitos da população.

Desta forma, para trabalhos futuros e a continuidade da eficácia do modelo, é necessária uma recalibração para que os dados sejam representativos do atual contexto socioeconômico e possam auxiliar nas suas diversas aplicações possíveis. Para isto, deveriam ser atualizados, nos modelos, os bancos de dados socioeconômicos, de consumo e de geração. Recomenda-se empregar informações com maior desagregação possível no município e fazer uma nova correlação entre os dados, tendo como fonte de dados, assim como no modelo original, o IBGE e as prestadoras de serviços de abastecimento de água, de energia elétrica e de resíduos sólidos

Por fim, pôde-se verificar que, para todas as classes sociais avaliadas, os valores *per capita* estimados de consumo de água e de geração de resíduos sólidos apresentaram resultados próximos aos registrados pela COPASA (123.68 L/hab.dia) e pela SLU (0.69 kg/hab.dia). Sugere-se a realização de novas avaliações neste sentido, para verificar a aplicabilidade dos modelos em estimar o consumo de água e a geração de resíduos por pessoa e não apenas para a população total de um município.

Agradecimientos

Os autores apresentam seus agradecimentos à Companhia Energética de Minas Gerais, à Companhia de Saneamento de Minas Gerais, à Superintendência de Limpeza Urbana da Prefeitura Municipal de Belo Horizonte e ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - UFMG.

Referências bibliográficas

- ABEP, Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa (2022) *Critério de Classificação Econômica Brasil*. Acesso em 07 de dezembro de 2022. Disponível em: https://abep.org/wp-content/uploads/2024/09/01_cceb_2022.pdf
- Amaral, M. C., Silveira, A. G, Mattos, V. L. D., Konrath, A. C. and Nakamura, L. R. (2022) Relação de longo prazo entre o consumo anual residencial de energia elétrica e o Índice de Desenvolvimento Humano no Brasil: uma análise mediante conceito de cointegração, *Revista Thema*, **21**(4), 1097-1109. <http://dx.doi.org/10.15536/thema.V21.2022.1097-1109.2569>
- Alzamora, B. R., Barros, R. T. V., Oliveira, L. K., and Gonçalves, S. S. (2022) Forecasting and the influence of socioeconomic factors on municipal solid waste generation: A literature review. *Environmental Development*, **44**. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100734>.
- Araiza-Aguilar, J. A., Rojas-Valencia, M. N., and Aguilar-Vera, R. A. (2020) Forecast generation model of municipal solid waste using multiple linear regression. *Global Journal of Environmental Science and Management*, **6** (1), 1-14. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2020.01.01>.
- Bayer, N. M., Uranga, P. R. R and Fochezatto, A. (2022) A curva ambiental de Kuznets na produção de resíduos sólidos domiciliares nos municípios brasileiros, 2011-2015, *Economia e Sociedade*, **31**(1), 129-142. <http://dx.doi.org/10.1590/1982-3533.2022v31n1art06>
- Beigl, P., Lebersorger, S. and Salhofer, S. (2008). Modelling Municipal Solid Waste Generation: A Review, *Waste Management*, **28**, 200–214. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.011>.
- CEMIG, Companhia Energética de Minas Gerais (2021) *Relatório Anual de Sustentabilidade*. Acesso em 11 de fevereiro de 2023. Disponível em: <https://www.cemig.com.br/wp-content/uploads/2022/04/ras-2021.pdf>
- Dias, D. M., Martinez, C. B. and Libânio, M. (2010) Avaliação do impacto da variação da renda no consumo domiciliar de água, *Engenharia Sanitária Ambiental*, **15**(2), 155-166.
- Dias, D. M., Martinez, C. B. and Libânio, M. (2014) Modelo para estimativa do consumo domiciliar de água e de energia elétrica em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **19**(4), 7 – 20.
- Dias, D. M., Martinez, C. B., Barros, R. T. V. and Libânio, M. (2012) Modelo para estimativa da geração de resíduos sólidos domiciliares em centros urbanos a partir de variáveis socioeconômicas conjunturais, *Engenharia Sanitária Ambiental*, **17**(3), 325-332.
- Dokas, I., Panagiotidis, M., Papadamus, S., and Spyromitros, E. (2022) The Determinants of Energy and Electricity Consumption in Developed and Developing Countries: *International Evidence*. *Energies*, **15**. <https://doi.org/10.3390/en15072558>.
- Grespan, A., Garcia, J., Brikalski, M. P., Henning, E., and Kalbusch, A (2022) Assessment of water consumption in households using statistical analysis and regression trees. *Sustainable Cities and Society*, **87**. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.104186>.
- Huang, J., Zhang, S., Zou, Y., Tai, J., Shi, Y., Fu, B., Zhao, J., and Qian, G. (2021) The heterogeneous time and income effects in Kuznets curves of municipal solid waste generation: comparing developed and developing economies. *Science of the Total Environment*, **799**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149157>.

- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021) *Cidades e Estados: Belo Horizonte*. Acesso em 24 de janeiro de 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/mg/belo-horizonte.html>
- INFOSANBAS (2023) *Belo Horizonte*. Acesso em 11 de fevereiro de 2023. Disponível em: <https://infosanbas.org.br/municipio/belo-horizonte-mg/#Caracteriza%C3%A7%C3%A3o-social,-territorial-e-econ%C3%B4mica>
- Monteiro, A. M (2021) *Modelagem de uma cidade sustentável com foco na financiabilidade: um estudo de caso de Belo Horizonte, Minas Gerais*. Trabalho de Conclusão de Curso (Título de Engenheira Ambiental) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, p. 68.
- Oliveira, G. M., Fernandes, S. M. S., and Alves, P. M (2021) *Hortas Urbanas: quando a sustentabilidade urbana é posta em prática*. In: Ed. UFPel. Hortas Urbanas: quando a sustentabilidade encontra a cidade. Pelotas/RS: Ed. UFPel. 14-39.
- OPUS (2018) *Crítério Brasil*. Acesso em 20 de fevereiro de 2023. Disponível em: <https://www.opuspesquisa.com/blog/mercado/criterio-brasil/>
- Onisanwa, I. D., and Adaji, M. O. (2020) Electricity consumption and its determinants in Nigeria. *Journal of Economics and Management*, **41**, (3), 87-104. <http://dx.doi.org/10.22367/jem.2020.41.05>
- PBH, Prefeitura de Belo Horizonte (2021) Dados Abertos Superintendência de Limpeza Urbana. Acesso em 24 de janeiro de 2023. Disponível em: <https://dados.pbh.gov.br/organization/superintendencia-de-limpeza-urbana>
- Rosa, S. S. (2022) Evidência da curva de Kuznets ambiental no Brasil, *Estudo & Debate*, **29**(3), 144-162. <http://dx.doi.org/10.22410/issn.1983-036X.v29i3a2022.3147>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2021) *Painel de Indicadores: Belo Horizonte*. Acesso em 07 de fevereiro de 2023. Disponível em: https://app-hmg.cidades.gov.br/indicadores-sinisa/web/residuos_solidos/mapa-indicadores?codigo=3106200
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2023) *Painel de Regionalização dos Serviços de Saneamento Básico no Brasil: Belo Horizonte*. Acesso em 07 de fevereiro de 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis>
- Tangworachai, S., Wong, W., and Lo, F. (2023) Determinants of water consumption in Thailand: sustainable development of water resources. *Studies in Economics and Finance*. <https://doi.org/10.1108/SEF-06-2022-0310>.
- Wang, B., Yuan, Z., Liu, X., Sun, Y., Zhang, B., and Wang, Z. (2021) Electricity price and habits: Which would affect household electricity consumption. *Energy & Buildings*, **240**. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2021.110888>.
- Wang, Y., Cai, W., Hou, L., Zhou, Z., and Bian, J. (2022) Examining the Provincial-Level Difference and Impact Factors of Urban Household Electricity Consumption in China—Based on the Extended STIRPAT Model. *Sustainability*, **14**. <https://doi.org/10.3390/su14169960>

REVISTA AIDIS

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

CODIGESTÃO ANAERÓBIA DE EFLUENTES AGROINDUSTRIAIS: AVALIAÇÃO E MODELAGEM DE DESEMPENHO

Larissa Augusta da Cruz ¹
Andrieli Sena Lacerda ¹
Izabel Melz Fleck ¹
* Leandro Fleck ¹

ANAEROBIC CODIGESTION OF AGROINDUSTRIAL EFFLUENTS: PERFORMANCE EVALUATION AND MODELING

Recibido el 28 de noviembre de 2024. Aceptado el 9 de julio de 2025

Abstract

Studies that have carried out the anaerobic co-digestion of starch factory effluent with effluent from the animal blood processing agroindustry are unprecedented in the literature. The present study is based on the hypothesis that anaerobic co-digestion can be used for the efficient simultaneous treatment of wastewater from the production of cassava starch and effluent from the processing of cattle and pig blood. Sludge from an anaerobic biodigester applied to the treatment of wastewater from the production of cassava starch was used as an inoculum for the anaerobic co-digestion process. The factors temperature and operating time were controlled, and their effects on the parameters color, turbidity and chemical oxygen demand (COD) were evaluated using a Central Composite Rotational Design (CCRD), consisting of 11 experimental tests. For each response variable, a quadratic mathematical model was generated, validated by Analysis of Variance. The maximum turbidity, color and COD removal efficiency observed in the treatment system was 100%, 90.54% and 68.85%, respectively. A significant effect was observed for the interaction between operating time and operating temperature, when evaluating the COD removal efficiency. The mathematical models were not statistically significant, as for all dependent variables the p-value was higher than the adopted significance level, of 10%. The hypothesis about the possibility of carrying out anaerobic co-digestion of starch factory effluent and animal blood processing effluent was confirmed by the study and is an innovative possibility for the consortium for the treatment of organic waste generated by agro-industrial companies.

Keywords: agroindustry, starch farming, environmental impacts, animal blood.

¹Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS/Mundo Novo), Brasil.

* Autor correspondente: Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Unidade Universitária de Mundo Novo, Br. 163, n. 235, Bairro Universitário, Mundo Novo, Mato Grosso do Sul, Brasil, CEP 79980-000. Email: leandro.fleck@uems.br

Resumo

É inédito na literatura estudos que tenham realizado a codigestão anaeróbia de efluente de fecularia com efluente da agroindústria processadora de sangue animal. O presente estudo está baseado na hipótese de que a codigestão anaeróbia pode ser utilizada para o eficiente tratamento simultâneo da água residuária proveniente da produção de fécula de mandioca e do efluente do processamento de sangue de bovinos e suínos. Foi utilizado como inóculo para o processo de codigestão anaeróbia o lodo de um biodigestor anaeróbio aplicado ao tratamento da água residuária da produção de fécula de mandioca. Foram controlados os fatores temperatura e tempo de operação, sendo seus efeitos sobre os parâmetros cor, turbidez e demanda química de oxigênio (DQO), avaliados utilizando um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), composto por 11 ensaios experimentais. Para cada variável resposta, foi gerado um modelo matemático quadrático, validado por Análise de Variância. A eficiência máxima de remoção de turbidez, cor e DQO observadas no sistema de tratamento foi de 100%, 90.54% e 68.85%, respectivamente. Observou-se efeito significativo para a interação entre o tempo de operação e temperatura de operação, quando se avaliou a eficiência de remoção de DQO. Os modelos matemáticos não foram estatisticamente significativos, pois para todas as variáveis dependentes o p-valor foi superior ao nível de significância adotado, de 10%. A hipótese sobre a possibilidade de realizar a codigestão anaeróbia de efluente de fecularia e efluente de processamento de sangue animal foi confirmada pelo estudo, sendo esta uma possibilidade inovadora para o consórcio de tratamento de resíduos orgânicos gerados por agroindustriais.

Palavras-chave: agroindústria, fecularia, impactos ambientais, sangue animal.

Introdução

A produção agroindustrial é uma das principais responsáveis pela geração de riquezas no Brasil (Bhardwaj *et al.*, 2023). Entretanto, uma das características comuns a maioria das agroindústrias e atividades agropecuárias é a geração de resíduos (Santos *et al.*, 2023), os quais podem apresentar um elevado potencial de poluição ao ecossistema quando não adequadamente gerenciados (Martins Filho *et al.*, 2018).

Dentre as inúmeras agroindústrias em operação nacionalmente, dois segmentos merecem destaque devido a utilização de água no processo produtivo e consequente geração de efluente líquido com potenciais características causadoras de impactos ambientais (Zhang *et al.*, 2011), sendo a fecularia (Lerdlattaporn *et al.*, 2021) e a indústria processadora de sangue animal (Nazifa *et al.*, 2021).

Na industrialização da mandioca para obtenção da fécula ocorre a separação de açúcares e fibras solúveis, gerando grande quantidade de resíduos (Souto *et al.*, 2016), os quais quando não adequadamente tratados podem resultar em impactos ambientais. O efluente líquido do processamento da mandioca se caracteriza pela elevada carga orgânica, efeito tóxico devido ao glicosídeo cianogênico linamarina, além da presença de nutrientes (Chidubem-Nwachinemere *et al.*, 2023).

Outro setor que vem crescendo, como consequência da notória atividade pecuarista brasileira (Bieluczyk *et al.*, 2024), é a agroindústria processadora de sangue animal (Siti *et al.*, 2021), a qual

gera efluentes que apresentam concentrações de matéria orgânica e nutrientes que demandam tratamentos específicos, para que impactos ambientais sejam evitados (Mishra *et al.*, 2023).

Dentre essas técnicas de tratamento de baixo custo existentes, cita-se a biodigestão anaeróbia, a qual consiste em um processo microbiológico (Neri *et al.*, 2023), em que grupos específicos de microrganismos, na ausência de oxigênio, trabalham interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, dióxido de carbono, água, sulfeto de hidrogênio, amônia e novas células bacterianas (Rahimieh; Nosrati, 2024).

Para aumentar a eficiência do tratamento biológico, a tendência atual em sistemas de tratamentos de resíduos orgânicos é a realização do processo de codigestão anaeróbia (Karki *et al.*, 2021), em que mais de um efluente orgânico é tratado simultaneamente no biodigestor anaeróbio, como forma de potencializar o equilíbrio nutricional essencial aos microrganismos responsáveis pelo processo de tratamento (Leite *et al.*, 2017). Diante deste cenário, é inédito na literatura estudos que tenham realizado a codigestão anaeróbia de efluente de fecularia com efluente da agroindústria processadora de sangue animal.

Neste contexto, o presente estudo partiu da hipótese de que a codigestão anaeróbia poderia ser empregada como alternativa viável para o tratamento simultâneo da água residuária da produção de fécula de mandioca e do efluente gerado no processamento de sangue de animal. A investigação teve como foco avaliar a viabilidade técnica dessa combinação de resíduos e explorar, de forma preliminar, o comportamento do sistema sob diferentes condições operacionais, objetivando a identificação de tendências e a geração de informações úteis para futuras simulações em contextos reais de operação de biodigestores anaeróbios.

Material e métodos

Local de Estudo

O trabalho foi realizado no município de Mundo Novo, situado no extremo sul do estado de Mato Grosso do Sul, fazendo divisa com o Paraguai e com o estado do Paraná. O município possui área de 478.380 km², com a estimativa de 19.193 habitantes e densidade demográfica em 40.12 habitantes/km² (IBGE, 2022). O município está localizado nas coordenadas 23°56'17" S e 54°16'15" O, com altitude de 324 metros. A cidade dispõe de um clima temperado, com temperatura média de 28 °C no verão e de 11 °C no inverno.

Coleta e armazenamento do substrato

Foi utilizado como substrato para a condução dos ensaios de codigestão anaeróbia, o efluente proveniente de duas agroindústrias de grande porte localizadas no município de Mundo Novo/MS, sendo: fecularia (produção de fécula de mandioca) e indústria processadora de sangue

bovino e suíno (produção de proteína em pó). A escolha pelos efluentes se deu preponderantemente pelas características complementares em relação a demanda nutricional microbiológica, sendo o efluente da fecularia rico em carbono e com baixo pH e o efluente da agroindústria processadora de sangue animal rico em nitrogênio e com elevado pH.

Após coletado, o substrato foi armazenado em condições de congelamento (-5 °C) para que as características físico-químicas não fossem alteradas até o momento de uso para realização dos ensaios experimentais.

Caracterização dos substratos

A fim de padronizar as características físico-químicas, evitando sua influência na interpretação dos resultados, ambos os efluentes foram coletados em único dia, em volume suficiente para atender a demanda de todos os ensaios experimentais. A caracterização dos efluentes é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização dos efluentes utilizados no estudo de codigestão anaeróbia.

Parâmetro	Agroindústria		Metodologia
	Fecularia	Sangue Animal	
pH	4.25	8.12	APHA (2012)
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	10276.00	11615.00	APHA (2012)
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	9226.00	5979.00	APHA (2012)
Demanda Química de Oxigênio (mg L ⁻¹)	13856.00	12784.00	APHA (2012)
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	53.20	566.30	APHA (2012)
Nitrogênio Total Kjeldahl (mg L ⁻¹)	50.40	560.00	APHA (2012)
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	32.00	780.00	APHA (2012)
Nitrito (mg L ⁻¹)	2.80	6.30	APHA (2012)
Nitrato (mg L ⁻¹)	<0.100	<0.100	APHA (2012)

Inóculo

Foi utilizado como inóculo para o processo de codigestão anaeróbia o lodo de um biodigestor anaeróbio aplicado ao tratamento da água residuária da produção de fécula de mandioca, localizado na mesma unidade industrial em que foi coletada a água residuária para os ensaios experimentais. Para cada temperatura do delineamento de tratamentos foi realizada a aclimação da biomassa às novas condições de operação, em mistura com o efluente de processamento de sangue animal e fecularia, cujas proporções foram definidas em ensaios preliminares.

Monitoramento do processo

Para monitorar os níveis de acidez e/ou alcalinidade intrínsecos ao sistema, foi utilizado pHmetro de bancada (pH Pro - Line Lab). Para a correção do pH, foram utilizadas soluções de hidróxido de sódio (NaOH) 6 mol e solução de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 20% para obter valores desejáveis na faixa de 7.0, sendo este o pH ideal para o crescimento dos microrganismos anaeróbicos (Chen et al., 2015). Para garantir a continuidade da atividade microbiológica, os biodigestores foram monitorados diariamente, para cada ensaio experimental.

Módulo experimental e coleta de amostras

Para a realização dos ensaios experimentais, foi utilizado um módulo experimental constituído por garrafas de polietileno tereftalato (PET) com volume útil de 1 L, as quais foram inseridas em Banho-Maria digital (SP Labor), com o controle de temperatura em níveis exigidos pelo delineamento experimental. Os reatores anaeróbios foram operados em sistema de batelada, apresentando uma saída/entrada para coleta de amostras e ajuste de pH.

Amostras da mistura dos efluentes líquidos foram coletadas no início e final de cada ensaio experimental para avaliar a eficiência de remoção de cor, turbidez e demanda química de oxigênio (DQO), utilizando respectivamente os seguintes métodos e instrumentos analíticos: calorímetro de bancada (Max Portátil), turbidímetro digital portátil-FX e Método 5520D (APHA, 2012).

Delineamento de tratamentos

Foram controlados os fatores temperatura ($^{\circ}C$) e tempo de operação (dias), sendo seus efeitos sobre os parâmetros cor, turbidez e demanda química de oxigênio, avaliados utilizando-se um Delineamento Composto Central Rotacional (DCCR), ou seja, um esquema fatorial de tratamentos 2^2 , incluindo 4 ensaios fatoriais, 4 ensaios axiais e 3 repetições no ponto central, totalizando 11 ensaios. Optou-se pela utilização do DCCR no presente estudo, pelo fato deste ser caracterizado como uma estratégia eficaz de planejamento experimental que permite maximizar o aproveitamento dos dados obtidos, ao mesmo tempo em que minimiza a quantidade de experimentos exigidos para explorar um determinado espaço amostral (Souza et al., 2018). Na Tabela 2, observa-se a matriz do delineamento de tratamentos com os valores codificados e reais dos fatores em estudo, sendo os valores reais definidos com base em análises preliminares e referências da literatura.

Para garantir condições similares entre todos os ensaios experimentais, os efluentes foram previamente agitados para total homogeneização, seguido de mistura obedecendo a seguinte ordem: 45% de efluente de fecularia, 45% de efluente do processamento de sangue bovino e suíno e 10% de inóculo.

Tabela 2. Delineamento de tratamentos

Ensaio	Temperatura (valor codificado)	Temperatura (°C)	Tempo de Operação (valor codificado)	Tempo de Operação (dias)
1	-1	26.33	-1	14.89
2	-1	26.33	+1	24.11
3	+1	37.67	-1	14.89
4	+1	37.67	+1	24.11
5	-1.41	24.00	0	19.50
6	+1.41	40.00	0	19.50
7	0	32.00	-1.41	13.00
8	0	32.00	+1.41	26.00
9	0	32.00	0	19.50
10	0	32.00	0	19.50
11	0	32.00	0	19.50

Geração de modelos matemáticos

Para cada variável resposta (cor, turbidez e demanda química de oxigênio) foi gerado um modelo matemático quadrático representativo do processo, obtido a partir do ajuste estatístico dos resultados correspondentes a todos os ensaios do delineamento de tratamentos. O modelo matemático codificado ajustado a partir dos dados experimentais, é apresentado na Equação 1.

$$\text{Variável resposta: } a_1 + a_2\text{TRH} + a_3\text{TRH}^2 + a_4\text{TP} + a_5\text{TP}^2 + a_6\text{TRH} \times \text{TP} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

a = coeficientes que serão ajustados a partir dos dados experimentais.

TRH= valor codificado do tempo de operação.

TP = valor codificado da temperatura.

A escolha do modelo quadrático se justifica pelo fato de que o mesmo permite captar não apenas os efeitos lineares das variáveis independentes, mas também os efeitos quadráticos e as interações entre elas, o que é essencial para representar adequadamente a complexidade do processo de codigestão anaeróbia. Esse tipo de sistema frequentemente apresenta comportamento não linear em função das características intrínsecas do substrato. Assim, o uso de um modelo quadrático oferece maior flexibilidade e robustez na modelagem da superfície de resposta, possibilitando a identificação de condições ótimas de operação do sistema (Bhattacharya, 2021). A significância estatística dos modelos matemáticos originados no sistema foi testada pela Análise de Variância (ANOVA), com um intervalo de confiança de 90%.

Resultados e discussão

Análise de eficiência de remoção dos poluentes ambientais

O processo de codigestão anaeróbia da água residuária proveniente da produção de fécula de mandioca e do efluente originário do processamento de sangue de bovinos e suínos, proporcionou 100% de remoção de turbidez nos ensaios experimentais 4 e 7; já em relação a remoção de cor, a maior eficiência foi observada no ensaio experimental 2, sendo essa de 90.54%. Para a remoção de DQO houve predominância de eficiência de remoção próximo a 60%, sendo a maior remoção observada no ensaio experimental 9, de 68.85% (Tabela 3).

Tabela 3. Eficiência de remoção de parâmetros ambientais pela eletrofloculação

Ensaio Experimental	Remoção de Turbidez (%)	Remoção de Cor (%)	Remoção de DQO (%)
1	68.91	83.45	59.66
2	86.08	90.54	30.95
3	99.38	89.19	37.14
4	100.00	86.49	62.47
5	93.43	86.49	68.66
6	92.78	75.00	59.66
7	100.00	86.49	59.22
8	89.58	79.39	67.41
9	93.05	78.38	68.85
10	88.86	78.04	67.41
11	97.54	77.70	66.93

Destaca-se que as eficiências de remoção de turbidez, cor e DQO foram semelhantes nos ensaios experimentais conduzidos nas condições de ponto central do delineamento de tratamentos, apresentando baixa variabilidade. De acordo com Rodrigues e Lemma (2014), os ensaios do ponto central fornecem informações sobre o comportamento das respostas entre os níveis atribuídos aos fatores, evidenciando a qualidade da repetibilidade do processo e a confiabilidade dos dados experimentais, o que foi comprovado no presente estudo.

A literatura não apresenta trabalhos relevantes que realizaram a codigestão anaeróbia de efluente de fecularia com efluente de agroindústria processadora de sangue animal (bovino e suíno). Para fins de comparação, é possível citar trabalhos que realizaram a codigestão anaeróbia de efluente de fecularia com distintas fontes de material orgânico. Como exemplo, cita-se o trabalho de Larsen *et al.* (2014), os quais avaliaram a adição de glicerina bruta na digestão anaeróbia de efluente de indústria de fécula de mandioca, em reator de fluxo semicontínuo horizontal de uma fase, e constataram remoção de DQO que variou entre 91.54% e 98.69%, dentre todos os tratamentos estatísticos realizados. No presente estudo, a eficiência de remoção

de DQO foi inferior ao obtido por Larsen *et al.* (2014), o que pode ser justificado pelas diferentes condições experimentais empregadas e pela adição de efluente de agroindústria processadora de sangue animal ao processo de codigestão anaeróbia.

Análise de efeitos para a remoção de poluentes ambientais

O efeito de um fator pode ser entendido como a variação causada na resposta, quando percorremos todos os níveis desse fator, independentemente dos demais fatores (Rodrigues; lemma, 2014). Neste contexto, observou-se efeito significativo apenas para a interação entre o tempo de operação (TRH) e a temperatura de operação (TP), quando se avaliou a eficiência de remoção de DQO. Para este caso o efeito foi positivo, ou seja, a variação de todos os níveis de um dos fatores dentro de cada nível do outro fator aumentou a remoção de DQO no biodigestor anaeróbio (Tabela 4).

Tabela 4. Análise de efeitos para o processo de eletrofloculação

Fator	Efeito	Turbidez Erro Padrão	p-valor
Média	93.17	5.67	1.5×10^{-4}
TR. ** (L)	10.90	6.96	0.178
TR. (Q)	-2.76	8.30	0.753
TM. *** (L)	0.78	6.96	0.915
TM. (Q)	-1.07	8.30	0.903
TR. X TM.	-8.28	9.83	0.438
Cor			
Média	78.02	2.92	1.0×10^{-4}
TR. (L)	-3.64	3.58	0.356
TR. (Q)	5.54	4.27	0.251
TM. (L)	-1.41	3.58	0.710
TM. (Q)	7.74	4.27	0.130
TR. X TM.	-4.90	5.06	0.378
Demanda Química de Oxigênio			
Média	67.79	6.37	1.26×10^{-4}
TR. (L)	-0.93	7.81	0.910
TR. (Q)	-11.78	9.32	0.262
TM. (L)	2.05	7.81	0.804
TM. (Q)	-12.63	9.32	0.233
TR. X TM.	27.02	11.03	0.058*

*Estatisticamente significativo com um nível de significância de 10%; **TR. corresponde a temperatura de operação; ***TM. corresponde ao tempo de operação; L- corresponde aos termos lineares; Q- corresponde aos termos quadráticos.

Modelagem matemática para remoção de poluentes ambientais

Os modelos matemáticos representativos do processo de codigestão anaeróbia para a remoção de turbidez, cor e DQO estão apresentados nas equações 2, 3 e 4, respectivamente. Os coeficientes foram estimados com base na análise de regressão linear múltipla, utilizando o método dos mínimos quadrados, com o apoio do Software Statistica. A regressão linear múltipla foi aplicada para o ajuste dos modelos quadráticos às variáveis resposta, com base nos dados obtidos em todos os ensaios do Delineamento Composto Central Rotacional. O método dos mínimos quadrados foi utilizado para estimar os coeficientes dos modelos, minimizando a soma dos quadrados dos resíduos entre os valores observados e os valores preditos pelas equações.

Fleck *et al.* (2013), evidenciaram em seu trabalho a importância da modelagem matemática associada a simulação de cenários no âmbito ambiental, sendo está uma das principais motivações para a modelagem matemática do processo de codigestão anaeróbia dos efluentes de fecularia e agroindústria processadora de sangue bovino e suíno.

$$T (\%) = 93.171 + 5.450TRH - 1.381TRH^2 + 0.388TP - 0.534TP^2 - 4.138TRH.TP \quad \text{Equação (2)}$$

$$C (\%) = 78.018 - 1.820TRH + 2.770TRH^2 - 0.705TP + 3.870TP^2 - 2.448TRH.TP \quad \text{Equação (3)}$$

$$DQO (\%) = 67.794 - 0.463TRH - 5.892TRH^2 + 1.024TP - 6.317TP^2 + 13.510TRH.TP \quad \text{Equação (4)}$$

Em que:

T (%)= eficiência de remoção de turbidez.

C (%)= eficiência de remoção de cor.

DQO (%)= eficiência de remoção de demanda química de oxigênio.

TRH= valor codificado do tempo de operação.

TP = valor codificado da temperatura

Ao analisar a Equação 2, observa-se que a remoção de turbidez foi favorecida pelo aumento do tempo de operação (TRH), porém esse efeito diminuiu em níveis mais elevados devido ao termo quadrático negativo. A temperatura (TP) também contribuiu positivamente, mas com efeito limitado, sendo prejudicada em extremos. A interação negativa entre tempo e temperatura indica que combinações elevadas desses fatores reduzem a eficiência da remoção de turbidez. Pela Equação 3, fica evidente que a remoção de cor apresentou comportamento quadrático em relação ao tempo de operação e à temperatura, com efeitos lineares negativos e quadráticos positivos, indicando maior eficiência em níveis intermediários desses fatores. A interação entre TRH e TP foi negativa, sugerindo que combinações extremas de tempo e temperatura prejudicam a remoção de cor. Já pela Equação 4, é possível inferir que eficiência de remoção da DQO foi negativamente influenciada pelo tempo de operação, tanto linear quanto quadraticamente, indicando pior desempenho em tempos mais longos. A temperatura teve efeito positivo linear, mas foi limitada por um efeito quadrático negativo. A interação entre tempo e temperatura teve

forte influência positiva, mostrando que a combinação adequada desses fatores melhora significativamente a remoção da DQO.

Na Tabela 5 é apresentada à análise de variância (ANOVA) para a validação estatística dos modelos matemáticos propostos. É possível observar que os modelos matemáticos não foram estatisticamente significativos, pois para todas as variáveis dependentes o p-valor foi superior ao nível de significância adotado, de 10%.

Tabela 5. Validação estatística dos modelos matemáticos de simulação

Fonte de Variação	Soma dos Quadrados	Graus de Liberdade	Turbidez Quadrado Médio	p-valor	R ²
Regressão	318.92	5	63.78	0.670	39.66
Resíduos	482.88	5	96.58		
Total	801.80				
Cor					
Regressão	181.23	5	36.25	0.356	54.75
Resíduos	127.90	5	25.58		
Total	309.13				
DQO					
Regressão	1158.10	5	231.62	0.248	63.63
Resíduos	608.14	5	121.63		
Total	1766.24				

Apesar de o valor de R² não atingir valores próximos a 100%, os modelos matemáticos ajustaram razoavelmente os dados experimentais, com o modelo de remoção de DQO apresentando o melhor ajuste (R² = 63.63%). Esses resultados indicam que, embora o modelo para turbidez e cor tenha apresentado ajustes mais modestos (R² de 39.66% e 54.75%, respectivamente), ainda assim são representações úteis para o comportamento do processo. A variação nos valores de R² reflete a complexidade do sistema e a variabilidade dos dados experimentais, e oferece uma base sólida para ajustes futuros, especialmente com a coleta de mais dados ou a inclusão de termos polinomiais de grau superior. Esses resultados indicam que o modelo é capaz de capturar uma parte significativa das relações entre os fatores, proporcionando percepções para a otimização do processo de codigestão anaeróbia. Ainda sobre o coeficiente de determinação, ou R², Rodrigues e Lemma (2014) afirmam que este se caracteriza como uma representação da qualidade do ajuste da reta de regressão aos dados experimentais, o qual fornece uma medida da proporção da variação explicada pela equação de regressão em relação a variação total das respostas.

Embora os modelos matemáticos não sejam estatisticamente significativos, é encorajada a utilização dos mesmos para a investigação preliminar de possíveis cenários, quando a biodigestão anaeróbia é aplicada ao tratamento simultâneo da água residuária da produção de fécula de mandioca e efluente de agroindústria processadora de sangue animal e suíno. Para embasar este argumento, cita-se que a eficiência do sistema foi elevada para a remoção de cor, turbidez e DQO (Tabela 3), ou seja, mesmo os modelos matemáticos não descrevendo significativamente as variações observadas nas variáveis dependentes, entende-se que o sistema proposto possa ser utilizado em escala real e que estudos adicionais podem ser realizados para determinar as variáveis independentes que são importantes ao tratamento biológico, influenciam nos resultados, mas que não foram consideradas no presente estudo.

Gráficos de superfície de resposta

Embora os p-valores para os modelos de turbidez, cor e DQO tenham excedido o limiar de 0.1, a opção por gerar as superfícies de resposta se justifica pela necessidade de explorar visualmente o comportamento do processo, mesmo quando a significância estatística não é alcançada. Em estudos experimentais desse tipo, é comum utilizar as superfícies de resposta como uma ferramenta para identificar padrões e relações entre os fatores, além de guiar ajustes operacionais futuros. Mesmo sem significância estatística robusta, essas superfícies podem revelar tendências importantes e possibilitar a otimização das condições de operação. Assim, a decisão de gerar as superfícies visou obter uma compreensão mais aprofundada das possíveis influências dos fatores e suas interações, que podem orientar novas investigações ou ajustes nos parâmetros do processo.

Com base nessas informações, a Figura 1 apresenta os gráficos de superfície de resposta gerados no software Statistica, correspondentes ao modelo matemático proposto para a turbidez (A), cor (B) e DQO (C). Os modelos foram construídos com base nos dados experimentais obtidos nos ensaios experimentais e ajustados por regressão. Os pontos experimentais utilizados na calibração dos modelos estão indicados na figura por círculos azuis, permitindo a visualização da correspondência entre os dados observados e as superfícies geradas.

Embora os gráficos de superfície apresentados na Figura 1 permitam uma visualização qualitativa da tendência dos efeitos das variáveis independentes sobre as respostas analisadas, é importante destacar que os modelos matemáticos ajustados (Equações 2, 3 e 4) apresentaram limitações estatísticas, como valores de p superiores ao limite de significância e coeficientes de determinação (R^2) relativamente baixos. Esses resultados indicam que os modelos não descrevem integralmente a variabilidade dos dados experimentais, o que impõe restrições à extrapolação e interpretação quantitativa dos efeitos. Assim, as superfícies devem ser compreendidas como representações indicativas e não como descrições rigorosas do comportamento do sistema.

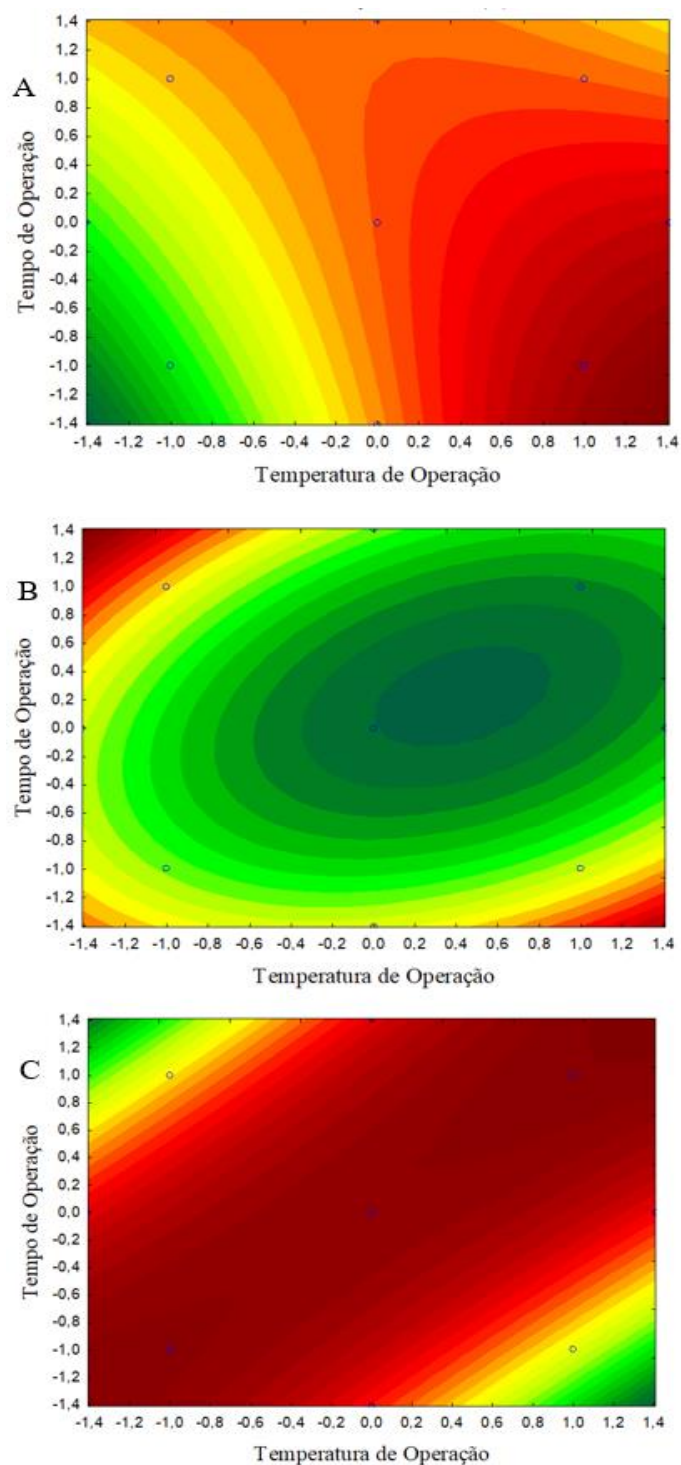


Figura 1. Superfícies de resposta representando as tendências de variação da turbidez (A), cor (B) e DQO (C) em função da temperatura e do tempo de operação.

A maior remoção de turbidez (Figura 1A) ocorre em condições mais elevadas de temperatura, e em tempos de operação reduzidos, conforme os limites definidos pelo delineamento de tratamentos (Tabela 2). A maior remoção de cor (Figura 1B) ocorre quando o biodigestor anaeróbio opera com baixas temperaturas, mas em elevado tempo de operação; resultado semelhante é observado quando o biodigestor opera em altas temperaturas, mas em baixo tempo de operação. Considerando estas informações, sugere-se que para a remoção do parâmetro cor deve-se levar em consideração dois questionamentos básicos: a) qual o volume de geração de efluentes por dia? e, b) é viável economicamente promover o aumento da temperatura no biodigestor anaeróbio? Caso o biodigestor anaeróbio suporte a carga de efluente gerado pelas agroindústrias, sugere-se aumentar o tempo de operação (TRH), sem promover o aquecimento do sistema de tratamento, pois além de encarecer o processo, pode resultar em gastos energéticos que não serão interessantes do ponto de vista ambiental.

Para o parâmetro DQO, observa-se que uma ampla faixa de operação do sistema de tratamento anaeróbio, considerando os limites impostos pelo delineamento de tratamentos (Tabela 2), proporciona resultados satisfatórios de eficiência de remoção. Estes resultados corroboram com as discussões apresentadas na Tabela 5, em que o coeficiente de determinação para o parâmetro DQO foi o que apresentou os melhores resultados. Neste contexto, considerando a Figura 1 C, sugere-se que para a remoção de DQO, o processo de codigestão anaeróbia do efluente de fecularia e efluente de unidade industrial processadora de sangue animal, opere nas menores condições impostas pelo delineamento de tratamentos, o que resulta em benefícios econômicos e ambientais, sem comprometer a eficiência do sistema.

Todas as discussões apresentadas sugerem que estudos adicionais podem ser realizados em diferentes condições de temperatura e tempo de operação, a fim de que seja investigada a possibilidade de otimização simultânea das variáveis respostas pela aplicação da técnica da função de desejabilidade, proposta por Derringer e Suich (1980), como forma de reduzir o tempo de operação do reator anaeróbio, sem comprometer a eficiência do sistema empregado para o tratamento biológico das águas residuárias alvo do presente estudo.

Considerações finais

A hipótese sobre a possibilidade de realizar a codigestão anaeróbia do efluente de fecularia com o efluente do processamento de sangue animal foi confirmada pelo presente estudo, configurando-se como uma ação inovadora para o consórcio de tratamento desses resíduos orgânicos gerados por agroindústrias. Ressalta-se que a codigestão de resíduos agroindustriais representa uma abordagem promissora para a melhoria da digestão anaeróbia, especialmente pela combinação de substratos com características complementares. Diversos estudos apontam que essa prática pode gerar efeitos sinérgicos, como o aumento da estabilidade do processo e

eficiência na degradação da matéria orgânica. Embora os resultados aqui obtidos não tenham evidenciado vantagens expressivas do ponto de vista estatístico, observa-se que a mistura dos efluentes estudados apresenta potencial para otimizar o equilíbrio nutricional do meio reacional e favorecer a atividade microbiológica. Diante disso, reforça-se a necessidade de estudos complementares, com delineamentos experimentais mais amplos e controle adequado, que incluam comparações diretas com a digestão individual dos resíduos, permitindo avaliar de forma mais robusta os efeitos específicos do processo de codigestão anaeróbia.

Paralelamente, buscou-se ajustar modelos matemáticos capazes de descrever o comportamento das variáveis-resposta (turbidez, cor e DQO) em função das condições operacionais, por meio de superfícies de resposta. Embora os modelos tenham permitido uma visualização qualitativa das tendências do sistema, apresentaram limitações estatísticas (como baixo R^2 ou p-valores não significativos), o que restringe sua capacidade preditiva. Tais limitações são atribuídas, em parte, à variabilidade dos dados experimentais e à simplicidade da estrutura matemática adotada. Assim, para aprimorar a análise futura, sugere-se a reestruturação do modelo com base em métodos estatísticos mais robustos, bem como a reavaliação dos parâmetros considerados no estudo. Essas melhorias podem aumentar a confiabilidade da modelagem e fornecer subsídios mais consistentes para a avaliação do desempenho da codigestão anaeróbia como alternativa para o tratamento de resíduos agroindustriais.

Ainda assim, considera-se que a abordagem pode ser útil em etapas exploratórias de projetos de tratamento. A proposta de codigestão anaeróbia aqui apresentada reflete uma situação comum em regiões com forte presença de agroindústrias, onde diferentes efluentes orgânicos são gerados em proximidade. Nessa perspectiva, o consórcio de tratamento por codigestão pode representar uma estratégia prática e economicamente viável para o manejo conjunto desses resíduos, com potencial de otimização de recursos e redução de impactos ambientais. Neste contexto, os autores sugerem que gestores ambientais de empresas similares considerem a codigestão anaeróbia como alternativa viável para o tratamento de efluentes líquidos, especialmente pela possibilidade de redução de custos operacionais e conformidade com a legislação ambiental vigente. Como vantagem adicional, é encorajada a avaliação da viabilidade de aproveitamento energético do biogás potencialmente gerado, embora a produção e a caracterização deste biocombustível não tenham sido escopo do presente estudo, sendo necessária a realização de investigações complementares.

Agradecimentos

À Fundação de Apoio ao Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) pela disponibilização de bolsa de Iniciação Científica.

Referências bibliográficas

- APHA, American Water Works Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22th ed. Washinton, DC – EUA: Ed. American Public Health Association, Water Environment Federation. 2012.
- Bieluczyk, W., Cherubin, M. R., Cerri, C. E. P., Siqueira-Neto, M., Abdalla-Filho, A. L., Castro, J. I. A., Locatelli, J. L., Tsai, S. M., Camargo, P. B. (2024) Greenhouse gas fluxes in brazilian climate-smart agricultural and livestock systems: A systematic and critical overview. *Journal of Cleaner Production*, **464**(1), 1-17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142782>
- Bhardwaj, A., Kumar, S., Singh, D. (2023) Tannery effluent treatment and its environmental impact: a review of current practices and emerging technologies. *Water Quality Research Journal*, **58**(2), 128-152. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2023.002>
- Bhattacharya, S. (2021) Central Composite Design for response surface methodology and its application in pharmacy. *Chapter*, (1), 1-19. <https://doi.org/10.5772/intechopen.95835>
- Chen, S., Zhang, J., Wang, X. (2015) Effects of alkalinity sources on the stability of anaerobic digestion from food waste. *Waste Management & Research*, **33**(11), 1033-1040. <https://doi.org/10.1177/0734242x15602965>
- Chidubem-Nwachinemere, N. O., Orji, M. U., Achugbu, A. N., Achugbu, O. E., Okali, U. O., Osilo, N. A. O. (2023) Physicochemical Composition of Cassava Mill Effluents in Five Processing Plants in Anambra State, Nigeria. *World Wide Journal of Multidisciplinary Research and Development*, **9**(5), 31-34. https://www.jmr.com/upload/physicochemical-composition-of-cassava-mill-effluents-in-five-processing-plants-in-anambra-state-nigeria_1685359205.pdf
- Derringer G. C., Suich, R. (1980) Simultaneous optimization of several responses variables. *Journal of Quality Technology*, **12**(4), 214-219. <https://doi.org/10.1080/00224065.1980.11980968>
- Fleck, L., Tavares, M. H. F., Eyng, E. (2013) Conceitos e importância da modelagem matemática de qualidade da água para gestão dos recursos hídricos. *Revista Ambiência*, **9**(3), 487-503. <https://doi.org/10.5935/ambiencia.2013.03.03>
- Karki, R., Chuenchart, W., Surendra, K. C., Shrestha, S., Raskin, L., Sung, S., Hashimoto, A., Khanal, S. K. (2021) Anaerobic co-digestion: Current status and perspectives. *Bioresource Technology*, **330**(1), 125001. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125001>
- Larsen, A. C., Gomes, B. M., Gomes, S. D., Zenatti, D. C., Torres, D. G. B. (2013) Anaerobic co-digestion of crude glycerin and starch industry effluent. *Engenharia Agrícola*, **33**(2), 341-352. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162013000200013>
- Leite, V. D., Barros, A. J. M., Menezes, J. M., Sousa, J. T., Lopes, W. S. (2017) Codigestão anaeróbia de resíduos orgânicos. *Revista DAE*, **65**(208), 35-46. <https://doi.org/10.4322/dae.2017.004>
- Lerdlattaporn, R., Phalakornkule, C., Trakulvichean, S., Songkasiri, W. (2021) Implementing circular economy concept by converting cassava pulp and wastewater to biogas for sustainable production in starch industry. *Sustainable Environment Research*, **31**(20), 1-12. <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00093-9>
- Martins Filho, J. B., Neves, R. A., Araújo, J. S., Ferrão, G. E., Pires, I. C. G. (2018) Resíduos orgânicos agropecuários e biodigestores: análise sobre a produção bibliográfica do período de 2000-2017. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **9**(5), 281-293. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2018.005.0025>
- Mishra, S., Kumar, R., Kumar, M. (2023) Use of treated sewage or wastewater as an irrigation water for agricultural purposes- Environmental, health, and economic impacts. *Total Environment Research Themes*, **6**(1), 100051. <https://doi.org/10.1016/j.totert.2023.100051>
- Nazifa, T. H., Saady, N. M. C., Bazan, C., Zendejboudi, S., Aftab, A., Albayati, T. M. (2021) Anaerobic Digestion of Blood from Slaughtered Livestock: A Review. *Energies*, **14**(1), 1-25. <https://doi.org/10.3390/en14185666>
- Neri, A., Bernardi, B., Zimbalatti, G., Benalia, S. (2023) Na overview of anaerobic digestion of agricultural by-products and food waste foi biomethane production. *Energies*, **16**(6851), 1-20. <https://doi.org/10.3390/en16196851>

- Rahimiedh, A., Nosrati, M. (2024) A review on biochemistry, microbiology and thermodynamic aspects of propionate: The key intermediate in the anaerobic digestion and wastewater treatment. *Desalination and Water Treatment*, **317**(1), 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100191>
- Rodrigues, M. R., Iemma, A. F. (2014) *Experimental design and process optimization*. 2a. ed. São Paulo: 2014.
- Santos, D. de C. L. P., Correa, C. Alves, Y. A., Souza, C. G., Boley, R. A. M. (2023) Brazil and the world market in the development of technologies for the production of second-generation ethanol. *Alexandria Engineering Journal*, **67**(1), 153-170. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2022.09.004>
- Siti, J. M. S., Nurrulhidayah, A. F., Azura, A., Mat, J. S. M., Abdul, R., Nur, A. T., Arief, S. R., Rashidi, O. (2021) Issues related to animal blood into food products: a review paper. *Food Research*, **5**(3), 12-21. [https://doi.org/10.26656/fr.2017.5\(3\)512](https://doi.org/10.26656/fr.2017.5(3)512)
- Souto, L. R. F., Caliar, M., Soares Júnior, M. S., Fiorida, F. A., Garcia, M. C. (2016) Utilization of residue from cassava starch processing for production of fermentable sugar by enzymatic hydrolysis. *Food Science and Technology*, **37**(1), 19-24. <https://doi.org/10.1590/1678-457X.0023>
- Souza, L. D. P., Azerêdo, G. A., Silva, F. A. (2018) Comportamento do concreto sob altas temperaturas via planejamento experimental fatorial com configuração estrela. *Ambiente Construído*, **18**(1), 327-344. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212018000100224>
- Zhang, Q., He, J., Tian, M., Mao, Z., Tang, L., Zhang, J., Zhang, H. (2011) Enhancement of methane production from cassava residues by biological pretreatment using a constructed microbial consortium. *Bioresource Technology*, **102**(19), 8899-8906. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.06.061>

REVISTA AIDIS

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

AEDES AEGYPTI COMO BIOINDICADOR DA QUALIDADE AMBIENTAL FRENTE À AUSÊNCIA DE SANEAMENTO

* Gabriel Alves de Lima ¹
Geisa Freitas do Monte Silva ¹
Soraya Giovanetti El-Deir ¹
Fernando Cartaxo Rolim Neto ¹

AEDES AEGYPTI AS A BIOINDICATOR OF ENVIRONMENTAL QUALITY IN THE FACE OF LACK OF SANITATION

Recibido el 5 de diciembre de 2024. Aceptado el 7 de julio de 2025

Abstract

The universalization of basic sanitation services is a topic discussed worldwide, mainly in relation to the challenges related to the absence of these infrastructures and the difficulties in their management. The consequences of this inefficiency or absence of services impact several areas, including those related to the environment, society and health, such as the increased proliferation of arboviruses. Given that *Aedes aegypti*, vector of the arboviruses Dengue, Zika and Chikungunya, thrives in urban environments characterized mainly by the absence of sanitation and is responsible for the spread of these diseases, it has the potential to be considered an indicator organism (bioindicator), based on the idea that a bioindicator can provide information about environmental quality through its presence in an area or its proliferation rate. This study aims to analyze the species *A. aegypti* as a potential bioindicator to monitor the existence and/or effectiveness of infrastructures related to environmental sanitation in urban areas and ecotones in tropical climate zones. The methodology applied includes the analysis of parameters previously defined in the literature, weighted based on relevance and representativeness, represented by weights and scores. These parameters include factors such as well-defined taxonomy, numerical abundance and widely known ecological characteristics. The parameters analyzed indicated *A. aegypti* as an excellent bioindicator in the context of the evaluation of basic sanitation infrastructures.

Keywords: arboviruses, environmental management, public health.

¹ Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Manuel de Medeiros, Campus Dois Irmãos – Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Departamento de Tecnologia Rural. 52071-000. Brasil. Email: alvslimagabriel@gmail.com

Resumo

A universalização dos serviços de saneamento básico é um tema discutido a nível mundial, principalmente em relação aos desafios relacionados à ausência dessas infraestruturas e as dificuldades para sua gestão. As consequências dessa ineficiência ou ausência de serviços impactam áreas diversas, incluindo as relacionadas ao meio ambiente, à sociedade e à saúde, como o aumento da proliferação das arboviroses. Dado que o *Aedes aegypti*, vetor das arboviroses Dengue, Zika e Chikungunya, prospera em ambientes urbanos caracterizados, principalmente, pela ausência de saneamento e é responsável pela disseminação destas doenças, este apresenta potencial para ser considerado um organismo indicador (bioindicador), isto a partir da ideia de que um bioindicador pode fornecer informações sobre a qualidade ambiental por meio de sua presença em uma área ou por sua taxa de proliferação. Este estudo objetiva analisar a espécie *A. aegypti* como um potencial bioindicador para monitorar a existência e/ou efetividade de infraestruturas relacionadas ao saneamento ambiental em áreas urbanas e ecótonos em zonas de clima tropical. A metodologia aplicada inclui a análise de parâmetros previamente definidos pela literatura, ponderados com base em relevância e representatividade, representados por pesos e notas. Estes parâmetros incluem fatores como taxonomia bem definida, abundância numérica e características ecológicas amplamente conhecidas. Os parâmetros analisados indicaram o *A. aegypti* como um ótimo bioindicador no contexto da avaliação das infraestruturas de saneamento básico.

Palavras-chave: arboviroses, gestão ambiental, saúde pública.

Introdução

A universalização dos serviços de saneamento é um acordo internacional representado pelo Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 – Água potável e Saneamento, da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015). No Brasil, a área é regulamentada pela Lei nº 14.026 (2020), a qual estabelece metas para a expansão total do atendimento à população. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2023) e em contrariedade a este pacto global e à Lei Federal, diversas cidades brasileiras ainda convivem com baixas taxas de cobertura desses serviços.

As consequências da ausência ou ineficácia das infraestruturas de saneamento atingem diversos setores ambientais. Em acordo com Silva *et al.* (2022), corpos hídricos localizados em áreas urbanas são os principais atingidos pela poluição resultante do lançamento irregular de efluentes. Em outra vertente, a ineficiente gestão dos resíduos sólidos pode gerar contaminação do solo e da água, prejudicando fauna e flora locais (Costa e Lima, 2023). Souza Filho e Alves (2022) detalham os efeitos da carência dos serviços de saneamento para além da poluição. Segundo os autores, esta deficiência cria um ambiente favorável à proliferação de vetores, incluindo insetos responsáveis pela disseminação de doenças tropicais como as arboviroses.

Associados à ausência de saneamento básico, os mosquitos *Aedes aegypti* são responsáveis pela transmissão de doenças atreladas à ineficácia desses serviços. Esta espécie está presente em regiões de clima tropical, em ambientes tanto urbanos quanto periurbanos, que são as áreas

compreendidas como ecótono (de transição) entre o ecossistema urbanizado e o rural (Almeida, Cota e Rodrigues, 2020). Regiões de clima tropical apresentam alto índice de casos relacionados a arboviroses como Chikungunya (CHIKV) e dengue (DENV) (Fischer *et al.*, 2021).

De acordo com Santos *et al.* (2023), fatores como saneamento precário possuem maior relevância no que tange às causas para a propagação de arboviroses. Segundo Egid *et al.* (2022), a taxa de picadas do mosquito *A. aegypti* é maior em áreas com ausência ou ineficiência de serviços de saneamento do que em outras regiões adequadamente saneadas. Gomes, Jesus e Quaresma (2023) analisaram a relação entre índices de saneamento e proliferação de arboviroses, identificando uma relação inversa, onde quanto maior o nível de saneamento, menor a propagação de doenças atreladas ao mosquito *A. aegypti*, sendo a ausência de saneamento um dos principais fatores causais para a alta proliferação do mosquito.

Neste direcionamento, a grande presença do *A. aegypti* em determinados locais pode representar um bioindicador do nível de ausência de infraestruturas vinculadas ao saneamento ambiental, que denota impacto ambiental nessas áreas (Dias *et al.*, 2020). Vale ressaltar que bioindicadores vêm sendo utilizados para avaliar a qualidade ambiental em diversas esferas, como é o caso dos Bioindicadores florísticos no que diz respeito a áreas de vegetação às margens de rios (Carolino *et al.*, 2023).

A nível de saneamento, o uso de bioindicadores é consolidado, a exemplo do uso de bactérias coliformes totais e fecais como bioindicadores de qualidade de água (Mahmodian *et al.*, 2024); Ostracodos e foraminíferos como bioindicadores de poluição aquática (Schmitz *et al.*, 2024); *Caenorhabditis elegans*, também como bioindicadores de poluição hídrica (Kang, Jeong e Lim, 2024); o inseto *Chironomus xanthus* Meigen como bioindicador de contaminação por Xenobióticos em ecossistemas de água doce (Macêdo *et al.*, 2020); entre outros.

Frente a estas problemáticas, o estudo objetiva analisar a espécie *A. aegypti* como potencial bioindicador da existência e/ou eficácia da infraestrutura vinculada ao saneamento ambiental, uma vez que a proliferação deste vetor está relacionada à ausência dessas infraestruturas, evidenciando novas formas de avaliar a área, principalmente em função de indicadores facilmente compreendidos pela sociedade em geral e aplicáveis ao monitoramento da qualidade ambiental do meio urbano e do ecótono.

Materiais e método

Espécie de estudo

A espécie estudada como possível bioindicador possui nome científico *Aedes aegypti* Linnaeus, 1762, e os nomes vulgares “mosquito da dengue” e “mosquito da febre amarela”. A primeira

nomenclatura científica desta espécie foi *Culex aegypti* Linnaeus, publicado originalmente em 1762 por Carl Linnaeus (Mattingly, Stone e Knight, 1962; Sandoval-Ruiz, 2021).

Análise da espécie

A análise da espécie em estudo foi conduzida com base nos parâmetros sincretizados por Johnson, Wiederholm e Rosenberg (1993) e adaptados por Neumann-Leitão e El-Deir (2009) e Alves (2022) para definir um organismo indicador (bioindicador) ideal (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros primordiais para um bioindicador ideal.

Nº	Parâmetro	Justificativa
1	Solidez taxonômica.	Incertezas na taxonomia podem causar complicações a longo prazo em relação ao monitoramento da espécie e comparações entre dados.
2	Fácil reconhecimento por não-especialistas.	Maior facilidade na aplicação do bioindicador e na identificação de áreas por meio de conhecimento empírico.
3	Distribuição cosmopolita (ou distribuição envolvendo um análogo ecológico).	Escolher uma espécie com tal característica permitiria comparação entre dados regionais, nacionais e internacionais.
4	Abundância numérica.	Grande número de uma espécie num mesmo local permite fácil amostragem e conclusões quanto aos padrões de distribuição.
5	Baixa variedade genética e ecológica.	Bioindicadores devem ter exigências ecológicas restritas.
6	Tamanho corporal grande.	O tamanho corporal facilita a amostragem e a triagem do indicador.
7	Baixa mobilidade.	Facilidade de integração em escalas espaciais.
8	Longo ciclo de vida.	Facilidade de integração em escalas temporais.
9	Características ecológicas amplamente conhecidas.	Contexto sobre a espécie deve estar disponível em larga escala.
10	Plausível para uso em estudos de laboratório.	Determinação de causa a partir de análises laboratoriais.

Fonte: Adaptado com base em Johnson, Wiederholm e Rosenberg (1993)

Para identificar as informações características de cada parâmetro, foi realizada uma revisão bibliográfica, utilizando palavras chaves específicas voltadas a cada um dos parâmetros, como “Origem” e “Distribuição” para avaliação do parâmetro “Distribuição cosmopolita” da espécie. A busca foi conduzida em plataformas específicas de publicações científicas, como é o caso do Google Acadêmico e do Science Direct.

Seguindo a metodologia de Alves (2022), foi realizada uma pesquisa descritiva dedutiva que se fundamenta na caracterização de um fenômeno por meio de análise de condições gerais atreladas a este. A importância ecológica de cada parâmetro na definição de um bioindicador ideal foi estabelecida por meio de pesos atribuídos de forma subjetiva pelos autores.

Cada um dos parâmetros recebeu peso 1, 2 ou 3, representando o nível de relevância para a análise, com os valores representando baixa, média ou alta relevância, respectivamente (Alves, 2022). Considerando que o bioindicador em estudo, *A. aegypti*, foi avaliado em função de sua presença e proliferação para análise da eficácia dos serviços de saneamento, fatores como abundância numérica e questões teóricas sobre o animal, como boa definição taxonômica, receberam um maior peso na classificação (Tabela 2).

Tabela 2. Parâmetros primordiais para um bioindicador ideal e suas respectivas relevâncias e pesos para a avaliação

Nº	Parâmetro	Peso	Relevância
1	Solidez taxonômica.	3	Alta
2	Fácil reconhecimento por não-especialistas.	3	Alta
3	Distribuição cosmopolita (ou distribuição envolvendo um análogo ecológico).	2	Média
4	Abundância numérica.	3	Alta
5	Baixa variedade genética e ecológica.	1	Baixa
6	Tamanho corporal grande.	1	Baixa
7	Baixa mobilidade.	3	Alta
8	Longo ciclo de vida.	1	Baixa
9	Características ecológicas amplamente conhecidas.	3	Alta
10	Plausível para uso em estudos de laboratório.	1	Baixa

Fonte: Adaptado com base em Johnson, Wiederholm e Rosenberg (1993)

Cada parâmetro recebeu uma nota variando de 1 a 5, representando níveis crescentes de representatividade: mínima, baixa, média, boa e ótimo, respectivamente (Alves, 2022). A pontuação de cada parâmetro deu-se em relação à qualidade e à quantidade de informações disponíveis e/ou à adequação ao parâmetro em relação à espécie, inclusive considerando exemplos práticos, como se a espécie já foi estudada em laboratório anteriormente para definir a nota para o parâmetro “Plausível para uso em estudos de laboratório”.

A nota final do bioindicador será dada pela média ponderada da nota atribuída e dos pesos, conforme a Equação (1). Foi seguida a categorização proposta por Alves (2022), variando de ruim a ótimo (Tabela 3).

$$\text{Média ponderada } (x) = \frac{\sum_{i=1}^n (\text{Peso atribuído} * \text{Nota atribuída})}{\sum_{i=1}^n (\text{Peso atribuído})} \quad \text{Equação (1)}$$

Tabela 3. Classificação do bioindicador em função da média ponderada calculada.

Classificação	Média ponderada (x)
Ruim	$1 \leq x < 2$
Regular	$2 \leq x < 3$
Bom	$3 \leq x < 4$
Ótimo	$4 \leq x \leq 5$

Fonte: Adaptado com base em Alves (2022).

Resultados e discussão

Análise da espécie

A espécie *Aedes aegypti* recebeu sua nomenclatura oficial final em 1962, enquanto ainda era conhecido como mosquito da febre amarela (Mattingly, Stone e Knight, 1962). A descrição do neótipo foi feita com riqueza de detalhes em função do processo de sinonímia com seu nome oficial anterior, *Culex aegypti* Linnaeus, 1762. Consoante com Bruno, Carvalho e Monteiro-Maia (2022), o nome científico desta espécie vem do local onde foi encontrado o neótipo, o Egito, que, em inglês, é escrito como *Egypt*, daí *aegypti*.

O processo de mudança de nomenclatura no âmbito internacional foi iniciado na década de 60, por meio de solicitação na Comissão Internacional de Nomenclatura Zoológica (Mattingly, Stone e Knight, 1962). Para tal, foi solicitado o seguinte:

11. Pelas razões listadas acima, nós solicitamos à Comissão Internacional de Nomenclatura Zoológica: (1) Que utilizem seus poderes plenários: (a) para validar o nome específico *aegypti* Linnaeus, 1762, como publicado na combinação *Culex aegypti*; (b) para ordenar que a nomenclatura *Culex aegypti* Linnaeus, 1762, validado conforme recomendado em (a) acima, seja interpretado por referência como o espécime descrito e figurado no Anexo I do presente pedido; (Mattingly, Stone e Knight, 1962, p. 211, tradução nossa).

Na mesma solicitação, surge a “Descrição do Neótipo do ‘*Aedes aegypti*’ Linnaeus, 1762, o mosquito da febre amarela” (Mattingly, Stone e Knight, 1962, p. 212, tradução nossa), no Anexo I do referido documento.

Sendo do gênero *Aedes*, segundo Becker *et al.* (2020), o mosquito *A. aegypti* está no subgênero *Stegomyia* junto aos mosquitos *Aedes albopictus* Skuse, 1895, e *Aedes cretinus* Edwards, 1921. O *A. cretinus* é nativo da Grécia e de regiões próximas, como Chipre, Turquia

e Geórgia (Patsoula *et al.*, 2019; Giatropoulos *et al.*, 2022; Yetismis *et al.*, 2022), enquanto que o *A. albopictus* é originário do sudeste asiático e de regiões próximas às ilhas do pacífico ocidental e ilhas do Oceano Índico (Zhou *et al.*, 2019; Sultana *et al.*, 2020).

A origem do chamado “mosquito da dengue” e sua primeira descrição aconteceram no Oeste e no Nordeste da África e a introdução deste no continente americano deu-se em função do processo de escravização da população africana e do transporte dos escravizados pelos europeus. Como era necessário que fosse realizado o transporte de água para fins diversos junto aos escravizados, os mosquitos foram transportados nos navios negreiros dentro de recipientes para retenção de água (Fischer *et al.*, 2016). Atualmente, pode ser encontrado em áreas tropicais e subtropicais do planeta, sendo vetor de transmissão de diversas doenças (Ponce *et al.*, 2021).

Além destas áreas, a distribuição geográfica desses mosquitos é ainda uma das preocupações em relação ao aquecimento global. Por meio do efeito estufa, a alteração no clima pode provocar adaptações nos hábitos dos mosquitos, aumentando seu raio de ação para além das áreas hoje determinadas como tropicais e subtropicais, isto em função do aumento de temperatura em outras localidades (Khasnis e Nettleman, 2005; Lopes e Silva, 2019). A existência do mosquito e, em especial, sua constante renovação no ambiente urbano refletem a ausência de ações preventivas à proliferação de vetores ou que foram realizadas desconsiderando fatores ambientais e sociais (Lopes e Silva, 2019). Os autores conceituaram o *A. aegypti* como fator unificante de diversas cadeiras ecológicas as quais são caracterizadas por ações naturais, sociais, econômicas e inclusive políticas, ao longo da história (Lopes e Silva, 2019).

Segundo Fischer *et al.* (2016), como espécie invasora, o sucesso do processo de entrada dessa espécie em outros ecossistemas só foi possível em função da resistência dos ovos à falta de contato com água, da distribuição em larga escala dos ovos e à eclosão parcelada dos mesmos e ao comportamento da espécie de distribuir ovos em vários recipientes. Este processo garante à espécie um número alto e constante de espécimes no ambiente. Em conformidade com Becker *et al.* (2020), o processo de colocação dos ovos se dá em recipientes que contenham, normalmente, água limpa ou com pouca matéria orgânica e em regiões inseridas num raio de até 500 m de algum tipo de habitação humana, em temperaturas em torno de 30° c.

O *A. aegypti* possui características chave na sua genética (Mahyoub, Algamdi e Aljameeli, 2023). Dentre estas, seu ciclo de vida curto permite rápidas variações genéticas ao longo das gerações. Uma outra característica do mosquito é que a espécie é definida como uma de tamanho pequeno (Knoblauch *et al.*, 2023). A distância de voo do mosquito pode chegar até 4km, porém a média deste é de apenas 200 metros (Harrington *et al.*, 2005; Knoblauch *et al.*, 2023). Em

concordância a isso, o mosquito da dengue é considerado um animal com raio de voo limitado (Knoblauch *et al.*, 2023). Tal fato torna o seu mapeamento imprescindível para a implementação de medidas de controle em relação à proliferação deste vetor.

O *A. aegypti* é um mosquito antropofílico, ou seja, tem como principal fonte de alimento da espécie sangue de seres humanos, além de animais homeotérmicos (Gomes *et al.*, 2023). Possui proliferação em larga escala em ambientes urbanos e periurbanos, prosperando em regiões densamente habitadas (Badolo *et al.*, 2022).

De acordo com Castro, Oliveira e Vieira (2022), o mosquito *Aedes aegypti* é popularmente conhecido pelo nome vulgar “mosquito da dengue”, tendo suas características morfológicas amplamente divulgadas para a população em função da alta proliferação de doenças vinculadas à espécie, entretanto, seu tamanho pode dificultar o reconhecimento de forma rápida.

Diversos estudos laboratoriais foram realizados, tendo como espécie avaliada o *A. aegypti*. Baeshen e Baz (2023) realizaram experimentos de controle da espécie a partir de agentes biológicos. Em outro espectro, Ziegler *et al.* (2022) estudaram o comportamento da espécie (de uma colônia de laboratório) em diferentes temperaturas.

Sintetização e avaliação da espécie

A tabela 4 apresenta um resumo dos parâmetros, das referências utilizadas para pontuação, presentes na revisão bibliográfica, das notas atribuídas para o parâmetro e a justificativa para tal nota.

Após análises de todos os parâmetros, foram aplicados os pesos estabelecidos e obtida uma média ponderada calculada de 4 (Tabela 5).

Seguindo a metodologia indicada por Alves (2022), a espécie foi classificada na quarta faixa de qualificação, com média ponderada entre 4 e 5, sendo considerada como ótimo bioindicador.

Levando em consideração a aplicação de pesos direcionados ao tipo de análise do bioindicador, é possível complementar os parâmetros apresentados conhecidos na literatura, levando em consideração o tipo de estudo a ser estabelecido por meio do bioindicador, definindo pesos específicos para avaliações direcionadas. Estas definições facilitam a aplicação de novos estudos na área de Bioindicação.

Tabela 4. Quadro resumo das referências voltadas a cada parâmetro.

Nº	Parâmetro	Referência	Nota	Justificativa
1	Solidez taxonômica.	Mattingly, Stone e Knight, 1962; Bruno, Carvalho e Monteiro-Maia, 2022; Becker <i>et al.</i> , 2020; Patsoula <i>et al.</i> , 2019; Giatropoulos <i>et al.</i> , 2022; Yetismis <i>et al.</i> , 2022; Zhou <i>et al.</i> , 2019; Sultana <i>et al.</i> , 2020;	5	Estudo taxonômico consolidado, com amplo histórico acadêmico.
2	Fácil reconhecimento por não-especialistas.	Castro, Oliveira E Vieira, 2022.	3	Características difundidas, mas difícil reconhecimento em função do tamanho da espécie.
3	Distribuição cosmopolita (ou distribuição envolvendo um análogo ecológico).	Fischer <i>et al.</i> , 2016; Ponce <i>et al.</i> , 2021; Khasnis e Nettleman, 2005; Lopes e Silva, 2019	5	Distribuição da espécie em diferentes partes do globo.
4	Abundância numérica.	Fischer <i>et al.</i> , 2016.	5	Distribuição em larga escala dos ovos, com número alto e constante de espécimes.
5	Baixa variedade genética e ecológica.	Mahyoub, Algamdi e Aljameeli, 2023.	1	Alta variedade genética.
6	Tamanho corporal grande.	Knoblauch <i>et al.</i> , 2023.	1	Tamanho corporal pequeno.
7	Baixa mobilidade.	Harrington <i>et al.</i> , 2005; Knoblauch <i>et al.</i> , 2023.	4	Baixa mobilidade média, porém com possibilidade de alto alcance.
8	Longo ciclo de vida.	Mahyoub, Algamdi e Aljameeli, 2023.	1	Baixo ciclo de vida.
9	Características ecológicas amplamente conhecidas.	Gomes <i>et al.</i> , 2023; Badolo <i>et al.</i> , 2022.	5	Estudo ecológico consolidado, com amplo histórico acadêmico.
10	Plausível para uso em estudos de laboratório.	Baeshen e Baz, 2023; Ziegler <i>et al.</i> , 2022;	5	Histórico de uso em estudos de laboratório.

Tabela 5. Cálculo da média ponderada para a espécie em análise.

Nº	Parâmetro	Peso	Nota	Produto
1	Solidez taxonômica.	3	5	15
2	Fácil reconhecimento por não-especialistas.	3	3	9
3	Distribuição cosmopolita (ou distribuição envolvendo um análogo ecológico).	2	5	10
4	Abundância numérica.	3	5	15
5	Baixa variedade genética e ecológica.	1	1	1
6	Tamanho corporal grande.	1	1	1
7	Baixa mobilidade.	3	4	12
8	Longo ciclo de vida.	1	1	1
9	Características ecológicas amplamente conhecidas.	3	5	15
10	Plausível para uso em estudos de laboratório.	1	5	5
		Soma dos produtos		84
		Média ponderada		4

Conclusão

A espécie *A. aegypti* foi considerada como ótimo para o contexto de infraestruturas de saneamento.

Conclui-se a usabilidade da espécie *A. aegypti* como bioindicador para avaliação da existência e/ou efetividade de infraestruturas vinculadas ao saneamento ambiental e para o monitoramento da qualidade do meio ambiente em áreas urbanas de clima tropical ou subtropical, podendo ser realizadas análises em relação à sua proliferação, ou seja, quantidade de espécimes ou ovos ou até em relação ao número de casos de arboviroses numa mesma área.

Agradecimientos

Os autores agradecem ao apoio recebido para a realização deste trabalho, em especial ao fomento à pesquisa proporcionado pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por meio de bolsas de pós-graduação (mestrado), que foram fundamentais para o desenvolvimento das atividades e análises apresentadas.

Referências bibliográficas

- Almeida, L. S., Cota, A. L. S., Rodrigues, D. F. (2020) Saneamento, Arboviroses e Determinantes Ambientais: impactos na saúde urbana. *Ciência & Saúde Coletiva*, **25**, 3857-3868. <https://doi.org/10.1590/1413-812320202510.30712018>
- Alves, N. B. P. (2022) *Formas de controle da espécie florística invasora Leucena leucocephala [Lam.] de Wit na Baía de Sueste, no Parque Nacional Marinho do Arquipélago Fernando de Noronha-PE (Brasil)*, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental (Engenharia agrícola), Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 74 pp.
- Badolo, A., Sombié, A., Yaméogo, F., Wangrawa, D. W., Sanon, A., Pignatelli, P. M., Sanon, A., Viana, M., Kanuka, H., Weetman, D., McCall, P. J. (2022) First comprehensive analysis of *Aedes aegypti* bionomics during an arbovirus outbreak in west Africa: Dengue in Ouagadougou, Burkina Faso, 2016–2017. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, **16**(7), e0010059. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0010059>
- Baeshen, R. S., Baz, M. M. (2023) Efficacy of *Acacia nilotica*, *Eucalyptus camaldulensis*, and *Salix safsafs* on the mortality and development of two vector-borne mosquito species, *Culex pipiens* and *Aedes aegypti*, in the laboratory and field. *Heliyon*, **9**(5) <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16378>
- Becker, N., Petric, D., Zgomba, M., Boase, C., Madon, M. B., Dahl, C., Kaiser, A. (2020) *Mosquitoes: identification, ecology and control*, 3a ed., Springer Cham, Springer Nature, Switzerland, AG, 570 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-11623-1>
- Bruno, R. V., Carvalho, A. V., Monteiro-Maia, R. (2022) Playful Pedagogical Analysis of Studies with Board Games in Arboviruses. *Educação & Realidade*, **47**, e110239. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-6236110239vs02>
- Carolino, M. P., Pequeno, L. A. B., El-Deir, S. G., Barros Junior, G. (2023) Bioindicadores florísticos do estado de conservação da mata ciliar do rio Pajeú, município de Serra Talhada – PE (Brasil) *Journal of Environmental Analysis and Progress* V, **8**(04), 299-306. <https://doi.org/10.24221/jeap.8.4.2023.5575.290-297>
- Castro, A. F., Oliveira, A. G., Vieira, G. F. F. (2022) Estudo Comparativo entre dengue, chikungunya e zikavírus na cidade de Recife (PE), no ano 2021, usando a linguagem Python, *Anais do Encontro de Computação do Oeste Potiguar ECOP/UFERSA*, **1**(6), 62-65. Acesso em 10 de novembro de 2023, disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/ecop/article/view/11839>
- Costa, R. C., Lima, L. D. M. de (2023) Pandemia de COVID-19: desafios na coleta de resíduos sólidos em Manaus. *Peer Review*, **5**(9), 253-271. Acesso em: 28 de julho de 2025, disponível em: https://www.researchgate.net/publication/371088013_Pandemia_de_COVID-19_desafios_na_coleta_de_residuos_solidos_em_Manaus
- Dias, D. A., Vieira, F. E. G., Caetano, D. L. F., Massafra, R., Oliveira, R. de (2020) Estrutura de comunidades e espécies indicadoras de culicídeos (diptera: nematocera) em ambientes com diferentes graus de impacto ambiental. *Oecologia Australis*, **24**(4), 868-868. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2404.09>
- Egid, B. R., Coulibaly, M., Dadzie, S. K., Kamgang, B., McCall, P. J., Sedda, L., Toe, K. H., Wilson, A. L. (2022) Review of the ecology and behaviour of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* in Western Africa and implications for vector control. *Current research in parasitology & vector-borne diseases*, **2**, 100074. <https://doi.org/10.1016/j.crpvbd.2021.100074>
- Fischer, C., Jo, W. K., Haage, V., Moreira-Soto, A., de Oliveira Filho, E. F., Drexler, J. F. (2021) Challenges towards serologic diagnostics of emerging arboviruses. *Clinical Microbiology and Infection*, **27**(9), 1221-1229. <https://doi.org/10.1016/j.cmi.2021.05.047>
- Fischer, S., De Majo, M. S., Quiroga, L., Paez, M., Schweigmann, N. (2016) Long-term spatio-temporal dynamics of the mosquito *Aedes aegypti* in temperate Argentina. *Bulletin of entomological research*, **107**(2), 225-233. <https://doi.org/10.1017/S0007485316000869>

- Giatropoulos, A., Papachristos, D., Michaelakis, A., Kapranas, A., Emmanouel, N. (2022) Laboratory study on larval competition between two related mosquito species: *Aedes (Stegomyia) albopictus* and *Aedes (Stegomyia) cretinus*. *Acta Tropica*, **230**, 106389. <https://doi.org/10.1016/j.actatropica.2022.106389>
- Gomes, E. O., Sacchetto, L., Teixeira, M., Chaves, B. A., Hendy, A., Mendonça, C., Lacerda, M. V. G. (2023) Detection of Zika virus in *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* mosquitoes collected in urban forest fragments in the Brazilian Amazon. *Viruses*, **15**(6), 1356. <https://doi.org/10.3390/v15061356>
- Gomes, H., de Jesus, A. G., Quaresma, J. A. S. (2023) Identification of risk areas for arboviruses transmitted by *Aedes aegypti* in northern Brazil: A One Health analysis. *One Health*, **16**, 100499. <https://doi.org/10.1016/j.onehlt.2023.100499>
- Harrington, L. C., Scott, T. W., Lerdthusnee, K., Coleman, R. C., Costero, A., Clark, G. G., Jones, J. J., Kittawee, S., Kittayapong, R. S., Edman, J. D. (2005) Dispersal of the dengue vector *Aedes aegypti* within and between rural communities. *The American journal of tropical medicine and hygiene*, **72**(2), 209-220. <https://doi.org/10.4269/ajtmh.2005.72.209>
- Johnson, R. K., Wiederholm, T., Rosenberg, D. M. (1993) Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In D. M. Rosenberg, V. H. Resh (Eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman & Hall, New York, 40-157.
- Kang, S. H., Jeong, I. S., Lim, H. S. (2024) A deep learning-based biomonitoring system for detecting water pollution using *Caenorhabditis elegans* swimming behaviors. *Ecological Informatics*, **80**, 102482. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102482>
- Khasnis, A. A., Nettleman, M. D. (2005) Global warming and infectious disease. *Archives of medical research*, **36**(6), 689-696. <https://doi.org/10.1016/j.arcmed.2005.03.041>
- Knoblauch, S., Li, H., Lautenbach, S., Elshiaty, Y., Rocha, A. A. D. A., Resch, B., Arifi, D., Jänisch, T., Morales, I., Zipf, A. (2023) Semi-supervised water tank detection to support vector control of emerging infectious diseases transmitted by *Aedes aegypti*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, **119**, 103304. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2023.103304>
- Lei Nº 14.026, de 15 de julho de 2020. (2020) Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Brasília, DF. Recuperado de: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm
- Lopes, G., Silva, A. F. C. da (2019) O *Aedes aegypti* e os mosquitos na historiografia: reflexões e controvérsias. *Revista Tempo e Argumento*, **11**(26), 67-113. <https://doi.org/10.5965/2175180311262019067>
- Macêdo, L. P. R., Dornelas, A. S. P., Vieira, M. M., Jesus Ferreira, J. S. de, Sarmento, R. A., Cavallini, G. S. (2020) Effects of lethal and sublethal concentrations of peracetic acid and active chlorine of calcium hypochlorite on *Chironomus xanthus*. *Chemosphere*, **256**, 127171. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127171>
- Mahmodian, Y., Farhadi, M., Ghanbari, S., Ghanbari, F., Filban, F., Mohammadi, M. J. (2024) Monitoring Microbial Safety and Evaluation of Removal Efficiency from Drinking Water in Ahvaz, Iran. *Desalination and Water Treatment*, **319**, 100561. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100561>
- Mahyoub, J. A., Algami, A. G., Aljameeli, M. M. (2023) Resistance development to bioinsecticides in *Aedes aegypti* (Culicidae: Diptera), the vector of dengue fever in Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences*, **30**(9), 103776. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2023.103776>
- Mattingly, P. F., Stone, A., Knight, K. L. (1962) *Culex aegypti* Linnaeus, 1762 (Insecta, Diptera); proposed validation and interpretation under the plenary powers of the species so named. ZN (S.) 1216. *Bull Zool Nomencl*, **19**(4), 208-19.
- Neumann-Leitão, S., El-Deir, S. G. (2009) O uso de Bioindicadores no monitoramento da Qualidade ambiental. In Neumann-Leitão, S.; El-Deir (Org.), *Bioindicadores da Qualidade Ambiental*. Instituto Pró Cidadania, Recife, 19-49.

- ONU, Organização das Nações Unidas (2015) *Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável*, ONU, Nova Iorque, 49pp.
- Patsoula, E., Beleri, S., Tegos, N., Mkrtchian, R., Vakali, A., Pervanidou, D. (2019) Entomological data and detection of West Nile virus in mosquitoes in Greece (2014–2016), before disease re-emergence in 2017. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, **20**(1) <https://doi.org/10.1089/vbz.2018.2422>
- Ponce, P., Muñoz-Tobar, S., Carrasco-Montalvo, A., Villota, S. D., Coloma, J., Wang, C., Holecheck, S., Cevallos, V. (2021) Two haplotypes of *Aedes aegypti* detected by nd4 mitochondrial marker in three regions of Ecuador. *Insects*, **12**(3), 200. <https://doi.org/10.3390/insects12030200>
- Sandoval-Ruiz, C. A. (2021) Vida y obra de un vecino incómodo: el mosquito *Aedes aegypti*. *Revista CIBIOS-BUAP*, **1**(2), 28-30. Acesso em: 06 de novembro de 2023, disponível em: https://csbiologicas.buap.mx/sites/default/files/Revista_Cibios_BUAP_2_alta_%281%29-28-30.pdf
- Santos, E. S., Miranda, J. G., Saba, H., Skalski, L. M., Araújo, M. L., Veiga, R. V., Costa, M. da C. N., Cardim, L. L., Paixão, E. S., Teixeira, M. G., Andrade, R. F. S., Barreto, M. L. (2023) Complex network analysis of arboviruses in the same geographic domain: Differences and similarities. *Chaos, Solitons & Fractals*, **168**, 113134. <https://doi.org/10.1016/j.chaos.2023.113134>
- Schmitz, O., Mehlhorn, P., Finch, J., Haberzettl, T., Hahn, A., Hill, T., Kretschmer, K., Frenzel, P. (2024) Ostracoda and Foraminifera as bioindicators of (aquatic) pollution in the protected area of uMlalazi estuary, South Africa. *Revue de micropaléontologie*, **83**, 100771. <https://doi.org/10.1016/j.revmic.2024.100771>
- Silva, N. J., Mantovano, T., Lansac-Tôha, F. A., Sousa Rocha, J. D. R. (2022) Percepção ambiental: a poluição em dois rios urbanos noticiada na mídia eletrônica. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, **15**(4), 1-19. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2022v15n4e9362>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. (2023) Série histórica: SNIS Municípios. Brasília: SNIS.
- Souza Filho, E. A., Alves, S. B. D. S. M. (2022) Análise das condições de esgotamento sanitário na cidade de Manaus-Amazonas. *GEOFRONTER*, **8**. <https://doi.org/10.61389/geofronter.v8.7092>
- Sultana, A., Sunahara, T., Tsurukawa, C., Tuno, N. (2021) Reproductive interference between *Aedes albopictus* and *Aedes flavopictus* at a place of their origin. *Medical and Veterinary Entomology*, **35**(1), 59-67. <https://doi.org/10.1111/mve.12469>
- Yetismis, K., Erguler, K., Angelidou, I., Yetismis, S., Fawcett, J., Foroma, E., Jarraud, N., Martinou, A. F. (2022) Establishing the *Aedes* watch out network, the first island-wide mosquito citizen-science initiative in Cyprus within the framework of the Mosquitoes Without Borders project. *Management of Biological Invasions*, **13**(4), 798-808. <https://doi.org/10.3391/mbi.2022.13.4.14>
- Zhou, X., Yang, C., Liu, N., Li, M., Tong, Y., Zeng, X., Qiu, X. (2019) Knockdown resistance (kdr) mutations within seventeen field populations of *Aedes albopictus* from Beijing China: first report of a novel V1016G mutation and evolutionary origins of kdr haplotypes. *Parasites & vectors*, **12**, 1-16. <https://doi.org/10.1186/s13071-019-3423-x>
- Ziegler, R., Blanckenhorn, W. U., Mathis, A., Verhulst, N. O. (2022) Video analysis of the locomotory behaviour of *Aedes aegypti* and *Ae. japonicus* mosquitoes under different temperature regimes in a laboratory setting. *Journal of Thermal Biology*, **105**, 103205. <https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2022.103205>

REVISTA AIDIS

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

OBTENCIÓN DE SOLUCIONES DE HIERRO Y COBRE A TRAVÉS DE LIXIVIACIÓN DE RELAVES MINEROS CON AGUA DE MAR Y ÁCIDOS ORGÁNICOS

* Ricardo Zamarreño Bastías ¹

OBTAINING IRON AND COPPER SOLUTIONS THROUGH LEACHING OF MINE TAILINGS WITH SEAWATER AND ORGANIC ACIDS

Recibido el 24 de diciembre de 2024. Aceptado el 22 de abril de 2025

Abstract

The results are presented when treating a mine tailings with high iron content and a lower percentage of Cu, with different non-traditional leaching techniques, using organic acids (citric acid and acetic acid), with concentrations of 0.5 M, as well as seawater, untreated, to prepare the leaching solutions. The acid that had the highest efficiency in extracting the Fe present in the tailings was citric acid. Copper extraction using the acids mentioned above had an equivalent yield. The leaching technique that was most efficient to extract the Fe was agitation, followed by column in reverse phase and leaching in raft. The solutions resulting from Fe can be used directly in industrial processes, without having a subsequent treatment process. This achieves sustainability and the application of the circular economy to metal mining, in a complex waste such as mine tailings.

Keywords: pan leaching, reverse phase column leaching, agitation leaching, organic acids, seawater.

¹ Escuela de Ingeniería, Universidad del Alba. Programa de Investigadores Asociados, Universidad de La Serena, Chile.

Autor correspondiente: Escuela de Ingeniería, Universidad del Alba. Programa de Investigadores Asociados, Universidad de La Serena. Av. Cuatro esquinas 060, ciudad de La Serena, Región de Coquimbo. Chile. Email: rzamarreno@udalba.cl

Resumen

Se presentan los resultados al tratar un relave minero con alto contenido de hierro y un porcentaje menor de Cu, con distintas técnicas de lixiviación no tradicionales, usando ácidos orgánicos, (ácido cítrico y ácido acético), con concentraciones de 0,5 M, además agua de mar, sin tratar, para preparar las soluciones de lixiviación. El ácido que tuvo una mayor eficiencia de extracción del Fe presente en el relave, fue el ácido cítrico. La extracción de cobre usando los ácidos mencionados anteriormente, tuvo un rendimiento equivalente. La técnica de lixiviación que resultó más eficiente para extraer el Fe, fue de agitación, seguida por columna en fase inversa y lixiviación en batea. Las soluciones resultantes de Fe, pueden ser usadas directamente en procesos industriales, sin tener un proceso posterior de tratamiento. Con esto se logra la sustentabilidad y la aplicación de la economía circular a la minería metálica, en un residuo complejo como los relaves mineros.

Palabras clave: lixiviación en batea, lixiviación columna fase inversa, lixiviación por agitación, ácidos orgánicos, agua de mar.

Introducción

En la actualidad Chile es considerado un país predominantemente minero, posee las reservas de cobre más importantes a nivel mundial, con una industria dinámica que lidera la extracción de este mineral. Sin embargo, genera grandes cantidades de residuos, denominados relaves, según el catastro del Servicio Nacional de Geología y Minería de Chile, (Servicio Nacional de Geología y Minería, 2018), hay presentes 740 relaves mineros. De los cuales 170 relaves, están abandonados, 101 activos y 469 inactivos. Los mayores porcentajes de relaves inactivos y abandonados se distribuye entre las regiones de Atacama (131) y Coquimbo (356), equivalente al 65,8% del total actual presentes en Chile.

La minería en Chile, se ha desarrollado desde los tiempos prehispánicos, ejemplo de esto es el gran centro de explotación prehispánica descubierto en Collahuasi, (Figueroa *et al.*, 2018), ubicado al sur de la provincia de Tarapacá, en el altiplano chileno.

Históricamente la minería en Chile, se ha desarrollado desde una economía eminentemente extractivista y de tipo lineal, que produjo un período acelerado de crecimiento económico, pero a la vez ha generado profundas transformaciones sobre todo en los territorios rurales, donde ha aumentado la cantidad de conflictos ambientales y sociales que, en su mayoría, están relacionados con la minería del cobre, (Castillo y Álvarez, 2022).

Los principales procesos mineros metalúrgicos, que se utilizan en la gran minería del cobre son la lixiviación, para mineral oxidado de cobre y la flotación, para los minerales sulfurados de cobre, estos procesos necesitan cantidades importantes de agua, pero la disponibilidad de agua en la zona norte de Chile ha disminuido significativamente, por la presencia del cambio climático y la sequía que sufre, (Lima. M, 2021).

Por la limitada cantidad de agua presente en las zonas mineras del norte de Chile, se han desarrollado distintos estudios en reemplazar el agua continental, por agua de mar, entre los que podemos mencionar; Zamarreño *et al.*, 2016, realizaron el proceso de flotación de minerales sulfurados de cobre, usando distintas mezclas de agua dulce y de mar, obteniendo resultados equivalentes en los porcentajes de recuperación de cobre con 100% de agua dulce y una mezcla al 50% de agua dulce y salada. Castellón. C, (2016), indica que la alta cantidad del ion cloruro presente en el agua de mar (~ 19 g/L), genera una gran ventaja en los sistemas de lixiviación sobre los sistemas de sulfato (SO_4^{2-}). Entre estos beneficios podemos mencionar los siguientes: se incrementa las solubilidades del hierro y de otros metales, las propiedades Redox mejoran debido a la estabilización de los iones cúpricos y cuprosos mediante la formación de cloro-complejos, existe una mayor cinética de lixiviación comparada con los sistemas de sulfato. Otros investigadores, (Navarro y Mansor, 2017), indican que; “La presencia de iones cloruros tiene un efecto positivo sobre la lixiviación de la calcopirita con iones férricos. La concentración de ion cloruro está relacionado con la disolución de cobre”.

Debido a que los métodos tradicionales metalúrgicos causan importantes impactos ambientales, se han probados nuevos procesos para disminuir su impacto. En la recuperación del metal aluminio se han realizado pruebas en el mineral la bauxita, utilizando un método de biolixiviación, con hongos de *Aspergillus niger*, (Yang *et al.*, 2009), logrando extraer el 90% del aluminio presente en el mineral tratado. Generando un proceso novedoso y pionero para la extracción de aluminio de minerales de la Bauxita, teniendo la particularidad de ser un método más económico y menos agresivo con el ambiente.

Mahdi y colaboradores, (2020), realizaron un proceso de lixiviación con soluciones de tiosulfato de sodio, recuperando cobalto y manganeso en los residuos sólidos de la minería del zinc, recuperando el 90.7% de cobalto y 87.6% de manganeso.

Se realizaron experiencias de la recuperación de aluminio en relaves mineros, aplicando dos técnicas novedosas, un proceso biológico y otro químico. En el biológico se realizó una biolixiviación con hongos cultivados de *Aspergillus niger*, que produce ácidos orgánicos, que pueden extraer el aluminio del relave. El método químico consistió en realizar lixivitaciones con dos ácidos orgánicos, ácido cítrico y ácido oxálico con la adición de agentes oxidantes como el peróxido de hidrogeno. De acuerdo con los resultados obtenidos, los métodos que tuvieron una mayor extracción fueron los químicos, específicamente la lixiviación con la mezcla de ácido oxálico y peróxido de hidrogeno, en el caso de la biolixiviación no se obtuvo resultados significativos en la extracción del aluminio, (Zamarreño y Espinoza, 2023).

Otra alternativa tecnológica, para la obtención de metales a partir de sus minerales, fue desarrollado por Zamora *et al.*, (2023), al tratar relaves mineros con distintos contenidos de

sulfuros, y con altos contenidos de plata, las cuales se le sometió a un proceso de cianuración por agitación, obteniéndose extracciones que variaron entre un 74 % a 31 %.

Según los antecedentes presentados, los residuos mineros, como los relaves se pueden transformar en activos al aplicar la economía circular y recuperar componentes económicamente importantes y reducir el volumen del relave. Teniendo presente estos antecedentes, el objetivo de la siguiente investigación es; “Aplicar un proceso novedoso minero metalúrgico, con un mínimo impacto al usar agua de mar y ácidos orgánicos para la lixiviación del material presente en el relave minero Carlos Gregorio Araya Campana”, presente en la cuenca del río Elqui, región de Coquimbo.

La minería es una importante actividad económica aportando un gran porcentaje en el Producto Bruto del Perú. Sin embargo, los procesos minero metalúrgicos generan importantes problemas socio-ambientales, además de los residuos mineros, expresados como relaves mineros provenientes de los diversos procesos es una amenaza latente que afecta el desarrollo sostenible, (Torres y Gonzales, 2024).

Según la composición química del relave minero Carlos Gregorio, contiene un importante porcentaje de óxido férrico, 47.59%, (Servicio Nacional de Geología y Minería, 2019), como lo muestra la Tabla 1.

Tabla 1. Composición del Relave Carlos Gregorio Araya Campaña.

Especie mineral %	Composición química	Concentración %
Cuarzo	SiO ₂	23.37
Óxido de aluminio	Al ₂ O ₃	5.14
Óxido de titanio	TiO ₂	0.36
Óxido férrico	Fe ₂ O ₃	47.59
Óxido de calcio	CaO	11.09
Óxido de magnesio	MgO	5.09
Óxido de manganeso	MnO	0.12
Óxido de sodio	Na ₂ O	1.07
Óxido de potasio	K ₂ O	0.16
Óxido de fosforo	P ₂ O ₅	5.41
Óxido de azufre	SO ₃	0.28
PPC	PPC	<0.01
Total	Total	99.63

Fuente: Servicio Nacional de Geología y Minería, 2019

Metodología

La metodología que se aplicó, se puede dividir en las siguientes etapas:

Materiales y Reactivos.

Reactivos químicos usados (todos con grado P.A.): ácido acético, ácido cítrico, agua de mar, celda de lixiviación, agitador de hélice, material usual de laboratorio.

Recolección de muestras de relave.

Para la toma de muestras del relave, se tomaron ocho muestras, para ello se realizaron calicatas de 40x40x80 cm, tomando las muestras de abajo hacia arriba, con palas de polietileno. En el laboratorio químico, las muestras sólidas se secaron a 130 °C por 24 horas y se procedieron a tamizar bajo la malla 100 (W.S. Tyler), (Zamarreño y Díaz, 2021). Posteriormente las muestras, se mezclaron y se homogenizaron, para tomar muestras representativas y poder desarrollar los distintos ensayos. El relave y los puntos de recolección, se presentan en la Figura 1.



Figura 1. Las zonas de recolección de las muestras del relave, se muestran con los puntos de color rojo. Las coordenadas de la ubicación del relave son: 30° 12' 03" S y 71° 16' 30" W. Fuente: Google Earth, 2023

Recolección agua de mar.

El agua de mar utilizada en las distintas etapas de la investigación, se recolectó de las costas de la ciudad de La Serena, Región de Coquimbo, Chile. El punto de recolección, se presenta en la Figura 2. Recogiendo 10 litros de agua, cuantificando su salinidad, temperatura y pH. La salinidad del agua de mar se midió con el equipo de Tester Impermeable de Salinidad Marina - HI98319, el pH y la temperatura se determinó en terreno, utilizando el equipo Medidor de pH / Temperatura Impermeable pHep®5 - HI98128.



Figura 2. Punto de recolección del agua de mar, coordenadas 29° 54' 20" S y 71° 16' 30" W. Fuente: Google Earth, 2023.

Lixiviación por inmersión

Se tomaron ocho muestras de aproximadamente 500 g del relave previamente homogenizados. Estas se dividen en dos grupos de cuatro componentes y se ponen en contacto, el primer grupo, cada muestra con 1 L de solución de ácido acético con una concentración de 0.5 M y un pH de 2.5. El segundo grupo, se realiza el mismo procedimiento, pero se utiliza 1 L de ácido cítrico de concentración 0.5 M y un pH de 2.6.

La concentración de los ácidos y el pH de las soluciones, se seleccionaron por estudios realizados anteriormente por el autor del documento, (Zamarreño y Díaz, 2021) y (Zamarreño y Espinoza, 2023), utilizando su metodología.

Las soluciones de los ácidos orgánicos se prepararon con ácidos el tipo P.A. y el solvente usado fue agua de mar, sin un tratamiento previo.

Durante el proceso de lixiviación, se tomaron muestras de 30 mL a las 24, 48 y 72 horas, para ello se filtró la muestra y se guardó en envases herméticos, para su posterior análisis.

Lixiviación en Batea.

Con los resultados obtenidos en las pruebas de lixiviación por inmersión, se procedió a realizar una lixiviación en Batea con ácido cítrico pero esta vez a mayor escala, tomando 2 L de solución del ácido 0.5 M que actuó sobre una muestra de relave de 1000 g aproximadamente. Se tomaron muestras a las 72, 96 y 168 horas, realizando el mismo procedimiento que en la lixiviación por inmersión. En la Figura 3, se muestra la experiencia de lixiviación en batea.



Figura 3. Lixiviación en Batea a escala laboratorio de metalurgia.

Lixiviación columna por fase inversa

En la actualidad la mayoría de los procesos de lixiviación se llevan a cabo en pilas ya sean dinámicas o estáticas, teniendo esto presente se realizó un experimento de lixiviación en columnas para determinar la eficacia de la solución lixivante de ácido cítrico de concentración de 0.5 M, con agua de mar en las muestras de relave. para esto se utilizaron muestras de 174.5 g de relave y un volumen de 1000 mL de solución lixivante.

Se realizó la toma de muestra, por cada vez que la solución lixivante completo un ciclo de circulación. El ciclo tiene una duración aproximada de 4 horas, tomando 4 muestras en total, de forma similar a los anteriores experimentos, (Zamarreño *et al.*, 2019). En la Figura 4, se muestra la columna usada.



Figura 4. Sistema de lixiviación en columna de fase inversa.

Lixiviación por agitación.

La última experiencia que se realizó, fue lixiviación agitada, para ello se tomaron aproximadamente 2000 g del relave y se mezcló con 3 litros de solución lixivante compuesta por agua de mar y ácido cítrico en concentración 0.5 M, con una velocidad de agitación de 600 RPM, como se muestra en la Figura 5.

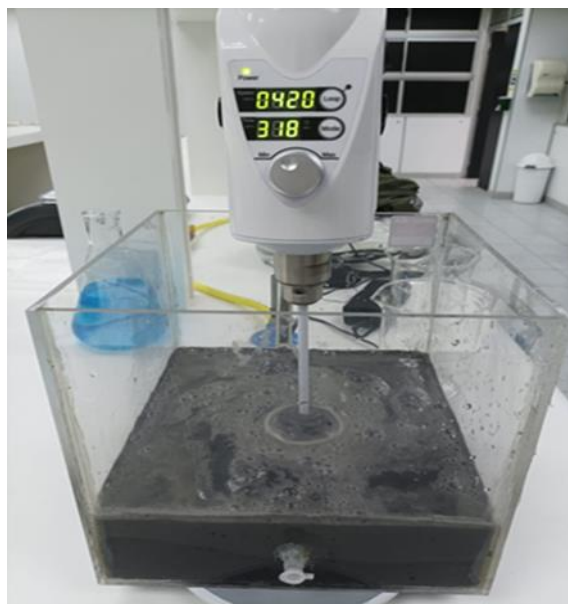


Figura 5. Lixiviación por agitación.

Medición de la concentración de hierro y cobre en solución.

Para determinar la concentración de hierro y de cobre en las soluciones resultantes, se usa la técnica de espectroscopia de absorción atómica, según lo diseñado por Workman *et ál.*, (2003).

Resultados y discusión

La caracterización química del agua de mar usada se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Características químicas del agua de mar usadas. (Fuente: Elaboración propia)

Concentración de cloruros g Cl ⁻ /L	pH	Temperatura (°C)
37.5	8.5	15.5

Los resultados obtenidos, son equivalentes con estudios realizados en distintos sectores costeros y oceánicos a nivel nacional e internacional, (Leal y Prol, 2016) y (Guzmán y Silva, 2002).

Lixiviación por inmersión.

Los resultados de la lixiviación por inmersión, al extraer el Fe se presentan en la Tabla 3 y en la Tabla 4, se muestran los resultados de la extracción de cobre a las 72 horas de lixiviación.

Al observar la Tabla 3, podemos verificar que el ácido que tiene una mayor eficiencia para extraer el hierro, unido al agua de mar es el ácido cítrico de concentración 0.5M, ya que, al cabo de 72 horas de lixiviación, extrajo 4250 mg/L, en comparación al ácido acético que solo pudo extraer 130 mg/L.

Tabla 3. Resultados promedio de la extracción de Fe de las muestras de relaves, usando ácido acético 0.5M y ácido cítrico 0.5 M.

Tiempo/Horas	mg Fe/L con ácido cítrico 0.5M	mg Fe/L con ácido acético 0.5M
24	196	11
48	384	38
72	4250	130

Tabla 4. Concentración promedio de Cobre extraído por Lixiviación de Inmersión a las 72 horas.

Muestras	mg Cu/L	Promedio mg Cu/L
Ácido cítrico		
Relave 1	0.78	
Relave 2	0.66	
Relave 3	0.80	
Relave 4	0.57	0.70
Ácido acético		
Relave 1	0.56	
Relave 2	0.62	
Relave 3	0.60	
Relave 4	0.55	0.58

Al analizar los resultados de la extracción del cobre usando los ácidos anteriormente mencionados, se observa que no existe una gran variación entre ambos ácidos, ya que al usar ácido cítrico el valor promedio de extracción fue de 0.70 mg/L y con ácido acético es de 0.58 mg/L. Según los resultados de las tablas anteriormente mencionadas, se tomó la decisión de realizar las experiencias siguientes usando solamente ácido cítrico, 0.5M con agua de mar.

Lixiviación en Batea

En la Tabla 5 y Figura 6, se muestran los resultados de la experiencia de lixiviación en batea, de las muestras de relave.

Tabla 5. Periodo de lixiviación usando la técnica de Batea. (Fuente: Elaboración propia).

Tiempo Lixiviado/ Hrs	mg Fe/L	mg Cu/L
72	868.75	372
96	1375	390
168	1500	418

En la Tabla 5 y Figura 6, vemos que la extracción de Fe, es eficiente, ya que, al cabo de 168 horas, (7 días), la concentración de Fe es de 1500 mg/L, equivalentes a 1.5 g Fe por litro de solución.

La variación de la concentración Cu, al usar esta técnica, es baja, ya que al observar la Figura 4, es prácticamente constante la concentración en el tiempo, indicando que la extracción se realiza en un periodo de tiempo más corto.

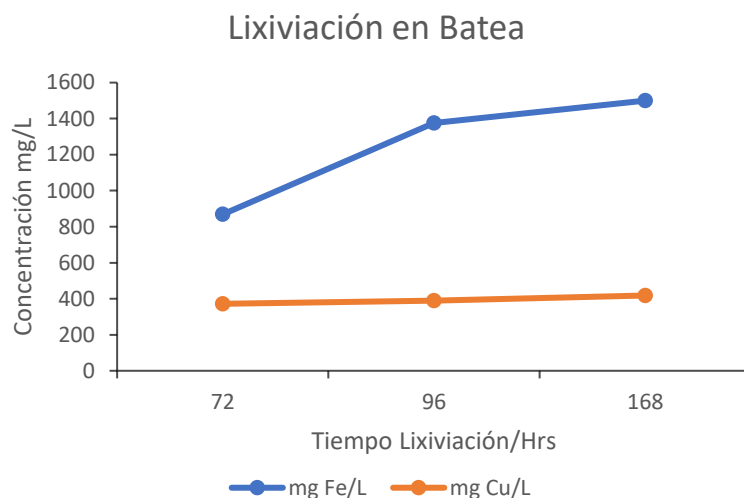


Figura 6. Variación de la concentración de Fe y Cu, en la técnica de lixiviación en batea, durante el tiempo.

Lixiviación en Columna por fase inversa

En la Tabla 6 y Figura 7, se muestran los resultados obtenidos en la lixiviación del relave usando el sistema de columna en fase inversa.

Tabla 6. Concentración de Fe y Cu en solución, usando agua de mar y ácido cítrico 0.5 M.

Lixiviación en columna por Fase Inversa			
Número de veces que circula la solución Lixivante	Tiempo/Hrs	mg Fe/L	mg Cu/L
1	3	330	20
2	6	482.5	25
3	9	682.5	46
4	12	935	61
5	15	1030	71

Esta técnica de lixiviación en columna fase inversa, es más eficiente que la lixiviación en Batea, ya que se logra una mayor extracción del Fe en un menor tiempo de lixiviación. Al analizar la Tabla 5, la concentración de Fe es de 1500 mg/L, al cabo de 168 horas. Al compararla con la Tabla 6 y Figura 7, vemos que al cabo de 15 horas podemos recuperar 1030 mg Fe/L, generando un importante ahorro de tiempo.

En cuanto a la extracción del Cu, esta técnica no es muy efectiva, bajo estas condiciones de ácido cítrico y agua de mar. Al comparar las mismas tablas anteriores vemos que es más eficiente la lixiviación en batea que en columna en fase inversa para extraer el Cu.

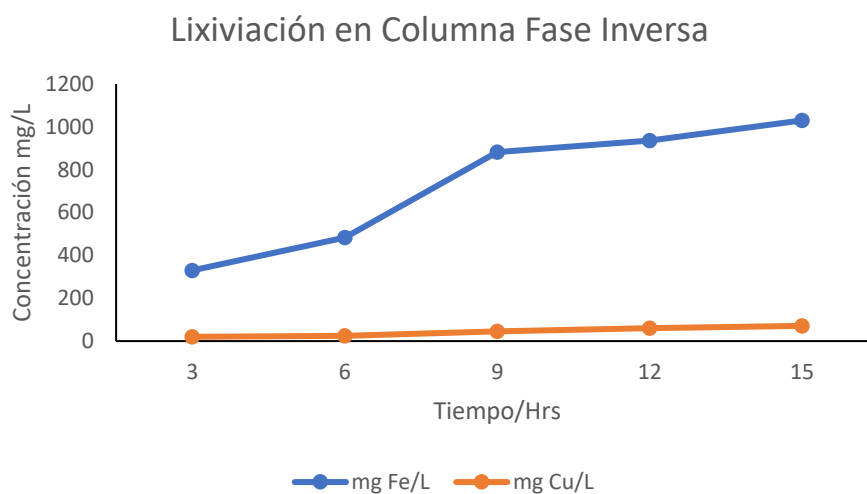


Figura 7. Variación de la concentración de Fe y Cu en solución, usando agua de mar y ácido cítrico 0.5 M, empleando el sistema de columna en fase inversa.

Lixiviación por agitación

La última experiencia desarrollada es la lixiviación por agitación. Los resultados de la extracción de Fe y Cu, se presentan en la Tabla 7 y Figura 8.

Tabla 7. Resultados de la extracción de Fe y Cu en Lixiviación por agitación. (Fuente: Elaboración propia).

Tiempo/Horas	mg Fe/L	mg Cu/L
1	240	17.5
1.5	280	15.59
2	325	17.47
2.5	400	16.93

Observamos en la Tabla 7 y la Figura 8, que la extracción del Fe usando esta técnica, es prácticamente lineal, ya que, al calcular el coeficiente de correlación, (R^2) da un valor de 0.98, muy cercano al valor 1, indicando que los puntos siguen una recta. Al extrapolar estos resultados

la máxima extracción que se logra en la lixiviación por inmersión es de 4250 mg Fe/L en 72 horas, usando la lixiviación por agitación, esta se logra en 26.5 horas, en menos de la mitad del tiempo. Si bien el tiempo en extracción del elemento Fe, se ve disminuido fuertemente, existe el factor de uso de energía, lo que podría generar un mayor costo asociado al usar esta técnica, por lo que habría que realizar un estudio energético y económico.

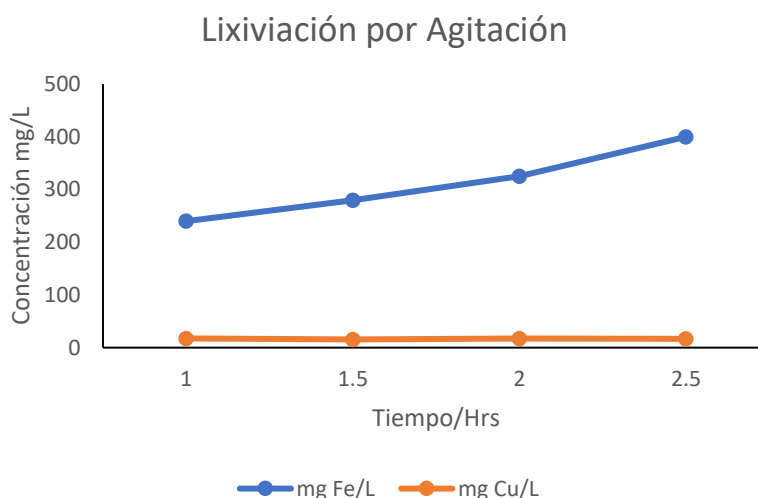


Figura 8. Variación de la concentración de Fe y Cu en el tiempo, usando la técnica de lixiviación por agitación.

Al observar la Figura 8, podemos inferir que la extracción del cobre es prácticamente constante durante todo el periodo de lixiviación y la concentración es baja comparada con la del elemento hierro.

Las soluciones obtenidas en esta investigación, pueden tener un importante uso industrial y un valor económico, lo que implicaría usar el concepto de economía circular a la minería de nuestro país.

La solución resultante de los procesos estudiados, contiene hierro en forma de citrato de hierro el cual puede precipitarse utilizando hidróxido de amonio obteniendo Citrato Férrico Amoniacal con impurezas de cobre.

En su forma pura el Citrato Férrico Amoniacal tiene aplicaciones en la industria alimenticia se usa en las fórmulas de suplementos nutricionales (fortalecedor hierro). Es uno de los químicos que se usan en la cianotipia, el cual es un procedimiento fotográfico que consigue una copia negativa del

original en color azul Prusia, de esta manera se usa en la reproducción fotográfica y de planos. Asimismo, es usado en la industria farmacéutica y en el tratamiento de aguas especiales. Su valor en el mercado chileno es de aproximadamente \$144000 (ciento cuarenta y cuatro mil pesos chilenos), equivalente a U\$152.54, (ciento cincuenta y dos dólares norteamericanos), el kilogramo, (Productos Químicos online 24/7, 2024).

Conclusiones

Según los resultados obtenidos, podemos concluir lo siguiente:

Es posible obtener soluciones de Fe, al usar tratamientos hidrometalúrgicos con agua de mar y un ácido orgánico como el ácido cítrico, en minerales proveniente del relave.

La eficiencia del ácido acético, para extraer el Fe de las muestras de relaves, es menor, en comparación con el ácido cítrico.

La eficiencia de extracción del cobre utilizando las distintas técnicas descritas en el presente documento, es baja, obteniendo soluciones diluidas de cobre.

Los mejores resultados son los que provienen del tratamiento hidrometalúrgico por lixiviación agitada. Por aproximaciones realizadas por el método estadístico de regresión lineal, se estima que se lograría una solución de concentración de 31% de Fe en un plazo de 30 horas aproximadamente.

Además, realizando un escalamiento del procedimiento para el tratamiento de una tonelada de relave, se requeriría de 1500 litros de la solución del ácido cítrico al 0.5 mol/L con agua de mar, recuperando 475.9 kg de Fe.

La técnica de lixiviación en columna fase inversa, demostró ser eficiente en la extracción del elemento Fe, en comparación con la lixiviación en batea. Pero es menos eficiente que la lixiviación por agitación, en cuanto al tiempo de contacto entre el material lixivante y la solución lixivante. Es importante realizar un estudio económico y energético entre la lixiviación en columna fase inversa y de agitación, para determinar cómo afectan estas dos variables en los procesos mineros metalúrgicos.

Por otra parte, la Lixiviación en Batea fue la que tuvo un menor rendimiento de extracción del Fe. Esto se puede deber al bajo contacto entre la solución lixivante y el mineral de relave que debido a su densidad precipito rápidamente al fondo de la batea seguido de un material blanco que asumimos actuó como capa pasivante durante el proceso.

Según estos resultados, es posible utilizar un ácido orgánico y agua de mar para recuperar Fe de relaves mineros, generando una ganancia económica y ambiental, ya que se reduce el volumen de estos desechos y los ácidos aplicados, no generan un daño importante al medio.

Las soluciones obtenidas, pueden ser comercializadas en forma directa, sin realizar un tratamiento previo, generando la sustentabilidad y la aplicación de la economía circular al rubro de la minería metálica.

Referencias bibliográficas

- Castillo, M., Alvarez, L. (2022) Ordenamiento territorial y conflictos socioambientales vinculados a la minería: provincias de Huasco y Chubut en defensa del territorio. *Perspectiva Geográfica*, **26**(1), 63-86. <https://doi.org/10.19053/01233769.11108>
- Castellón, C. (2016) Lixiviación de minerales de cobre con agua de mar. *Geominet*, **XLIII**, (324), 21 – 26.
- Figueroa, V., Mille, V., Salazar, D., Berenguer, J., Sapiains, P., Cifuentes, A., Delphine. J. (2018) A major prehispanic copper production center identified at collahuasi, southern tarapacá altiplano (chile) *Chungará (Arica)*, **50**(4), 557-575. <https://dx.doi.org/10.4067/S0717-735620180050010012018>
- Guzmán, D., Silva, N. (2002) Caracterización física y química y masas de agua en los canales australes de Chile entre boca del guafo y golfo elefantes. *Revista Ciencia y Tecnología del Mar*. **25**(2), 45-76. http://www.aysen.udec.cl/wp-content/uploads/Guzman_Silva_2002.pdf
- Leal, M., Prol, R. (2016) Caracterización geoquímica de las manifestaciones termales intermareales de Bahía Concepción en la Península de Baja California. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, **68**(3), 395-407. Recuperado en 26 de marzo de 2025, de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-3222016000300395&lng=es&tlng=es
- Lima, M. (2021) La minería y el problema de agua. *Revista minería chilena*, <https://www.mch.cl/columnas/la-mineria-y-el-problema-del-agua>
- Mahdi, M., Fereshteh, B., Ghaderb, S., Abkhosh, E. (2020) An improved process methodology for extracting cobalt from zinc plant residues. *Hydrometallurgy*, **191**, 1-53. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2019.105163>
- Navarro, P., Mansor, R. (2017) Lixiviación de un concentrado calcopirítico de cobre en medio ácido con presencia de iones cloruro. *Revista REMETALLICA*, **33**(21), 25-30
- Productos Químicos online 24/7 (s.f) Acceso el 16 de marzo de 2024. Disponible en: <https://productosquimicos.cl/producto/citrato-ferrico-amoniaco-marron-1-kg>
- SERNAGEOMIN, Servicio Nacional de Geología y Minería (2018) Geoquímica de Superficie de Depósitos de Relaves de Chile. https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/2018/06/P%c3%9aBLICA_Geoquimica-de-Depositos-de-Relaves-de-Chile25062018.pdf
- SERNAGEOMIN, Servicio Nacional de Geología y Minería (2019) Datos de Geoquímica de Depósitos de Relave en Chile. Consultado en marzo 2024. Disponible en: <https://www.sernageomin.cl/wp-content/uploads/2020/01/Geoquim.xlsx>
- Torres, Y., Gonzales, Y., Cotera, I., Arana-Ruedas, D. (2024) Valorización de Residuos Mineros como Áridos para la Construcción de Carreteras: Economía Circular en la Región Andina del Perú. *Revista de investigaciones Altoandinas*, **26**(2), 71-78. Acceso el 20 de octubre de 2024. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2313-29572024000200071&lng=es. <http://dx.doi.org/10.18271/ria.2024.605>
- Workman, J., Koch, M., Veltkamp, J. (2003) Process analytical Chemistry. *Analytical Chemistry*, **75**(12), 2859-2876.

- Yang, J., Wang, Q., Luo, Q., Wang, Q., Wu, T. (2009) Biosorption behavior of heavy metals in bioleaching process of MSWI fly ash by *Aspergillus niger*. *Biochemical Engineering Journal*, **46**(3), 294-299.
- Zamarreño, R., Aguilera, L., Cataldo, C. (2019) Biolixiviación de minerales sulfurados de cobre, utilizando agua de mar, aplicando el sistema de columna inversa, orientado hacia la pequeña y mediana minería chilena. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, **10**(1), 1-12. Acceso el 20 de octubre de 2024. Disponible en: <https://www.executivebs.org/publishing.cl/avances-en-ciencias-e-ingenieria-vol-10-nro-1-ano-2019-articulo-1>
- Zamarreño, R., Díaz, F. (2021) Recuperación de metales económicamente importantes desde relaves mineros abandonados, usando biolixiviación en columnas de fase inversa, de bajo costo y ambientalmente sostenible. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, **12**(4), 31 – 42. Acceso el 20 de octubre de 2024. Disponible en: <https://www.executivebs.org/publishing.cl/avances-en-ciencias-e-ingenieria-vol-12-nro-4-ano-2021-articulo-4/>
- Zamarreño, R., Espinoza, J. (2023) Recuperación de aluminio desde relaves mineros, aplicando procesos químicos y biológicos innovadores. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, **14**(2), 23-34. Acceso el 20 de octubre de 2024. Disponible en: [Avances en Ciencias e Ingeniería Vol. 14 nro 2 año 2023 Artículo 3 – publishing.cl \(executivebs.org\)](https://www.executivebs.org/publishing.cl/avances-en-ciencias-e-ingenieria-vol-14-nro-2-ano-2023-articulo-3)
- Zamarreño, R., Espinoza, G., Esquivel, I. (2016) Factibilidad técnica y económica de utilizar agua de mar en el proceso de flotación en la minería del cobre. Seminario de Título para obtener el Título de Ingeniería Civil en Minas. Facultad de Ingeniería, Universidad Pedro de Valdivia. (Chile)
- Zamora, G., Blanco, W., Hinojosa, O. (2023) Economía circular en minería: procesamiento de desmontes como alternativa de remediación ambiental. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, **4**(2), 3-18. Acceso el 15 de septiembre de 2024. Disponible en: http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2519-53522019000200001&lng=es&tlng=es

REVISTA AIDIS

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

TRATAMIENTO DE ÁGUAS CINZAS UTILIZANDO CARVÃO DE RESÍDUO DE PODA ARBÓREA URBANA

* Ranyere do Nascimento Lôbo ¹
Marcelo Mendes Pedroza ²
Claudia da Silva Aguiar Rezende ²
Matheus Gomes Arruda ²
Elaine da Cunha Silva Paz ²

ASH WATER TREATMENT USING URBAN PRUNING TREE WASTE COAL

Recibido el 30 de enero de 2025. Aceptado el 7 de julio de 2025

Abstract

Research shows that the inadequate disposal of wastewater generates significant impacts on the environment, especially on the aquatic ecosystem, altering the availability of this resource. In order to ensure the safety and quality access of water for its various uses, effective treatments are required to remove pollutants and contaminants generated by anthropogenic activities. For this reason, the thermal degradation process was applied to tree pruning residues of Palmas - TO, classified as urban solid waste (MSW), at a temperature of 550° C and residence time of 30 m, in a reactor. fixed bed. The biochar obtained in the process yielded 54% and was subsequently activated to function as an adsorbent. The treatment of the gray water from clothes washing in a rural residence was performed by coagulation / flocculation / sedimentation followed by filtration with sand filters and activated carbon filter. Turbidity was reduced by 96% in the coagulation / flocculation stage, the filters worked with low turbidity effluent, and obtained 99% reduction. All solids had a reduction in the first stage of 69%, in the second 23% and 34% in the final stage for total solids. Fixed solids reduced 13% on coagulation / flocculation, 15% on sand filter and 13% on adsorption with biochar. The organic part of the solids presented removal of 95% in the first phase of the treatment, 86% in the sand bed and 45% in the activated carbon. The disinfection of the effluent after the treatment system corroborated the water quality to be reused.

Keywords: activated carbon, grey water, tree pruning.

¹ Universidade de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil.

² Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética, Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins, Palmas – Tocantins, Brasil.

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

Resumo

Pesquisas mostram que a disposição inadequada de águas residuárias geram impactos expressivos no ambiente, principalmente no ecossistema aquático, alterando a disponibilidade deste recurso. Para garantir a segurança e o acesso de qualidade das águas para seus diversos usos é necessário realizar tratamentos efetivos a fim de remover poluentes e contaminantes gerados pelas atividades antrópicas. Por isso aplicou-se o processo de degradação térmica nos resíduos de poda de árvores do município de Palmas – TO, classificado como resíduo sólido urbano (RSU), a uma temperatura de 550°C e tempo de residência de 30 min, em reator de leito fixo. O biocarvão, obtido no processo rendeu 54% e posteriormente foi ativado para aumentar funcionar como um adsorvente. O tratamento das águas cinzas provenientes de lavagens de roupas em uma residência rural foi realizado pela coagulação/floculação/sedimentação seguido da filtração com filtros de areia e filtro de carvão ativado. A turbidez foi reduzida em 96% na etapa da coagulação/floculação os filtros trabalharam com efluente de baixa turbidez, e obteve 99% de redução. A redução de sólidos no efluente foi avaliada ao longo das diferentes etapas do processo de tratamento. Na primeira etapa, observou-se uma redução de 69% dos sólidos totais, seguida por uma redução de 23% na segunda etapa e de 34% na etapa final. Em relação aos sólidos fixos, a coagulação/floculação proporcionou uma redução de 13%, o filtro de areia contribuiu com uma redução de 15% e a adsorção com biocarvão resultou em uma diminuição de 13%. Quanto aos sólidos orgânicos, as remoções foram mais expressivas, atingindo 95% na primeira fase de tratamento, 86% no leito de areia e 45% na adsorção com carvão ativado. A desinfecção do efluente após o sistema de tratamento corrobora com a qualidade da água para ser reutilizada.

Palavras-chave: carvão ativado, águas cinzas, podas de árvores.

Introdução

Atividades antropogênicas têm gerado impactos significativos na qualidade dos corpos hídricos, resultando em um excesso de carga orgânica em diversos ambientes aquáticos. De acordo com Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SINISA) (Brasil, 2024a), aproximadamente 78.7% dos esgotos gerados no Brasil são coletados e tratados, enquanto os esgotos não coletados (37.2%) têm destinos variados, como fossas rudimentares ou negras, lançamento em redes de águas pluviais, disposição direta no solo e nos corpos d'água. Diante desse contexto, evidencia-se a necessidade de assegurar tanto a qualidade quanto a quantidade de água disponível nos corpos hídricos. Nesse sentido, o reúso de água desponta como uma solução significativa, consolidando-se como um tema de grande relevância para a gestão sustentável dos recursos hídricos.

O desenvolvimento e a expansão urbana têm exacerbado problemas ambientais relacionados ao lançamento inadequado de águas residuárias, sem o devido tratamento, configurando-se como uma das principais questões no campo da engenharia sanitária (Jan et al., 2022). Além disso, um desafio significativo do saneamento básico está presente também nas zonas rurais e comunidades isoladas, que abrigam cerca de 25.6 milhões de habitantes (IBGE, 2022). Nestas áreas, é comum o uso de fossas sépticas para o destino dos efluentes, o que pode acarretar impactos negativos à saúde pública e ao meio ambiente.

A Lei^o 11.445/2007 se refere às diretrizes nacionais do saneamento básico que inclui o esgotamento sanitário, o abastecimento de água, a limpeza urbana, a drenagem e o gestão de águas pluviais e manejo de resíduos sólidos. Ademais, o acesso à água e ao saneamento é um dos objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS 6) apresentado na Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) para todos os aspectos da dignidade humana como segurança alimentar e energética e qualidade ambiental (UNESCO, 2023).

A NBR 15527 (2007) estabelece orientações para o reuso de águas cinzas e aproveitamento de águas pluviais, além de regulamentar a instalação de componentes que promovam a gestão econômica da água potável. Essas diretrizes visam incentivar o uso racional dos recursos hídricos, independentemente da demanda específica (Siddique, 2024).

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), compostos principalmente por resíduos domésticos, comerciais e provenientes da limpeza de áreas públicas, ainda são frequentemente descartados de forma inadequada e criminosa em várias regiões do Brasil. Em 2024, a quantidade de RSU coletada no país foi de 77.22 milhões de toneladas, com um índice de cobertura de coleta indiferenciada atinge 91 % e coleta seletiva de 36 % para o país (Brasil, 2024a). No contexto do Estado do Tocantins, o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) estima uma geração anual de aproximadamente 3.6 milhões de toneladas de RSU (Brasil, 2024b). É importante destacar que o aterro sanitário de Palmas recebe, em média, 340 toneladas de RSU por dia (Palmas, 2025).

Os resíduos gerados pela poda de arborização urbana em Palmas provêm da remoção de árvores em áreas públicas e particulares. Quando não são devidamente aproveitados, esses resíduos podem causar sérios problemas ambientais, sendo frequentemente descartados de maneira inadequada em aterros sanitários, lixões clandestinos ou corpos hídricos (Tocantins, 2017).

Em 2018, a matéria orgânica residual proveniente das podas arbóreas totalizou 10 mil toneladas anuais (Bernardo et al., 2023). Esses resíduos apresentam elevado potencial para reaproveitamento em aplicações domésticas, comerciais e industriais. Adicionalmente, a composição rica em materiais renováveis possibilita a geração de produtos com maior valor agregado, além da recuperação de energia em diferentes estados físicos: sólido, líquido e gasoso (Varjani et al., 2022).

Os processos de degradação térmica destacam-se como uma estratégia eficiente para a valorização da biomassa residual, permitindo a recuperação de energia potencial e o desenvolvimento de produtos com caráter sustentável. Esses processos contribuem para a diversificação da matriz energética e para o incremento de opções industriais (Wang et al., 2023). Dentre os produtos gerados pela degradação térmica, o biocarvão, fração sólida resultante, possui propriedades que o tornam adequado como adsorvente no tratamento de águas cinzas. O

reuso dessas águas não requer o atendimento aos padrões de potabilidade (NBR 17076:2024), mas apresenta alta relevância para a conservação dos recursos hídricos. As águas cinzas tratadas podem ser utilizadas em diversas aplicações, como sistemas de irrigação para jardins e áreas agropecuárias, lavagem de pisos e veículos automotivos, descargas de vasos sanitários e manutenção paisagística, entre outros. A norma NBR 17076:2024 regulamenta o reuso de efluentes com origem essencialmente doméstica ou características similares.

Nesse contexto, o reuso de águas cinzas emerge como uma alternativa viável para ampliar a oferta hídrica e contribuir para a preservação dos recursos hídricos frente à escassez, tanto em termos de quantidade quanto de qualidade (Rahman et al., 2024). A utilização de filtros no tratamento de águas cinzas desempenha um papel crucial na remoção de partículas em suspensão, tornando o reuso mais eficiente e sustentável. Essa prática viabiliza o atendimento a diversas demandas, reduzindo a pressão sobre os recursos hídricos naturais (Quispe, 2022).

A pesquisa atual se refere ao tratamento de as águas cinzas provenientes de máquinas de lavar roupas no município de Palmas - TO, e objetiva utilizar o carvão ativado produzido pela degradação térmica, para garantir a segurança quanto à reutilização potável ou não-potável.

Metodologia

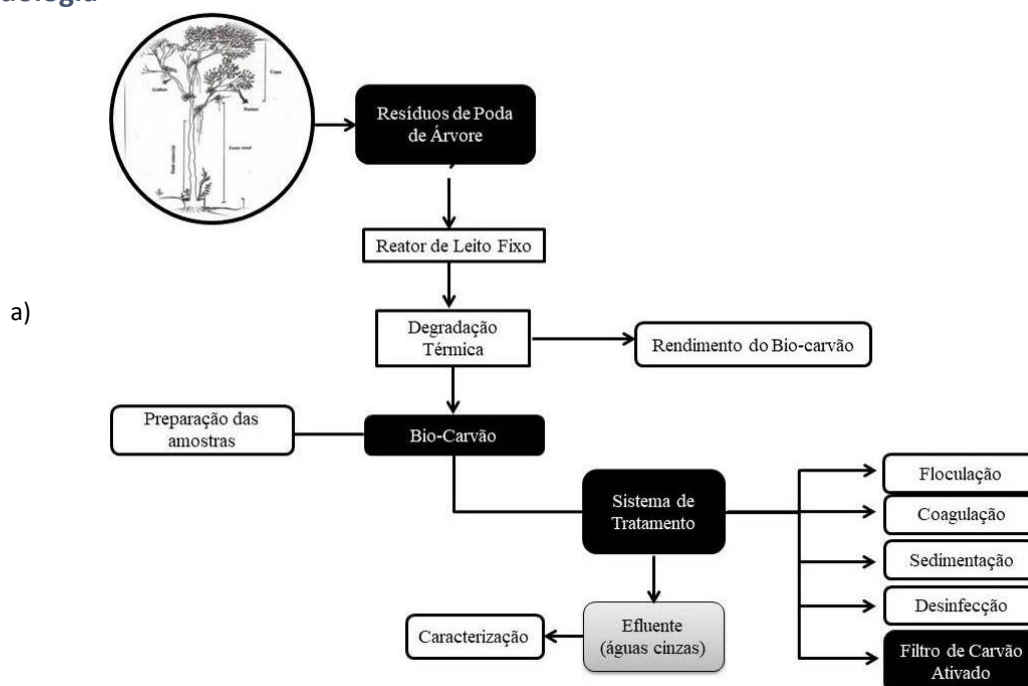


Figura 1. Fluxograma Metodológico da Pesquisa. Fonte: Autores, 2025.

No estudo aplicou-se o processo de conversão térmica para produzir carvão ativado proveniente dos resíduos da poda de árvores no município de Palmas – TO (Figura 1). O material adsorvente foi utilizado para tratar águas cinzas de uma máquina de lavar residencial.

Obtenção e Preparação dos Resíduos de Podas de Árvores

As amostras dos resíduos de poda de árvores foram coletadas na área urbana do Plano Diretor do município de Palmas – TO. Foram transportadas em sacos de estopa identificados para o Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) localizado no Instituto Federal do Tocantins (IFTO-Campus Palmas), e para que fosse possível realizar a preparação das amostras. Toda a biomassa *in natura* foi triturada em moinho de facas e peneiradas com abertura de 1.18 mm (ABNT 16, Tyler 14) para garantir a homogeneidade. Após isso realizou-se a secagem dos resíduos a 60 °C, até peso constante.

Degradação Térmica

O processo de conversão térmica de 450 g de biomassa de biomassa foi realizado por meio de um método convencional, utilizando uma temperatura máxima de 550°C e um tempo de residência de 30 minutos. O sistema empregou um reator de leito fixo, construído em aço inoxidável, com 100 cm de comprimento e diâmetro externo de 10 cm. O aquecimento foi conduzido por um forno bipartido reclinável, operando em regime de batelada para cada 150 g de matéria-prima. Para o fluxo de gás de arraste, utilizou-se vapor d'água previamente autoclavado, garantindo maior controle e eficiência no processo.

De acordo com as configurações do processo, são geradas três frações: oleosa, sólida e gasosa. O material sólido, denominado biocarvão, após ser termicamente degradado, foi coletado diretamente do reator. Já os outros produtos pirolíticos foram coletados após a passagem dos vapores por um sistema de condensação, sendo posteriormente separados em um funil de separação de fases.

A produção de carvão ativado ocorreu em duas etapas. A primeira etapa consiste no tratamento térmico (degradação), que envolve a remoção de componentes voláteis e gases leves, resultando na produção de um volume de carbono. Na segunda etapa, realiza-se a ativação, um processo de reação secundária cujo objetivo é aumentar a área superficial do material (Sagadevan, 2024). A ativação do carvão dessa pesquisa foi realizada com a passagem de vapor de água aquecido durante o processo de pirólise da biomassa.

Classificação de Águas Cinzas

A classificação de águas cinzas foi realizada conforme a Figura 2 para verificar o enquadramento do efluente, seguido de seus respectivos contaminantes.

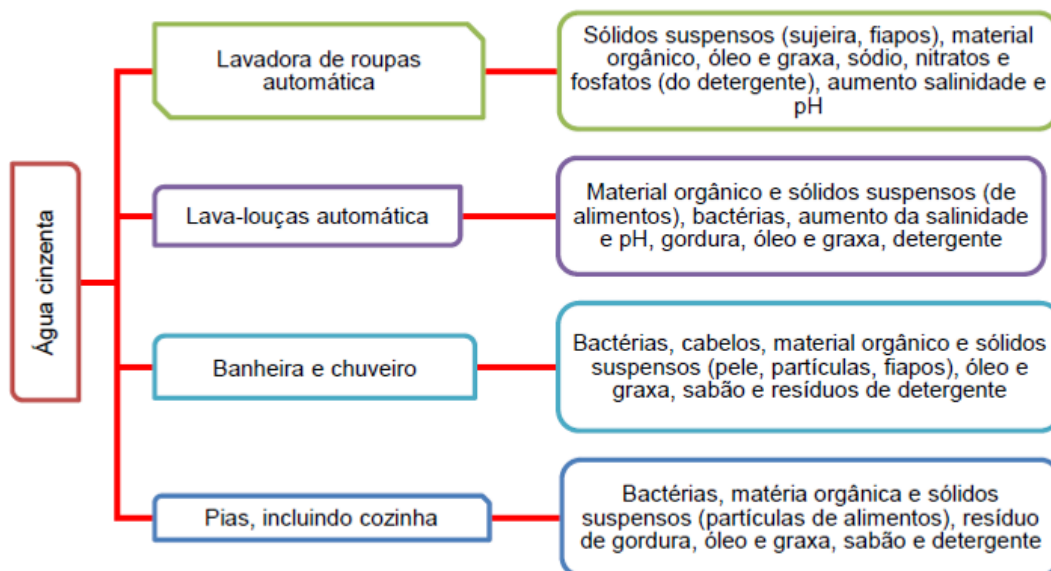


Figura 2. Possíveis contaminantes da água cinza por fonte de água cinza. *Fonte: Awasthi et al., (2024) adaptado Autores (2025).*

Tratamento de Águas Cinzas

O tratamento das águas cinzas foi realizado por meio dos processos de coagulação, floculação e sedimentação, seguidos pela filtração utilizando filtros de areia (NBR 11799/1990) e filtro de carvão ativado. Vale ressaltar que a água captada não passou por nenhum tipo de tratamento prévio antes da aplicação desses processos.

Nos ensaios realizados durante a pesquisa, foram utilizados como coagulantes o sulfato de alumínio (1%) e o polímero catiônico (0.5%) nas concentrações de 100, 200 e 400 mg/L, conforme valores recomendados na literatura (Labastida-Núñez et al., 2023). Os mesmos procedimentos foram realizados com a correção do pH com Ácido clorídrico HCl 1:9, quando necessário. A desinfecção do efluente tratado foi realizada por cloração, visando garantir maior segurança quanto à reutilização, conforme apontado por Plumsut (2024).

Os procedimentos de mistura rápida (com velocidade de 165 rpm por 5 minutos) e mistura lenta (com velocidade de 32 rpm e tempo de 30 minutos) foram executados utilizando o equipamento “Jar Test” (Figura 3), seguido de aproximadamente 1 hora de decantação.

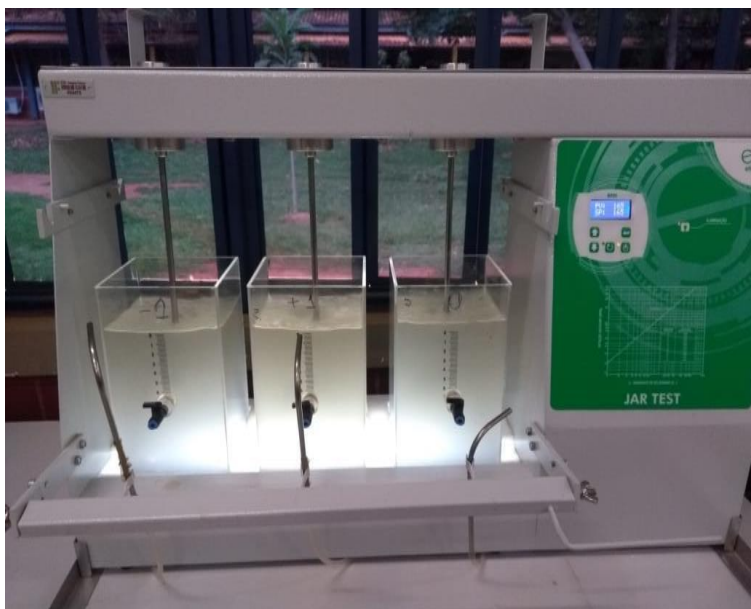


Figura 3. Equipamento Jar Test. Fonte: Autores, 2025.

Sistema Filtrante de Águas Cinzas

O tratamento das águas cinzas foi realizado utilizando um filtro de areia composto por camadas de 10 cm de areia fina, 10 cm de areia média e 20 cm de camada suporte com brita, com diâmetro total de 10 cm. A seguir, o efluente passou por um filtro produzido com carvão ativado derivado dos resíduos de poda de árvores, com 30 mm de diâmetro e 20 cm de altura. Ambos os filtros operaram com fluxo descendente (Figura 4), conforme o método utilizado por Pedroza et al., (2019).

O tratamento físico e químico das águas cinzas consistiu basicamente em filtração e desinfecção (Awasthi et al., 2024). Neste sistema, o objetivo foi realizar o polimento das águas de enxágue da máquina de lavar roupas, monitorando a qualidade do efluente tratado.

O filtro de areia foi operado com uma taxa de aplicação superficial de $120 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, conforme recomendado por Saapi et al. (2024). O efluente foi bombeado para um reservatório superior e, em seguida, transportado por gravidade para o filtro de areia. Após a passagem pelo filtro de areia, o efluente foi direcionado ao filtro de carvão ativado, com uma taxa de aplicação de $56.16 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$, de acordo com Nidheesh (2024).

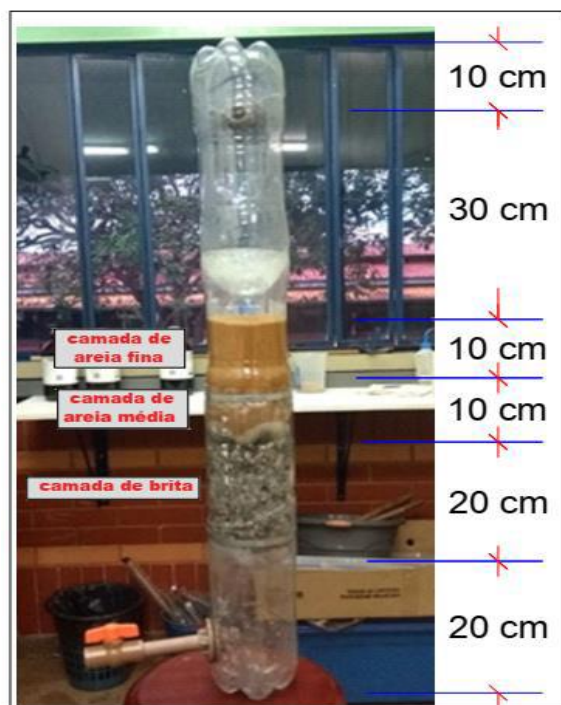


Figura 4. Protótipo do Sistema de Filtração de Águas Cinzas. *Fonte: Autores, 2025.*

O controle da vazão na entrada e saída dos filtros foi realizado de forma manual. Na entrada, monitorou-se a carga hidráulica, variando entre 10 a 20 cm de coluna de água. Na saída, a vazão foi regulada utilizando um registro instalada na extremidade do filtro. A coleta de água cinza filtrada teve início 20 minutos após o início da filtração, garantindo a substituição do volume de água presente nos filtros no início do processo.

Resultados

Tratamento de Águas Cinzas

A Tabela 1 apresenta os valores obtidos da água utilizada no abastecimento da máquina de lavar roupas, a qual foi captada de um poço com 8 metros de profundidade, localizado em uma propriedade rural nos arredores de Palmas.

De acordo com Mukhopadhyay (2022), as características do efluente estão diretamente relacionadas à qualidade da água de abastecimento. Os dados experimentais obtidos durante a caracterização das águas cinzas, tanto antes quanto após o processo de coagulação/floculação, estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 1. Caracterização da água de abastecimento - zona rural (cisterna) – sem tratamento

Parâmetro	Resultados
Turbidez (uT)	5.38
Temperatura (°C)	25.0
pH	4.5
Sólidos totais (mg/L)	101.0
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	1.0
C. E. (μS.cm ⁻¹)	107.8

Tabela 2. Caracterização de águas cinzas brutas e após coagulação/floculação com dosagem de Polímero Catiônico

Variáveis	Águas cinzas brutas	Águas cinzas após coagulação/floculação (sem correção de pH)		
		Dosagem Polímero Catiônico (mg/L)		
		100	200	400
Turbidez (NTU)	70.5	38.8	10.3	10.4
ST (mg/L)	3.481	3.391	3.396	3.409
SF (mg/L)	1.094	2.693	2.733	2.566
SV (mg/L)	2.387	698	663	842

A aplicação do polímero catiônico nas concentrações de 100 a 400 mg/L resultou em uma redução significativa da turbidez, especialmente nas dosagens de 200 e 400 mg/L, que atingiram valores de 10.3 e 10.4 NTU, respectivamente, frente aos 70.5 NTU da água cinza bruta. Contudo, na dosagem de 100 mg/L, os valores de turbidez foram mais altos (38.8 NTU), indicando uma possível faixa ótima de desempenho entre 200 e 400 mg/L. Já os resultados utilizando sulfato de alumínio obtiveram resultados maiores de turbidez 118, 113 e 173 mg/L nas dosagem 100, 200 e 400 mg/L.

Os valores de sólidos totais (ST) permaneceram relativamente estáveis, indicando que a remoção de partículas em suspensão não resultou em redução proporcional dos sólidos totais, provavelmente devido à introdução de matéria do próprio coagulante. Por outro lado, observou-se um aumento expressivo dos sólidos fixos (SF) e dos sólidos voláteis (SV), especialmente nas dosagens de 200 e 400 mg/L, o que pode sugerir a formação de flocos mais densos, mas também aumento da carga orgânica e inorgânica retida no sistema.

O sulfato de alumínio com pH corrigido demonstrou desempenho significativamente superior na remoção de turbidez. A dosagem de 400 mg/L apresentou o melhor resultado, com uma turbidez final de apenas 2.94 NTU. Esses valores indicam que, sob condições de pH ideal. A aplicação do polímero catiônico apresentou reduções moderadas na turbidez, com os melhores resultados obtidos com 400 mg/L, reduzindo os valores para 23.5 NTU. Portanto a correção do pH da águas cinzas bruta de pH 7.93, alterado para uma escala de pH 7.0 resultou nos dados mencionados. Os

valores de sólidos totais (ST), fixos (SF) e voláteis (SV) para as dosagens de sulfato de alumínio com 400 mg/L. Nessa dosagem de 400 mg/L, o ST foi de 1.080 mg/L, com 946 mg/L de SF e 134 mg/L de SV, sugerindo uma predominância de material inorgânico nos flocos formados.

A caracterização das amostras brutas revelou uma turbidez de 70,5 NTU, um valor próximo ao encontrado por Mohan et al. (2024), que observou turbidez entre 39 a 444 NTU em águas cinzas de lavanderia. Em relação aos sólidos totais, 68.6% da amostra foram identificados como sólidos orgânicos, enquanto 31.4% correspondiam a sólidos inorgânicos.

A aplicação do polímero catiônico na amostra bruta, sem a correção do pH, com dosagem de 400 mg/L, resultou em uma redução de 85% na turbidez, um aumento de 134% nos sólidos inorgânicos e uma diminuição de 65% nos sólidos voláteis.

O ensaio com o coagulante sulfato de alumínio, também sem ajuste do pH, apresentou resultados desfavoráveis, com aumento de 150% na turbidez e sem redução dos sólidos.

Com a correção do pH, o uso do polímero catiônico obteve reduções mais significativas na turbidez, alcançando uma diminuição de até 74% nas maiores dosagens. Contudo, quando a dosagem de coagulante foi reduzida, a turbidez foi reduzida apenas em 23%.

Ao aplicar a correção de pH, os resultados para o sulfato de alumínio foram ainda mais promissores, com a remoção de 95% da turbidez. Além disso, utilizou-se uma menor dosagem deste coagulante, o que induziu a uma redução significativa em todos os tipos de sólidos. Especificamente, a remoção foi de 69% dos sólidos totais, 14% dos sólidos inorgânicos e 94% dos sólidos orgânicos.

Com base nesses resultados, o coagulante sulfato de alumínio, aliado à correção do pH do efluente bruto, foi escolhido para os ensaios subsequentes, com dosagem de 100 mg/L. Este tratamento resultou em um efluente com menor teor de impurezas, as quais foram removidas nas etapas seguintes, contribuindo para a maior vida útil dos leitos de filtração, ao reduzir a colmatção.

Rendimento do Biocarvão Ativado da pirólise de poda de árvores

Os procedimentos operacionais do processo de degradação térmica (pirólise) estão intimamente relacionados ao tempo de residência, à temperatura de aquecimento e à temperatura de reação. Estes fatores são determinantes na produção de sólidos, líquidos e gases. Além disso, parâmetros como as dimensões das partículas, as propriedades físico-químicas, a pressão no reator, o tipo de atmosfera e o uso de catalisadores desempenham um papel relevante, influenciando tanto as características dos produtos finais quanto os rendimentos do processo (Paavani et al., 2025).

Materiais carbonáceos, como o carvão ativado, destacam-se por sua elevada área superficial e porosidade, características que lhes conferem uma excelente capacidade de adsorção de moléculas em fases líquida e gasosa. Em função dessas propriedades, esses materiais possuem uma ampla variedade de aplicações industriais, sendo amplamente empregados na fabricação de filtros destinados ao tratamento de águas (Jaber et al., 2024).

O carvão ativado possui características ideais para a adsorção de moléculas nas fases gasosa e líquida, o que o torna amplamente utilizado em sistemas industriais, especialmente no tratamento de águas e efluentes (Ullah et al., 2024).

A Figura 5 ilustra o carvão ativado produzido a partir da conversão térmica dos resíduos de poda de árvores, com rendimento de 54% a 550°C. Isso indica que, ao utilizar uma tonelada de resíduos de poda de árvores, obtém-se a produção de 540 kg de carvão ativado no processo adotado. Adeniyi et al. (2023) destacam que, sob as mesmas condições operacionais no reator, o rendimento médio de carvão ativado foi de 52% em seu estudo.



Figura 5. Biocarvão ativado. Fonte: Autores, 2025.

Tratamento de Águas Cinzas em Sistema de Coagulação/Decantação/Adsorção

O reuso de águas cinzas tem se mostrado uma alternativa eficaz para reduzir o consumo de água potável em aplicações não potáveis, como na agricultura, paisagismo e descarga de vasos sanitários (Silva et al., 2023).

A técnica do reuso de águas cinzas envolve a separação dos diferentes efluentes, seu devido tratamento e armazenamento, uma vez que a armazenagem inadequada pode propiciar a

multiplicação de patógenos em água parada. Portanto, é essencial a redução de bactérias e outros microrganismos para garantir a segurança no uso dessas águas (Hamidi, 2025). De acordo com Silva et al., (2023), a água cinza pode conter muitos dos mesmos contaminantes encontrados no esgoto bruto, embora em concentrações menores. Entretanto, a utilização dessas águas sem o tratamento adequado, especialmente na irrigação a longo prazo, pode ocasionar o acúmulo de sais, surfactantes e alcalinidade, impactando o desenvolvimento das plantas e contaminando águas subterrâneas (Hamidi, 2025).

Para aproveitar de forma segura e eficiente as águas cinzas, é fundamental classificá-las adequadamente, a fim de direcioná-las para seus usos apropriados e equilibrados. Rich et al. (2023), classifica o reuso de águas em dois grandes grupos: potável e não potável. O reuso potável pode ser dividido em duas categorias: reuso potável direto, quando o esgoto é tratado e retornado ao sistema de água potável, e reuso potável indireto, quando o esgoto tratado é lançado em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos para diluição e purificação natural, sendo posteriormente captado para tratamento e utilizado como água potável. O reuso não potável é destinado a finalidades agrícolas, industriais, recreativas, domésticas, manutenção de vazão, aquicultura e recarga de aquíferos subterrâneos.

O consumo de águas não potáveis representa uma estratégia eficaz para reduzir o uso de recursos hídricos, pois esses efluentes apresentam uma concentração menor de poluentes quando comparados às águas negras, além de constituírem uma maior parte do volume total de esgotos domésticos, que pode variar de 50% a 80% do total de efluentes gerados (Hamidi, 2025; Ren et al., 2023).

A Tabela 3 e a Figura 6 apresentam a eficiência de redução dos parâmetros analíticos da água cinza tratada, desde a amostra bruta até o polimento final do efluente com o uso do carvão ativado.

Tabela 3. Resultado das Etapas de tratamento das águas cinzas

Parâmetro Analítico	Resultados			
	Água cinza bruta	Água cinza após coagulação/floculação	Efluente filtro de areia	Efluente filtro de carvão ativado
Temperatura (oC)	25	25	25	25
pH (-)	7.93	7.0	6.9	6.3
Condutividade(uS/cm)	1.760	1.740	1.728	1.700
Sólidos Totais (mg/L)	3.481	1.080	827	790
Sólidos Fixos (mg/L)	1.094	946	808.3	784.7
Sólidos Voláteis (mg/L)	2.387	134	18.67	5.30
Alcalinidade(mgCaCO3/L)	212.00	118.10	105.30	15.00
Turbidez (uT)	70.5	2.94	1.15	0.81

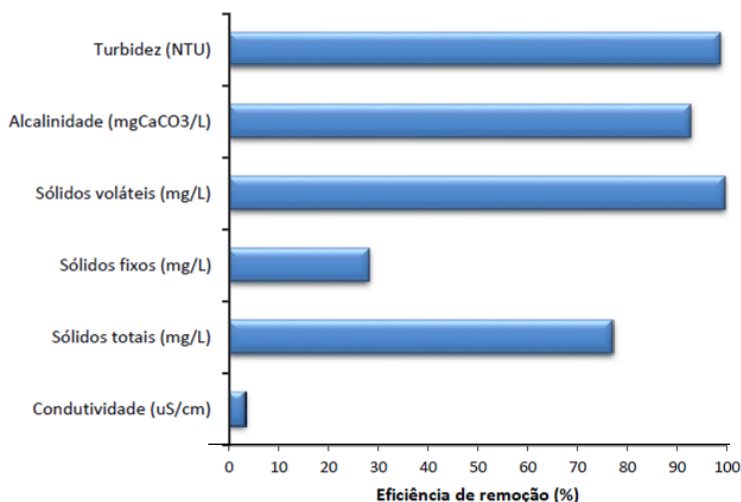


Figura 6. Eficiência de redução dos parâmetros das águas cinzas tratadas.

O efluente foi submetido às etapas do sistema de tratamento, iniciando com a amostra bruta, seguida pela coagulação/floculação, passando pelo filtro de areia e, finalmente, pelo filtro de carvão ativado, o qual foi produzido a partir da pirólise dos resíduos da poda de árvores.

A redução de 96% da turbidez já na etapa de coagulação/floculação permitiu que os filtros trabalhassem com um efluente de baixa turbidez, possibilitando uma redução de até 99% deste parâmetro físico após as etapas de filtração.

Os sólidos presentes no efluente bruto apresentaram as seguintes reduções: 69% na primeira etapa, 23% na segunda e 34% na etapa final, referente aos sólidos totais. Os sólidos fixos tiveram uma redução de 13% durante a coagulação/floculação, 15% no filtro de areia e 13% na adsorção com carvão ativado. A fração orgânica dos sólidos teve uma remoção mais expressiva, com 95% na primeira fase do tratamento, 86% no leito de areia e 45% no carvão ativado.

A avaliação da redução de sólidos dissolvidos foi realizada através da análise da alcalinidade, que apresentou uma remoção significativa ao longo das etapas do processo. Ao final, o sistema atingiu uma redução total de 93% da alcalinidade, o que impacta diretamente no crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação, conforme observado por Von Sperling (1996).

Todos os parâmetros analisados na caracterização das águas cinzas apresentaram reduções satisfatórias, como sólidos voláteis, turbidez, alcalinidade (com valores percentuais acima de 90%) e sólidos totais (com redução superior a 50%). Esses resultados indicam que o efluente, após

o tratamento, apresenta menores concentrações de poluentes, com a redução de sólidos suspensos, dissolvidos e gases. Como consequência, obteve-se um excelente desempenho em relação à qualidade olfativa, com o carvão ativado promovendo a adsorção de gases e resultando em um efluente sem odor.

Conclusão

Neste estudo, ao utilizar um coagulante químico, verificou-se que, para a remoção eficaz dos poluentes do efluente, foi necessária a correção do pH, juntamente com o uso de sulfato de alumínio, que proporcionou os melhores resultados independentemente da dosagem. Assim, o sistema de coagulação foi operado com uma dosagem de 100 mg/L, visando otimizar o uso do coagulante e mantendo uma boa taxa de remoção de poluentes, considerando que o sistema estava integrado a processos subsequentes de tratamento, o que permitiu reduzir a quantidade de produto químico necessário.

Os processos de tratamento de águas cinzas, compostos por coagulação/floculação/sedimentação e sistema de filtragem, apresentaram um desempenho satisfatório, com percentuais de redução nas concentrações de sólidos totais, sólidos voláteis e turbidez. Na primeira etapa, os resultados foram de 69%, 95% e 96%, respectivamente. Na segunda etapa, obteve-se reduções de 23%, 86% e 61%, e na terceira etapa, os valores foram de 28%, 24% e 30%. Em todas as fases do processo, observou-se uma redução nos parâmetros analisados, mas apenas na última fase (filtro de carvão ativado) foi possível obter um efluente sem odor desagradável.

O efluente bruto apresentou um valor elevado de pH, o que dificultou o desenvolvimento de microrganismos. No entanto, a desinfecção do efluente após o tratamento foi necessária para garantir que as águas cinzas tratadas apresentassem boas características para o reuso.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1990) *NBR 11799: Material filtrante – Areia, antracito e pedregulho*, ABNT, Rio de Janeiro, 10 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2007) *NBR 15527: Água de chuva - Aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos*, ABNT, Rio de Janeiro, 20 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2024) *NBR 17076: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos*, ABNT, Rio de Janeiro, 25 pp.
- Adeniyi, A.G., Iwuozor, K.O., Emenike, E.C., Sagboye, P.A., Micheal, K.T., Micheal, T.T., James, R. (2023). Monólitos de carvão ativado derivados de biomassa: Uma revisão das rotas de produção, desempenho e potencial de comercialização, *Journal of Cleaner Production*, **423**, 138711. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.138711>
- Awasthi, A., Gandhi, K., Rayalu, S. (2024) Tecnologias de tratamento de águas cinzas: uma revisão abrangente, *Revista Internacional de Ciência e Tecnologia Ambiental*, 21(1), 1053-1082.

- Bernardo, A.P., Serra, J.C.V., Silva, Á.M., Delatorre, F.M., Dias Júnior, A.F. (2023). Aproveitamento de resíduos de poda de árvores para produção de briquetes, *Congresso Nacional de Resíduos Sólidos – CONRESOL*, Brasil. <https://doi.org/10.55449/conresol.6.23.I-019>
- Brasil. Ministério das Cidades (2024a) *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SINISA)*, Brasil. Acesso em 10 jan. 2025. Disponível em: <https://sinisa.gov.br>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima (2024b) *Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR)*, Brasil. Acesso em 10 jan. 2025. Disponível em: <https://sinir.gov.br>
- Hamidi, M.N. (2025). Greywater reuse for irrigation: A critical review of suitability, treatment, and risks, *Science of The Total Environment*, **975**, 179272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.179272>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2022) *Censo demográfico 2022: resultados preliminares*, IBGE. Acesso em 29 abr. 2025. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>
- Jaber, L., Backer, S.N., Laoui, T., Abumadi, F., Koujan, M.M.S., Khalil, K.A., Atieh, M.A. (2024). Recent trends in surface impregnation techniques on activated carbon for efficient pollutant removal from wastewater, *Desalination and Water Treatment*, **292**, 100562. <https://doi.org/10.5004/dwt.2024.100562>
- Labastida-Núñez, I., Velasco-Pérez, M., Pablo-Reyes, E.P., González-Aragón, A., Beltrán-Villavicencio, M. (2023). Evaluation of Wastewater Coagulation/Flocculation with Chitosan from Shrimp Exoskeletons Waste and Aluminum Sulfate, *Terra Latinoamericana*, **41**, 1-12.
- Micena, R.P. (2024) *Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos: matrizes tecnológicas para geração de energia e produção de hidrogênio*, Tese (Doutorado em Engenharia), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São Paulo, 180 pp. Acesso em: 29 abr. 2025. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/items/75f80156-6515-4b7c-adf4-8193fc574db1>
- Mohan, S., Manthapuri, V., Chitthaluri, S. (2024). Avaliação dos fatores que influenciam as características das águas cinzas em todo o mundo: uma abordagem qualitativa e quantitativa com uma breve revisão sobre tecnologias de tratamento de águas cinzas, *Discover Water*, **4**, 37.
- Mukhopadhyay, A., Duttgupta, S., Mukherjee, A. (2022). Contaminantes orgânicos emergentes em fontes e abastecimento de água potável para comunidades globais: uma revisão da ocorrência, processos e remediação, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **10**, 107560. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107560>
- Nidheesh, P.V., Kumar, M., Venkateshwaran, G., Ambika, S., Bhaskar, S., Ghosh, P. (2024). Conversão de materiais disponíveis localmente em biochar e carvão ativado para tratamento de água potável, *Chemosphere*, **341**, 141566. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141566>
- Palmas (2025) Prefeitura de Palmas orienta moradores descartarem lixo nos dias de coleta para evitar transtornos na cidade, Prefeitura Municipal de Palmas. Acesso em 29 abr. 2025. Disponível em: <https://www.palmas.to.gov.br/prefeitura-de-palmas-orienta-moradores-descartarem-lixo-nos-dias-de-coleta-para-evitar-transtornos-na-cidade>
- Paavani, K., Agarwal, K., Alam, S.S., Dinda, S., Abrar, I. (2025). Advances in plastic to fuel conversion: reactor design, operational optimization, and machine learning integration, *Sustainable Energy & Fuels*, **9**, 54-71. <https://doi.org/10.1039/D4SE00001J>
- Pedroza, M.M., da Silva, A.P.O., de Melo, J.V., Paz, E.D.C.S., de Sousa Paz, R.R. (2019). Ensaio de adsorção de ácido acético em carvão produzido a partir da fibra de *Coccus nucifera* L., *Brazilian Journal of Development*, **5**, 4784-4796.
- Plumsut, R. (2024) Relação entre risco microbiano e químico após cloração de águas residuais domésticas para descarte e recuperação, *Chulalongkorn University*, Tese de doutorado, Tailândia, 180 pp.
- Quispe, J.B., Campos, L.C., Mašek, O., Bogush, A. (2022) Uso de sistemas de filtração em coluna à base de biocarvão para tratamento de águas cinzas: uma revisão sistemática da literatura, *Journal of Water Process Engineering*, **48**, 102908. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102908>

- Rahman, K.Z., Al Saadi, S., Al Rawahi, M., van Afferden, M., Bernhard, K., Friesen, J., Müller, R.A. (2024) Pequenas Tecnologias Descentralizadas para Tratamento e Reuso de Efluentes de Alta Resistência em Regiões Áridas e Semiáridas, *Environments*, 11, 142. <https://doi.org/10.3390/environments11040142>
- Ren, X., Zhang, S., Miao, H. (2023) Biological stability of reclaimed greywater reused for flushing household toilets, *Journal of Cleaner Production*, **387**, 135863. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135863>
- Rich, D., Andiroglu, E., Gallo, K., Ramanathan, S. (2023) A review of water reuse applications and effluent standards in response to water scarcity, *Water Security*, **20**, 100154. <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2023.100154>
- Saapi, S.S., Andrianisa, H.A., Zorom, M., Mounirou, L.A., Kouassi, H.A.A., Ahossouhe, M.S. (2024) Novos desenvolvimentos em vermifiltração como tecnologia bioecológica de tratamento de águas residuais: mecanismo, aplicação, desempenho, modelagem, otimização e sustentabilidade, *Heliyon*, **10**, e17608. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e17608>
- Silva, J.R.M., de Oliveira Celeri, M., Borges, A.C., Fernandes, R.B.A. (2023) Greywater as a water resource in agriculture: The acceptance and perception from Brazilian agricultural technicians, *Agricultural Water Management*, **280**, 108227. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.108227>
- Tocantins. Governo do Estado do Tocantins (2017) *Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Tocantins*. Acesso em: 20 out. 2024. Disponível em: <https://semarh.to.gov.br/-residuos-solidos>
- UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (2023) *The United Nations World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water*, United Nations World Water Assessment Programme (WWAP), Paris. <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2023>
- Ullah, S., Shah, S.S.A., Altaf, M., Hossain, I., El Sayed, M.E., Kallel, M., Nazir, M.A. (2024) Carvão ativado derivado de biomassa para tratamento de águas residuais: Síntese, aplicação e desafios futuros, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **176**, 106480. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2023.106480>
- Varjani, S., Shahbeig, H., Popat, K., Patel, Z., Vyas, S., Shah, A.V., Tabatabaei, M. (2022) Gestão sustentável de resíduos sólidos urbanos por meio de tecnologias de conversão de resíduos em energia, *Bioresource Technology*, **355**, 127247. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127247>
- Von Sperling, M. (1996) *Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias - Princípios básicos do tratamento de esgotos*, DESA-UFGM, Belo Horizonte, 245 pp.