

REVISTA AIDIS



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.2024.17.2>

Vol. 17, No. 2
Agosto 2024

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.

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, Instituto de Ingeniería, UNAM. México

Ing. José Luis Inglese

Presidente de AIDIS. Argentina

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. 17, No. 2

Sección editorial. Información del número

Información legal y directorio

English abstracts

Artículos completos

1. **Avaliação do tratamento físico-químico de efluente da indústria têxtil por meio de diagramas de coagulação**
Evaluation of the physical-chemical treatment of a textile industry effluent through coagulation diagrams
Lucas Alves Batista Pequeno, Maria Eduarda Borges de Almeida, Rosângela Gomes Tavares, Marilda Nascimento Carvalho 326-341
2. **Blockchain in reverse logistics for solid waste management: a proposal**
André Lima Alves, Rodrigo Benedecte Munhoz, Kumiko Oshio Kissimoto, Marcos Paulo Gomes Mol, Max Filipe Silva Gonçalves 342-352
3. **Diagnóstico do sistema de abastecimento de água de comunidades rurais na região do Cariri Cearense**
Diagnosis of the water supply system of rural communities in cariri region of Ceará state
Jônatas José Lôbo Oliveira, Thâmara Martins Ismael de Sousa, Amanda Bezerra de Souza Pino 353-370
4. **Models for estimating solid waste production in hospitality establishments in João Pessoa, Brazil**
Igor do Nascimento Quaresma, Gilson Barbosa Athayde Júnior, Rémy Bayard, Erivaldo Lopes De Souza, Joácio Moraes Júnior, Armando Borges de Castilhos Junior 371-391
5. **Economic assessment of municipal solid waste management in midsized metropolitan areas of Brazil**
José Carlos Martins Ramalho, João Luiz Calmon, Diogo Appel Colvero 392-424
6. **Fitorremediación y microrremediación de suelos contaminados por plomo (Pb) y cadmio (Cd)**
Antônio Rony da Silva Pereira Rodrigues 425-437
7. **Comparative ecotoxicological evaluation of tannin coagulants from black wattle and ferrous aluminum sulfate in the treatment of slaughterhouse effluent**
Angela Helena Mendes Stival, Thayrine Dias Carlos, Aline Silvestre Pereira Dornelas, Fabio Barbosa da Silva, Nelson Luís Gonçalves Dias de Souza, Douglas Henrique Pereira, Grasielle Soares Cavallini, Renato Almeida Sarmento 438-450

8. **Production of activated charcoal from pyrolysis of orange peel**
Produção de carvão ativado a partir da pirólise da casca de laranja
Bruna Cirqueira Almeida, Cláudia da Silva Aguiar Rezende, Marcelo Mendes Pedroza,
Ranyere do Nascimento Lobo, Matheus Gomes Arruda 451-472
9. **Geração de biogás a partir da digestão anaeróbia de resíduos da dieta de cultivo de insetos**
Biogas generation from anaerobic digestion of residues from the insect cultivation diet
Luciane de Oliveira Leite Santoa, Marta Siviero Guilherme Pires, Dagoberto Y. Okada 473-484
10. **Avaliação dos impactos no solo da área de disposição final de resíduos sólidos urbanos no município de Tucuruí - PA**
Evaluation of soil impacts in the final disposal area of urban solid waste in the municipality of Tucuruí – PA
Davi Raniere Odoricio, Matheus Silva de Castro, Jessyca Ingles Nepomuceno dos Santos,
Anderson de Santana Botelho, Paulo Sarmento, Cristine Bastos do Amarante 485-508
11. **Diagnóstico ambiental do descarte irregular de resíduos da construção civil em quatro bairros da área urbana de Campina Grande - PB**
Environmental diagnosis of irregular disposal of civil construction waste in four neighborhoods in the urban area of Campina Grande – PB
Dennis Oliveira Galdino, William de Paiva, Laércio Leal dos Santos 509-519
12. **Proposta de metodologia para elaborar planos de monitoramento de agrotóxicos para as captações de sistemas de abastecimento de água**
Proposal for a methodology to develop pesticide monitoring plans for drainage from water supply systems
Sara Bursztein, Antônio Domingues Benetti 520-534

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO FÍSICO-QUÍMICO DE EFFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL POR MEIO DE DIAGRAMAS DE COAGULAÇÃO

* Lucas Alves Batista Pequeno¹
Maria Eduarda Borges de Almeida¹
Rosângela Gomes Tavares¹
Marilda Nascimento Carvalho¹

EVALUATION OF THE PHYSICAL-CHEMICAL TREATMENT OF A TEXTILE INDUSTRY EFFLUENT THROUGH COAGULATION DIAGRAMS

Recibido el 24 de enero de 2023. Aceptado el 11 de septiembre de 2023

Abstract

The main environmental problem associated with textile industries is the produced effluent that is difficult to degrade. This effluent is composed of a mixture of dyes, metals, and other pollutants. When it is untreated and improperly disposed of in the environment, its toxicity can degrade ecosystems. The processes of coagulation, flocculation, and subsequent decantation are widely used in wastewater treatment in industrial textile systems. In this context, the purpose of this work was to compare the removal efficiency of physical-chemical parameters from textile effluent using the coagulants Aluminum Polychloride (PAC) and Aluminum Sulfate, in the coagulation/flocculation/decantation process in different pH variations. The characterization of the effluent was made through analysis of the pH parameters, turbidity, apparent color, total solids and chemical oxygen demand, according to the Standard Methods for Examination of Water and Wastewater protocol. The Jar Test was used for the simulation of the coagulation, flocculation, and decantation stages, and the Mini Tab 19 software for the elaboration of the coagulation diagrams. It was verified that the apparent color and turbidity parameters presented a reduction with the use of PAC, at a dosage of 75 mg/L for pH in the acid and near neutral ranges. Regarding total solids and Chemical Oxygen Demand (COD), it was observed difficulty in removing these parameters with the adopted technology.

Keywords: coagulants, textile effluent, aluminum polychloride, aluminum sulfate.

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

* Autor correspondente: Departamento de Tecnologia Rural, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, CEP 52.171-901, Brasil. Email: lucas.pequeno@ufrpe.br

Resumo

O principal problema ambiental associado às indústrias têxteis está no efluente produzido de difícil degradabilidade. Este efluente é composto por uma mistura de corantes, metais e outros poluentes. Quando não tratado e disposto de forma irregular no ambiente, sua toxicidade pode vir a degradar os ecossistemas. Os processos de coagulação, floculação e posterior decantação são bastante utilizados no tratamento de águas residuárias nos sistemas industriais têxteis. Nesse contexto, o objetivo com este trabalho foi comparar a eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos de um efluente têxtil utilizando os coagulantes Policloreto de Alumínio (PAC) e Sulfato de Alumínio, no processo de coagulação/floculação/decantação em diferentes variações de pH. A caracterização do efluente foi realizada por análise dos parâmetros pH, turbidez, cor aparente, sólidos totais e demanda química de oxigênio, segundo protocolo do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Foi usado o Jar Test para a simulação das etapas de coagulação, floculação e decantação e o software Mini Tab 19 para a elaboração dos diagramas de coagulação. Constatou-se que os parâmetros cor aparente e turbidez apresentaram redução com a utilização do PAC, na dosagem de 75 mg/L para o pH nas faixas ácida e próxima a neutralidade. No que se refere aos sólidos totais e DQO, observou-se dificuldade na remoção desses parâmetros com a tecnologia adotada.

Palavras-chave: coagulantes, efluente têxtil, policloreto de alumínio, sulfato de alumínio.

Introdução

A produção de corantes sintéticos para tingimentos de tecidos é hoje um importante segmento da indústria têxtil. De acordo com o Portal da Indústria (2021), os produtos têxteis geraram mais de 16 milhões de reais em produção e mais de 250 mil empregos formais para os anos de 2019 e 2020, respectivamente. No agreste pernambucano as lavanderias industriais são importantes para geração de renda com o beneficiamento de roupas. Contudo, em seu processo produtivo há uma alta geração de efluente líquido contaminado por resíduos químicos. No município de Caruaru, por exemplo, cerca de 40% dos efluentes são lançados na rede de esgoto municipal, fato este, que acarreta a poluição dos recursos hídricos, solo e afeta a qualidade de vida da população (Khattab, 2020; Da Silva *et al.*, 2021).

A água é um recurso finito, fundamental para a manutenção da vida e desenvolvimento socioeconômico. O uso racional e o tratamento adequado desse recurso são primordiais para evitar a escassez em todas as partes do globo. Cerca de 80% das águas residuárias retornam ao meio ambiente sem tratamento adequado. Além do tingimento têxtil ser o segundo maior poluidor de água, a indústria da moda é ainda responsável por 20% das águas residuárias globais e 10% das emissões globais de carbono. Esses efluentes têm em sua composição 99% de água e 1% de sólidos coloidais. O ciclo de gestão engloba a prevenção da poluição fonte, coleta e tratamento, uso das águas residuárias como fonte alternativa e a recuperação de subprodutos úteis (Unesco, 2017; Unesco, 2021).

O principal problema ambiental associado às indústrias têxteis está no efluente produzido de difícil degradabilidade. Este efluente é composto por uma mistura de corantes, metais e outros poluentes. É na etapa de tingimento onde são adicionados os corantes e produtos químicos. Os corantes sintéticos são classificados de acordo com sua estrutura química e modo de aplicação. Os principais metais poluentes presentes são: cromo, zinco, ferro, mercúrio e chumbo. Nesse sentido, as águas residuárias dessa indústria variam em composição a depender do país, processo utilizado, equipamento, tipo de produção, estação do ano e tendências de moda. Quando não tratado e disposto de forma irregular no ambiente, sua toxicidade pode vir a degradar os ecossistemas (Yaseen, 2019).

No Brasil, não há uma padronização legal de parâmetros para reuso da água em nível federal. Dessa maneira, são empregadas orientações baseadas em padrões internacionais. Em nível municipal e estadual é possível encontrar algumas leis. Ademais, acrescenta-se a Resolução nº 54, de novembro de 2005, que estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para prática de reuso direto não potável de água e a Resolução nº 430, de maio de 2011 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CONAMA) que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para o lançamento de efluentes em corpos de água; e a norma NBR 13.969/97 da Associação Brasileira de Normas Técnicas, que refere-se ao sistema de tratamento de esgotos, por exemplo (ABNT, 1997; Brasil, 2005; Brasil, 2011).

Os processos de coagulação, floculação e posterior decantação são bastante utilizados no tratamento de águas residuárias nos sistemas industriais têxteis devido a elevada carga de substâncias químicas não biodegradáveis utilizadas no processo de lavagem das peças. Para o sucesso dessa aplicação as variáveis de pH, tipo e dosagem de coagulante, tempo de coagulação e floculação, velocidade de agitação e tempo de decantação devem ser levadas em consideração. A coagulação química é usada para conseguir resultados de diminuição da turbidez, DQO, sólidos suspensos, fósforo e cor do efluente. Uma coagulação eficiente implica no sucesso das outras etapas. O princípio da coagulação consiste em adicionar uma substância coagulante no meio para que as partículas suspensas se desestabilizem por hidrólise formando coágulos que, posteriormente, se unem formando flocos densos. A fim de se obter uma dosagem ideal para as variáveis, são realizados estudos em laboratório com uso do equipamento Jar Test, comumente avaliado, com base nos parâmetros de turbidez e de cor aparente (Hussain e Wahab, 2018; Fernandes Junior *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2019; Kamiwada *et al.*, 2020).

Esse tratamento também pode ser utilizado como auxiliar ao tratamento biológico como pré ou pós-tratamento. Quando utilizado no pré-tratamento, objetiva-se diminuir a carga de materiais químicos potencialmente tóxicos aos microrganismos do tratamento biológico. A utilização como pós-tratamento dá-se, frequentemente, para diminuir os valores de alguns parâmetros e enquadrar o efluente tratado dentro dos valores máximos para lançamento no corpo aquático ou na rede coletora de esgoto, de acordo com a Resolução CONAMA 430 (Brasil, 2011), constatando-se assim, a dificuldade para tratar efluentes desse ramo industrial.

Um dos principais parâmetros de monitoramento de águas residuais de processos industriais é a turbidez. Vieira (2019) define a turbidez como a “dispersão dos raios luminosos devido à presença de partículas em suspensão”. Logo, por definição, quanto maior a presença de sólidos na água, em estado coloidal ou não, maior a turbidez.

O sulfato de alumínio é um dos coagulantes mais usado no tratamento de água no Brasil. Este possui baixo custo e alta eficiência. Quando adicionado na água irá dissociar produzindo íons trivalentes Al^{3+} . Os íons trivalentes hidratam-se formando complexos aquometais. Na maioria dos casos, são esses produtos hidrolisados os principais agentes da coagulação. Desta forma, é aconselhável que o pH do efluente, para coagulação com sulfato de alumínio, esteja entre 4.5 e 6.5, pois neste intervalo haverá a formação de espécies preponderantes para a maior eficiência do processo (Libânio, 2010; Howe *et al.*, 2016). Já o Policloreto de Alumínio (PAC) é caracterizado como um coagulante inorgânico polimerizado catiônico. Os flocos formados a partir dele são mais densos, assim a precipitação é mais rápida em comparação a outros. Devido a menor quantidade de ácido liberado na hidrólise, o PAC possibilita menor variação de pH (Lemos *et al.*, 2020).

A utilização de diagramas de coagulação permite uma melhor visualização das dosagens de coagulantes comparadas ao pH de coagulação e turbidez (Silveira *et al.*, 2019). A partir dessa ferramenta, Bartiko e De Julio (2015), verificaram que para velocidades mais baixas de sedimentação, melhor foi o valor de turbidez, no entanto, uma alternativa inviável economicamente. Os diagramas permitiram constatar que altas dosagens do coagulante não garantem resultados satisfatórios. No estudo, a partir da dosagem de 15 mg/L de coagulante numa faixa de pH entre 6.5 e 7.5 obteve-se valores significativos (Bartiko e De Julio, 2015).

Nesse contexto, o objetivo com este trabalho foi comparar a eficiência de remoção de parâmetros físico-químicos de um efluente têxtil utilizando os coagulantes Policloreto de Alumínio (PAC) e Sulfato de Alumínio, no processo de coagulação/floculação/decantação. Considerou-se usar variações do pH do efluente com o objetivo de avaliar a influência deste na ação do coagulante em meio ácido e próximo a neutralidade e a possível necessidade de correção. Utilizou-se diagramas de coagulação como instrumento avaliativo do tratamento.

Metodologia

Caracterização da área de estudo

As amostras foram oriundas de processos de lavagem e beneficiamento de jeans de uma lavanderia têxtil, localizado no município de Caruaru, estado de Pernambuco, Brasil (Figura 1). O efluente foi coletado em recipientes plásticos, previamente higienizado antes da coleta para evitar contaminação.

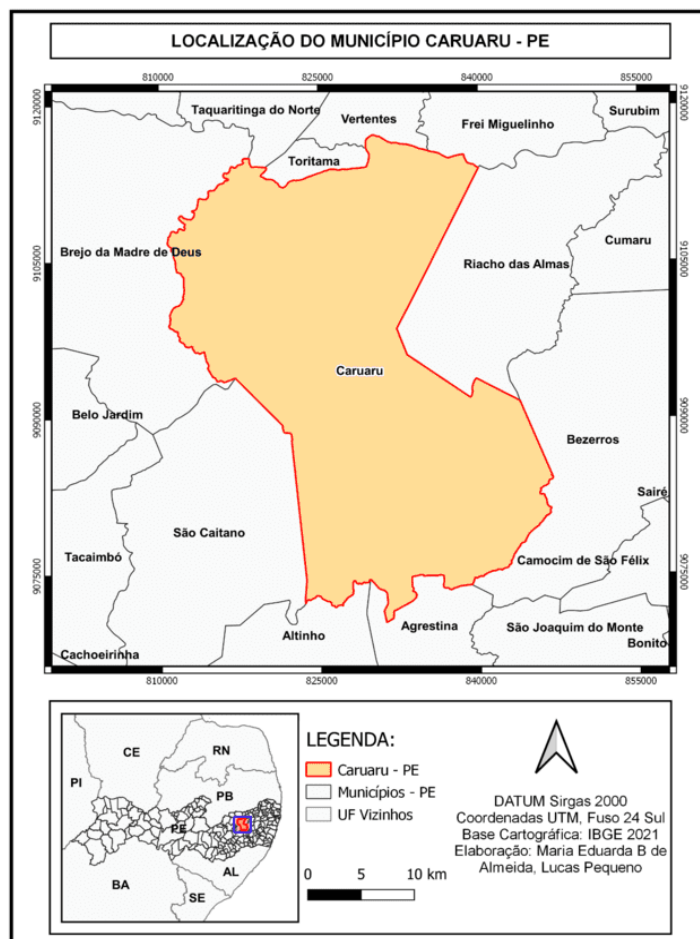


Figura 1. Localização do município.

A coleta foi realizada no tanque de equalização (Figura 2), que tem por finalidade tornar os efluentes de cada unidade da produção em uma mistura homogênea para facilitar os parâmetros do tratamento. Em seguida foi levado ao Laboratório de Saneamento Ambiental e Drenagem Agrícola (LABSAM) da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), campus Recife, para fazer a caracterização físico-química do efluente bruto.

A caracterização foi realizada analisando os parâmetros pH (método potenciométrico), turbidez (método nefelométrico), cor aparente (espectrofotometria), sólidos totais (método gravimétrico) e demanda química de oxigênio (espectrofotometria) segundo protocolo do Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). A cor aparente foi avaliada em termos de absorvância na faixa de comprimento de onda de 600 nm. Já a faixa de comprimento de onda para a avaliação da demanda química de oxigênio foi de 620 nm.



Figura 2. Tanque de equalização.

Tratamento Coagulação-Floculação-Decantação

Com a utilização de um equipamento Jar Test Milan, modelo JT 303.M, com seis jarros, que proporciona a simulação das etapas de coagulação, floculação e decantação, foi possível a realização dos testes para avaliar a eficiência dos coagulantes na remoção da turbidez, cor aparente, sólidos totais e DQO do efluente da lavanderia. Os coagulantes inorgânicos utilizados foram o Sulfato de Alumínio e o Policloreto de Alumínio (PAC).

Foram realizados dois ensaios, o primeiro com o Sulfato de Alumínio e o segundo com o PAC. Nos dois casos o efluente bruto foi ajustado em dois valores de pH. Nos três primeiros jarros o pH foi ajustado em 4.8 e nos três últimos jarros em 7.3. Para cada valor de pH, as dosagens dos coagulantes inorgânicos variaram de 50 a 100 mg/L, com escalonamento de 25 mg/L (Tabela 1). Para a alteração do pH foram utilizadas soluções de ácido clorídrico (1%) e hidróxido de sódio (0.5 N).

Tabela 1. Valores de pH e dosagens de coagulante.

	Ensaio 1 (Sulfato de Alumínio)						Ensaio 2 (PAC)					
	Jarros						Jarros					
	1	2	3	4	5	6	1	2	3	4	5	6
pH	4.8	4.8	4.8	7.3	7.3	7.3	4.8	4.8	4.8	7.3	7.3	7.3
Dosagem de Coagulante (mg/L)	50	75	100	50	75	100	50	75	100	50	75	100

A Tabela 2 apresenta as configurações das variáveis operacionais empregadas no Jar Test para os ensaios de Coagulação-Floculação-Decantação. Foram empregados dois tempos de mistura lenta (TML).

Tabela 2. Configurações operacionais do equipamento.

Variáveis Operacionais	
Velocidade de mistura rápida (VMR)	100 rpm
Tempo de mistura rápida (TMR)	30 seg
Tempo de mistura lenta 1 (TML1)	30 min
Tempo de mistura lenta 2 (TML2)	15 min
Velocidade de mistura lenta 1 (VML1)	50 rpm
Velocidade de mistura lenta 2 (VML2)	25 rpm
Tempo de sedimentação	10 min

Após os ensaios de Jar Test, foram coletados cerca de 100 mL de amostra de cada jarro do equipamento para as análises em triplicata dos parâmetros de estudo. Em seguida, com os valores médios das análises, foram construídos os diagramas de coagulação, a partir do Software MiniTab 19, para elaboração dos gráficos de contornos. Cada coagulante gerou quatro diagramas distintos: um para turbidez, um para cor aparente, um para sólidos totais e outro para DQO.

Resultados e discussão

Na Tabela 3 são apresentados os resultados da caracterização físico-química do efluente, realizada antes de receber o tratamento de coagulação/floculação/sedimentação em Jar-Test com o emprego dos coagulantes Sulfato de Alumínio e Ploricloreto de Alumínio (PAC).

Tabela 3. Caracterização do efluente bruto.

Parâmetros	Média dos valores e desvio padrão
Turbidez (uT)	279.3 ± 4.163
Cor Aparente (Abs)	0.5387 ± 0.013
DQO (mg/L)	831.03 ± 45.147
Sólidos Totais (mg/L)	3220 ± 30.550
pH	7.18 ± 0.106

A análise da DQO é fundamental para a decisão de qual será o método usado para tratar os efluentes. O alto valor desse parâmetro no efluente estudado, indica a viabilidade do tratamento físico-químico por coagulação/floculação/decação. Os parâmetros turbidez, cor aparente e

sólidos totais, também apresentaram valores elevados, o que reafirma o efluente como uma mistura com alto potencial poluidor para o meio ambiente.

Na Figura 3 são apresentados os diagramas de coagulação com os resultados para a turbidez do efluente tratado por coagulação/floculação/sedimentação utilizando o Sulfato de Alumínio (A) e o Policloreto de Alumínio - PAC (B).

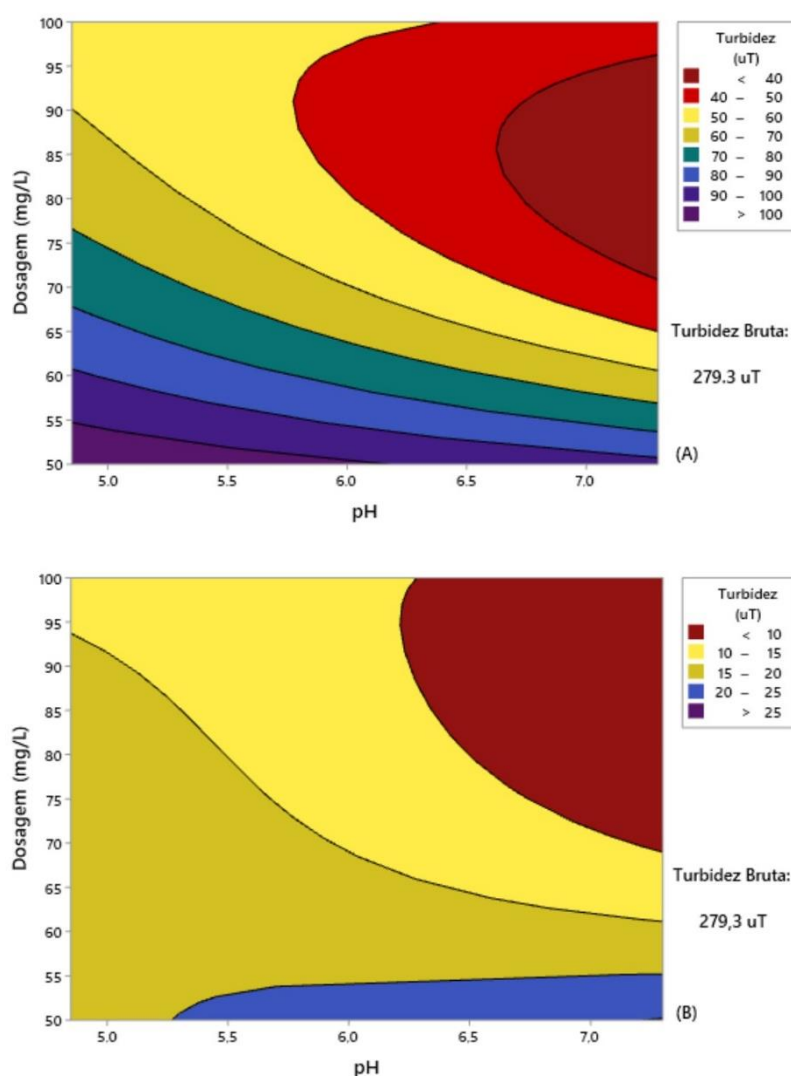


Figura 3. Diagramas de coagulação para turbidez referentes aos ensaios com o Sulfato de Alumínio (A) e o PAC (B).

Para o Sulfato de Alumínio, o diagrama de coagulação (Figura 3A) ilustra que para toda a faixa de pH e dosagem de coagulantes estudadas, houve remoção da turbidez da água bruta. Todavia, observa-se que os melhores resultados para o parâmetro (remoção de 87%), são obtidos em pH acima de 7.0 e em dosagens de Sulfato de Alumínio entre 75 mg/L e 95 mg/L, indicando uma prevalência do mecanismo de adsorção-desestabilização na coagulação, uma vez que a faixa de pH ideal para o uso de sulfato de alumínio é restrita, aproximando-se do pH neutro, como também apontou o estudo de Silveira *et al.* (2019).

Esse resultado é superior ao obtido por Silva *et al.* (2019) ao tratar o efluente de uma lavanderia têxtil também pelo processo de coagulação/floculação/sedimentação. Os autores realizaram um ensaio de Jar Test com um tempo total superior ao utilizado neste estudo. Utilizando um tempo de mistura rápida de 2 min e gradiente de velocidade de 120 rpm, mistura lenta com um tempo de 10 min e gradiente de velocidade de 25 rpm e tempo de decantação de 60 min, com dosagem de Sulfato de Alumínio de 100 mg/L, obtiveram uma redução de turbidez de cerca de 67%. Já Cunha *et al.* (2019) ao aplicar uma dosagem de 50 mg/L com condições operacionais de jar test diferentes, obteve uma redução de 95% da turbidez do efluente têxtil.

Já em relação ao uso do Policloreto de Alumínio – PAC (Figura 3B) observa-se que para todas as dosagens do coagulante houve uma remoção significativa do parâmetro, sendo que em valores de pH próximo a neutralidade, com dosagens de coagulante entre 70 mg/L e 100 mg/L, a turbidez consegue ficar menor que 10 uT, alcançando o valor de 7.3 uT na dosagem de 75 mg/L, o que representa uma redução da turbidez de cerca de 97%. Sendo assim, os resultados apontam que para os dois coagulantes, dosagens acima de 75 mg/L com pH próximo a neutralidade, são mais eficientes. Contudo, nessas condições, o PAC se destaca em relação ao Sulfato de Alumínio por proporcionar uma redução da turbidez mais próxima de 100%. Entende-se que em relação a turbidez, o efluente estaria em condições de ser lançado no meio ambiente, sem a necessidade de um pós-tratamento.

A Figura 4 apresenta os diagramas de coagulação para cor aparente do efluente após a decantação utilizando o Sulfato de Alumínio (A) e o Policloreto de Alumínio - PAC (B). Observa-se que para o Sulfato de Alumínio (Figura 4A) e para o Policloreto de Alumínio – PAC (Figura 4B) em todas as faixas de pH e dosagem de coagulante estudadas, houve remoção de cor aparente. Os resultados estão expressos em absorbância, ou seja, a capacidade da água em absorver luz. Dessa forma, a cor aparente está diretamente ligada a turbidez, pois esta relaciona-se com a dispersão dos raios luminosos devido à presença de partículas em suspensão (Vieira, 2019). Assim, as partículas que conferem turbidez também são responsáveis por absorver a luz. Logo, quanto maior a turbidez menor a capacidade da água transmitir a luz.

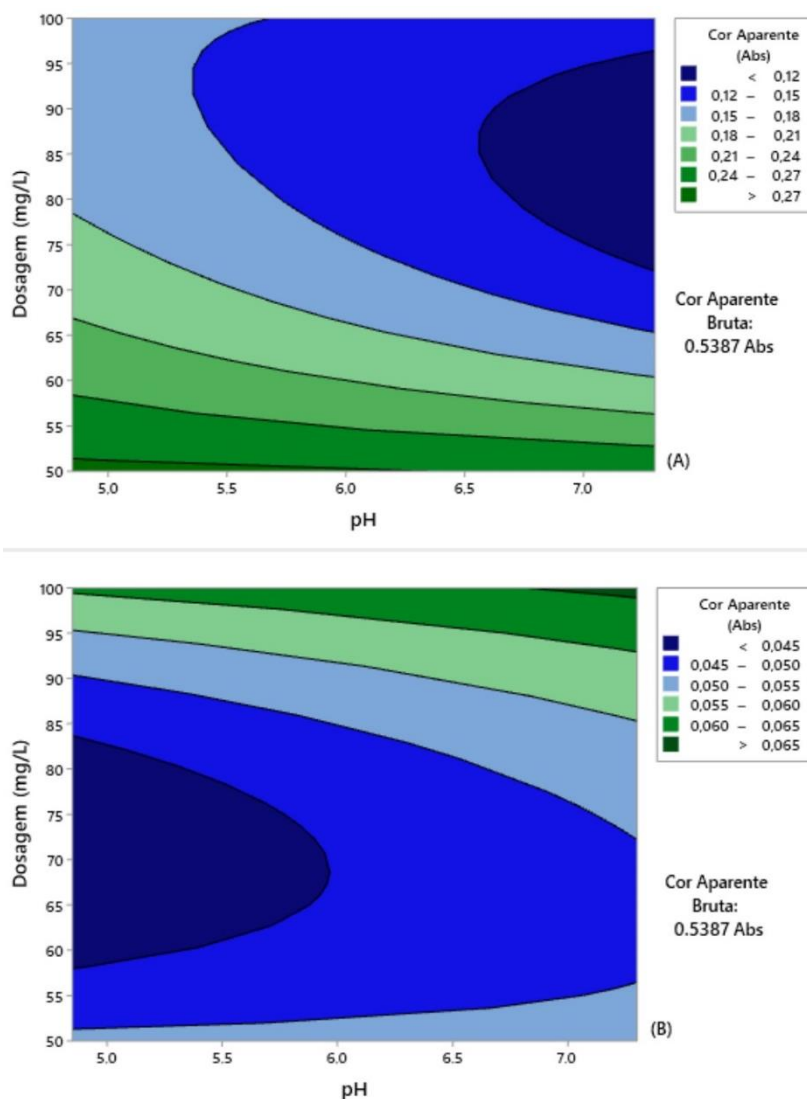


Figura 4. Diagramas de coagulação para cor aparente referentes aos ensaios com o Sulfato de Alumínio (A) e o PAC (B).

É possível notar que para o Sulfato de Alumínio os melhores resultados foram obtidos em pH acima de 7.0 e em dosagens do coagulante entre 75 mg/L e 95 mg/L, resultado que se assemelha ao obtido para a turbidez com a utilização desse coagulante. Silva *et al.* (2019) também obtiveram melhores remoções de cor em dosagens mais elevadas de sulfato de alumínio. No entanto, tal semelhança de intervalos não é observado para o PAC. Em relação a cor aparente, os menores valores foram obtidos em dosagens entre 60 mg/L e 85 mg/L em pH ácido, sendo o melhor resultado na dosagem de 75 mg/L e pH de aproximadamente 4.8, no qual, foi possível obter uma redução de 92%.

Os diagramas de coagulação para os sólidos totais utilizando o Sulfato de Alumínio (A) e o Policloreto de Alumínio - PAC (B), podem ser observados nos diagramas de coagulação da Figura 5.

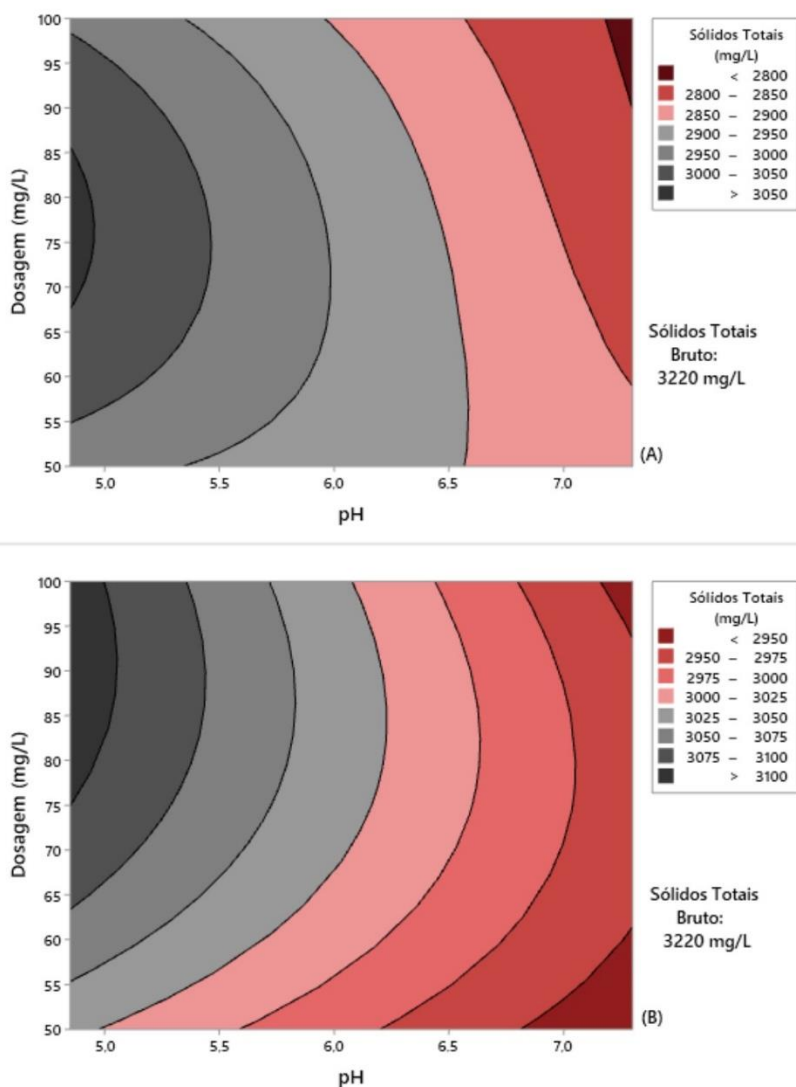


Figura 5. Diagramas de coagulação para sólidos totais referentes aos ensaios com o Sulfato de Alumínio (A) e o PAC (B).

Para os dois coagulantes, observa-se que para todas as faixas estudadas de dosagem de coagulante e pH, ocorreu a diminuição dos valores de sólidos totais. Isso acontece porque o coagulante tem a função de unir as partículas sólidas, aumentando sua densidade, levando a decantação das partículas e por consequência, tornando o efluente mais límpido. Assim, a remoção dos sólidos totais, influencia

diretamente em menores valores de turbidez, já que a mesma, é causada devido a presença de partículas sólidas na água que dificultam a penetração da luz. Todavia, os resultados não foram satisfatórios. A maior remoção ocorreu em pH 7.0 com dosagem de 100 mg/L de coagulante, tanto para o Sulfato de Alumínio, quanto para o PAC, alcançando remoção de 13.35% e 8.7%, respectivamente. Prestes *et al.* (2016) também apresentaram dificuldades na diminuição dos valores de sólidos totais por meio desta tecnologia de tratamento, obtendo um percentual de remoção de apenas 7%, utilizando coagulante orgânico. A eficiência de remoção do parâmetro DQO utilizando o Sulfato de Alumínio (A) e o Policloreto de Alumínio - PAC (B), pode ser observada nos diagramas de coagulação da Figura 6.

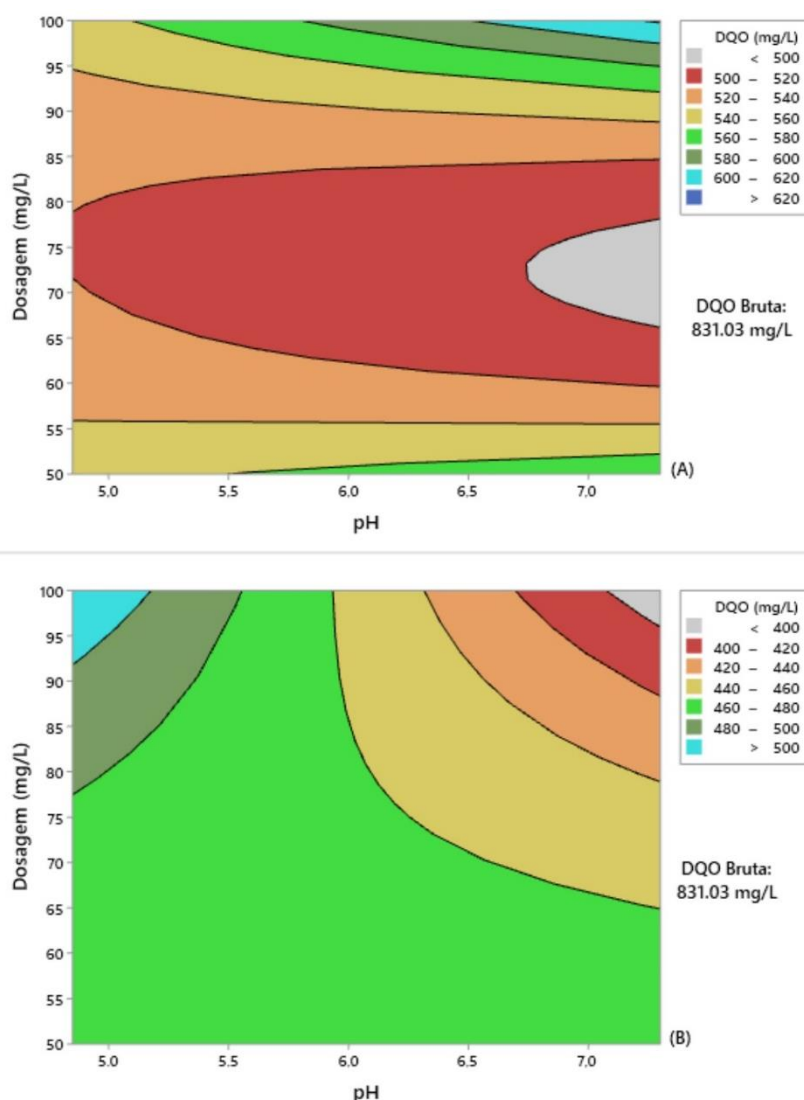


Figura 6. Diagramas de coagulação para DQO referentes aos ensaios com o Sulfato de Alumínio (A) e o PAC (B).

A elevada carga de DQO em um efluente da indústria têxtil deve-se ao fato da quantidade de substâncias orgânicas, biodegradáveis ou não, presentes nos insumos utilizados no processo produtivo. Verifica-se que para o Sulfato de Alumínio (Figura 7A) em todas as faixas de dosagem do coagulante e de pH estudadas, houve remoção da DQO, sendo que em pH próximo a neutralidade com dosagens de coagulantes entre 70 mg/L e 75 mg/L obteve-se a melhor eficiência: 40.8%. Já para o Policloreto de Alumínio – PAC (Figura 7B), o melhor resultado foi de 53.3% de redução da DQO, obtido em pH na faixa de neutralidade e dosagem de 100 mg/L. Fica nítido, portanto, que o PAC na mesma faixa de pH que o Sulfato de Alumínio e com o aumento da dosagem, forneceu melhores percentuais. Todavia, os dois tratamentos apresentaram dificuldades em remover de maneira significativa a carga orgânica. Os resultados obtidos na remoção de turbidez e cor, foram mais satisfatórios.

Prestes *et al.* (2016) e Bender *et al.* (2019), tratando efluentes da indústria de papel e celulose por meio da coagulação/floculação/decantação obtiveram uma remoção da DQO de apenas 46% e 16%, respectivamente. Cunha *et al.* (2019) tratando um efluente de indústria têxtil com Sulfato de Alumínio lograram eficiência de redução de DQO de 44.53% com a concentração de 100 mg/L, o melhor resultado que os autores conseguiram com uso desse coagulante. Silva *et al.* (2019) alcançaram resultados de remoção de DQO entre 58% e 68% variando as configurações de operação do jar test.

Desse modo, constata-se que diversos autores apresentaram dificuldades na redução dos valores da DQO. Assim, esse parâmetro torna-se um dos mais preocupantes dentro do monitoramento, já que uma carga elevada, promove um grande consumo de oxigênio, fator que inviabiliza a existência de seres aquáticos no corpo d'água no qual deverá ser lançado o efluente. Portanto, há a necessidade de um tratamento posterior, de natureza biológica, por exemplo, objetivando o alcance de melhores eficiências de remoção da matéria orgânica.

A Resolução Federal CONAMA 430 (Brasil, 2011) que trata do lançamento de efluentes em corpos d'água, não especifica limites para demanda química de oxigênio (DQO), referindo-se apenas a demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Já a Norma Técnica 2001 (Agência Estadual do Meio Ambiente do Estado de Pernambuco, 2003), que aborda o controle de carga orgânica em efluentes líquidos industriais, aponta que para uma indústria têxtil, a remoção de DQO deverá ser de 80%. As duas resoluções, Federal e Estadual, não apresentam valores de referência para turbidez, cor aparente e sólidos totais.

É importante ressaltar que nenhum dos dois coagulantes utilizados, independente da dosagem, promoveram alterações significativas dos valores de pH do efluente tratado em relação ao pH inicial do efluente, antes do tratamento. Sendo assim, a utilização dos mesmos, diminui o custo em relação a correção posterior de pH para se adequar as normas de lançamento de efluentes.

Todavia, alguns estudos de viabilidade econômica dos coagulantes, destacam que apesar de na maioria dos casos o PAC apresentar desempenho mais satisfatório em dosagens menores que o Sulfato de Alumínio, a utilização deste último ainda tem melhor retorno financeiro, mesmo sendo consumido em dosagens maiores, devido o preço de mercado mais baixo (Santos e Madeira, 2015; Lemos *et al.*, 2020).

Conclusões

Houve redução significativa dos parâmetros cor aparente e turbidez principalmente com a utilização do PAC, na dosagem de 75 mg/L. A cor aparente obteve uma redução de 92%, enquanto a turbidez foi removida em 97%. No entanto, para a cor aparente esse resultado foi obtido em pH ácido, já para a turbidez essa remoção ocorreu em pH próximo a neutralidade. No que se refere aos sólidos totais e DQO, observa-se dificuldade na remoção desses parâmetros com a tecnologia adotada, sendo necessário mudanças no processo produtivo ou aplicação de outra tecnologia para um pós-tratamento, principalmente devido à importância da DQO no lançamento de efluentes em corpos receptores, já que esse parâmetro se refere a matéria orgânica. Sugere-se, um estudo com a utilização de outros coagulantes, como os de natureza orgânica, verificando se esses coagulantes fornecem valores similares, além de alteração no pH final do efluente. Além disso, para trabalhos futuros, pode-se explorar a coagulação em mais níveis de dosagem do coagulante e em maiores variações de pH do efluente.

Agradecimentos

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo auxílio (bolsa) de estudos concedido.

Referências bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13969: 1997 - Tanques sépticos. Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação*, Rio de Janeiro, 60p. Acesso em 19 de outubro de 2022. Disponível em: https://acquasana.com.br/legislacao/nbr_13969.pdf.
- APHA, American Public Health Association (2017) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington, DC: American public health association.
- Bartiko, D., De Julio, M. (2015) Construção e emprego de diagramas de coagulação como ferramenta para o monitoramento contínuo da floculação em águas de abastecimento, *Revista Ambiente & Água*, **10**, 71-81. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1239>
- Bender, A. F., Souza, J. B., Vidal, C. M. S. (2019) Tecnologias avançadas de tratamento visando à remoção de cor e fenol de efluente de indústria de celulose e papel, *Ciência Florestal*, **29**(2), 571-582. <https://doi.org/10.5902/1980509832503>

- Brasil (2005) *Resolução n° 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água, 09 de março de 2006, Conselho Nacional de Recursos Hídricos, Diário Oficial da União, Brasília, DF, Brasil 3p.* Acesso em 19 de outubro de 2022. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/838F10BD/Resol5408_ReusoDiretoAgua1.pdf
- Brasil (2011) *Resolução n° 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de março de 2005, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, DF, Brasil. 9p.* Acesso em 19 de outubro de 2022. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>
- Cunha, A. L. X., Neto Pereira, L. M., Arruda, V. C. M., Silva, V. P., Filho Cunha, M., Tavares, R. G. (2019) Tratamento físico-químicos de efluente têxtil utilizando sulfato de alumínio, carvão ativado e Moringa Oleífera (*Moringa moringa* (L.)), *Revista Geama: Ciências Ambientais e Biotecnologia*, **5**(3), 47-55.
- Da Silva, M. F., Menelau, A. S., Ribeiro, A. R. B. (2021) Impactos ambientais registrados nos estudos das lavanderias têxteis do arranjo produtivo do agreste pernambucano: uma releitura pela perspectiva da sustentabilidade ambiental. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **10**(3), 77-103. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v10e3202177-103>
- Fernandes Junior, J., Cicilinski, A. D., Döll, M. M. R. (2019) Avaliação da eficiência do processo de coagulação/floculação como tratamento de efluentes de lava car, *Revista de Engenharia e Tecnologia*, **11**(2), 220-226.
- Howe, K. J., Hand, D. W., Crittenden, J. C., Trussel, R. R., Tchobanaglou, G. (2016) *Princípios de Tratamento de Água*, Cengage Learning, São Paulo, 624 pp.
- Hussain, T., Wahab, A. (2018) A critical review of the current water conservation practices in textile wet processing. *Journal of Cleaner Production*, **198**, 806-819. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.051>
- Kamiwada, W. Y., Andrade, P. V., Reis, A. (2020) Emprego do cloreto de polialumínio em estudos de tratabilidade de água de abastecimento via coagulação, floculação e sedimentação, *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **25**(5), 667-676. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180005>.
- Khattab, T. A., Abdelrahman, M., S., Rehan, M. (2020) Textile dyeing industry: environmental impacts and remediation, *Environmental Science and Pollution Research*, **27**(4), 3803-3818. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07137-z>.
- Lemos, K. S., Aguiar Filho, S. Q., Cavallini, G. S. (2020) Avaliação comparativa entre os coagulantes sulfato de alumínio ferroso e policloreto de alumínio para tratamento de água: estudo de viabilidade econômica. *DESAFIOS-Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins*, **7**(1), 109-119. <https://doi.org/10.20873/uftv7-7824>
- Libânio, M. (2010) *Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água*, 3a ed., Átomo, Campinas, São Paulo, 496 pp.
- Santos, T. D. K. N., Madeira, V. S. (2015) Avaliação em jar teste e em planta de diferentes coagulantes na clarificação da água para uso industrial. *Blucher Chemical Engineering Proceedings, XX Congresso Brasileiro de Engenharia Química*. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Disponível em: <https://www.proceedings.blucher.com.br/article-list/cobeq2014-245/list>
- Silva, L. D., Dantas, P. R., Neto Pereira, L., Arruda, V. C. M., Tavares, R. G., SILVA, V. P. (2019) Eficiência da coagulação, floculação e decantação como tratamento primário de efluente têxtil, *Revista Geama: Ciências Ambientais e Biotecnologia*, **(5)1**, p. 36-40.
- Silveira, T. N., Barbosa, M. G. N., Pequeno, L. A. B., Santos, W. B., Ferreira, W. B. (2019) Performance de coagulantes orgânicos e inorgânicos por meio de diagrama de coagulação em águas naturais. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, **7**(1), 16-25. <https://doi.org/10.9771/gesta.v7i1.28068>
- Portal da Indústria (2021) *Indústria da Transformação: Produtos têxteis* Acesso em 22 de outubro de 2022. Disponível em: <https://perfilsetorialdaindustria.portaldaindustria.com.br/categorias/13-produtos-texteis/>.
- Prestes, A. P. B., Bender, A. F., Vidal, C. M. S., Neves, L. C., Manuca, M. (2016) Tratamento de efluente de indústria de papel com agente coagulante tanino vegetal, *Enciclopédia Biosfera*, **13**(24), 1043-1051. http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2016B_098

- Unesco, World Water Assesment Programme (2017) *Relatório mundial das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos 2017: Águas residuais: o recurso inexplorado, resumo executivo*. Acesso em 01 de dezembro de 2022. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552>
- Unesco, World Water Assesment Programme (2021) *Relatório mundial das Nações Unidas sobre o desenvolvimento dos recursos hídricos 2021: o valor da água; fatos e dados*. Acesso em 01 de dezembro de 2022. Disponível em: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375751_por.
- Vieira, M. R. (2019) *Os principais parâmetros monitorados pelas sondas multiparâmetros são: pH, condutividade, temperatura, turbidez, clorofila ou cianobactérias e oxigênio dissolvido*. Agencia Nacional das Aguas-ana-2015.
- Yaseen, D. A., Scholz, M. (2019) Textile dye wastewater characteristics and constituents of synthetic effluents: a critical review, *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **16**, 1193–1226. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2130-z>

REVISTA AIDIS

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

BLOCKCHAIN IN REVERSE LOGISTICS FOR SOLID WASTE MANAGEMENT: A PROPOSAL

André Lima Alves ¹
Rodrigo Benedecte Munhoz ¹
Kumiko Oshio Kissimoto ²
* Marcos Paulo Gomes Mol ³
Max Filipe Silva Gonçalves ^{1,4}

Recibido el 9 de marzo de 2023. Aceptado el 1 de enero de 2024

Abstract

Despite the claim that blockchain will revolutionize business, existing research so far is limited regarding frameworks that categorize blockchain application potentials and their implications. In particular, the academic literature is not well-defined on how to adopt this technology for reverse logistics management. In response, this article uses a brief review of the scientific literature and the fundamentals of blockchain technology to discuss about the benefits of implementation of this tool in a reverse logistics flow to obtain greater control and security between the actors of the reverse logistics network in all material collected and directed. Five actors were listed: industry, transport, traders, waste picker cooperative, and recycler. Develop and structure a RL management model, making use of blockchain technology, has potential to enable greater transparency of the tailing's life cycle, increasing the traceability and reliability of the data obtained, and providing lower costs related to the monitoring of disposal.

Keywords: blockchain, reverse logistics, solid waste management.

¹ Mackenzie Presbyterian University, Engineering School, São Paulo, Brasil.

² Universidad Federal de São Paulo, São Paulo, Brasil.

³ Fundação Ezequiel Dias, Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento, Belo Horizonte, Brasil.

⁴ Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, Brasil.

*Autor correspondente: Diretoria de Pesquisa e Desenvolvimento. Fundação Ezequiel Dias – FUNED. Rua Conde Pereira Carneiro, 80. Bairro Gameleira. Cidade Belo Horizonte. Estado Minas Gerais, Brasil. Código Postal (CEP) 30510-010. Brasil. Telefone: +55 31 3314-4770. E-mail: marcos.mol@funed.mg.gov.br

Introduction

One of the great concerns regarding sustainability is the increasing amount of urban solid waste. According to volumes mapped and measured in Brazil, for example, more than 81 million tons of solid urban waste were discarded in 2022, and its collection reached 93% of this total, which represents approximately 76 million tons. However, of these only 46.4 million tons were discarded in landfills (IPEA, 2020; ABRELPE, 2022) and 39% (29.7 million tons) were disposal in irregular places, demanding urgent action to change this scenario of lack of landfills.

In this context, reverse logistics (RL) is a mean to performance efficiency in urban solid waste management, refers to planning and implementing the flow of materials and information from the point of consumption to the point of origin, also including intermediate point for remanufacturing or recycling selection when necessary. It includes the collection of end-of-life products and recapturing their value through repairing, remanufacturing, recycling, or by ensuring proper disposal (Govindan and Soleiman, 2017; Prajapati *et al.*, 2019; Jraisat *et al.*, 2022). It is important to highlight that RL is usually associated with private companies' initiatives, involving obligations to collect waste or certain substances from their own products. This tool can significantly impact the urban waste management for the wastes included in RL chains. The adoption of digital technologies in RL activities enhances capabilities such as monitoring, controlling, optimization, and automation (Nasiri *et al.*, 2017). One of these technologies that have been studied is the blockchain (Abed *et al.*, 2021; Berdik *et al.*, 2021). According to Mougayar (2018), blockchain offers a new paradigm to implement traditional trust in peer-to-peer computational transactions, which can be proven at any time, through operations configured in contracts and smart properties according to their validity and functionality.

Among the reasons for the increased adoption of blockchain in the logistical processes in organizations are the ability to mitigate risks and the transparency in transactions (Dasaklis *et al.*, 2020; Christodoulou *et al.*, 2019; Abu-elezz *et al.*, 2020). As a distributed ledger that ensures transparency and security, blockchain is considered to be an important tool to fix current supply chain problems (Dickson, 2016). There are several other blockchain applications like smart contracts, insurance, supply chain, healthcare (Shahnaz *et al.*, 2019), registry, identity management, banking (Monrat *et al.*, 2019), stock market, IoT (internet of things), energy (Andoni *et al.*, 2019), intellectual property and more (Benisi *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2020).

Therefore, this work aims to provide a concise overview and discussion of the reverse flow in solid waste logistics, aiming to understand the implementation of blockchain by analyzing the actors involved in the reverse chain.

Reverse logistic

The task of planning a RL network is important in managing a supply chain and its project is composed of a series of activities and involves several decisions. Among them, there is the determination of the number of necessary logistics facilities, their capacities, and respective locations, whose planning constitutes a complex problem to solve. These decisions directly affect the total costs of the reverse logistics network (Pishvaei *et al.*, 2010) and the adoption of blockchain technology can play a crucial role to facilitate the transition among the players (Rejeb *et al.*, 2019; Rejeb *et al.*, 2022; Chidepatil *et al.*, 2020; Ranjbari *et al.*, 2022).

The motivators of RL discussed in this paper were two: economic, and legal, which has a socio-environmental component. The economic aspects refer to the potential financial gains expected after the implementation of the network, through the revenue obtained in the sale of the collected waste. The legal aspect is related to the obligation imposed by the government, with supervision by a competent agent that will certainly motivate the practice of RL. Legal motivators also refer to the jurisdiction that indicates that the company must recover the product and the consumer must return it. In Brazil, there is the National Policy on Solid Waste - PNRS (Brasil, 2010), but its implementation and inspection are still timid. For some specific types of waste, there are laws or agreements that impose limits or somehow encourage reverse logistics (Mol *et al.*, 2022; Gonçalves, 2021; Gonçalves *et al.*, 2022).

Blockchain

Legally, the blockchain validates transactions, replacing previously trusted entities. Blockchain is a mechanism for replicating, sharing, synchronizing, and processing data spread across different geographic locations such as multiple websites, countries, or organizations. Thus, the main property of blockchain technology is the lack of a central administrator or centralized storage of data (Walport, 2016). Consequently, various commercial and proof-of-concept solutions based on blockchains have emerged in domains such as energy, supply chain, property, food, health, waste, identity management, elections, and collectibles (Iansiti & Lakhani, 2017; Underwood, 2016; Efanov & Roschin, 2018). The application of blockchain depends a lot on the engagement of all the links involved in the network formed. However, it is important to ratify that the technology is multifunctional, generating the possibility of application in different segments, causing changes in behavior, and procedure, and validating an adequate standard to be experienced by society (Guedes *et al.*, 2021).

The reuse and recirculation of products and materials are the basis of the concept of the circular economy. Blockchain technology has been used to integrate waste management and circular economy, applying emergent concepts that target minimizing waste generation and fluctuations of resource commodities. Blockchain can support a circular economy and green principles by enabling information transparency, reliability, and automation (Xavier *et al.*, 2021;

Bhubalan *et al.*, 2022). Blockchain presents a technological capability to improve control of waste movement and waste management activity. Blockchain is an emerging distributed ledger technology that offers many benefits of data security, autonomy, transparency, auditability, privacy, immutability, efficiency, speed, and cost savings. It shares authority and responsibility, facilitating the creation of autonomous, secure, and transparent systems by providing trust between entities participating in the chain (Oropallo *et al.*, 2021; Sanka & Cheung, 2021). As described by Jraisat *et al.* (2022), blockchain technology had good results in industries in these areas: food, pharmaceutical, electronic, and toys. It also may be applied in health, education, business, financial, governance, and several areas associated with management demands, increasing transparency of processes, security, efficiency, and trust.

Metodology

This work make a brief review of the scientific literature on RL and blockchain structures including their properties. The delineation of the problem consists of identifying how blockchain technology can be implemented in RL and its respective actors. This research contributes by leveraging information that can be useful for further in-depth studies, highlighting the potential of the technology in question. The study can be considered exploratory, since, in the course of the text, the form of operation of the blockchain will be explained, clarifying more details about the mechanism and architecture, expanding its use, in addition to exploring segments of activity. This work focused on a qualitative approach, outlining possible horizons of application.

According to the PMBOK (Project Management Body of Knowledge) guide, a process can be considered as a set of actions and activities that are performed to achieve a predefined result, which can be a product or a service. The visual presentation of the activities of a process is very important. The AS IS and TO BE processes mapping allows the organization to demonstrate the scope of an activity, being able to compare the real and the expectation, after suggested changes. AS IS process mapping is the definition of the current situation of the organizational or business process. TO BE process mapping, on the other hand, is the definition of the future situation of the organizational or business process.

A brief simulation was performed to monitor and evaluate the established parameters, as well as the behavior of the inserted variables. The simulation of the network on the blockchain had as structure a TypeScript to generate an application in Angular within the Stackblitz platform, starting to structure “nodes” of the chain and a private network, to interact in the network understanding the concept of wallets, addresses, and transfers (Xavier *et al.*, 2021). The analysis of this network on the blockchain also included the traceability of the RL chain. Inspections and records were also carried out to update the progress of the blockchain network, to validate the following information:

- a) Quality of published data;
- b) Distribution of RL among the actors involved;
- c) Effect of the use of blockchain technology on the result;
- d) Possibility of identifying a waste disposed of incorrectly.

Results and discussion

Current reverse logistic model

The RL in Brazil usually follows a system composed of at least 5 actors, namely the industry, transport, traders, waste picker cooperative, and recycler. The industry is responsible for the generation of waste and/or purchase of treated inputs; transport to the plant where the collectors' cooperative operates; traders have the responsibility of receiving waste and directing it to manufacturers; waste picker cooperative separates materials by type and color, prepares them for sale through processes such as compaction/baling, shredding, allocation in buckets for transport; recycler receives batches of waste for treatment, which can be reused.

As a proposal, a structure capable of relying on blockchain and IoT technologies was created, aiming at transparency, auditability, and immutability of the records stored. The idea would be to rely on blockchain as a layer of our system allowing the framework to also be integrated with existing traditional software systems (such as CRM and ERP). As mentioned in the literature review, it would be interesting to take advantage of modern edge devices like gateways that can be used directly as full nodes of blockchain implementation, thus increasing the resilience, decentralization, security, and trust of the entire network.

Proposed reverse logistics model

As mentioned before, the RL process represents one of the main challenges: the need to achieve a management process that is transparent, reliable, and auditable within the supply chain. These challenges are found in the great capillarity of involved actors, stakeholders, and business models and the lack of clear data regarding governance. In general, RL is in the consolidation phase in Brazil, with numerous actions still underway due to the complexity of the various chains proposed in national policy. As previously mentioned, a significant amount of waste is still being sent to irregular places in Brazil, posing a major challenge. Additionally, the current state of waste management services is characterized by informality. Consequently, industries are working on structuring ways to implement RL and enhance the organization of these chains. This underscores the significant opportunity for blockchain to be incorporated into these processes.

In the proposed model, we would have the actors connected to the platform, so that they can transact the waste lots through the application of the blockchain, making the process available to the entire chain, and making visible the cases where there is no cooperation to take the package

to a correct destination. Within this context, the proposal is to have a structure capable of relying on blockchain and IoT technologies to provide immutable and tamper-proof records, along with its potential to allow trust and reliability in the environment.

The idea would be to rely on blockchain as a layer of our system allowing the framework to also be integrated with existing traditional software systems (such as CRM and ERP). The Figure 1 shows the blockchain interaction diagram.

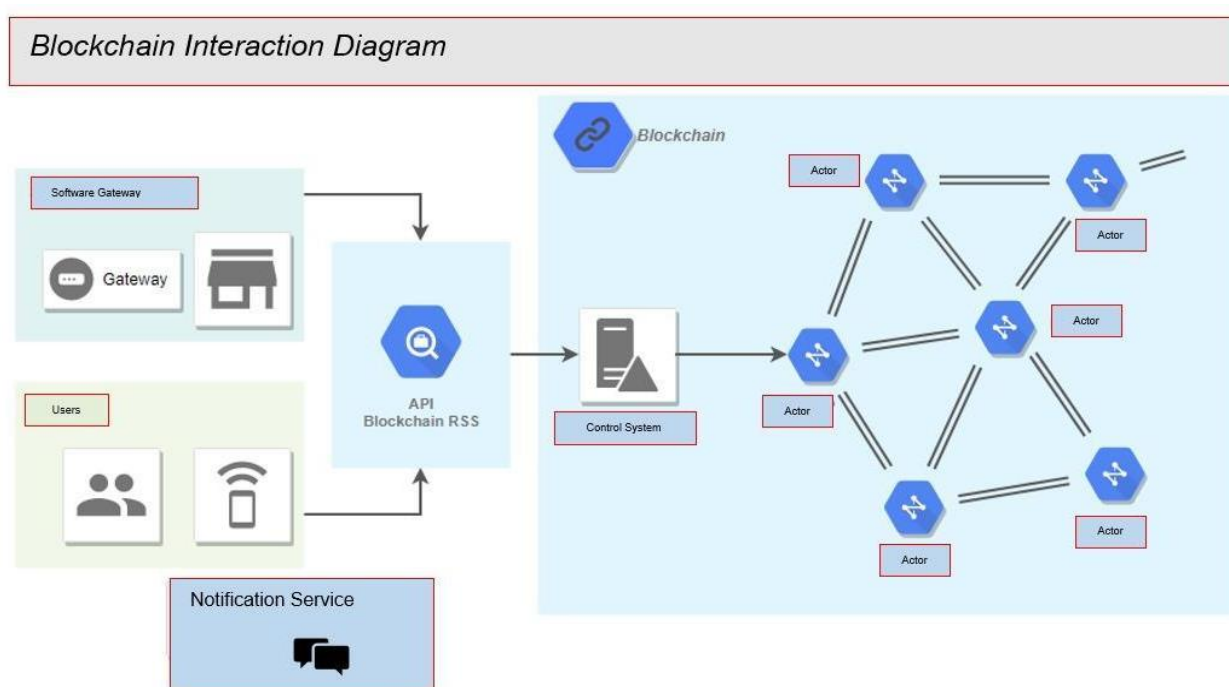


Figure. 1. Blockchain interaction diagram proposed.

Thus, to provide users with a complete history of the products and waste produced and disposed off correctly, it will be necessary for all participants to be registered users of the blockchain, which means that they have the correct public/private key pairs to digitally sign each transaction on the blockchain ledger. In the form of the RL chain, we would have the following nodes, according to Figure 1:

- **API:** An application interface containing a set of established routines and standards, so that other applications can use the features of this application, without needing to know the details of the software implementation. Allowing interoperability between applications (facility to link to public network application systems for example).

- Blockchain: Component of the system, implemented through smart contracts, powered on Ethereum, where the complexity can vary depending on the client interfaces for that blockchain.
- Delivery to the carrier: The city hall transfers ownership of the waste to the carriers, directly through the blockchain. Note: sensors and smart contracts can automate this process, or create logs whenever anomalies are detected during the delivery phase (e.g. sensor values outside certain thresholds).
- Transporters: Transport companies store data on the blockchain about the amount of waste received, and eventually the amount of waste lost during the transport phase. Note: Sensors can automate this data entry process (e.g. connected weighing scales), while smart contracts can trigger autonomously, creating records whenever anomalies are detected (e.g. quantity packed is greater than the received amount).
- Solid Waste Sorting Center (cooperatives and associations): carriers transfer ownership of the waste to the sorting center, through the blockchain, which in turn stores data on the amount of waste received, the amount prepared, and the type of process used.
- Recycler: Recyclers, in turn, store data on the amount recovered and, eventually, the amount of waste lost during the processing phase.
- Disposal: Recyclers store details about processed waste on the blockchain. Quantities and types of wastes discarded, while users across the board are able to transparently check the entire history of a batch of waste.

The need for precise planning to measure the volume required to store information should be determined before using blockchain technology (Batubara *et al.*, 2018). Blockchain dumps central authorities and facilitates the creation of secure, autonomous and transparent systems by providing trust between untrusted entities. Many companies, consortia and countries have currently incorporated blockchain into their systems for its benefits after successful testing (Sanka & Cheung, 2021). The significant impact can come from the large-scale deployment of smart contracts, which could transform existing logistics systems and eliminate the need for paper-based administrative procedures and could serve as a means to reduce costs and virtually remove the possibility of human error. These smart contracts can facilitate improving the efficiency of agreements between parties throughout the reverse chain. The identification of these potential applications and categorization of usage scenarios according to their novelty and coordination effort can help managers identify suitable business opportunities and corresponding departure points.

Therefore, it is important to research the application of blockchain in RL to identify the behavior of variables concerning control mechanisms. The interface of waste with industry 4.0 can promote cost reduction, and predictability and allow gains between the links in the RL chain (Dantas *et al.*, 2021). Blockchain and the IoT have accelerated e-commerce growth and empowered online businesses to create value even in a globally competitive environment (Prajapati *et al.*, 2022).

Also is important to highlight the possibilities of applying blockchain technology. Since the beginning of the process, as identification of waste generation refers to the primary identification of different types of wastes and their classification. This first step is essential to ensure risk management and guarantee the segregation of waste based on the present toxicity characteristics. The waste separation and packaging are the next stage and refers to the packaging of waste according to various conditions. The next stage is the waste storage containers, refer to cases of temporary storage of waste. Finally, the waste collection, treatment, and final disposal of waste (can include disposal, washing, recycling, etc., on the waste to be managed effectively), being necessary waste management regulations, including rules and regulations related to the many types of waste (these may consist of in laws).

Mechanisms designed not to manipulate information in the blockchain allow different users to inappropriate use the information contained in databases (Werbach, 2018). To improve the speed of access to information, the user is always provided with the information of the needed nodes, which is due to the nature of blockchain technology, which somehow connects all nodes (Ahram *et al.*, 2017). Despite the larger possibility of application and robustness, the diversity of various software used by users of blockchain technology can be a problem. The high volume of information within the chain makes it necessary to use an operating system with a very high processing capacity, which can be challenging for the proper use of blockchain technology (Bamakan *et al.*, 2022).

Conclusion

It is necessary to expand knowledge about the potential of blockchain in RL chain, highlighting the existing possibilities in the use of this technology. There are several efforts and proposals for improving the scalability of blockchain, however, it is difficult to solve the blockchain scalability issues without compromising either the security, decentralization, or trust of the blockchain. Develop and structure a RL management model, making use of blockchain technology, has potential to enable greater transparency of the tailing's life cycle, increasing the traceability and reliability of the data obtained, and providing lower costs related to the monitoring of disposal.

Acknowledgments

We are grateful to Luiz Gustavo de Oliveira Schenk, for the English grammar review. Funding the authors disclosed receipt of the following financial support for the research, authorship, and/or publication of this article: financial support provided by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) and Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

Referências

- Abed S., Jaffal, R., Mohd, B.J., Al-Shayegi, M. (2021) An analysis and evaluation of lightweight hash functions for blockchain-based IoT devices. *Cluster Computing*. **24**(4), 3065-3084. <https://doi.org/10.1007/s10586-021-03324-1>
- ABRELPE (Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais) (2022) Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil, São Paulo. Acesso em: 26 dez. 2023. Disponível em: <http://abrelpe.org.br>
- Abu-elezz, I., Hassan, A., Nazeemudeen, A., Househ, M., Abd-alrazaq, A. (2020) The benefits and threats of blockchain technology in healthcare: A scoping review. *International Journal of Medical Informatics* **142**(104246). <https://doi.org/10.1016/j.ijmedinf.2020.104246>
- Ahram, T., Sargolzaei, A., Sargolzaei, S., Daniels, J., Amaba, B. (2017) Blockchain technology innovations. 2017 IEEE Technology and Engineering Management Society Conference, TEMSCON 2017, 137–141. <https://doi.org/10.1109/TEMSCON.2017.7998367>
- Andoni, M., Robu, V., Flynn, D., Abram, S., Geach, D., Jenkins, D., McCallum, P., Peacock, A. (2019) Blockchain technology in the energy sector: A systematic review of challenges and opportunities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **100**, 143–174. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.10.014>
- Bamakan, S. M. H., Malekinejad, P., Ziaei, M. (2022) Towards blockchain-based hospital waste management systems; applications and future trends. *Journal of Cleaner Production* **349**(131440). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131440>
- Batubara, F. R., Ubacht, J., Janssen, M. (2018) Challenges of blockchain technology adoption for e-government: A systematic literature review. *ACM International Conference Proceeding Series*. <https://doi.org/10.1145/3209281.3209317>
- Benisi NZ, Aminian MJ, Javadi B. (2020) Blockchain-based decentralized storage networks: A survey. *Journal of Network and Computer Applications*. **162**(102656).
- Bhubalan K, Tamothran AM, Kee SH, Foong SY, Lam SS, Ganeson K, Vigneswari S, Amirul AA, Ramakrishna S. (2022) Leveraging blockchain concepts as watermarkers of plastics for sustainable waste management in progressing circular economy. *Environmental Research*, **213**(113631). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113631>
- Brasil (2010) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências*. Acesso em: 22 out. 2021. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.
- Chen F, Xiao Z, Cui L, Lin Q, Jianqiang L, Yu S. (2020) Blockchain for Internet of things applications: A review and open issues. *Journal of Network and Computer Applications*. **172**(102839).
- Chidepatil, A., Bindra, P., Kulkarni, D., Qazi, M., Kshirsagar, M., Sankaran, K. (2020) From trash to cash: How blockchain and multi-sensor-driven artificial intelligence can transform circular economy of plastic waste? *Administrative Sciences*, **10**(2). <https://doi.org/10.3390/admsci10020023>
- Christodoulou, K., Ch Sirakoulis, G., Christodoulou, P., Chatzichristofis, S. A., Sirakoulis, G. C. (2019). RandomBlocks: A Transparent, Verifiable Blockchain-based System for Random Numbers Computing Material in Architecture View project RandomBlocks: A Transparent, Verifiable Blockchain-based System for Random Numbers. *Journal of Cellular Automata*, **0**, 1–15. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.21366.96328>

- Dantas TET, Souza ED, Destro IR, Hammes G, Rodriguez CMT, Soares SR. (2021) How the combination of Circular Economy and Industry 4.0 can contribute towards achieving the Sustainable Development Goals. *Sustain. Prod. Consum.* **26**, 213–227. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.10.005>
- Dasaklis TK, Casino F, Patsakis C. (2020) A traceability and auditing framework for electronic equipment reverse logistics based on blockchain: The case of mobile phones. In: 2020 11th International Conference on Information, Intelligence, Systems and Applications IISA. IEEE, 2020. p. 1-7.
- Dickson B. (2016) Blockchain has the potential to revolutionize the supply chain. Techcrunch, 2016. Acesso em: 28 oct 2019. Disponível em: <https://techcrunch.com/2016/11/24/blockchain-has-the-potential-to-revolutionize-the-supply-chain>
- Efanov D, Roschin P. (2018) The All-Pervasiveness of the Blockchain Technology. *Procedia Computer Science*, **123**, 116-121.
- Gonçalves MFS (2021) Logística reversa aplicada em resíduos sólidos. Editora Mackenzie. Edição 1. 2021.
- Gonçalves, M. F. S., Filho, G. P., Couto, A. A., Silva, A. S., Miranda, F. S., Massi, M. (2022). Evaluation of thermal plasma process for treatment disposal of solid radioactive waste. *Journal of Environmental Management*, 311, 114895. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114895>
- Govindan K.; Soleimani, H. (2017) A review of reverse logistics and closed-loop supply chains: a Journal of Cleaner Production focus. *Journal of Cleaner Production*, 142, 371–384
- Guedes ALA, Soares CAP, Rodriguez MVR (2021) Smart Cities Cidades Inteligentes nas Dimensões: Planejamento, Governança, Mobilidade, Educação e Saúde. 1ª Edição.
- Iansiti M., Lakhani K.R. (2017) The truth about blockchain. Harvard Business Review, **95**, 118-127.
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Relatório Anual 2020. Accessed in: 28 oct 2019. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/cts/pt/central-de-conteudo/artigos/artigos/217-residuos-solidos-urbanos-no-brasil-desafios-tecnologicos-politicos-e-economicos>
- Jraisat L., Jreissat M., Upadhyayc A., Kumar A. (2022) Blockchain Technology: The Role of Integrated Reverse Supply Chain Networks in Sustainability. *Supply Chain Forum: An International Journal*, **24**(1), 17-30. <https://doi.org/10.1080/16258312.2022.2090853>
- Liu Y., He D., Obaidat M.S., Kumar N., Khan M.K., Choo K.K. (2020) Blockchain-based identity management systems: A review. *Journal of Network and Computer Applications*. **166**(102731). <https://doi.org/10.1016/j.jnca.2020.102731>
- Monrat, A. A., Schelén, O., Andersson, K. (2019) A survey of blockchain from the perspectives of applications, challenges, and opportunities. *IEEE Access* (7, 117134–117151). Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2936094>
- Mol, MPG., Rava, T., Arthur, Z., Neves, C., Roriz, G., Luiza, J., Tolentino, L., Tobias, R., Barros, D. V., Heller, L. (2022). Healthcare waste generation in hospitals per continent: a systematic review. *Environmental Science and Pollution Research*, **29**(28), 42466–42475. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19995-1>
- Mougayar W. (2018) Blockchain para negócios: promessa, prática e aplicação da nova tecnologia da internet. Alta Books Editora.
- Nasiri, M., Tura, N., Ojanen, V. (2017) Developing disruptive innovations for sustainability: A review on Impact of Internet of Things (IOT)', PICMET 2017 - Portland International Conference on Management of Engineering and Technology: Technology Management for the Interconnected World, *Proceedings*, 1–10. <https://dx.doi.org/10.23919/PICMET.2017>

- Oropallo E, Secundo G, Vecchio P, Centobelli P, Cerchione R. (2021) Blockchain technology for bridging trust, traceability and transparency in circular supply chain. *Inf. Manag.* 103508. <https://doi.org/10.1016/j.im.2021.103508>
- Prajapati, H., Kant, R., Shankar, R. (2019) Bequeath life to death: Stateof-art review on reverse logistics, *Journal of Cleaner Production*, **211**, 503–520
- Prajapati D., Jauhar S.K., Gunasekaran A., Kamble S.S., Pratap S. (2022) Blockchain and IoT embedded sustainable virtual closed-loop supply chain in E-commerce towards the circular economy. *Computers & Industrial Engineering*. **172**(108530). <https://doi.org/10.1016/j.cie.2022.108530>
- Pishvae M.S., Farhani R.Z., Dullaert W. (2010) A memetic algorithm for bi-objective integrated forward/reverse logistics network design. *Computers & Operations Research*, **37**, 1100-1112.
- Ranjbari, M., Shams Esfandabadi, Z., Shevchenko, T., Chassagnon-Haned, N., Peng, W., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M. (2022). Mapping healthcare waste management research: Past evolution, current challenges, and future perspectives towards a circular economy transition. *Journal of Hazardous Materials*, **422**, 126724. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2021.126724>
- Rejeb A., Zailani S., Rejeb K., Treiblmaier H., Keogh J.G. (2022) Modeling enablers for blockchain adoption in the circular economy. *Sustainable Futures*. **4**(100095). <https://doi.org/10.1016/j.sftr.2022.100095>
- Rejeb A., Keogh J.G., Treiblmaier H. (2019) Leveraging the Internet of Things and Blockchain Technology in Supply Chain Management. *Future Internet*, **11**(7) 161, 2019.
- Sanka, A. I., Cheung, R. C. C. (2021). A systematic review of blockchain scalability: Issues, solutions, analysis and future research. *Journal of Network and Computer Applications*, **195**, 103232. <https://doi.org/10.1016/j.inca.2021.103232>
- Shahnaz, A., Qamar, U., Khalid, A. (2019). Using Blockchain for Electronic Health Records. *IEEE Access*, **7**, 147782–147795. <https://doi.org/10.1109/ACCESS.2019.2946373>
- Underwood S. (2016). Blockchain beyond bitcoin. *Communications of the ACM*, **59**, 15-17.
- Xavier L.H., Giese E.C., Ribeiro-Duthie A.C., Lins F.A.F. (2021) Sustainability and the circular economy: A theoretical approach focused on e-waste urban mining. *Resources Policy*. **74**(101467). <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.101467>
- Walport M. (2016). Distributed Ledger Technology: Beyond Blockchain. UK Government Office for Science.

REVISTA AIDIS

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

DIAGNÓSTICO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE COMUNIDADES RURAIS NA REGIÃO DO CARIRI CEARENSE

* Jônatas José Lôbo Oliveira ¹
Thâmara Martins Ismael de Sousa ²
Amanda Bezerra de Sousa Pino ³

DIAGNOSIS OF THE WATER SUPPLY SYSTEM OF RURAL COMMUNITIES IN CARIRI REGION OF CEARÁ STATE

Recibido el 2 de abril de 2023. Aceptado el 27 de junio de 2023

Abstract

Water management in rural communities is a challenge for the universalization of sanitation in Brazil. This study evaluated the conditions of water supply in communities in the municipalities of Barbalha, Crato, Farias Brito and Juazeiro do Norte, in the interior of Ceará, through sustainability indicators. The social actors and public policies present in these municipalities were identified. Then, eight locations were visited to apply the indicators and classify them into a sustainability level. Two communities were considered unsustainable for not having a solution guaranteeing sufficient water for families. The best rates were in the solutions managed in partnership with the Rural Sanitation System (SISAR). This work is important for portraying the supply in the communities and for presenting the use of indices as a management tool. The information obtained can be useful for policy planning and can be replicated in other locations.

Keywords: access to water, rural sanitation, universalization, alternative supply solution.

¹ Universidade Federal do Ceará, Brasil.

² Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba, Brasil.

³ Universidade Federal do Cariri, Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Universidade Federal do Ceará. Avenida Mister Hull S/N, Pici, Bloco 713, CEP 60455-760, Fortaleza, Ceará, Brasil. Email: jonataslobo.oliveira@gmail.com

Resumo

O gerenciamento de água em comunidades rurais é um desafio para a universalização do saneamento no Brasil. Esse estudo avaliou as condições do abastecimento de água em comunidades nos municípios de Barbalha, Crato, Farias Brito e Juazeiro do Norte, no interior do Ceará, por meio de indicadores de sustentabilidade. Foram identificados os atores sociais e as políticas públicas presente nesses municípios. Em seguida, oito localidades foram visitadas para aplicação dos indicadores e classificação em um nível de sustentabilidade. Duas comunidades foram classificadas como insustentáveis por não possuir uma solução garantindo água em quantidade suficiente as famílias. Os melhores índices foram nas soluções geridas em parceria com o Sistema de Saneamento Rural (SISAR). Esse trabalho é importante por retratar o abastecimento nas comunidades e por apresentar a utilização de índices como ferramenta de gestão. As informações obtidas podem ser úteis para planejamento de políticas e podem ser replicadas em outros locais.

Palavras-chave: acesso a água, saneamento rural, universalização, solução alternativa de abastecimento.

Introdução

O acesso à água é um desafio global. Urge a necessidade de mudança de hábitos para que o mundo não sofra com a sua escassez ou com a não potabilidade. A Organização das Nações Unidas (ONU) estabeleceu os 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS), com metas traçadas em diferentes áreas, para todos os países do mundo e para que o planeta possa se recuperar dos impactos sofridos. O sexto ODS trata “Garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos” (IPEA, 2019). Desse modo, torna-se urgente e necessário estabelecer ações para alcançar os ODS e buscar a universalização dos serviços de saneamento básico, sendo um grande exercício de planejamento e de gestão de políticas públicas.

A Lei Federal nº 14.026/2020 estabelece princípios básicos como a universalização, a equidade e a participação e controle social, dentre outros que demonstram o desafio de prestar serviços de saneamento no território brasileiro (Brasil, 2020). De acordo com o relatório produzido pela Associação e pelo Sindicato das Concessionárias Privadas de Saneamento Básico (Castro, 2019), o Brasil apresenta índices de saneamento inferiores a mais de cem países. De acordo com Castro (2019), caso o país mantenha a expansão do acesso ao saneamento no ritmo atual, não conseguirá alcançar as metas previstas no Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) para 2033, mesmo após as atualizações na Lei nº 14,026 de 2020, intitulada como o “Novo Marco do Saneamento”.

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) em 2021, existiam aproximadamente 18.5 milhões de pessoas que não recebem água potável diariamente e quase 35 milhões sem acesso à água com garantia de potabilidade (Brasil, 2022). Em território brasileiro, assim como em todo o planeta, essa problemática é agravada em regiões de clima mais seco, como o semiárido, devido à baixa pluviosidade e elevada temperatura média durante todo ano.

A região Nordeste concentra a porção majoritária, aproximando-se de 90%, de todas as regiões com clima semiárido no país com um total de 1,113 municípios e mais de 46.5 milhões de habitantes (IBGE, 2018). De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2019), as regiões como Norte e Nordeste representam mais de 60% dos moradores que não possuem acesso à água pela rede de distribuição e conforme exposto pelo Instituto Trata Brasil (2018), o cenário se agrava ao analisar a área rural dessas regiões: na região Norte 82.5% usam outras formas de abastecimento e na região Nordeste 65.7%.

O PLANSAB apresentou o Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR), construído através de atores sociais e com análise semelhante feita pela Articulação do Semiárido (ASA) no final dos anos 90, trazendo a falta de estruturação e de projetos focados no desenvolvimento sustentável como um dos motivos para o cenário atual nas zonas rurais (Targino-Dutra e Souza, 2020). Além disso, a baixa densidade populacional se une aos fatores que dificultam a implantação de serviços de saneamento rural, como afirmado no estudo de Resende, Ferreira e Fernandes (2018). Dessa forma, a utilização de sistemas descentralizados adquire espaço dentre as técnicas mais recomendadas pela flexibilidade de adequação ao meio.

Além da baixa densidade populacional, os sistemas descentralizados geralmente são mais econômicos tanto para a instalação como para operação e, por vezes, também exigem um rigor operacional menor. Os métodos tidos como convencionais se tornam inviáveis economicamente ao passo que os sistemas descentralizados com a utilização de tecnologias sociais (TS's) são mais práticos (Targino-Dutra e Souza, 2020). De acordo com Domingues *et al.* (2021), a utilização de TS's em políticas públicas dependem da apropriação por parte das comunidades que irão usufruir dos equipamentos ou métodos. Segundo Freire (1979), atividades extensionistas em comunidades rurais se tornam eficientes e práticas quando se valoriza a cultura e os saberes locais, respeitando a formação comunitária em sua história de luta e construção, caso contrário, essas ações podem ser perdidas com o tempo, por algumas pessoas que receberam as informações não se reconhecerem nelas ou não se sentirem capazes de executar atividades de manutenção ou de operação, como seria o caso na implantação de um sistema de abastecimento de água.

As comunidades rurais, isoladas e periurbanas do Nordeste apresentam a agricultura familiar como fonte de renda. Seja para a plantação de cultura ou a criação de animais, a água é um fator determinante no semiárido para manutenção da produção e garantia de renda (IBGE, 2020). Historicamente, os nordestinos deslocaram por longas distâncias em busca de locais com água que permitisse a sobrevivência. Além de uma condição básica a saúde física é também, dessa forma, determinante para a garantia de dignidade social para muitas famílias e garante a permanência das famílias na zona rural. Por esse motivo o enfraquecimento de políticas públicas para acesso água e a relação das comunidades com ela, como o Água para Todos, P1MC ou P1+2 pode ser encarado como um motivo de alerta dado a sua relevância para convivência no semiárido.

Portanto, para propor as adequações necessárias aos sistemas de abastecimento das comunidades rurais é crucial avaliar as condições existentes no que se refere a critérios técnicos, sociais, ambientais e estruturais, buscando identificar as fragilidades e as potencialidades das formas de abastecimento locais, ponto crucial para proposição de melhorias e adequações necessárias.

Materiais e métodos

Área de estudo

Foram analisadas comunidades rurais localizadas nos municípios de Barbalha, Crato, Farias Brito e Juazeiro do Norte. Todos os municípios compõem a Região Metropolitana do Cariri (RMC), distante cerca de 500 quilômetros da capital do estado do Ceará, Fortaleza.

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010), Juazeiro do Norte é a cidade com a maior taxa de urbanização (96.07%), com uma pequena parte do município composto por comunidades rurais. Crato apresenta a segunda maior taxa (83.01%), seguida por Barbalha (68.73%) e por Farias Brito (46.67%).

No que diz respeito ao uso de recursos hídricos, as cidades compõem a bacia do Rio Jaguaribe mais especificamente na sub-bacia do Rio Salgado, exceto pelo município de Farias Brito que compõe a sub-bacia do Alto do Jaguaribe. Dessa forma, nos assuntos de gestão e de política dos recursos hídricos as cidades compõem os comitês e fóruns específicos da Bacia do Rio Salgado. Ao todos foram visitadas 8 comunidades rurais, conforme apresentadas na Tabela 1 e na Figura 1.

Tabela 1. Descrição das comunidades analisadas

Identificador	Nome da Comunidade	Cidade que se localiza
1	Sítio Boa Esperança	Barbalha/CE
2	Sítio Espinhaço	Barbalha/CE
3	Baixio das Palmeiras	Crato/CE
4	Sítio Inxu	Crato/CE
5	Palmeirinha dos Vilar	Crato/CE
6	Sítio Serrinha	Crato/CE
7	Nova Betânia	Farias Brito/CE
8	Sítio Gavião	Juazeiro do Norte/CE

Fonte: Elaboração Própria.

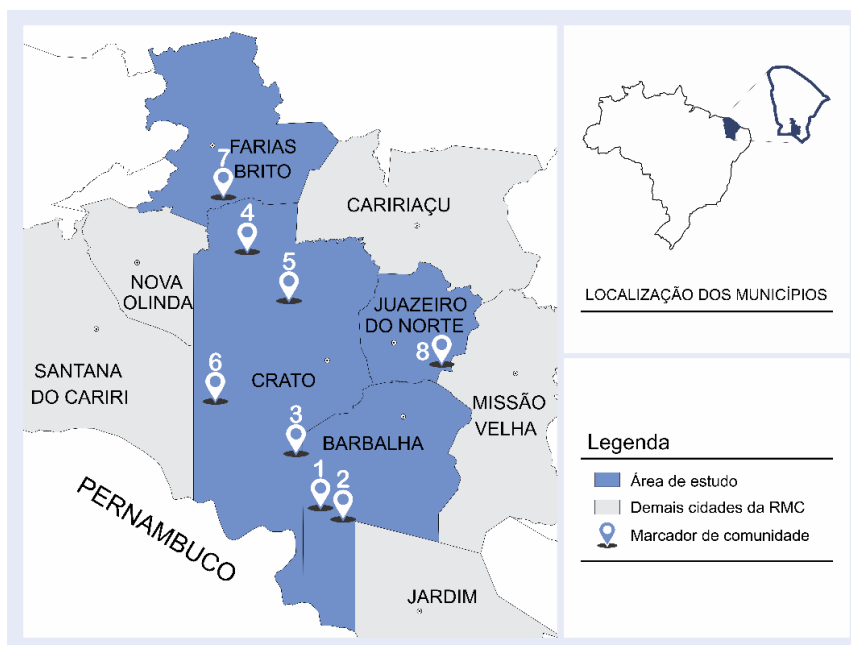


Figura 1. Localização das comunidades rurais analisadas. *Fuente: autoria dos autores.*

Procedimento experimental

O procedimento experimental foi estruturado em quatro etapas: (i) revisão bibliográfica, (ii) análise dos atores sociais e das políticas públicas, (iii) visita às comunidades e (iv) diagnóstico do acesso à água nas comunidades rurais. A revisão bibliográfica foi destinada a consultar estudos e pesquisas atuais, observando as metodologias e os resultados obtidos. Foram captados principalmente estudos realizados na região do CRAJUBAR (sigla adotada para denominar o conjunto das cidades de Crato, Juazeiro do Norte e Barbalha). Através da Plataforma Periódicos Capes e do Google Acadêmico o levantamento foi feito usando as seguintes frases “Abastecimento de água em comunidades rurais do Ceará”, “Saneamento básico no meio rural do Ceará” e “Acesso à água no meio rural do Ceará”, realizando ainda pequenas variações entre eles para ampliar a busca.

A análise dos atores sociais foi realizada através de uma listagem daqueles obtidos na etapa de revisão bibliográfica. Foram aplicados questionários para compreender o papel de atuação junto às comunidades rurais. As aplicações ocorreram de forma presencial contando com pelo menos um representante de cada grupo analisado. O levantamento das políticas públicas que atuam a nível municipal, estadual e nacional e o impacto nas comunidades através da assistência que recebem por parte do poder público foi realizado através do levantamento bibliográfico. Na Tabela 2 são listados os atores sociais entrevistados que compuseram o estudo.

Tabela 2. Lista dos atores sociais entrevistados

Nome do Ator Social	Nível de atuação	Entrevistado
Companhia de Gestão de Recursos Hídricos (COGERH)	Estadual	Engenheiro Civil do setor de Responsabilidade técnica (01 entrevistado)
Sistema Integrado de Saneamento Rural (SISAR)	Regional	Representantes da área técnica e social (02 entrevistadas)
Comitê da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Salgado (CBHS)	Regional	Presidente do Comitê (01 entrevistado)
Sociedade Anônima de Água e Esgoto do Crato (SAAEC)	Municipal	Responsáveis pelo setor de assistência as comunidades rurais (03 entrevistados)

Fonte: Elaboração Própria.

Ao final da aplicação dos questionários, foi solicitado aos entrevistados a indicação de pelo menos uma comunidade rural a ser visitada. A visita foi guiada por uma entrevista semiestruturada com o objetivo de obter dados suficientes para aplicação da matriz de indicadores desenvolvida por Pereira (2017), para qual é possível aferir quão sustentável é o sistema de abastecimento de água da localidade.

Na análise dos indicadores, foram considerados como adequados os serviços de abastecimento de água que correspondiam pelo menos a soluções individuais de abastecimento de acordo com a portaria nº 888/2021 do Ministério da Saúde. No que diz respeito ao indicador social, foi considerado como ideal para a participação comunitária através da criação e de mobilização de comitês específicos. Dessa forma, o sistema de saneamento rural é avaliado como de alta sustentabilidade quando está de acordo com o previsto no Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR) e é considerado como insustentável quando se distancia do que é tido como adequado (Pereira, 2017).

O nível de sustentabilidade varia de 0 a 100, somando a pontuação obtida nos critérios técnicos, sociais, ambientais e estruturais de acordo com a situação observada em visita à comunidade e no formulário aplicado. Na Tabela 3 tem-se a variação dos níveis de sustentabilidade de acordo com o índice adotado em questão.

Tabela 3. Lista dos atores sociais entrevistados

Intervalo do Nível de Sustentabilidade (NS)	Índice de Sustentabilidade
0 < NS ≤ 25	Insustentável
25 < NS ≤ 50	Baixa sustentabilidade
50 < NS ≤ 75	Média sustentabilidade
75 < NS	Alta sustentabilidade

Fonte: Adaptado de Pereira (2017).

Resultados e discussão

Identificação das Políticas Públicas de maior relevância para o abastecimento de água nas comunidades rurais do Cariri

Apesar da população rural ser um dos grupos mais suscetíveis e com baixo nível de atendimento, as informações e políticas públicas em abastecimento de água ainda são incipientes (Fernandes e Lima, 2020). Além disso, Caetano *et al.* (2021) observaram que a obtenção de água em muitas comunidades é realizada de maneira difusa e complementada com a captação em várias fontes diferentes para adquirir o mínimo necessário para consumo, o que dificulta o controle e o monitoramento da qualidade da água.

No levantamento bibliográfico foi possível notar a relevância do Projeto São José reforçado por diversos pesquisadores (Khan *et al.*, 2001; Khan e Silva, 2005; Eleuterio *et al.*, 2019; Filha e Araújo, 2021) e dos programas P1MC e P1+2 (Donelardy e Marco, 2018; Nogueira *et al.*, 2020; Silva *et al.*, 2020) para garantir o acesso a água em comunidades rurais, apesar dos estudos pontuarem carências como a qualidade de água das cisternas ainda ser adequada (Donelardy; Marco, 2018) ou a interferência de fatores políticos escusos as comunidades (Nogueira *et al.*, 2020) para a eficiência do abastecimento.

O projeto São José é citado em todas as entrevistas junto aos atores sociais como a política mais relevante para o abastecimento de água em comunidades rurais no Ceará. O projeto existente desde 1995, no ano de 2021 iniciou a sua quarta edição atuando através de três eixos principais: Inclusão Econômica Sustentável, Acesso a Abastecimento de Água e Saneamento Rural e Fortalecimento Institucional e Gerenciamento de Projeto. A edição prevê a instalação de 165 sistemas de abastecimento de água distribuídos em todo território cearense para atender comunidades na zona rural ou periurbanas. Com edital específico para esse fim, são selecionadas organizações da sociedade civil para realizar o levantamento de localidades e a implantação desses sistemas que vão da captação, a estação de tratamento de água e, por fim, a rede de distribuição (Ceará, 2021).

De acordo com os atores sociais entrevistados, existe uma colaboração entre as organizações que implantam os sistemas de abastecimento através do Projeto São José, o governo do Estado, as 28 prefeituras municipais do Cariri e a SISAR/BSA para que, assim que ocorra a implantação, a gestão comunitária do sistema seja em parceria com a SISAR como forma de garantia prolongada do funcionamento e atendimento de qualidade para as famílias. Essa parceria surge, de acordo com os entrevistados, por uma necessidade visto que, anteriormente, os sistemas tendiam a cair em desuso em um curto período, pois as famílias e as associações das comunidades não apresentavam a capacidade técnica para realizar a operação e a manutenção necessária. Essa situação é exceção ao se referir ao município de Barbalha, em que a gestão é realizada pelo próprio poder público municipal, e ao município do Crato em que algumas comunidades são

responsabilidade da SAAEC. O projeto São José, dentre as comunidades entrevistadas, esteve presente em todas pelo menos por um período, porém não necessariamente no eixo relacionado a abastecimento de água, exceto na comunidade Nova Betânia e Baixo das Palmeiras com a perfuração do poço para abastecimento local.

Os programas P1MC e P1+2 são políticas públicas federais bem difundidas na região do Cariri Cearense e identificada em todas as comunidades visitadas, atuando principalmente na instalação de cisternas. Em comunidades com atendimento mais dificultado, como o observado no Sítio Serrinha em Crato, que não apresenta um sistema de abastecimento de água e que periodicamente tem o recurso escasso, as cisternas funcionam também como reservatório para serem preenchidos com caminhão pipa, ora pela defesa civil ora pelo poder público municipal, como relatado por membros da comunidade em visita e entrevista no local. Dessa forma, é possível ver que apesar da função primária da tecnologia social, que é armazenar água de chuva para os períodos mais secos, não ser suficiente a necessidade, ela cumpre um papel secundário relevante para garantir o abastecimento de água mesmo que de forma precária.

O programa Água para todos também apresenta relevância no acesso à água nas comunidades caririenses, dentre as entrevistadas, foi apontada como a política pública para implantação da solução alternativa de abastecimento para a comunidade Palmeirinha dos Vilar em Crato/CE.

Dentre os municípios observados, todos possuem Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), em Crato e Barbalha os planos foram desenvolvidos com auxílio da FUNASA e, os demais, com auxílio da secretaria das cidades. O PMSB do Crato e de Farias Brito trazem o SISAR como principal ator social e parceiro no desenvolvimento das comunidades, no que se refere a saneamento rural (PMC, 2013; PMFB, 2015). Não obstante, o PMSB do Crato traz também a SAAEC como o principal órgão no abastecimento de água, de toda a forma também prevê que a sua atuação é limitada a sede do município e aos distritos. Em Barbalha, o PMSB também dita sobre o rural, porém a prefeitura é que compõe o principal componente atuante para o atendimento das comunidades periurbanas (PMSBB, 2013). Em Juazeiro do Norte, o PMSB não estabelece critérios bem descritos para o saneamento rural englobado dentre as ações para o município como um todo (Juazeiro do Norte, 2015).

Relação entre os atores e atuação nos municípios analisados

Apesar da proximidade e da semelhança entre os municípios observados existem distinções na atuação de cada ator social, que se devem a questões políticas ou operacionais, como é o caso da SAAEC que é um órgão do município do Crato, logo sua abrangência é limitada a esse município. O mais abrangente dentre os atores observados é a COGERH que, por ser um órgão ligado ao Governo do Estado, tem seu papel regulamentado por lei e sua atuação bem definida, sendo composto por diversas diretorias regionais que cobrem todo o território cearense. No que se

refere ao CBHS e a SISAR/BSA tem a presença e atuação concentrada na bacia hidrográfica do Rio Salgado, no entanto são organizações que atuam em todo estado através de outros núcleos.

A COGERH e o CBHS atuam paralelamente e um complementa a atuação do outro. O Comitê é a ferramenta de gestão participativa da companhia que envolve diretamente os beneficiados de determinados recursos hídricos. São relevantes para todas as comunidades rurais, mas, principalmente, das que dependem da água em seu estado natural para consumo, ou seja, que retiram o recurso de rios perenizados por açudes ou de fontes naturais. Por exemplo, o sítio Inxu depende da perenização de um rio pelo açude Thomaz Osterne, no município do Crato, para consumo e produção, sendo assim é pertinente que os moradores locais participem dos processos decisórios do comitê para terem plena ciência e voz na decisão da vazão liberada do corpo hídrico, cujas decisões são influenciadas pelos relatórios técnicos de monitoramento realizado pela COGERH.

O SISAR/BSA é uma organização da sociedade civil e a sua atuação é pleiteada pela comunidade ocorrendo em parceria, ou seja, sua atuação não é institucionalizada no poder público. Não obstante, devido a sua atuação ter equacionado os problemas de gestão e de manutenção de diversas localidades no Ceará, conforme descrito por Santos e Oliveira (2016) surge uma relação de parceria entre os poderes públicos municipais e estaduais, assim como seus órgãos, com o objetivo de estimular os locais que recebam ou irão receber sistemas de abastecimento de água a já iniciarem com a atuação da SISAR, como citado pela representação da COGERH e do CBHS em suas respectivas entrevistas. Isso é distinto ao vislumbrar a SAAEC que é uma empresa ligada diretamente ao poder público municipal do Crato, sendo o eixo que atua com os serviços de saneamento no município. Dessa forma, é natural a prefeitura estimular a sua atuação sendo também um projeto da administração. No entanto, o setor específico de atendimento a comunidades rurais e isoladas é recente na instituição e, como a presença da SISAR já era uma realidade prática, não atende plenamente todos os locais sendo restringido a 10 sistemas de abastecimento. De acordo com a representação da SAAEC entrevistada, a tendência é uma ampliação nas comunidades cratenses que, em 2021, ocorre em parceria com a SISAR.

Por fim, os atores se relacionam com dada frequência, pois as suas atuações são dependentes em algum nível. Por exemplo, a SAAEC utilizando determinado corpo hídrico para abastecimento de uma comunidade depende da COGERH para a retirada da outorga de utilização do recurso e das decisões do comitê de bacias para soluções de conflitos na captação de água. Como forma de ilustração da influência que o abastecimento de água possui, foi elaborado o organograma da Figura 2. Apresenta-se de forma circular, pois por mais que a comunidade tenha relação direta com a SAAEC e o SISAR apenas, ainda é influenciada indiretamente pelos outros atores, para garantir um acesso adequado à comunidade depende de uma política pública integrada que envolve todos os atores necessários.



Figura 2. Organograma da relação comunidade e os diversos atores no Cariri Cearense. *Fuente: autoria dos autores.*

Diagnóstico do Abastecimento de água das comunidades rurais

Inicialmente, as comunidades rurais foram caracterizadas de acordo com o tamanho e as condições básicas para o abastecimento. A Tabela 4 apresenta o resumo das informações obtidas em cada comunidade.

As comunidades apresentam, de modo geral, distância de até 14 km do centro urbano mais próximo, o acesso ocorre por estrada pavimentada em maior parte dos trechos. A principal fonte de renda é a agricultura familiar, exceto na comunidade Nova Betânia que apresenta faixa etária mais elevada e, de acordo com a entrevistada, caso a família já não esteja aposentada, presta serviços no centro urbano do município.

O diagnóstico tem como produto uma análise geral de cada solução de abastecimento em cada comunidade. Para efeitos práticos no presente artigo de modo a trazer mais objetividade, é apresentado o diagnóstico para tipo de solução de abastecimento identificado. No entanto, vale ressaltar que o procedimento foi executado para todas as comunidades.

Tabela 4. Informações resumidas das comunidades visitadas

Com.*	Pop.**	Ag.***	Manancial	Solução de Abastecimento	Tratamento
1	80	C	Fonte natural	Barrilete com canalização para distribuição	Não possui
2	132	C	Fonte natural	Barrilete com canalização para distribuição	Não possui
3	98	C	Poço profundo	Bomba com canalização de distribuição	Desinfecção por cloração
4	14	D	Rio perenizado por açude	Escavação de cacimbas próximo ao leito do rio	Não possui
5	205	B	Poço Profundo	Bomba com canalização de distribuição	Possui estação de tratamento de água
6	50	C	Não possui	Cisternas abastecidas por caminhão pipa	Não possui
7	400	C	Poço Profundo	Bomba com canalização de distribuição	Possui estação de tratamento de água
8	150	B	Poço Profundo	Bomba com canalização de distribuição	Não possui

*Comunidade por identificador: 1 – Sítio Boa Esperança; 2 – Sítio Espinhaço; 3 Baixo das Palmeiras; 4 – Sítio Inxu; 5 – Palmeirinha dos Vilar; 6 – Sítio Serrinha; 7 – Nova Betânia; 8 – Sítio Gavião.

** População: Quantidade de famílias na comunidade, de acordo com a informação cedida pelo entrevistado.

*** Agrupamento é a classificação da aglomeração populacional: Agrupamento B: Aglomerações mais adensadas isoladas / Agrupamento C: Aglomerações menos adensadas isoladas / Agrupamento D: Sem aglomerações, com domicílios relativamente próximos de aglomerações ou isolados.

Fonte: Elaboração Própria.

Comunidade do município de Barbalha: Sítio Boa Esperança

O Sítio Boa Esperança está localizado no distrito do Arajara, equidistante aos municípios de Crato e Barbalha em 12 km. As famílias são abastecidas com água encanada captada em nascente advinda do sítio Farias, através de um barrilete que divide e controla a vazão. Após um tratamento com cloração, a água é direcionada para a comunidade durante uma hora por dia. Tanto a instalação como a operação e a manutenção do sistema de distribuição e tratamento da água são de responsabilidade do poder público municipal. O acesso ao sistema de captação é uma trilha de terra e não possui estações elevatórias, sendo a distribuição apenas por gravidade.

De acordo com o entrevistado, a quantidade de água distribuída se torna insuficiente para todas as atividades e muitas famílias optam pela escavação de cacimbas ou de barreiras. Havia anteriormente um riacho que passava mais próximo a comunidade, no entanto, de acordo com o entrevistado, após a construção do parque aquático Arajara Park o nível da água acabou rebaixando e, o riacho reaparece apenas em períodos chuvosos. Na Figura 3 é mostrado o local do riacho utilizado anteriormente para abastecimento.



Figura 3. Morador local indicando o riacho que era utilizado para abastecimento na comunidade. *Fuente: autoria dos autores.*

De acordo com o entrevistado, a associação comunitária existente surgiu da necessidade da resolução dos problemas relacionados à água, para que a comunidade tivesse representação e a localidade fosse contemplada, quando ocorreu a instalação do sistema na nascente do sítio Farias, no início do ano de 2000. Apesar da associação, a resolução de problemas ao abastecimento de água se dá de forma individual e o grupo se torna um espaço para resolução de problemas de maior magnitude, quando assim se faz necessário.

Comunidade do município de Crato: Sítio Inxu

O sítio Inxu está localizado no distrito Bréia, distante cerca de 13 quilômetros do centro do município do Crato. A comunidade é abastecida por um trecho de rio perenizado pelo açude Thomaz Osterne, sendo uma das primeiras comunidades abastecidas após a válvula do açude. Cada família realiza a captação com bombeamento próprio, escavando cacimbas próximas ao curso do rio como uma técnica para retirar a água com qualidade melhor do que através de captação superficial.

A vazão perenizada no rio é debatida e aprovada em comissões de usuários, formadas anualmente pela COGERH. De acordo com os entrevistados, isso gera insatisfações entre os moradores, pois nem todos respeitam a quantidade e a finalidade de água definida e, o fato se agrava em períodos mais secos. Dessa forma, outra técnica observada para manter a produção agrícola é a construção de pequenos açudes como observado na Figura 4.



Figura 4. Pequeno açude no sítio Inxu em Crato (CE). *Fuente: autoria dos autores.*

Comunidade do município de Crato: Palmeirinha Dos Vilar

A Palmeirinha dos Vilar é localizada no distrito de Dom Quintino distante 20 quilômetros do centro do Crato. Em 2003, a comunidade através da associação de moradores adquiriu um sistema de abastecimento de água junto ao Projeto São José do Governo do Estado que contemplou a escavação de um poço profundo e uma estação de tratamento de água. No entanto, com o crescimento da comunidade foi construído posteriormente uma estação elevatória para garantir o pleno abastecimento, como representando na Figura 5.



Figura 5. Estação de Tratamento de Água de Palmeirinha dos Vilar no Crato (CE). *Fuente: autoria dos autores.*

A comunidade é parceira do SISAR desde pouco tempo depois da implantação do sistema, sendo umas das mais antigas em atendimento pelo SISAR. A estação conta com o mesmo operador desde o início da implantação do sistema. O operador afirmou que no início, a comunidade apresentava-se bastante incomodada com a qualidade de água que manchava as roupas na hora da lavagem além de apresentar sabor e odor em alguns momentos, sendo identificado que ocorria devido ao alto teor de ferro presente após o tratamento. Entre 2009 e 2010, o processo foi adaptado e complementado com a aplicação do modelo de Ponte (2011) compreendido como “ciclo completo” que se realiza a oxidação com cloro e coagulante de policloreto de alumínio (PAC) em dois floco-decantadores atuando em paralelo que é sucedido por um filtro ascendente. Não obstante, em 2020 a SISAR detectou níveis de ferro em torno de 3-6 mg, ou seja, acima do permitido na resolução do Ministério da Saúde, apesar do entrevistado afirmar que não houve reclamações muito acintosas por parte da comunidade. Por fim, a comunidade utiliza a água advinda da rede de distribuição para consumo humano, principalmente, e para as demais atividades são utilizadas cisternas e cacimbas.

Comunidade do município de Crato: Sítio Serrinha

O sítio Serrinha compõe o distrito da Batateira e está a 6 quilômetros do centro do Crato. Entre 2010 e 2011, a comunidade foi abastecida por um poço profundo perfurado com auxílio do poder público municipal para ser gerenciado com auxílio do SISAR. A rede de distribuição com hidrômetros e a estação de tratamento foram instaladas, porém depois de certo tempo o nível de água do poço baixou e, com isso, não havia mais água para abastecimento. De acordo com os entrevistados, outras tentativas de poços foram debatidas assim como o aprofundamento do atual. No entanto, a possibilidade mais viável apresentada pelo poder público municipal, de acordo com os entrevistados, foi a perfuração de um poço profundo a 3 quilômetros da comunidade com estações elevatórias para trazer a água e garantir o abastecimento. Esse fato gerou insatisfação na comunidade, pelos moradores terem pagos valores acrescidos na fatura para quitação da rede de distribuição e após um tempo, o abastecimento foi cessado sem previsão de retorno.

Enquanto esse sistema não é equacionado, a comunidade é abastecida apenas pelas cisternas e, em períodos mais secos, depende da prefeitura ou da defesa civil para o abastecimento com caminhões-pipa. Um dos moradores possui um barreiro que utilizar para irrigação e dessedentação animal. Alguns moradores, de acordo com os entrevistados, buscam água em baldes e garrações de uma nascente próxima a comunidade. De toda forma, a água utilizada encontra-se em seu estado natural e é suficiente apenas para o consumo humano, mesmo que de forma precária.

Outro ponto apontado pelos entrevistados é a mobilização comunitária deficiente. Nem todos se sentem parte da comunidade e se reconhecem como mesmo grupo, criando a segregação em Serrinha I e Serrinha II. Dessa forma, as informações e as negociações para obter a solução de abastecimento ocorre de modo difuso e nem todos os moradores são envolvidos no processo decisório.

Aplicação da matriz de indicadores

Com as informações obtidas na caracterização das comunidades foi possível aplicar a matriz de indicadores de Pereira (2017). Na Tabela 5 são apresentados os valores máximos que se pode obter em cada indicador. Na Tabela 6 se tem os índices obtidos com a aplicação para cada comunidade, de acordo com os critérios observados.

Tabela 5. Pontuação máxima de cada dimensão analisada no índice

Dimensão	Indicadores	Pontuação Máxima
Técnica	Características dos mananciais disponíveis para abastecimento; Condições das estruturas do sistema de abastecimento de água, esgotamento sanitário; Atendimento das demandas de água e esgotamento sanitário; Resíduos sólidos.	36.70
Social	Participação comunitária e aceitabilidade social; Responsabilidade compartilhada; Programas de assistência à comunidade.	24.49
Econômico	Recurso para saneamento rural; Existência de fundos municipais para saneamento rural.	22.43
Governança	Comitês para gerir todo o sistema de abastecimento de água, coordenação de comitês e lideranças locais.	16.38

Fonte: Adaptado de Pereira (2017).

Tabela 6. Pontuação máxima de cada dimensão analisada no índice

Comunidade	Índice				Total
	Técnica	Social	Econômico	Governança	
Boa Esperança	9.40	11.73	2.62	4.38	28.13
Espinhaço	9.40	11.73	2.62	4.38	28.13
Baixio das Palmeiras	19.92	9.06	3.55	16.38	48.91
Inxu	6.87	9.06	2.62	8.78	27.33
Palmeirinha dos Vilar	13.61	9.06	3.62	8.78	35.07
Serrinha	2.96	9.06	2.62	2.14	16.78
Nova Betânia	10.46	9.06	3.62	8.78	31.92
Gavião	11.4	6.20	2.62	2.24	22.46

Fonte: Elaborado a partir de Pereira (2017)

As comunidades praticamente não têm acesso a esgotamento sanitário, exceto por experiências com tecnologias sociais nas comunidades Boa Esperança e Espinhaço, e o acesso a gestão de resíduos sólidos se limita ao caminhão cedido pela prefeitura para recolhimento periódico.

As comunidades com as maiores pontuações obtidas (Baixio das Palmeiras, Palmeirinha dos Vilar e Nova Betânia) são as com parceria junto a SISAR/BSA e esse fato se reflete nos altos valores de Social e

Governança como descrito por Santos e Oliveira (2016) ao se referir ao SISAR e a sua atuação. Com os mananciais de abastecimento bem definidos, a estação de tratamento operada localmente e os recursos advindos da própria conta dos moradores, essas localidades apresentam os serviços de saneamento mais próximos do ideal de acordo com Pereira (2017) apesar de apresentarem uma baixa sustentabilidade, devido à carência nos serviços como esgotamento sanitário e gestão de resíduos sólidos. A distinção entre as três localidades se deve ao fato de o Baixo das Palmeiras ter um sistema de governança mais bem estruturado e, de certa forma, independente do SISAR para articulação social. Além disso, Palmeirinha dos Vilar e Nova Betânia apresentam a água, apesar de tratada, fora dos padrões potabilidade determinado pelo ministério da saúde devido ao alto teor de Ferro presente no recurso distribuído.

Devido à distância da operação do sistema, centralizada no poder público municipal, da fragilidade na organização comunitária e da dependência financeira para operação e manutenção apresentada, as comunidades barbalhenses aparecem em seguida com pontuação reduzida, mas com sustentabilidade ainda classificada como baixa de acordo com Pereira (2017). Assim como a comunidade de Inxu, que se deve ao fato de obter o abastecimento de água a partir de um recurso natural, sem prévio tratamento, e independente para cada morador.

As demais localidades apresentam um sistema de saneamento insustentável. A comunidade de Serrinha, por exemplo, não possui um manancial específico para abastecimento e depende de caminhões-pipa. O Gavião apresenta um sistema frágil e dependente de fatores políticos escusos a comunidade e os seus moradores semelhantes ao observado por Nogueira, Milhorce e Mendes (2020) gerando sentimento de instabilidade refletido na pontuação recebida.

Considerações finais

A caracterização realizada nas comunidades selecionadas evidenciou a necessidade de maior estruturação e articulação dos gestores e políticas públicas voltadas ao abastecimento de água em comunidades rurais. Embora, a presença de políticas públicas e atores terem sido vistos como satisfatórios, de acordo com o índice é preciso ainda investir na mobilização comunitária e na formação cidadã para que as famílias e o poder público consigam viabilizar o acesso à água potável. A mobilização se mostra necessária ao notar que, as localidades mais articuladas, política e socialmente, são as que apresentam os melhores índices no sistema de abastecimento, como observado no Baixo das Palmeiras e Palmeirinha dos Vilar no Crato e Nova Betânia em Farias Brito.

A articulação pode ser uma estratégia importante. A relação entre os atores sociais analisados, a exemplo da SISAR e da COGERH, traz benefícios e é preciso ser incentivada institucionalmente e legalmente, com o investimento e ampliação dos programas existentes. Comunidades com a presença desses atores de modo frequente apresentam maiores índices de sustentabilidade.

Evidencia-se que o abastecimento de água em comunidades rurais, isoladas e periurbanas, necessita ser mais estudado e caracterizado. O diagnóstico nos mostra que quanto mais dados, mais assertivo tende a ser a solução para qualquer que seja a política pública empregada. No estudo, foi possível identificar duas localidades com realidades semelhantes em que uma solução poderia ser avaliada em conjunto, visto que a região apresenta características semelhantes.

O presente estudo busca ser documento de apoio e, com isso, gerar economia de tempo e de recurso financeiro para o desenvolvimento de alternativas. O saneamento para comunidades rurais não se trata apenas de saúde pública, mas um caminho para o desenvolvimento social. A garantia do acesso água incrementa a economia através da agricultura e qualidade de vida para a população.

Referências bibliográficas

- Brasil (2020) *Lei nº 14026 de 15 de julho de 2020*. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, a Lei nº 10.768, de 19 de novembro de 2003, para alterar o nome e as atribuições do cargo de Especialista em Recursos Hídricos, a Lei nº 11.107, de 6 de abril de 2005, para vedar a prestação por contrato de programa dos serviços públicos de que trata o art. 175 da Constituição Federal, a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, para aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País, a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, para tratar dos prazos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, a Lei nº 13.089, de 12 de janeiro de 2015 (Estatuto da Metrópole), para estender seu âmbito de aplicação às microrregiões, e a Lei nº 13.529, de 4 de dezembro de 2017, para autorizar a União a participar de fundo com a finalidade exclusiva de financiar serviços técnicos especializados. Brasília/DF. Acesso em 28 out. 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/L14026.htm
- Brasil (2013) *Plano Nacional de Saneamento Básico*. Ministério das Cidades, Brasília/DF. Acesso em 28 out. 2020. Disponível em: <https://www.cidades.gov.br/saneamento/plansab>
- Brasil (2022) *Diagnóstico Temático: Serviços de Água e Esgoto*. Ministério do Desenvolvimento Regional, Brasília/DF. Acesso em 28 out. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis>
- Caetano, T. O., Paiva, A. L. R. de, Silva, S. R. da, Coutinho, A. P., Cirilo, J. A., Cabral, J. J. S. P.. (2021) Abastecimento rural de água: uso e demanda em comunidades do semiárido e a disponibilidade hídrica das aluviões. *Revista de Gestão de Água da América Latina*, Porto Alegre, **17**(1), 1-16.
- Cariri Revista (2016) *O Baixo Resiste*. Acesso em: 15 fev. 2021. Disponível em: <https://caririrevista.com.br/o-baixo-resiste>
- Castro, A. L. de. *Panorama da participação privada no saneamento*. Brasília/DF Acesso em: 02 set. 2019. Disponível em: <http://abconsindcon.com.br/panoramas>
- Ceará (2021) *Projeto São José IV*, Governo do Estado do Ceará. Acesso em 20 out. 2020 Disponível em: <https://www.sda.ce.gov.br/projeto-sao-jose-iv>
- PMC, Prefeitura Municipal do Crato (2013) *Plano Municipal de Saneamento Básico*, 379pp
- Domingues, S., Santos Júnior, C. F. dos, Nunes, A., Bonadiman, A. (2021) Agroecologia e Pedagogia da Alternância: um estudo de caso da escola tecnológica de Fraiburgo, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Estudos Pedagógicos*, Brasília, **102**(262), 764-796. <http://dx.doi.org/10.24109/2176-6681.rbep.102i262.4247>

- Donelardy, A. I. C., Marco, C. M. A. (2018) Os desafios da sustentabilidade nas comunidades rurais: uma análise nos sítios cruzeiro e jatobá, Crato/CE. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **9**(3), 57-82. <http://dx.doi.org/10.6008/cbpc2179-6858.2018.003.0006>
- Eleuterio, J. A., Barros, C. D. T., Souza Júnior, M. (2019) Desenvolvimento Rural Sustentável: Contribuições e Reflexões sobre o Projeto São José no Ceará, *Congresso Brasileiro de Assistentes Sociais*, Brasília/DF
- PMFB, Prefeitura Municipal de Farias Brito (2015) *Plano Municipal de Saneamento Básico*. 7pp.
- Fernandes, I. L. C., Lima, P. V. P. S. (2020) Análise bibliométrica da produção acadêmica sobre bem-estar subjetivo e acesso a água em comunidades rurais. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis, **8**(4), 42-56. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v8e4201942-56>
- Filha, M. E. C. dos S., Araújo, M. T. L. (2021) Aspecto para implantação de sistemas de reúso de águas cinzas em comunidades rurais no Estado do Ceará – estudo de caso: projeto são José III. *Práticas Educativas, Memórias e Oralidades - Rev. Pemo*, Fortaleza, **3**(3), 1-21.. <http://dx.doi.org/10.47149/pemo.v3i3.7178>
- Freire, P. (1979) *Extensão ou Comunicação*, Paz e Terra, Rio de Janeiro, 86pp.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua: Características gerais dos domicílios e dos moradores 2018*. Brasília/DF
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2019) ODS 06: água potável e saneamento. *Água potável e Saneamento*. Acesso em: 06 nov. 2021. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/ods/ods6.html>
- Khan, A. S., Neiva, A. C. G. R., Silva, L. M. R. (2001) Projeto São José e o Desenvolvimento Rural no estado do Ceará. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, **39**(3), 143-72. Acesso em: 08 jan. 2021. Disponível em: <https://www.revistasober.org/journal/resr/article/5d8d29430e88255869140c97>.
- Khan, A. S., Silva, L. M. R. (2005) Capital social das comunidades beneficiadas pelo programa de combate à pobreza rural - PCPR/Projeto São José - PSJ - estado do Ceará. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Brasília, **43**(1) 101-117. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-20032005000100006>
- Nogueira, D., Milhorange, C., Mendes, P. (2020) Do Programa Um Milhão de Cisternas ao Água para Todos: divergências políticas e bricolagem institucional na promoção do acesso à água no semiárido brasileiro. *Ideas*, **15**(1), 1-23. <http://dx.doi.org/10.4000/ideas.7219>
- Resende, R. G., Ferreira, S., Fernandes, L. F. R. (2018). O saneamento rural no contexto brasileiro. *Revista Agrogeoambiental*, Pouso Alegre, **10**(1), 131-150. <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v10n120181027>
- PMSBB, Plano Municipal de Saneamento Básico de Barbalha (2013) Prefeitura Municipal de Barbalha, *Plano Municipal de Saneamento Básico de Barbalha – Volume 1*
- Pereira, A. C. (2017) *Proposição de uma Matriz de Indicadores de Sustentabilidade para Avaliação do Saneamento Básico em Comunidades Rurais*. 137p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. Acesso em: 1 ago. 2019. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br>
- Ponte, F. V. G. (2011) *Proposta de Modelo para Escolha de Tecnologias de Tratamento de Água em Pequenas Comunidades do Semiárido*. 237p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2011.
- Santos, I. P. S., Oliveira, M. I. de. (2016) O meio ambiente como espaço de intervenção do serviço social no SISAR/BSA no cariri cearense. *Interfaces: Saúde, Humanas e Tecnologia*, Juazeiro do Norte, **3**(11), 112-118.
- Silva, M. E. D., Alcócer, J. C. A., Pinto, O. R. de O., Pinto, C. de M., Fonseca, A. M. (2020) Percepção de beneficiários do Programa Cisternas: manuseio de águas em Ibaretama, Ceará. *Brazilian Journal Of Development*, **6**(6), 37847-37867. Brazilian Journal of Development. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n6-361>
- TRATA BRASIL, Instituto Trata Brasil (2018) *Acesso à Água nas Regiões Norte e Nordeste do Brasil: Desafios E Perspectivas*. São Paulo/SP Acesso em: 06 fev. 2020. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br>
- Targino-Dutra, C. K., Souza, C. R. (2020) Mudanças proporcionadas e particularidades do Programa Um Milhão de Cisternas em comunidades da zona rural de Apodi-RN. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, Florianópolis, **9**(2), 735-764. Universidade do Sul de Santa Catarina - UNISUL. <http://dx.doi.org/10.19177/rgsa.v9e22020735-764>

REVISTA AIDIS

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

MODELS FOR ESTIMATING SOLID WASTE PRODUCTION IN HOSPITALITY ESTABLISHMENTS IN JOÃO PESSOA, BRAZIL

* Igor do Nascimento Quaresma¹

Gilson Barbosa Athayde Júnior¹

Rémy Bayard²

Erivaldo Lopes de Souza¹

Joácio Morais Júnior¹

Armando Borges de Castilhos Junior³

Recibido el 12 de mayo de 2023. Aceptado el 4 de septiembre de 2023

Abstract

Municipalities are responsible for solid waste management in urban areas, from collection to final treatment, in case the waste produced by economic agents is not dangerous. In the scope of economic activities, tourism has been growing strongly, especially in Brazilian coastal urban areas. In this sense, a larger production of urban solid waste is one of the main effects of the development of the hospitality sector. This study aims to design models to estimate the production of solid waste in hospitality establishments. This research object refers to a sample of 7 hotels in the city of João Pessoa, Brazil. Solid waste generated by the hotel sector in the city of João Pessoa was estimated by developing linear regression models. The models showed that 71% of the waste refers to the number of guests, number of employees, and services offered in the hotel. Results indicate an estimated solid waste generated by hotel establishments in the city of João Pessoa of 4,148 kg.day⁻¹, out of which 59.2% are organic waste, 21.8% are recyclable, and 18.9% are non-recyclable.

Keywords: solid waste, hospitality sector, environmental management.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, Brasil.

² Laboratoire Déchets, Eux Environnement Pollutions, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.

³ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil.

* Autor correspondente: Universidade Federal da Paraíba. Lot. Cidade Universitária, 58051-900. Post-graduate Program in Civil and Environmental Engineering. Paraíba. Email: igor.do@estudantes.ufpb.br

Introduction

Municipalities are responsible for solid waste management in urban areas, from collection to final treatment, in case the waste produced by economic agents is not dangerous, thus being considered municipal solid waste (Brasil, 2010). In this context, tourism is a major economic activity that has been increasing rapidly, especially in coastal urban areas.

The tourism sector has majorly contributed to the growth of the world's gross domestic product (Wtcc, 2021). In 2019, this industry accounted for one in ten existing jobs and one in four new jobs created worldwide (Wttc, 2021; Jjl e Wttc, 2022). Despite the socioeconomic impacts caused by the COVID-19 pandemic, the Brazilian hotel sector continued to evolve, recording a growth of 96.7% in new hosting facilities from 2017 to 2020 (Brasil, 2021).

According to Pirani and Arafat (2014), the larger production of Urban Solid Waste (USW) is among the main environmental impacts caused by hotels. Table 1 shows the generation rate ranging from 0.32 a 6.57 kg.guest⁻¹day⁻¹. The solid waste generated in the hotel sector vary depending on several factors, such as the number of rooms, number of beds, hotel area, number of employees, number of guests, occupancy rate, and services offered (Abdulredha *et al.*, 2018; Phu *et al.*, 2018; Juvan, *et al.*, 2018; Hoang *et al.*, 2017; Ball; Taleb, 2011).

In terms of composition, organics constitute most of the waste generated by hotel establishments (Table 2), being responsible for more than 50% (Quaresma *et al.*, 2021b; Speier *et al.*, 2019; Phu *et al.*, 2018; Hoang *et al.*, 2017). Bhajan *et al.*, 2022 indicate that five-star hotels can generate up to 252 kg.day⁻¹ of food waste, with 40% coming from consumers' plates. This waste is usually collected in the USW stream to be disposed of in landfills, which can affect the USW management system in tourist areas. Diaz-Farina *et al.* (2020) estimated that one additional tourist represents 0.40 kg.day⁻¹ more in the USW generated in Tenerife.

Currently, no tools are available in Brazil to identify major waste producers and characterize their waste generation specifically from the tourism industry. In this sense, a methodology should be developed to identify and quantify solid waste from large producers, such as the hotel sector, to gather the information required to plan and compare management strategies in terms of material and/or energy valuation, also in addition to reducing the waste flow to be disposed of in landfills.

Mathematical modeling is a tool for estimating waste production. There is robust literature production (Osra *et al.*, 2021; Hoang *et al.*, 2020; Athayde Junior *et al.*, 2014) on the estimation of USW generation through mathematical models. However, the use of mathematical models in research addressing the estimation of solid waste generated by commercial establishments, more specifically in the hotel system, remain scarce; some examples are Abdulredha *et al.* (2018) and Juvan, *et al.* (2018).

Table 1. Quantification of solid residues from the hotel sector

Characteristic	Generation rate (kg.guest ⁻¹ .day ⁻¹)	Localization	Source
three-star	0.66	Mauritian	Bhajan <i>et al.</i> (2022)
four-star	0.16		
five-star	0.28		
138 rooms	1.32	João Pessoa (Brazil)	Quaresma <i>et al.</i> (2021a)
252 rooms	2.55	Malta (Italy)	Camilleri-Fenech <i>et al.</i> (2020)
dinner (<i>à la carte</i>)	2.87		
dinner (buffet)			
one-star	0.83	Kerbala (Iraq)	Abdulredha <i>et al.</i> (2018)
three-star	0.83		
four-star	1.22		
19 rooms	0.60	Hue (Vietnam)	Son <i>et al.</i> (2018)
37 rooms	0.48		
72 rooms	1.71		
162 rooms	6.57		
< 20 rooms	1.34	Hoi An (Vietnam)	Phu <i>et al.</i> (2018)
20 - 80 rooms	2.69		
80 - 217 rooms	6.29		
74 rooms	0.32	Brazil	Guidoni <i>et al.</i> (2018)
< 17 beds	0.90	Pahalgam (India)	Bashir; Goswami (2016)
17 - 42 beds	1.70		
42 - 53 beds	1.90		
> 114 beds	2.90		
24 Hotels (five-star)	1.5 (mean)	Cairo (Egypt)	Ball;Taleb (2011)

Table 2. Composition of solid waste from the hotel sector

Organic Waste (%)	Recyclable Waste	Localization	Source
76.3	8.6	João Pessoa (Brazil)	Quaresma <i>et al.</i> (2021b)
58.8	27.9	Mysore (India)	Speier <i>et al.</i> , 2019
58.5	30.6	Hoi An (Vietnam)	Phu <i>et al.</i> (2018)
43.7	34.0	Brazil	Guidoni <i>et al.</i> 2018
54.3	30.0	Hue (Vietnam)	Son <i>et al.</i> , 2018
58.0	36.0	Hammamet (Tunisia)	Chaabane <i>et al.</i> , 2018
56.2	33.4	Hoi An (Vietnam)	Hoang <i>et al.</i> , 2017
65.0	21.0	Pahalgam (India)	Bashir et Goswami, 2016
57.7	38.6	Kathmandu (Nepal)	Dangi, <i>et al.</i> 2011

Abdulredha *et al.* (2018) used an MLR model ($R^2=0.79$) to relate the solid waste produced by the hotel sector to the number of rooms, the number of employees, and the size of the hotel. However, the solid waste was quantified indirectly by estimating the number of collectors, the

volume of the collectors, and the collection period. The model developed by Juvan *et al.* (2018) was restricted to analyzing the food waste produced by breakfast meals at a hotel located in Slovenia.

Applying mathematical models allows identifying major producers in the hotel sector and characterizing waste. These models can contribute to the analysis, planning, and implementation of strategies to minimize the flow, treatment, and recovery of these residues. In this context, this research aims to design models to estimate the solid waste produced in hospitality establishments in the city of João Pessoa, Northeast Brazil.

Methodology

Characterization of the study area and selection of the hotel sample

This research was carried out in the city of João Pessoa, the capital of the State of Paraíba, located in the coastal region of northeastern Brazil. According to data obtained in July 2022 from the Brazilian Ministry of Tourism, the hotel sector of the city is composed of 72 means of lodging, out of which 93% are located in the coastal areas of the city (Figure 1), place of most tourist activities (Brazil, 2022a).

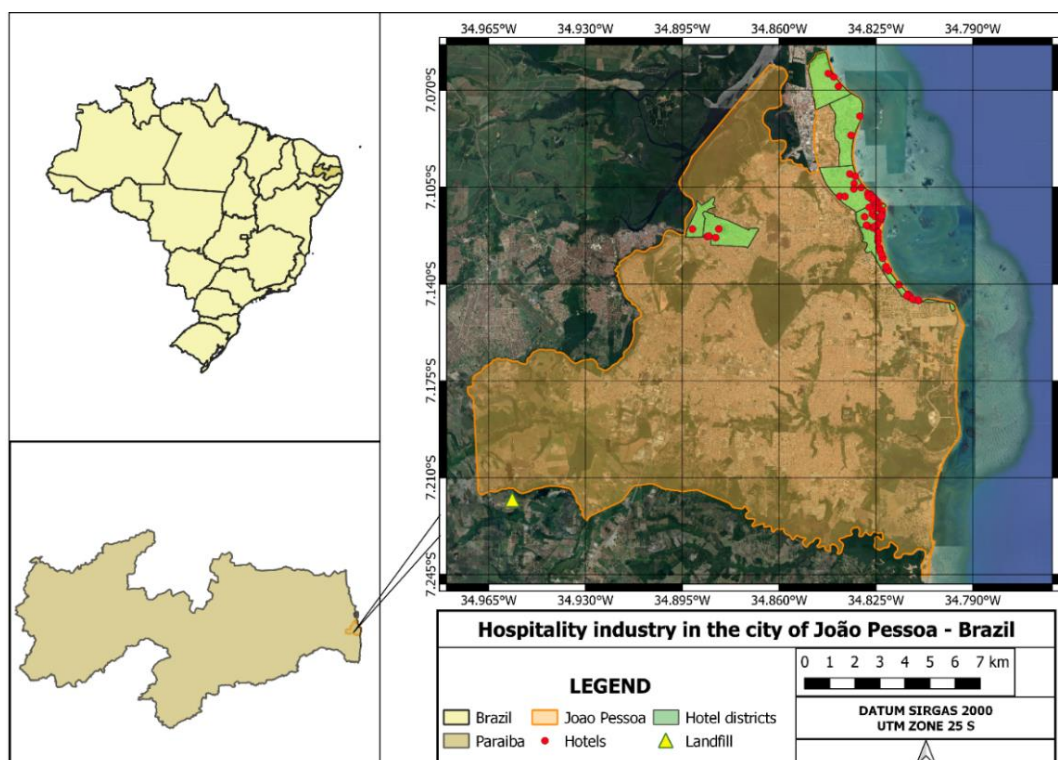


Figure 1. The geographic location of João Pessoa. *Source: Elaborated by the authors*

The hotel system in João Pessoa offers 4222 rooms, from small hostels with only four rooms to large hotels with up to 185 rooms (Brazil, 2022a). Between 2016 and 2021, the average occupancy of hotel accommodation in the city of João Pessoa was 61%, for a total offer of about 9000 beds (Paraíba, 2022).

This research object refers to seven means of lodging, corresponding to approximately 10% of the total number of hotel establishments in the city. These hotels were selected according to the number of rooms to represent the hotel offer in three typologies: small, medium, and large establishments. The target establishments of the survey are located in the coastal areas of the city and were classified according to the number of rooms (Table 3), as suggested by Phu *et al.* (2018). These hotels were selected randomly from the Paraíba Hotel Association data-base, and sample number was defined according to the hotels willing to take part in the research.

Table 3. The number of hotels in João Pessoa and the number of the collected hotel for sampling.

Type of hotels	Description	Total number of hotels	Proportion of hotels	Number of hotels for sampling
High-scale hotels	> 110 rooms	11	15.28%	2
Mid-scale hotels	50 - 110 rooms	23	31.94%	4
Low-scale hotels	< 50 rooms	38	52.78%	1
TOTAL		72		7

Variables considered for the elaboration of mathematical models

Following the literature (Diaz-Farina; Hernández; Padrón-Fumero, 2023; Camilleri-Fenech *et al.*, 2020; Abdulredha *et al.*, 2018; Phu *et al.*, 2018; Hoang *et al.*, 2017; Ball; Taleb, 2011), the following independent variables were evaluated: the number of rooms (Nr), the number of beds (Nb), the number of guests (Pop), the occupancy rate (Oc), the number of employees (Ne), and the services offered (Sv) based on the sum of the weights assigned to these services concerning the following dependent variables: daily production of solid waste (Mr, expressed in kg.day⁻¹), generation rate per guest (Tx1, expressed in kg.guest⁻¹.day⁻¹), and generation rate according to hotel area (Tx2, expressed in kg.m⁻².day⁻¹).

Data collection

Independent variables

Data were collected by applying a questionnaire (approved by the Ethics Committee of the Federal University of Paraíba – approval nº 4927535). Target audience were the managers of the hotel establishments participating in the research and those responsible for governance services. The questionnaire consisted of questions about the general characteristics of the establishment and information regarding the services offered. The weights of the services were assigned by the

managers of the governance sector, professionals who work directly with solid waste management. The weights were assigned on a scale from 0 to 9 (dimensionless), where 0 corresponds to a service with minimal influence and 9 refers to a service with maximum influence on the generation of solid waste.

Dependent variables

Solid waste was quantified based on its daily weighing during two cycles: between October 2018 and April 2019 and between June and September 2021, numbering 287 days of data collection. In this step, a scale with a capacity of 300 kg and uncertainty of 0.05 kg was used. Therefore, the quantification of the residues allowed calculating the daily production MR (kg.day⁻¹) and waste generation rates over 24 hours. Tx1 (kg.guest⁻¹.day⁻¹) is the daily production of waste concerning the number of guests, calculated by equation 1:

$$Tx1 = MR/POP$$

Equation (1)

Where:

Tx1: daily production of waste concerning the number of guests (kg.guest⁻¹.day⁻¹)

MR: daily production (kg.day⁻¹)

POP: number of guests (guest)

Tx2 (kg.m⁻².day⁻¹) is the daily generation of solid waste concerning the total area of the hotel, calculated by equation 2:

$$Tx2 = MR/HA$$

Equation (2)

Where:

Tx2: is the daily rate of solid waste generation for the area (kg.m⁻².day⁻¹)

MR: daily production (kg.day⁻¹)

HA: is the hotel area (m²)

In addition, the composition of the waste generated was analyzed through quantification based on weighing. In order to determine the gravimetric composition of the waste generated in the hotels that composed the sample, one third of the bulk of solid waste generated was randomly segregated into organic, recyclable and non-recyclable and weighed separately.

Data analysis and statistical modeling

The linear regression models (LRM) to estimate the generation of solid waste were obtained on the software Statistica 10®, using the method Stepwise. This model relates a dependent variable to independent variables by equation 3 (Iles, 1993):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots \beta_n X_n \quad \text{Equation (3)}$$

Where:

Y: is the dependent variable

X_n: is the independent variable

β₀: is the constant

β_s: is the regression coefficients.

For this purpose, the following assumptions for a multiple linear regression model were previously analyzed using the software Statistica 10[®]: sample size, normality, homoscedasticity, multicollinearity, and independence of errors. The sample size was analyzed according to equation 4, as suggested by Tabachnick and Fidell (2013):

$$N \geq 50 + 8M \quad \text{Equation (4)}$$

Where:

N: is the required sample size

M: is the number of independent variables

Multicollinearity was identified through the correlation matrix. Strong and weak correlations were considered upon a Pearson correlation coefficient (PCC) higher than 0.9 and lower than 0.4, respectively (Tabachnick; Fidell, 2013). The independence of errors was analyzed using the Durbin-Watson statistical method, with results close to 2 meaning that the residuals are independent (Field. 2009).

The assumptions of normality and homoscedasticity were verified by the normal probability analysis of the residues. Out of the total sample, 25% were randomly separated to evaluate the performance of the model using the R² parameter, calculated as the sum of the differences of the squares, according to equation 5 (Tabachnick; Fidell. 2013; Field, 2009):

$$R^2 = SS_{reg}/SSY \quad \text{Equation (5)}$$

Where:

SS_{reg}: is the sum of squares for regression

SSY: is the total sum of squares

The generalization of the LRM was analyzed through cross-validation by comparing the R² of the model with the adjusted R², calculated by Stein's formula, according to equation 6 (Field, 2009). According to Field (2009), a generalized model should be able to predict the dependent variable of the same predictive data set in a different population.

$$R^2_{adjusted} = 1 - \left[\left(\frac{n-1}{n-k-1} \right) * \left(\frac{n-2}{n-l-2} \right) * \left(\frac{n+1}{n} \right) \right] * (1 - R^2) \quad \text{Equation (6)}$$

Where:

n : is the number of samples

k : is the number of independent variables.

Sensitivity analysis

The sensitivity of the models was analyzed using Cook's Distance, a parameter that considers the influence of each sample on the model (FIELD, 2009). Thus, according to Sheather (2009), Cook's distance can indicate how a case can either control or influence the fit of a regression model. Values greater than 1 indicate a negative influence on a sample (FIELD, 2009). However, Fox (2002) recommends an analysis point according to equation 7:

$$Cutoff = \frac{4}{N-2}, \quad \text{Equation (7)}$$

Where:

N : is the number of samples.

For the MR model, a sensitivity analysis was conducted from the variation of model input parameters interfering with the predicted values, a method often used in life cycle assessment studies, such as Rotthong *et al.* (2023); Biancini *et al.* (2022). Thus, scenarios were created for the original models, with the independent variables varying as follows: Population and Occupancy – scenarios that consider the hypothesis that the hotel population doubles or is halved; Services offered – scenarios that consider that all hotels belonging to the model have restaurants and offer all meals; all hotels have restaurants, but offer only breakfast; none of the hotels analyzed has a restaurant; Number of employees – the hotels analyzed have twice the number of employees compared to the observed data; the hotels have half the number of employees compared to the observed data.

Therefore, 21 alternative scenarios were considered for the originally proposed models, analyzing the response of the models as a function of the correlation between the dependent variable and the independent variables (Pearson's Coefficient), R^2 , and the regression β coefficients.

Estimate of solid waste produced by the hotel sector of João Pessoa

Solid waste produced by the hotel sector in João Pessoa was estimated by applying the models herein proposed to 65 hotel establishments, adding the calculation of waste generated for the seven hotels that were the object of this research.

Due to the lack of data, the number of guests in hotels who did not participate in this survey was estimated based on the number of beds available, considering an average occupancy of 61% (Paraíba, 2022). The number of employees was estimated according to an average of 0.3 employees per room, a fraction corresponding to the number of employees per room of the set of hotels participating in this survey.

Results and discussion

Independent variables: Characteristics of the hotels analyzed.

The set of hotels analyzed encompasses 775 rooms and 1,849 beds, corresponding to about 19% of the offer of rooms and beds of the existing means of lodging in João Pessoa. Throughout this survey, these hotels received a total of 95,019 guests, representing an average of 130 guests per day for the hotel set, and an average occupancy rate of 44.21%. The average daily number of guests ranged from 65 to 169, while the average occupancy rate ranged from 25.62% to 56.69%. In general, large hotels had higher occupancy rates, except for Hotel G, a small hotel, with the highest occupancy rate (56.69%).

The main services offered by the hotels were the following: breakfast, lunch and dinner, bar, room service, green areas, laundry, swimming pool, gym, and auditorium. On average, the services of breakfast (8.57), room service (7.14), bar (6.71), lunch (6.14), dinner (5.14), and green areas (3.00) had the greatest influence on the generation of solid waste, according to the weight attributed by each hotel staff (Table 4).

Table 4. Weights assigned to the services offered according to solid waste generation

Services	Hotel A	Hotel B	Hotel C	Hotel D	Hotel E	Hotel F	Hotel G	Average
Breakfast	9	9	9	8	7	9	9	8.57
Lunch	2	7	4	5	8	8	9	6.14
Dinner	2	5	3	5	8	4	9	5.14
Bar	7	6	3	7	6	9	9	6.71
Room service	9	4	8	9	7	8	5	7.14
Green areas	1	3	2	2	4	6	3	3.00
Laundry	1	3	1	0	1	5	3	2.00
Piscine	1	3	2	1	4	1	3	2.14
Gym	0	3	2	1	1	5	1	1.86
Auditoriums	3	3	6	3	4	5	2	3.71

Subsequently, the average weight of each service offered was applied to the respective hotels, so that the total weight of the variable is the sum of the average weights applied (Table 5). Thus, large hotels (A and B) correspond to those that offer more services to their guests, followed by

hotel C, a medium-sized hotel. Hotels F and G stand out as follows: the former has no restaurant, and a swimming pool and auditoriums are the only services offered, and the latter offers only breakfast and a swimming pool. Table 5 summarizes the independent variables analyzed.

Table 5. Characteristics of the hotels analyzed

Hotels	Number of rooms	Number of beds	Area (m ²)	Average guest (guest.day ⁻¹)	Average occupation (%)	Services weight	Type of hotels
Hotel A	170	350	9 334	154	43.70	46.43	High-Scale
Hotel B	138	299	7 690	156	52.77	46.43	High-Scale
Hotel C	110	337	8 956	86	25.62	43.42	Mid-Scale
Hotel D	110	236	6 300	87	36.86	32.14	Mid-Scale
Hotel E	101	240	3 750	85	35.26	37.85	Mid-Scale
Hotel F	96	230	8 611	65	28.31	04.00	Mid-Scale
Hotel G	50	157	3 812	89	56.69	10.71	Low-Scale

Dependent variables: Quantification of solid waste production

Regarding the dependent variable MR, the total solid waste produced was quantified throughout the study of 97.71 tons, with an average daily generation of 133.49 kg considering all hotels analyzed. This production showed a great daily variation, between 7.5 kg.day⁻¹ and 425 kg.day⁻¹, corroborating Abdulredha *et al.* (2018), who estimated the solid waste produced by 150 hotels in Kerbala between 7.65 kg.day⁻¹ and 475 kg.day⁻¹, with an average production of 112.34 kg.day⁻¹, for one-to-four-star hotels. Solid waste generation for large hotels ranged from 179.92 kg.day⁻¹ to 203.83 kg.day⁻¹, while medium-sized hotels produced between 25.14 kg.day⁻¹ and 63.88 kg.day⁻¹ (Table 6).

The low waste generated by the medium-sized hotels might be associated with the absence of restaurant service at Hotel F, in addition to the low occupancy reported by the manager of the restaurant of E hotel. The small hotel, which offers breakfast, had a mean solid waste generated of 59.28 kg.day⁻¹, higher than the waste generated by the above-mentioned medium-sized hotels. Thus, the hotels with the greatest waste production had the highest number of guests and average occupancy, in addition to a wider range of services offered, especially restaurants, indicating the influence of these variables on the waste produced by the hotel sector. Concerning the variable Tx1, the average rate of solid waste generated per guest varied between 0.39 and 1.30 kg.guest⁻¹.day⁻¹, with an average generation of 0.99 kg.guest⁻¹.day⁻¹ for the hotel set, corroborating Abdulredha *et al.* (2018) estimated an average rate of 0.89 kg.guest⁻¹.day⁻¹ for a set of 150 hotels in Kerbala (Iraq), whereas Phu *et al.* (2018) reported an average rate of 2.28 kg.guest⁻¹.day⁻¹ for a set of 20 hotels in Hoi An (Vietnam).

Table 6. Solid waste production

Hotels	Solid waste (kg.day ⁻¹)	Average rate 1 (kg.guest ⁻¹ .day ⁻¹)	Average rate 2 (kg.m ⁻² .day ⁻¹)
A	179.92	1.17	0.019
B	203.83	1.30	0.026
C	63.88	0.74	0.007
D	63.46	0.73	0.010
E	44.54	0.53	0.012
F	25.14	0.39	0.003
G	59.28	0.66	0.016

The production rate for large hotels (1.17 to 1.30 kg.guest⁻¹.day⁻¹) was close to the rate calculated by Quaresma *et al.* (2021a) for a large hotel (1.32 kg.guest⁻¹.day⁻¹), corroborating Abdulredha *et al.* (2018), who estimated that a four-star hotel can produce up to 1.22 kg.guest⁻¹.day⁻¹. In contrast, the rate for large hotels was far from the results found by Phu *et al.* (2018) and Son *et al.* (2018), who estimated a rate of 6.29 and 6.57 kg.guest⁻¹.day⁻¹ for large hotels, respectively. The rate calculated herein is also lower than the production of 2.9 kg.guest⁻¹.day⁻¹ estimated by Bashir and Goswami (2016) for large hotels.

Calculated rates (0.39 to 0.74 kg.guest⁻¹.day⁻¹) for medium-sized hotels corroborate those estimated by Abdulredha *et al.* (2018) for three-star hotels, 0.83 kg. kg.guest⁻¹.day⁻¹. However, this result is far from the rates estimated by Phu *et al.* (2018) and Bashir and Goswami (2016) for medium-sized hotels, 2.69 and 1.90 kg.guest⁻¹.day⁻¹, respectively.

The waste produced by the small hotel (0.66 kg.guest⁻¹.day⁻¹) corroborates Son *et al.* (2018), 0.60 kg.guest⁻¹.day⁻¹ and Abdulredha *et al.* (2018), 0.83 kg.guest⁻¹.day⁻¹; however, it is far from that estimated rate by Bashir and Goswami (2016), 1.7 kg.guest⁻¹.day⁻¹.

Some factors might help explain such diverging results, such as the period of data collection. Phu *et al.* (2018) and Son *et al.* (2018), for example, did not cover the potential seasonality in the production of waste by the hotel system, from high to low seasons, and even potential local events. Thus, while this research quantified the solid waste produced over 287 days, Phu *et al.* (2018) quantified their data throughout two weeks of high-season tourism, with a trend of high occupancy rate. Consequently, there might have been higher waste production. Son *et al.* (2018), in turn, quantified the solid waste produced over 10 days in June.

The dependent variable Tx2, corresponding to the solid waste produced by the hotel area, had an average of 0.018 kg.m⁻².day⁻¹ for the set of hotels, ranging from 0.0008 kg.m⁻².day⁻¹ to 0.0789 kg.m⁻².day⁻¹. Table 6 shows that large hotels have the highest rates of waste generation in the hotel sector.

Fermentable organic fraction composes most of the solid waste, with an average composition of 57.4% of the total waste generated, while recyclable waste corresponds to 23.8% and non-recyclable sums to 18.9%. This percentage of organic waste is higher than the composition of USW in Brazil, which is reported to be 45.3% of all solid waste collected (Brasil, 2022b). Thus, the average composition of waste generated by hotels has a potential material or energy recovery of 81.1%, represented by recyclable and organic waste, respectively.

Results herein presented corroborate the related literature (Speier *et al.*, 2019; Chaabane *et al.*, 2018; Son *et al.*, 2018; Dangi, *et al.*, 2011), which indicates percentages of organic waste in hotels varying from 54 to 58%. Table 7 illustrates the gravimetric composition of the hotels analyzed in this research.

Table 7. Average composition of solid waste from the analyzed hotels

Hotels	Fermentable Organic (%)	Non-recyclable (%)	Recyclable (%)
B	72.09	19.31	8.60
A	69.60	21.38	9.02
E	32.90	25.78	41.32
F	26.99	24.65	48.36
D	63.22	10.04	26.74
G	68.78	16.50	14.72
C	67.87	14.40	17.73
Average	57.35	18.86	23.79

Thus, out of the 97.71 tons produced by the seven analyzed hotels, 56.15 tons correspond to organic waste that could be destined to material or energy recovery initiatives, such as composting and methanization, while 23.28 tons is recyclable waste, which can be reused or recycled. Currently, this waste is sent to the landfill of João Pessoa together with 18.46 tons of non-recyclable waste. Mixed with other residues, the presence of organic material hinders sorting, recovery, and final disposal operations. In addition, the recovery of organic waste follows the concept of environmentally adequate disposal of solid waste and is a requirement of the National Solid Waste Policy in Brazil (Brazil, 2010).

Data analysis and statistical modeling

The sample analyzed corresponds to 75% of the total data obtained, that is, 549 samples, according to equation 4, which determines the minimum quantity of 98 samples (Tabachnick and Fidell, 2013). The multicollinearity analysis showed a correlation between the number of rooms and the number of beds (PCC=0.92); therefore, these variables should not be considered simultaneously in an LRM (Tabachnick; Fidell, 2013). No multicollinearity was found between the other variables.

The evaluation of the correlation between the dependent and independent variables (Table 8) showed that the variable of number of guests has the highest correlation with the dependent variable MR (PCC=0.81), followed by the number of employees (PCC=0.58), the number of rooms (PCC=0.56), and the services offered (PCC=0.55). As to the dependent variable Tx1, the variable concerning the number of employees has the highest PCC (0.44), followed by the services offered (PCC=0.43). In turn, for the dependent variable Tx2, the number of guests presents the highest correlation (PCC=0.78), followed by the number of employees (PCC=0.53), the occupancy rate (PCC=0.54), and the services offered (PCC=0.48).

Table 8. Analyzed variables and respective Pearson coefficients.

Dependent variable	Guests (Pop)	Employees (Ne)	Services offered (Sv)	Rooms (Nr)	Beds (Nb)	Occupancy rate (Or)	Considered variables
MR	0.80	0.63	0.55	0.56	0.50	0.38	Pop, Ne, Sv
Tx1	-0.017	0.43	0.42	0.40	0.36	-0.21	Ne, Sv
Tx2	0.78	0.53	0.48	0.38	0.31	0.54	Pop, Ne, Sv, Oc

Thereby, the above-mentioned variables influence the generation of solid waste by the hotel sector. Such results corroborate Camilleri-Fenech *et al.* (2020) and Phu *et al.* (2018), who reported an influence of the services offered on the waste generation rate per guest; in addition to Abdulredha *et al.* (2018), who indicated that the number of employees (PCC=0.61) can influence the daily generation of solid waste. The variables regarding the number of rooms and beds were not considered in the models due to their redundant response to the number of guests.

The logarithmic transformation at base 10 was chose in the dependent variables MR, Tx1, and Tx2 for data normalization, according to the normality and homoscedasticity assumptions, as $Y' = \text{Log}_{10}Y$. Afterward, the independent variables were back-transformed ($Y = 10Y'$).

As to the independence of errors, the Durbin-Watson statistic indicated values of 1.99, 1.98, and 1.95 for the MR, Tx1, and Tx2 models, respectively. According to Field (2009), results close to 2 indicates independence of the residuals of the models.

Performance of the models

The model applied for predicting the dependent variable MR relates the production of solid waste to the number of guests, services offered, and the number of employees. This set of variables was able to explain 71.1% of the daily generation of solid waste in the hotel sector, corroborating Abdulredha *et al.* (2018), who used an LRM ($R^2=0.799$) to estimate the solid waste generated by the hotel sector in Kerbala.

$$MR = 10^{[(1.1445 + (0.0021 * Pop) + (0.007755 * Sv) + (0.0063 * Ne)]}$$

(R² = 0.711, F-test (3.545) = 446.17, p-value < 0.05)

Equation (8)

Where:

MR: solid waste production (kg.day⁻¹)

Pop: number of guests

Sv: is the weight of the services offered

Ne: number of employees

According to equation 8, one additional guest can lead to an increase of 0.21% in the mass of solid waste generated. Furthermore, one more unit in the weight of services provided will increase by 0.77%, while an additional employee will increase by 0.63%. This result corroborates Diaz-Farina *et al.* (2023), who indicated that a higher occupancy rate in a hotel increases waste production by 0.60%.

Such a scenario also agrees with Camilleri-Fenech *et al.* (2020) and Diaz-Farina *et al.* (2023), who demonstrated that the services offered have a significant influence on the solid waste produced by the hotel industry. Diaz-Farina *et al.* (2023), for example, indicated that the type of meal offered by hotels impacts solid waste generation differently, so that a 1% increase in half board leads to a 0.28% increase in solid waste generation, while breakfast alone is responsible for a 0.14% increase.

The model applied for predicting Tx1 (Equation.9) was built according to the variables concerning the number of employees and weight of the services offered. This model can explain 30.7% of the solid waste generated per guest in the hotel sector.

$$Tx1 = 10^{[(0.0059 * Sv) + (0.0044 * Ne) - 0.4611]}$$

(R² = 0.307, F-test (2,546) = 118.18, p-value < 0.05)

Equation (9)

Where:

TX1: solid waste generation rate (kg.guest⁻¹.day⁻¹),

Sv: is the weight of the services offered

Ne: number of employees

According to Equation 9, the set of services offered is the variable with the greatest influence on the solid waste rate, so the one more dimensional unit of weight leads to an increase of 0.59% in the solid waste rate per guest, while one more employee hired corresponds to an increase of 0.44%. These results corroborate Juvan *et al.* (2018) and Camilleri-Fenech *et al.* (2020), who reported an influence of the services offered on the organic waste produced by given a hotel. Furthermore, Phu *et al.* (2018) applied a Kruskal-Wallis test that revealed that the presence of a restaurant and garden services significantly influences the rate of solid waste generated by the hotel sector.

In turn, the model applied for predicting the Tx1 presented a relatively low R^2 coefficient (0.307); therefore, other variables can influence the solid waste generated per guest, such as socioeconomic variables and other characteristics of hotel establishments, like hotel room price, number of rooms and occupancy rate, as reported by Phu *et al.* (2018), Hoang, *et al.* (2017), and Ball; Taleb (2011).

As to the model applied for predicting the Tx2 (Equation 10), the Ne variable – number of employees – was not statistically significant correlated to the dependent variable ($P\text{-value} > 0.05$). Therefore, for this model, the independent variables are the number of guests, the occupancy rate, and the weight of the services offered, explaining 62% of the solid waste produced on the surface area of the hotels.

$$Tx2 = 10^{[(0.00059 * Pop) + (0.01180 * Sv) + (0.7385 * Oc) - 2.6870]} \quad \text{Equation (10)}$$

($R^2 = 0.628$, Test F (3,545) = 307.86, $p\text{-value} < 0.05$)

Where:

TX2: the production rate ($\text{kg.m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$),

Pop: number of guests

Sv: is the weight of the services offered

The model to predict Tx2 was designed to analyze the solid waste generated by the hotel system according to the area of the housing environment, providing a dimension of waste production concerning the size of the enterprise. According to equation 10, the occupancy rate variable has the greatest influence on the waste generation rate, thus corresponding to a 73% increase in the rate of solid waste generation concerning the hotel area.

The cross-validation of the models resulted in differences of 0.37%, 0.89%, and 0.47% between R^2 and adjusted R^2 of the MR, Tx1, and Tx2 models, respectively. Therefore, these models can be generalized to a random population (Field, 2009). The sum of the difference of squares presented R^2 of 0.92, 0.31, and 0.71 for the MR, Tx1, and Tx2 models, respectively, indicating that the dependent variables can be predicted through the linear combination of the independent variables analyzed (Tabachnick and Fidell 2013).

Sensitivity analysis

The Cook's Distance analysis showed values below 1 for all observed data, as recommended by Field (2009), with a maximum distance equal to 0.092, 0.043, and 0.031 for Models MR, Tx1, and Tx2, respectively. Thus, none of these cases has a negative influence on the models analyzed.

However, by assessing the Cook's Distance with the maximum distance suggested by Fox (2002), equation 7, a cutoff point equal to 0.00729 was found. Thereby, we have 3.1%; 5.4%, and 6% of the observed data for the MR, Tx1, and Tx2 models, respectively (Figure 2), which are above the recommended Cook's distance, possibly negatively influencing these models. Nevertheless, by removing these observations, the results of the models had no significant variation. Thus, it allows us to conclude that these data have no negative influence on the models analyzed.

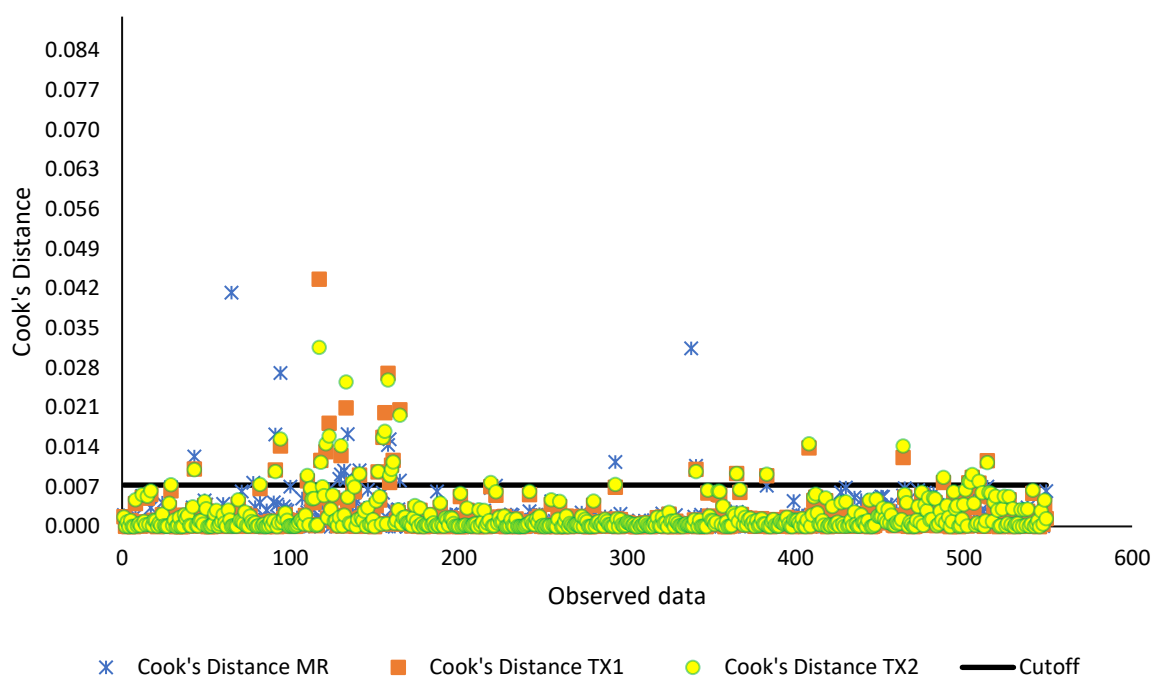


Figure 2. Cook's distance analysis.

As a result, the sensitivity analysis of the MR model shows that changes in the input parameters had no significant variations concerning the correlation between the dependent variable and the independent variables. The average variations in PCC were -0.29% and -3.8% for the number of guests and services offered, respectively, with the correlation between the number of employees and mass of waste showing no variation. Similarly, the average variation of the 21 scenarios for R^2 reached 2.9%, with the scenarios that considered the number of guests doubling in value, presenting the greatest variation, -4.7%.

The regression coefficients indicated that the number of guests and services offered varied in average 43.4% and 33.2%, respectively. These values refer to the scenarios weighting the population reduction by half along with the varying parameters of services offered and the number of employees. The greatest variations reached 100% for population and 44% for services offered.

According to the original scenario, one additional guest corresponds to an increase of 0.22 kg.day⁻¹ in solid waste mass, while in the other scenarios, one additional guest will account for 0.44 kg.day⁻¹ more solid waste generated by the hospitality sector. Similarly, for the original scenario, the additional weight of services offered attributes an increase of 0.77 kg.day⁻¹, while in the other scenarios the increase will reach 1.12 kg.day⁻¹.

The regression coefficient for the number of employees variable showed an average variation of 42.9%, with the scenarios halving the number of employees showing an increase of up to 120% over the original model. According to the original MR model, one more employee in a hotel might increase waste production by 0.63 kg.day⁻¹, while in the scenarios proposed herein, such an increase reaches 1.3 kg.day⁻¹.

The sensitivity analysis shows that the independent variables concerning the number of guests and the number of employees are the most sensitive in the MR model concerning the regression coefficients, with variations of 43.4% and 42.9%, respectively. As to the correlation coefficients and the R², the proposed scenarios showed no significant variations.

Estimate of solid waste produced by the hotel sector of João Pessoa

The model for MR (Equation 8) indicates that the solid waste produced by the hotel sector of João Pessoa can be estimated as 4,148.48 kg.day⁻¹. Applying the average composition of our gravimetric study, out of the total waste generated, 2,379.49 kg.day⁻¹ are organic, 986.91 kg.day⁻¹ are recyclable, and 782.39 kg.day⁻¹ are not recyclable. The results of the Tx1 model show that the solid waste rate for the set of 72 hotels ranged from 0.38 to 1.24 kg.guest⁻¹.day⁻¹, with an average rate of 0.65 kg.guest⁻¹.day⁻¹.

In Brazil, there is no federal regulation defining large producers of solid waste or organic waste. In the European Union, since January 2023, establishments producing more than five tons of organic waste per year have been characterized as major producers and will have to establish a separation at the source of organic waste, for it to be recovered at the source, or separate collection for material or energy recovery, i.e., composting or methanization. In addition, large producers must prioritize reducing their organic waste, respecting the solid waste management hierarchy (EU, 2018). According to the MR model, 93.15% of the hotel establishments in João Pessoa produce over five tons per year of organic waste.

According to predictions by the models herein proposed, approximately 900 tons of organic waste, 330 tons of recyclable material, and 286 tons of non-recyclable waste are disposed of in landfill. Thus, for this scenario, about 1,230 tons of solid waste could be diverted each year from the landfill and must have an environmentally appropriate destination, leaving 286 tons of waste, or 19% of the total generation, to be disposed of in the landfill.

In this way, the solid waste generated in accommodation establishments can affect the municipal solid waste management system, as demonstrated by Diaz-Farina *et al* (2020), who stated that one additional guest represents an increase of 0.33 kg.day^{-1} in the generation of solid waste in the city of Tenerife. The increase in waste production can also influence the logistics and costs associated with collecting and transporting these materials, as Greco *et al.* (2018) point out: a 1% increase in the number of guests in Italian hotels leads to a 0.40% increase in the cost of selective collection of paper, metal, glass and plastic.

In this context, the disposal of organic waste, the main constituent of hotel waste, in landfills, without proper energy and material recovery, leads to various social, environmental and economic impacts, mainly from the emission of methane gas, contamination of groundwater and impacts related to human well-being and health (Gosh *et al.*, 2023; Mor; Ravindra, *et al.*, 2023; Naveen *et al.*, 2017).

On the other hand, composting and anaerobic digestion are technologies that cause less environmental impact compared to landfill and are solutions for the environmentally appropriate disposal of organic waste from the hotel sector (Guillaume *et al.*, 2023; Richard *et al.*, 2021; Weidner *et al.*, 2020). The main advantages of these technologies are that they are able to valorize organic waste in an energetic and/or material way, through the production of organic compost or the valorization of biogas (Guillaume *et al.*, 2023; Franco *et al.*, 2018).

Thus, the application of mathematical models to estimate solid waste is as a planning tool both for existing hotels and others to be built. In addition, these models can also be used by management institutions to design strategies to reduce the waste flow to be sent to the final disposal unit, such as dry waste recycling, composting, and anaerobic digestion for organic waste.

Conclusion

Solid waste produced by the hotel sector in João Pessoa was estimated by developing three LRM models to predict daily production, waste generation rate per guest, and waste generation rate per hotel area, with R^2 of 0.71, 0.30 and 0.63, respectively.

Models with higher R^2 values could have been obtained with the addition to the sample of hotels with even more distinct characteristics, especially those with small population. In addition, the services offered could be analyzed directly, for example through the number of meals served by restaurants, in order to obtain greater data variation.

Thus, the production of solid waste by the hotel sector in João Pessoa is estimated as 4,148 kg. per day⁻¹, out of which 59.2% are organic, 21.9% are recyclable, and 18.9% are non-recyclable. Thus, the results allow us to point out the factors of solid waste generation by the hotel sector, thus favoring the proposition of tools for management strategies, including the stages of collection and transportation, treatment, and recovery of solid waste. There is potential for valorization since the results indicate that organic and recyclable waste combined represent 80% of the solid waste produced by the hotel sector.

References

- Abdulredha, M., Al khaddar, R., Jordan, D., Kot, P., Abdulridha, A., Hashim, K. (2018). Estimating solid waste generation by hospitality industry during major festivals: A quantification model based on multiple regression. *Waste Management*, **77**(2018), 388–400. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.025>
- Athayde Júnior, G. B., Onofre, F., Bezerra, L. B. S. (2014) Tax calculation proposal for waste collection based on the amount of residential solid waste. *Acta Scientiarum. Technology*, **36**(1), 15-21. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v36i1.16933>
- Ball S., Taleb, M. A. (2010). Benchmarking waste disposal in the Egyptian hotel industry. *Tourism and Hospitality Research*, **11** (1), 1-18, 2011. <https://doi.org/10.1057/thr.2010.16>
- Bhajan, C., Neetoo, H., Hardowar, S., Boodia, N., Driver M. F., Chooneea, M., Ramasawmy, B. (2022) Food waste generated by the Mauritian hotel industry. *Tourism Critiques: Practice and Theor*, **3**(2). 120 – 137. <http://dx.doi.org/10.1108/TRC-04-2022-0010>
- Biancini, G., Marchetti, B., Cioccolanti, L., Moglie, M. (2022) Comprehensive Life Cycle Assessment Analysis of an Italian Composting Facility concerning Environmental Footprint Minimization and Renewable Energy Integration. *Sustainability*, **14**(22). <https://doi.org/10.3390/su142214961>
- Brasil. (2022b) Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília. ISBN 978-65-88265-15-4. Available at: <https://portal-api.sinir.gov.br/wp-content/uploads/2022/07/Planares-B.pdf>.
- Brasil. (2022a) Ministério do Turismo. CADASTUR – Cadastro de pessoas físicas e jurídicas que atuam no setor de turismo. Available at: <https://cadastur.turismo.gov.br/hotsite/#!/public/capa/entrar#capalncio>.
- Brasil. (2020). Ministério do Desenvolvimento Regional – Secretaria Nacional de Saneamento. Diagnóstico Temático – Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2020. Brasília, 2021. Available at: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/diagnosticos>.
- Brasil. (2010). Presidência da República. Casa Civil. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/12305.htm
- Bashir, S., Goswami, S. (2016). Tourism induced Challenges in Municipal Solid Waste Management in Hill Towns: Case of Pahalgam. *Procedia Environmental Sciences*, **35**(2016), 77 – 89, <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.048>
- Camilleri-fenech, M., Sola, J. O., Farreny, R., Durany, X. G. (2020). A snapshot of solid waste generation in the hospitality industry. The case of a five-star hotel on the island of Malta. *Sustainable Production and Consumption*, **21**(2020), 104-119. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.11.003>

- Chaabane, W., Nassour, A., Nelles, M. (2018). Solid Waste Management Key Indicator Development for Hotels: A Tunisian Case Study Analysis. *Recycling*, **3**(4). <https://doi.org/10.3390/recycling3040056>
- Dangi M. B., Pretz, C. R., Urynowicz, M. A., Gerow, K. G., Reddy, J. M. (2011). Municipal solid waste generation in Kathmandu, Nepal. *Journal of Environmental Management*, **92**(2011), 240-249. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.005>
- Díaz-Farina, E., Hernández, J. J. D., Padrón-Fumero, N. (2023) Analysis of hospitality waste generation: Impacts of services and mitigation strategies. *Annals of Tourism Research Empirical Insights*, **4**(1). <https://doi.org/10.1016/j.annale.2022.100083>
- Díaz-Farina, E., Hernández, J. J. D., Padrón-Fumero, N. (2020) The contribution of tourism to municipal solid waste generation: A mixed demand-supply approach on the island of Tenerife. *Waste Management*, **102**(1), 587-597. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.023>
- Field, A. (2009). Descubriendo a Estatística usando o SPSS. (2009) 2nd ed. – Dados eletrônicos. – Porto Alegre: Artmed, ISBN 978-85-363-2018-2
- Fox J. (2002). *An R and S-PLUS companion to applied regression*. Sage, California.
- Guidoni, L. L. C., Peruchini, B., Corrêa, L. B., Marques, R. V., Vieira, L. A., Siqueira, T. M., Corrêa, E. A. (2018). Solid waste generation in a hotel event service. revista internacional de contaminación ambiental **34**(2), 237-24. <http://dx.doi.org/10.20937/rica.2018.34.02.05>
- Hoang, G., M.; Phu, S. T. P., Fujiwara, T., Pham, D. V. (2020). Waste-to-Landfill Reduction: Assessment of Cost-Effective Solutions using an Optimisation Model. *Chemical engineering transactions*, **78**(2020). <https://doi.org/10.3303/CET2078086>
- Hoang, M.G., Fujiwara, T., Phu, S. T. P. (2017). Municipal waste generation and composition in a tourist city – Hoi An, Vietnam. *Journal of JSCE*, **5**(1), 123-132. https://doi.org/10.2208/journalofjsce.5.1_123
- Iles, T. C. (1993) *Multiple regression*. In: Fry, J. C, Biological Data Analysis – A Practical Approach. United States, New York: Oxford University Press Inc. 127-171.
- IBGE, Instituto brasileiro de Geografia e Estatística (2022). *IBGE Cidades e Estados*. Available at <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pb/joao-pessoa/panorama/>.
- Jll., World Travel and Tourism Council. (2022). *Destination 2030: Global Cities' Readiness For Sustainable Tourism Growth*. Available at: <https://www.us.jll.com/en/industries/hotels-and-hospitality/destination-2030>.
- Juvan, E., Grün, B., Dolnicar, S. (2018). Biting off more than they can chew: Food waste at hotel breakfast buffets. *Journal of Travel Research*, **57**(2), 232–242. <https://doi.org/10.1177/0047287516688321>
- Osra F.A., Ozcan, H.K., Alzahrani, J.S., Alsoufi, M.S. (2021). Municipal Solid Waste Characterization and Landfill Gas Generation in Kakia Landfill, Makkah. *Sustainability*, **13**(3), 1462, 2021. <https://doi.org/10.3390/su13031462>
- Paraíba. (2022). Secretaria do Estado do Turismo. *Prestadores de Serviços Turísticos da Paraíba*. Accessed: 22 October 2022. Available at: <https://www.pbtur.pb.gov.br/prestadores-de-servicos-turisticos-da-paraiba/>
- Phu, S.T. P., Hoang, M.G., Fujiwara, T. (2018). Analyzing solid waste management practices for the hotel industry. *Global J. Environ. Sci. Manage*, **4**(1), 19-30. <https://doi.org/10.22034/gjesm.2018.04.01.003>
- Pirani, S.I., Arafat, H.A. (2014) Solid waste management in the hospitality industry: a review. *J. Environ. Manage*, **146**(2014), 320–336. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.038>
- Quaresma, I. do N., Athayde Júnior, G. B.; Nascimento Filho, J. E. (2021). Análise da geração de resíduos sólidos em um hotel no Brasil: quantificação, composição e estratégias para minimização do fluxo a ser disposto em aterro sanitário. *Revista AIDIS de ingeniería y ciencias ambientales: investigación, desarrollo y práctica*, **14**(1). <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69949>
- Quaresma, I. do N., Athayde Júnior, G. B., Sena, R. S., Bezerra, F. C. (2021). Organic solid waste in a hotel in the city of João Pessoa, Brazil: generation rate and measures to reduce the amount of disposal in landfill. *Journal of solid waste technology and management*, **47**(4). <https://doi.org/10.5276/JSWTM.2021.760>

- Rotthong, M., Takaoka, M., Oshita, K., Rachdawong, P., Gheewala, S. H., Prapasongsa, T. (2023). Life Cycle Assessment of Integrated Municipal Organic Waste Management Systems in Thailand. *Sustainability*, **15**(1). <https://doi.org/10.3390/su15010090>
- Sheather, S. J. (2009). A Modern Approach to Regression with R. *Springer Science + Business Media*. ISBN: 978-0-387-09607-0. 10.1007/978-0-387-09608-7.
- Son, L. H., Matsui, Y., Trang, T. T., Than, N. P. (2018). Estimation of the Solid Waste Generation and Recycling Potential of the Hotel Sector: A Case Study in Hue City, Vietnam. *Journal of Environmental Protection*, **9**(7), 751-769. <https://doi.org/10.4236/jep.2018.97047>
- Speier, C. J., Nair, R. R., Mondal, M. M., Weichgrebe, D. (2019). Multi-sector evaluation of generation, composition and sustainable treatment systems for commercial waste streams in India. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **21**(2019), 1155 – 1166. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00869-7>
- Tabachnick, B.G., Fidell, L.S. (2013). *Using Multivariate Statistics*. Pearson Education, Boston.

REVISTA AIDIS

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

ECONOMIC ASSESSMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT IN MIDSIZED METROPOLITAN AREAS OF BRAZIL

* José Carlos Martins Ramalho ¹
João Luiz Calmon ¹
Diogo Appel Colvero ²

Recibido el 14 de mayo de 2023. Aceptado el 15 de agosto de 2023

Abstract

This paper addresses the incipient number of studies regarding municipal solid waste management in Brazil, where the federal law requires the inclusion of waste pickers in waste management and proposes waste diversion targets far from being attained. Therefore, decision-makers can make the best choice economically among alternative technological roadmaps that meet the legal requirements. The proposed alternatives combine biowaste treatments (open composting, closed composting, anaerobic digestion), recycling and final disposal methods (landfill and incineration) for a metropolitan region with two million inhabitants. The results show that incineration can lower the costs for the citizens, and the cost increase is modest if anaerobic digestion is chosen if no profit is intended after 20 years (IRR=0%). However, higher profit (8% and 16% IRR) causes a significant increase in the service fees, which could encourage the use of composting facilities with lower environmental performance. Furthermore, the high waste diversions scenarios have lower service fees than the low diversions counterparts because of the increase in revenue from sales of recyclable materials and employing 5,697 instead of 2,138 pickers to work at sorting facilities, therefore highly recommended.

Keywords: economic assessment, biodegradable waste, recyclable waste, commingled waste, developing countries.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil.

² Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Goiás, Brasil.

* *Autor correspondente:* Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, Vitória, Espírito Santo. CEP.: 29075 –910, Brasil. Email: jc_ramalho@hotmail.com

Introduction

Sustainability, which makes existence bearable, viable, and equitable (Bialostocka, 2021), is threatened. The United Nations (2023) warned about the grim consequences of climate change, the global economic crisis and tensions between the Global North and South in the latest World Economic Forum in Davos. To change this scenario, the Sustainable Development Goals (UN, 2015) include zero hunger, decent work and economic growth, reduced inequalities, sustainable cities and communities, and climate action, issues that can be addressed with municipal solid waste (MSW) management.

In this sense, Barbosa *et al.* (2021) mention that although Brazil has made remarkable progress in environmental laws in the last 50 years, some of this progress has been dismantled with medium to long-term consequences. One of these regressions was the proposed waste diversion targets from landfills (MMA - Brazilian Ministry of the Environment, 2012), which are now very unambitious (MMA, 2020). Like Colombia, Brazil is one of the few countries with policies regulating waste picker integration in the MSW management systems (Calderón Márquez *et al.*, 2021). This can create formal jobs that can include pickers in material recovery facilities (MRFs) (Vesere *et al.*, 2021), even if the literature reports difficulties in formalizing enough pickers due to competition of mechanized facilities (Marello and Helwege, 2018).

A literature review of economic assessments of MSW management systems was performed to understand the state of research in this area. While most authors associated the economic analyses and life cycle costings with environmental life cycle assessments (LCA) or social LCA in their studies (Nubi *et al.*, 2022a, 2021) approached the economic and social sustainability pillars separately and then joined them in a multicriterial study (Nubi *et al.*, 2022b). This has the advantage of allowing for more complete conclusions from a broader point of view while allowing a thorough assessment of each component. Another observation is that more developing countries are producing literature on this subject, although it is still incipient in South America. In this continent, countries like Brazil have critical areas in which waste is improperly disposed of or, if this issue is already sorted, there is still insufficient recycling and biowaste treatment to meet landfill diversion targets, like in the Great Vitória Metropolitan Region, or GVMR (ES - Espírito Santo, 2019). Finally, economic analyses are decision-making tools that need to be carried out for specific geographic locations because they have to consider the individual characteristics of each studied area. Therefore, the conclusions of a study may vary if the methodology is replicated in a new location.

To address this research gap, the present study was performed in Brazil, a vast country with heterogeneous structural development, where the legislation obliges the inclusion of waste pickers in waste management (Brazil, 2010) and waste diversion targets were proposed by the Brazilian Environment Ministry (MMA, 2012; 2020), but are far from being attained (Colvero *et al.*, 2020;

Ramalho *et al.*, 2021). Great Vitória Metropolitan Region (GVMR), located in southeast Brazil, is mid-sized, densely populated and has seven municipalities, one of them touristic. Even though this region has eradicated dumps and its MSW management has made remarkable progress, with proper landfilling and energetic recovery, the amount of biowaste treatment and recycling is still incipient. The main goal of this study is to conduct an economic assessment of different technologic roadmaps. For these reasons, this study is important to assist decision-makers in choosing the best strategy to improve the general sustainability of MSW management in this region. This way, it can be a model to help other regions achieve an economically viable system to decrease the environmental impacts of MSW, also generating formal jobs that include people in society.

Materials and methods

This economic assessment is comprised of three main phases. The first is the collection of necessary data, namely population, MSW generation, characterization and flows for the baseline and proposed scenarios, in the various municipalities that comprise the studied region. The second phase involves computing the costs and revenues, converting the currency to US dollars and extrapolating them to the correct year. The last step is to use economic assessment tools, like Net Present Value (NPV), Internal Rate of Return (IRR) and payback, to enable a discussion of the proposed MSW management options. Additionally, the number of pickers that can be included in Materials Recovery Facilities (MRFs) was calculated.

The Goal of this economic assessment is to propose different alternatives to the *status quo* in GVMR regarding MSW management, where only 0.82% are recycled and 0.75% are composted (Ramalho *et al.*, 2021). The proposed alternative is to attain the Brazilian Solid Waste Plan diversion targets, both high and low. The Scope of this paper is the management of domestic and public waste (that qualifies as MSW) generated yearly in GVMR, from collection to treatments and disposal in the landfill.

Population, Waste Quantities and Characterization

The population of the seven GVMR municipalities between 2022-2040 is a projection from the Solid Waste State Plan (ES, 2019) and is presented in Figure 1 and Supplementary Material (SM) Table 1. However, since the time horizon is between 2022 (installation year) and 2042 (the 20th year of operation), the population for the last two years had to be calculated. To do so, the mean quotient of 2038, 2039 and 2040 (shown in SM Table 2) was used to estimate the population growth for 2041 and 2042. The rural municipality of Fundão was excluded because it has a sparse population, as seen in Figure 1, and its low amount of waste is sent outside GVMR.

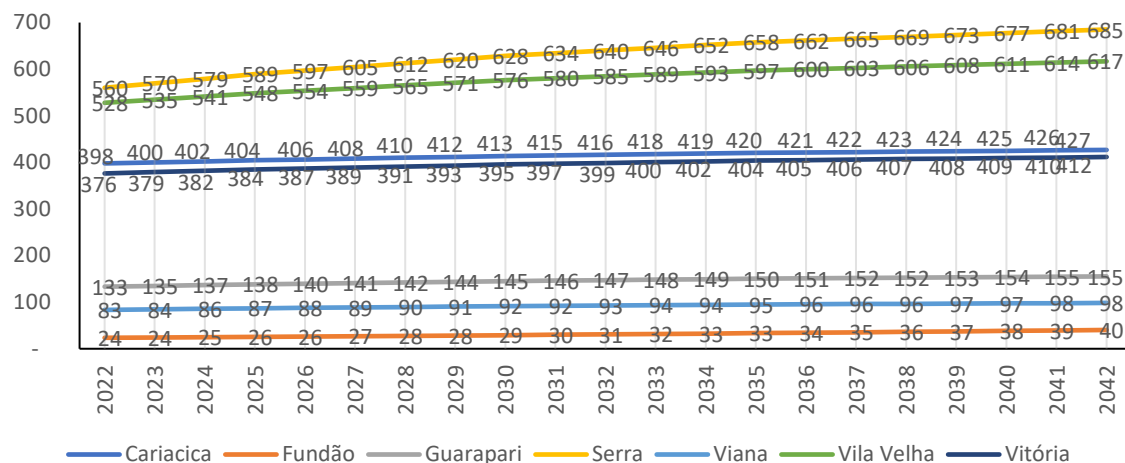


Figure 1. Estimated population (in thousand inhabitants) of Great Vitória Metropolitan Region municipalities for the entire time horizon of the MSW management systems. *Note: Fundão is sparsely populated, therefore, was excluded from the assessment. Source: Adapted from ES (2019).*

As for the waste quantities, the average per capita values of commingled and source-separated recyclable collection in the latest years from the Brazilian Information System on Sanitation (SNIS) were calculated (Table 1). This was done to account for possible data uncertainties because the values of collected waste can vary and not necessarily follow the trend in all years. For all municipalities except Guarapari, the values used were from the years between 2016-2020 (SNIS, 2022), whereas for Guarapari, the newest available values were from between 2013-2017 (SNIS, 2022). This is because some municipalities do not promptly communicate their waste management information to SNIS. The population covered by the collection service, also from the same source, allowed to estimate the uncollected generated waste.

Table 1. Estimated per capita collection for the municipalities of Great Vitória Metropolitan Region.

	Collection coverage (%)	MSW collection	Total generation (t·inhabitant ⁻¹ ·year ⁻¹)	SSC recyclables	SSC biowaste
Cariacica	99.24	0.29	0.29	0.0023	0.0028
Guarapari	94.00	0.37	0.40	0.0033	n.i.
Serra	99.66	0.25	0.25	0.0009	0.0011
Viana	91.74	0.19	0.21	0.0022	0.0027
Vila Velha	99.17	0.35	0.36	0.0011	n.i.
Vitória	100.00	0.43	0.43	0.0074	0.0090
Total %:		97.40%	100.00%	0.772%	0.700%

Legend: SSC – Source-separated collection; n.i. – not informed. Note: the percentages below refer to a fraction of the total amount of generated waste and estimations point to 1.128% of uncollected waste. Source: Adapted from SNIS (2022).

As for source-separated biowaste not existent on SNIS, the composting facility in Cariacica reported a total amount of 5,193.23 t (Marca Ambiental, 2021) in 2020. It receives waste from Cariacica, Serra, Viana and Vitória. With this value and the amount of source-separated recyclables of these municipalities, it was possible to estimate the distribution of source-separated biowaste by each municipality and add it to the total generation, which is further described in the SM. With all estimated per capita values and population, the yearly MSW generation of each municipality was obtained for the entire time horizon (SM Table 4).

The characterization of the MSW generated in GVMR is the same as used in Ramalho *et al.* (2021), where the methodology used to obtain it is explained. SM Table 5 shows the composition of the undifferentiated, organic and recyclable waste, representing almost 43% of the total waste in this area. This fraction is approximately the same as vegetable waste, the most representative waste subfraction. Waste like multilayered packaging, comprised of layers of recyclable materials and Styrofoam, were included in the undifferentiated category because they are unfeasibly difficult or uneconomical to recycle.

Waste flows

It is necessary to know the composition and how the yearly amount of generated/collected waste divides into flows to determine how much waste is sent to treatments (biowaste and recycling) or disposal. This information will be used to calculate all costs and revenues for the economic assessment. To do that, two main factors must be considered: the recyclable and biowaste diversion targets, which specify how much has to be effectively treated; and the treatment efficiencies, which define how much extra waste has to be sent to the treatments to account for the refuse that has to be disposed.

Regarding the two sets of targets, the high target is 70% for both recyclable and biowaste, which is the optimistic 2015 target for southeast Brazil proposed by the Brazilian Environment Ministry (MMA - Ministério do Meio Ambiente, 2012), while 25.8% for recyclables and 18.1% for biowaste (MMA, 2020) are the low targets that have superseded the previous ones. Note that both preliminary proposals are unapproved to the date of this study and the newer one has retracted the diversion targets (SM Table 6). Therefore, they were chosen to understand the impact of decreasing landfill diversions from an economic perspective. As for the efficiencies, 75% and 82.4% were assumed for MRFs and biowaste treatments, respectively, as in Ramalho *et al.* (2021). The result of this flow division is shown in Figure 2.

The two sets of targets combined with the different technologic roadmaps produced 12 scenarios. Each target has three scenarios with landfills and three with incineration. And each of these three scenarios uses one of these biowaste treatments: open or windrow composting, closed or tunnel composting and AD (Table 2). All scenarios have recycling, collection, transport and transfer stations (TSs), where their amount depends on the respective diversion targets.

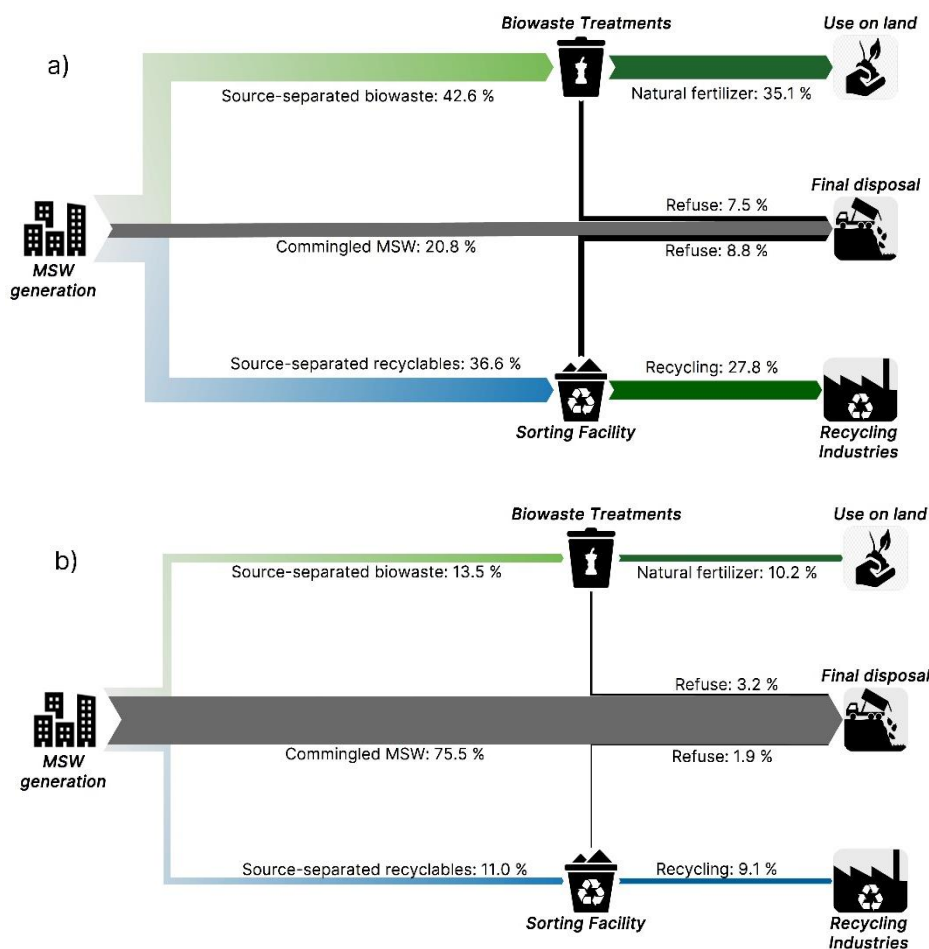


Figure 2. Waste flows with diversion targets proposed in: a) 2012 – 70% of biowaste and recyclables (high), b) 2020 – 18.1% of biowaste, 25% of recyclables (low).

Table 2. Summary of the scenarios proposed for the Great Vitória Metropolitan Region

	High Diversions (70% biowaste/recyclables)	Low Diversions (18% biowaste/25% recyclables)
Final disposal:		
Landfill (LDF)	OC+LDF CC+LDF AD+LDF	OC+LDF CC+LDF AD+LDF
Incineration (WtE)	OC+WtE CC+WtE AD+WtE	OC+WtE CC+WtE AD+WtE

Note: All scenarios include Recycling. Legend: OC – Open Composting, CC – Closed Composting, AD – Anaerobic Digestion, LDF - Landfill, WtE – Incineration.

Economic Assessment

With the waste amounts determined for all scenarios, the economic assessment can be initiated since costs and revenues are a function of the amount of waste to be treated. The capital expenditures or investment costs (CAPEX) occur in the zero-year of the system, 2022, while the operating costs or expenditures (OPEX) are calculated for every year of operation between 2023-2042. This is because the Brazilian Solid Waste Policy (Brazil, 2007) requires that the MSW management systems are designed for periods of 20 years. Similarly, some facilities generate revenues with sales, as is the case of material recovery facilities (MRF), AD, composting and incineration (WtE).

Because the currency chosen for this study is US Dollar (US\$), the monetary values in Euros (€) or Brazilian Reals (R\$) needed to be converted into this currency. The used conversion factors of 1.00€ = US\$1.1369 and R\$1.00 = US\$0.2176 were the mean exchange rates of the last five years shown in SM Table 7 (BCB - Brazilian Central Bank, 2022a; ECB, 2022). This step was done to reduce the effects of currency volatility. And since the costs and revenues of the different facilities system are from different sources and years, they needed to be updated to the implementation year of the system (Colvero *et al.*, 2020; Soares *et al.*, 2015), in this case 2022, using Equation 1:

$$V_f = V_p \cdot (1 + i)^y$$

Equation (1)

Where: V_f is the future value, V_p is the present value, i is the yearly interest rate, and y is the number of years between V_f and V_p .

Regarding the i -value, the mean value ($i=5.118\%$) of the interest rates between December 2017 (minimum 2.95%) and December 2021 (maximum 10.06%), shown in SM Table 8 (BCB, 2022b), was used to update the calculated yearly values between 2023-2042 to the current operation year, as well as the unit costs and revenues.

Logistics costs

Waste logistics involves (1) waste collection service for all municipalities; (2) transfer stations (TSs) in municipalities where waste has to be sent to a distance greater than 25 km (Ferronato *et al.*, 2022); and (3) transport from the TSs to the landfills, using 25-ton trucks (Vergara *et al.*, 2016). This transport component can be either direct or indirect, as in most municipalities, where their waste is gathered at TSs before being sent to landfills. Instead, Viana and Cariacica transport their waste directly to the treatment and disposal facilities in Cariacica, located less than 25 km from the town centers. Therefore, the OPEX for the logistic facilities is presented in Table 3, while the CAPEX was omitted from the calculations, as the facilities are already in operation.

Because the transport costs are a distance function, the distances used to calculate the OPEX from Figure 3 must be multiplied by the transport distances between TSs and landfills (SM

Table 9). It is noteworthy that the TSs are correctly located less than 25 km from waste generation in all municipalities of GVMR.

Recycling

As each municipality currently has at least one waste picker organization, the costs and revenues with the sale of recyclables were calculated for each municipality. This is because decentralizing MRFs is a sustainable practice that lowers transport costs and environmental impacts while bringing income to the municipalities and local population (Colvero *et al.*, 2019). To calculate the CAPEX, OPEX and revenues for all scenarios, the values from Table 3 were used in conjunction with the estimated waste quantities from *Population, Waste Quantities and Characterization* section. Since the current facilities operated by waste pickers cannot process the waste quantity needed to attain any proposed diversion target, new investments have to be made in MRFs.

In addition to the costs of MRFs, which depend on whether they are mechanized or not, they also create jobs. To estimate the number of workers necessary to operate the MRFs, it is necessary to know if the amount of waste that arrives at the MRF is under or over the 15 t·day⁻¹ limit. This value is generally exceeded in all municipalities in all scenarios, with a single exception: the municipality of Viana does not reach nine daily metric tons in low diversions scenarios. For that single case, manual MRFs with a productivity rate is 2-2.5 t·person⁻¹·month⁻¹ were assumed (Colvero *et al.*, 2016); for all other scenarios with mechanized MRFs, a productivity rate is 3.5-4 t·person⁻¹·month⁻¹. Notably, the Brazilian Solid Waste Policy (Brazil, 2010) prioritizes Federal funds for MSW management to the municipalities that hire waste pickers in MRFs.

Organic Treatments and Final Disposal

The CAPEX and OPEX must be calculated for biowaste treatments and incineration, while OPEX suffices for the existing landfills in GVMR. The CAPEX also had to be calculated if the studied area needed new landfills. Because the cost functions in Table 3 were used, the unit cost must be calculated with the waste quantity to be multiplied again by the amount of waste to obtain the total cost for each facility. For the landfills, the total costs are calculated directly with the primary unit value (Table 3). Finally, Euros and Reais values were converted to Dollars, as explained above.

It is worth mentioning that the functions to calculate the CAPEX and the OPEX have applicability limits. To ensure these limits in low diversion scenarios, the amount of waste was combined into two groups: the municipalities that sent their waste to Cariacica (Cariacica, Serra, Viana and Vitória) and the ones that send to Vila Velha (Vila Velha and Guarapari). This split implies that there will be only one large composting, AD or incineration facility for each group, located beside the current landfills. Contrarily, for the high diversions scenarios, the amount of biowaste to be treated is enough to calculate the costs of individual biowaste facilities. However, the same group arrangement is maintained for incineration facilities, as they require large amounts of waste to be feasible.

Notably, the actual placement of the facilities in the municipalities must observe specific legal criteria that have to be studied separately with specific geoprocessing tools, as performed by Colvero *et al.* (2018). Therefore, some facilities may be reassigned to the municipalities, causing variations to the CAPEX, OPEX and transport distances, thus changing the service fees to the inhabitants.

Table 3. Unit capital and operational expenses (CAPEX and OPEX) and Revenues for the Great Vitória Metropolitan Region facilities

		OPEX
Collection - Reichert (2013)		2022 (US\$·t⁻¹)
Source-separated recyclables		65.42
Source-separated biowaste		60.13
Commingled collection		31.92
Transport – Bezerra (2012)		2022 (US\$·t⁻¹·km⁻¹)
Indirect (Guarapari, Serra, Vitória, Vila Velha)		0.08
Direct (Viana, Cariacica)		0.12
Transfer Stations – Pereira (2013)		2022 (US\$·t⁻¹)
		7.06
Materials Recovery Facilities – BNDES (2014)		
Population (10³ inhabitants)	CAPEX 2022 (US\$·t⁻¹)	OPEX 2022 (US\$·t⁻¹)
<10	10.70	158.29
10-30	5.35	147.58
30-250	5.84	160.56
250-1,000	3.73	48.92
>1,000	2.27	22.70
Material		REVENUE 2022 (US\$·t⁻¹)
Paper		61.63
Plastic		133.95
Ferrous metal		58.38
Non-ferrous metal		784.13
Glass		25.95
Tsilemou & Panagiotakopoulos (2006)		
	Waste amount (10³ t·year⁻¹)	CAPEX 2006 (€·t⁻¹)
Open Composting	(2≤x≤100)	4,000·x ^{0.7}
Closed Composting	(2≤x≤120)	2,000·x ^{0.8}
Anaerobic Digestion (AD)	(2.5≤x≤100)	35,000·x ^{0.6}
Incineration	(20≤x≤100)	5,000·x ^{0.8}
		OPEX 2006 (€·t⁻¹)
		7,000·x ^{-0.6}
		2,000·x ^{-0.5}
		17,000·x ^{-0.6}
		700·x ^{-0.3}
Marca Ambiental (2022)		
		OPEX 2022 (US\$·t⁻¹)
Landfill		26.11
Compost/Digestate (t) – Composting/AD		60.92
Energy from biogas (MWh) – AD		102.26
Energy from incineration (MWh) – WtE (ABRELPE, 2013)		117.53

Regarding revenue, composting facilities generate income from compost sales. AD sells both stabilized digestate (assuming the same price as compost) and electricity from biogas, while incineration produces electricity. The average yield of composting facilities is 35% (Marca Ambiental, 2021), whereas the digestate yield for AD was 14.1% (Clavreul *et al.*, 2014). To determine how much energy is produced by AD and incineration, Equations 2 and 3 adapted from Fernández-González *et al.* (2017) were used, respectively:

$$E_{AD} = (0.28 \cdot W_{biow} \cdot LHV_{AD} \cdot R \cdot \eta_{AD}) / 1000 \quad \text{Equation (2)}$$

$$E_{WtE} = (0.28 \cdot W_{cmgl} \cdot LHV_{WtE} \cdot \eta_{WtE}) / 1000 \quad \text{Equation (3)}$$

Where: E is the amount of energy produced in MW·h; 0.28 is the conversion factor from MJ to kW·h; W is the yearly biodegradable or commingled waste input in metric tons; LHV is the lower heating value of methane or the waste input in incineration, as detailed below; R is the ratio of methane generation per metric ton of biowaste: 115 Nm³·t⁻¹ (Fernández-González *et al.*, 2017); η is the efficiency of the facilities: 29% was assumed for AD (Fernández-González *et al.*, 2017) and 22% for incineration (Brogaard and Christensen, 2016), as in the Brazilian study by Colvero *et al.* (2020).

For the LHV values, 37.2 MJ·Nm⁻¹ (Fernández-González *et al.*, 2017) was adopted for AD, while for incineration, the life cycle assessment software EASETECH (Clavreul *et al.*, 2014), together with the waste flows of Figure 2 and the MSW characterization for GVMR (Ramalho *et al.*, 2021) were used. The lower heating values of the waste mix arriving at the incineration are 10,504 MJ·t⁻¹ and 9,405 MJ·t⁻¹ for the high and low diversions scenarios, respectively. The yearly revenues from these facilities were calculated with the amount of energy calculated with Equations 2 and 3 and the unit values indicated in Table 3 for biogas and incineration energy.

Economic feasibility assessment and service fees

Having all yearly costs and revenues calculated, it is quickly understood that the gains from sales alone are insufficient to cover the expenses. And because the Brazilian law no. 11,445/2007 (Brazil, 2007) determines that the economic feasibility of the MSW management system must be guaranteed and its benefiter can be charged a fee to cover operation and maintenance costs. As in Colvero *et al.* (2020), this study assumes that the investments can either be made by the State or shared with the private sector through a public-private partnership. This section will explain the calculations behind the service fees that ensure the project is paid by the end of the 20-year time horizon or earlier.

To calculate the service fees, the Operation Results are found by subtracting the yearly costs from the yearly revenues (facility revenues and service fee). Then the Exploration Cashflow and Investment Cashflow are calculated as in Colvero *et al.* (2020) and summed to obtain the Global Cashflow. This cash flow is extrapolated to the present value using Equation 1 to calculate the Present Value. Therefore, the total annual service tax equals the total yearly OPEX multiplied by

a factor (Φ), which will be the dependent variable that changes with the desired conditions of the economic assessment, the independent variable. For instance, if $\Phi=1$, the total collected service fees are equal to the OPEX in all years. To determine the actual Φ , the Solver tool of Microsoft Excel was used so that the net present value (NPV) is zero in the 0% IRR. This is a social scenario where the public investment in 2022 will be completely paid by the end of 2042, without profit or debt, run by the local government and providing the lowest fees for the population.

Additionally, two profit-oriented alternatives were analyzed, with 8% and 16% IRR values. The first, 8% IIR, as used by Colvero *et al.* (2020), is comparable with other studies (Khan *et al.*, 2016; Lombardi and Francini, 2020; Luz *et al.*, 2015) and would guarantee profitability to potential investors. But because of the high variability of inflation in Brazil, which has surpassed 10% in 2021 (IBGE, 2023), the 16% IRR was also tested to understand how a profitable MSW management system in a high inflation scenario would impact the service fees. This value aligns with the 15.6% IRR proposed in the technical document by the Brazilian Institute for Applied Economic Research (Rocha *et al.*, 2012) and other studies (Aracil *et al.*, 2018; Mabalane *et al.*, 2021). For higher-risk scenarios and novel technologies, the IRR targeted by the literature was as high as 20% (Copa *et al.*, 2020) or 25% (Yang *et al.*, 2018).

With the multiplication factor Φ known for every scenario and IIR, the total service fees obtained must be divided by all municipalities. So, the individual costs were added to the shared costs. The shared facilities are the landfills, incineration and biowaste treatments (only in the LOW diversions scenarios). In this case, the total OPEX of the shared facility was divided by the amount of commingled or biodegradable waste sent there by a municipality over the sum of waste sent by all municipalities of GVMR that share that facility. On the other hand, since the OPEX of waste collection and transport, MRFs and biowaste facilities (in the HIGH diversion scenarios only) are individual, the values per municipality are already known.

Results and discussion

Feasibility assessment and service fees

The results of this economic assessment (Table 4) show that the proposed MSW management system can be financially viable, i.e., it will be paid by the end of the project (20-years payback time, zero NPV), with modest service fees (monthly cost of US\$4 per capita maximum), especially if the system is not aimed at profit (Figure 3 – IIR=0%). However, if a profit is intended through increasing service fees, the payback time will be sooner than the 20-year time horizon. So, with an 8% IRR, the payback time will be during the 10th and 11th years, as in Lin *et al.* (2019), and sooner for the 16% IRR, during the 7th year, depending on which technological roadmap is chosen. Since the current MSW management system in GVMR has the participation of private entities, further considerations on the 8% and 16% IIR must be made.

Table 4. Net present value (US\$) and payback time (years) of the facilities and scenarios proposed for the Great Vitória Metropolitan Region

Scenarios:	IRR: 0%		8%		16%	
	NPV (US\$)	Payback (years)	NPV (US\$)	Payback (years)	NPV (US\$)	Payback (years)
HIGH diversions:						
OC+LDF	0	20.0	131,740,847	11.9	303,880,420	7.2
CC+LDF	0	20.0	195,756,252	11.9	452,253,452	7.2
AD+LDF	0	20.0	377,343,519	12.0	871,223,492	7.2
OC+WtE	0	20.0	354,647,238	12.0	819,226,687	7.2
CC+WtE	0	20.0	418,683,815	12.0	886,362,913	7.2
AD+WtE	0	20.0	590,253,575	12.0	1,493,493,479	7.2
LOW diversions:						
OC+LDF	0	20.0	50,182,922	12.7	84,796,381	7.2
CC+LDF	0	20.0	67,046,398	12.0	124,076,944	7.4
AD+LDF	0	20.0	266,678,234	11.7	614,829,373	7.8
OC+WtE	0	20.0	673,745,488	11.9	1,563,448,595	7.9
CC+WtE	0	20.0	690,625,011	11.9	1,602,917,379	7.9
AD+WtE	0	20.0	888,712,302	11.9	2,061,547,443	7.9

Legend: OC – Open Composting, CC – Closed Composting, AD – Anaerobic Digestion, LDF – Landfill, WtE – Incineration, NPV – Net Present Value.

The monthly service fees to be charged to the population are shown in Table 3, which are also presented for each municipality in SM Table 11, on a weight basis, and SM Table 12 every year. These fees are directly related to the CAPEX, OPEX and revenues of each individual facility, with are further discussed in the SM and presented in SM Table 10. So, for systems aimed at profit, it is visible in Figure 3 that abiding by the proposed diversion targets while insisting on the current technology (composting and landfilling) has modest increases in the service taxes (less than one dollar per month per inhabitant) when compared to a socially aimed, but economically feasible project (0% IIR). However, it is consensual that composting has poorer environmental performance than the more expensive AD (Lin *et al.*, 2018).

On the other hand, the scenarios with incineration are less expensive for the service payers than the ones with landfills on the social IIR, and the exact opposite happens when profit is aimed. This has to do with the investment costs, which are high for incineration and none for the already existent landfills. This result is consistent with Sharma and Chandel (2021), even though the landfill CAPEX was included. So, despite the higher potential revenues of the incineration, the increased investment has to be paid for sooner for the system to be profitable, resulting in nearly duplicating (8% LOW) or triplicating (16% LOW) the cost for the users. This is where increasing the diversions becomes economically attractive. That fee gap is diminished for the HIGH scenarios, so from the 0-16% IIR, the fee rises 16-51% (depending on the technological roadmap) instead of increasing 38-117% in the LOW scenarios. This opens up the choice for scenario recommendations which will be further discussed.

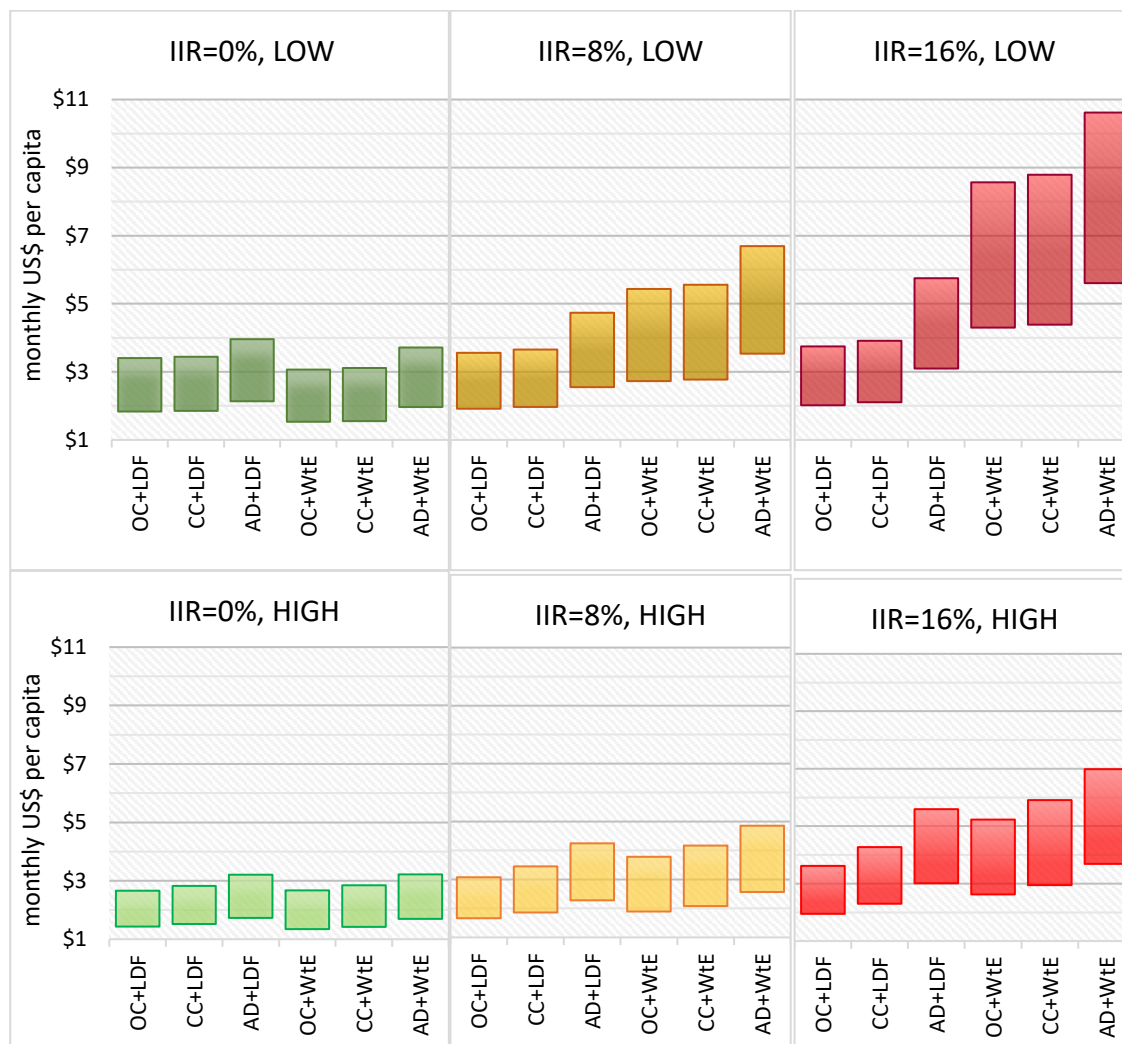


Figure 3. Monthly service fee to be charged to each inhabitant for 0%, 8% and 16% internal rates of return (IRR), low and high diversion targets, and six proposed technological roadmaps. Note: the numeric values for each municipality are presented in Table 11 of the Supplementary Material. Legend: OC – Open Composting, CC – Closed Composting, AD – Anaerobic Digestion, LDF – Landfill, WtE – Incineration.

Since the fees are low in all scenarios with low variations for a project with no profit intended (0% IRR), the most recommended scenarios are those with AD since the environmental benefit is the best. Inclusively, the produced biogas could serve as a fuel to power the waste collection vehicles after upgrading to biomethane, potentially decreasing the logistics cost, almost half of all OPEX. Adding incineration to the system would further decrease the service fees because this facility generates much more revenue than landfills.

As for the profit-aimed scenarios, the recommendations change dramatically. For the low diversion targets, which are easier to achieve, the scenarios become expensive for the inhabitants as costly facilities are introduced (AD, WtE), even with the added revenue. Therefore, the recommendations go toward opting for the existing landfills instead of building new incineration facilities and CC instead of OC for an increase in environmental performance, with a small price increase, or even AD, with a further fee increase, but with major environmental benefits. As the IIR increases, incineration becomes less and less interesting for the high fees caused by the high investment cost associated with a higher profit and sooner payback.

But, for the high diversions scenarios, the fees increase less than in the low diversions scenarios, and due to the different distribution of waste through the flows, there are different considerations to be made. Because the incineration does not increase the price as much as before, the AD+LDF scenario is now slightly more expensive than the OC+WtE and the CC+WtE in the 8% IIR only. Still, the most expensive scenario in the 8% IIR is under 5 dollars for the most expensive municipality. Therefore, even though the scenario price order changes, their differences are smaller. So, choosing a technology with better environmental performance, like AD, does not add to the price when comparing the same scenario with HIGH diversion targets.

Potential jobs creation

Figure 4 shows the number of jobs, calculated as explained in section 2.2.2, which can be created at MRFs if the waste diversion targets are attained.

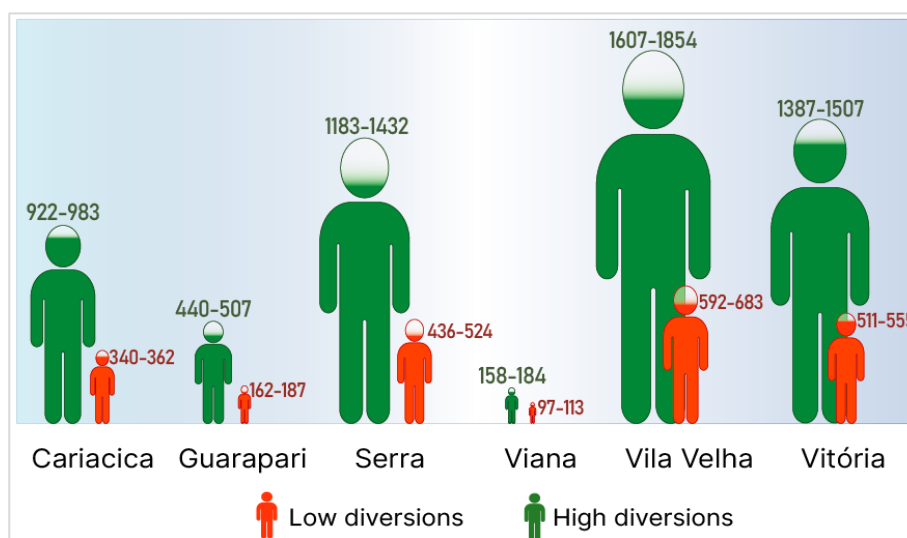


Figure 4. Number of pickers needed at the materials recovery facilities of Great Vitória Metropolitan Region for the two recyclable waste diversion targets, 70% (MMA, 2012) and 25% (MMA, 2020), for the first (minimum) and last (maximum) year of operation of the systems.

As presented, the more recyclable waste is diverted from landfills into the MRFs located in each municipality, the more workers are needed to sort the materials. And since the amount of waste to be treated increases during the 20 years of system operation, so does the number of workers at the recycling plants. Therefore, diverting waste from landfills has environmental and economic benefits and can open job opportunities, fostering social inclusion, so recycling is a sustainable practice. Notably, the municipalities of Vila Velha and Vitória can employ more pickers than Serra, which is more populous. This is because waste generation depends on socioeconomic factors like income (Ozcan *et al.*, 2016). Serra has more low-income inhabitants, which consume less, producing less waste.

Conclusion

This conducted an economic assessment of different technologic roadmaps for MSW management in for GVMR seeks to comply with the proposed waste diversion targets while being financially sustainable, which is also a legal requirement. These solutions combine three biowaste treatment technologies, open composting, closed composting and anaerobic digestion with energy recovery from biogas, and two alternatives for final disposal, landfills and incineration with electricity generation. Moreover, two distinct sets of diversion targets were considered, the high targets proposed in 2012 and the low targets proposed in 2020. On top of that, the service fees that are fundamental to the financial sustainability of the system were calculated based on three internal rates of return, 0% for a social project, 8% for a project in a moderate inflation scenario and 16% in a high inflation, risky scenario.

Regarding the facilities that comprise the proposed MSW management system alternatives, collection is where the waste enters the system, unexpectedly roughly representing half the total costs in high diversion targets, with the most source-separated collection. This expense could be potentially decreased by using the generated biomethane to replace diesel used by the waste collection vehicles. However, it was not analyzed in this article due to the complexity of the assessment and lack of data. The second most expensive facility in terms of OPEX was AD, despite being the second one that generates the most revenue. As for the largest revenue generators in high diversions scenarios, MRFs sell recyclable materials to industries if there is demand. The situation is different in low diversions because landfills cost the most in operation, second by incineration, which generates much more revenue than the OPEX.

However, what matters is the economic performance of the scenarios, which combine different facilities and diversion targets, changing the conclusions. So, the scenarios with incineration had considerably more revenue than the scenarios with landfilling. However, the high CAPEX of incineration competes with zero investment in new landfills, as these facilities are already in operation in GVMR. Regarding service fees, incineration is less costly to the population if the low

diversion targets are met and the project is not profit-oriented (0% IRR). In this way, the high amount of energy generation pays for the high investment costs. Otherwise, if private enterprise seeks a profitable investment (payback much earlier than 20 years), the costs will undoubtedly rise for the citizens of GVMR.

Concerning the impact of biowaste treatments on the scenarios, the difference is negligible between both types of composting, irrespective of the IRR, but increases slightly with the diversions of biowaste. Differently, for the scenarios with AD, the fees increase significantly in higher IRRs, but ever so slightly with the increase in diversion targets. Comparing correspondent scenarios with different diversion targets, it is safe to assume that the more waste is diverted from landfills, the lesser the service fees paid by the population.

Beyond these economic considerations, achieving the highest diversion targets is the most sustainable option, as it benefits the environment and fosters the creation of a higher number of job opportunities for the pickers at the MRFs. In turn, this ultimately helps the local economy and includes people below the subsistence level in the economy. Therefore, a social project would allow for the choice of scenarios with a better environmental performance at a lower cost for the population while being economically feasible in 20 years. Conversely, if high profits are sought, the service fees are likely too expensive for high-tech options with potentially higher revenues, like AD or incineration.

This study considered that the biogas from AD was used to generate electricity, but it could also be used as a cooking fuel or upgraded to be used as a vehicular fuel. In this sense, a potential future study should make an economic comparison of these options, including the substitution of waste collection vehicles powered by biomethane instead of using diesel fuel. Another issue is that the cost functions used to estimate some costs of MSW management facilities are based on European facilities. Therefore we suggest conducting a similar study for South American or even Brazilian facilities to make more accurate estimations. Finally, studies conducted with geoprocessing tools could allow for further optimization of the collection routes and facility placement.

Acknowledgments

This study was partly financed by Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (College and Graduate Education Improvement Coordination), Brazil (CAPES), Finance Code 001. The authors also acknowledge the financial support given by Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (Espírito Santo Research and Innovation Support Foundation – FAPES) project 107/2019, as well as Marca Ambiental for the provided data.

Referencias bibliográficas

- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos and Especiais (Brazilian Association of Public Cleaning and Special Waste Companies) (2013) *Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos (Brazilian Atlas of GHG emissions and Energy Potential in Solid Waste Destination)*. Available at: https://abrelpe.org.br/pdfs/publicacoes/atlas_brasileiro.pdf
- Aracil, C., Haro, P., Fuentes-Cano, D., Gómez-Barea, A. (2018) Implementation of waste-to-energy options in landfill-dominated countries: Economic evaluation and GHG impact, *Waste Management*, **76**, 443–456. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.039>
- Barbosa, L.G., Alves, M.A.S., Grelle, C.E.V. (2021) Actions against sustainability: Dismantling of the environmental policies in Brazil, *Land Use Policy*, **104**, 105384. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105384>
- BCB, Banco Central do Brasil (Brazilian Central Bank) (2022a) *Conversor de Moedas (Currency Converter)*. Accessed on 19 April 2022, available at: <https://www.bcb.gov.br/conversao>
- BCB, Banco Central do Brasil (Brazilian Central Bank) (2022b) *Histórico das metas para a inflação (Historic Inflation Targets)*. Accessed on 11 March 2022, available at: <https://www.bcb.gov.br/controleinflacao/historicometas>
- Bezerra, M.M. (2012) *Estação de transferência como alternativa de otimização logística na destinação final de resíduos sólidos (Transfer station as an alternative for logistics optimization in final destination of solid waste)*. Faculdade de Tecnologia da Zona Leste.
- Bialostocka, O. (2021) *UNESCO World Heritage Convention and the diversity of cultural contexts within the sustainable development paradigm*. Human Sciences Research Council. Accessed on 12 February 2023, available at: <http://hdl.handle.net/20.500.11910/16393>
- BNDES, Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (Brazilian Bank of Economic and Social Development) (2014) *Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão*. Jabotão dos Guararapes.
- Brazil (2007) *Política Nacional do Saneamento Básico (Brazilian Policy on Basic Sanitation)*. Available at: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm
- Brazil (2010) *Política Nacional de Resíduos Sólidos (National Policy on Solid Waste)*. Available at: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Brogaard, L.K. and Christensen, T.H. (2016) Life cycle assessment of capital goods in waste management systems, *Waste Management*, **56**, 561–574. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.037>
- Calderón Márquez, A.J., Silva de Souza Lima Cano, N., Rutkowski, E.W. (2021) Inclusion of Waste Pickers Into Municipal Waste Management Systems: A Comparison Between Colombia and Brazil, *The Journal of Environment & Development*, **30**(4), 395–425. <https://doi.org/10.1177/10704965211053425>
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T.H., Damgaard, A. (2014) An environmental assessment system for environmental technologies, *Environmental Modelling & Software*, **60**, 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.06.007>
- Colvero, D.A., Gomes, A.P.D., Tarelho, L.A.C., Matos, M.A.A., Santos, K.A. (2018) Use of a geographic information system to find areas for locating of municipal solid waste management facilities, *Waste Management*, **77**, 500–515. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.036>
- Colvero, D.A., Gomes, A.P.D., Tarelho, L.A. da C., de Matos, M.A.A., Ramalho, J.C.M. (2019) Proposal of an Integrated Municipal Solid Waste Management Facilities for Small Municipalities, *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, **45**(3), 273–286. <https://doi.org/10.5276/JSWTM/2019.273>
- Colvero, D.A., Ramalho, J.C.M., Gomes, A.P.D., Matos, M.A.A., Tarelho, L.A.C. (2020) Economic analysis of a shared municipal solid waste management facility in a metropolitan region, *Waste Management*, **102**, 823–837. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.033>

- Colvero, D.A., Pfeiffer, S.C., Carvalho, E.H. (2016) Materiais recicláveis provindos dos resíduos urbanos: caso de estudo para o estado de Goiás, Brasil, in *A Engenharia Sanitária nas Cidades do Futuro: Livro de comunicações. Encontro de Engenharia Sanitária e Ambiental/ENASB*, Lisboa: Ramísio, P. J.; Lopes G. A., Pinto L. M. C.; Leite, F.; Rosa, M. J., 713–720. <https://doi.org/10.22181/17ENASB.2016>
- Copa, J.R., Tuna, C.E., Silveira, J.L., Boley, R.A.M., Brito, P., Silva, V., Cardoso, J., Eusébio, D. (2020) Techno-Economic Assessment of the Use of Syngas Generated from Biomass to Feed an Internal Combustion Engine, *Energies*, **13**(12), 3097. <https://doi.org/10.3390/en13123097>
- ECB, European Central Bank (2022) *ECB euro reference exchange rate: US dollar (USD)*, European Central Bank. Accessed on 7 December 2022, available at: https://www.ecb.europa.eu/stats/policy_and_exchange_rates/euro_reference_exchange_rates/html/index.en.html
- ES, Espírito Santo (2019) State Plan for Solid Waste Management - Diagnosis on MSW management in Espírito Santo (Plano Estadual de Resíduos Sólidos - Diagnóstico sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos no Espírito Santo). Accessed on 16 July 2020, available at: <https://seama.es.gov.br/plano-estadual-de-residuos-solidos>
- Fernández-González, J.M., Grindlay, A.L., Serrano-Bernardo, F., Rodríguez-Rojas, M.I., Zamorano, M. (2017) Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities, *Waste Management*, **67**, 360–374. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003>
- Ferronato, N., Guisbert Lizarazu, G.E., Gorritty Portillo, M.A., Moresco, L., Conti, F., Torretta, V. (2022) Environmental assessment of construction and demolition waste recycling in Bolivia: Focus on transportation distances and selective collection rates, *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, **40**(6), 793–805. <https://doi.org/10.1177/0734242X211029170>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Brazilian Institute of Geography and Statistics) (2023) *Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (Brazilian Wide Consumer Price Index)*. Available at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/precos-e-custos/9256-indice-nacional-de-precos-ao-consumidor-amplo.html?=&t=series-historicas>
- Khan, Md.M.-U.-H., Jain, S., Vaezi, M., Kumar, A. (2016) Development of a decision model for the techno-economic assessment of municipal solid waste utilization pathways, *Waste Management*, **48**, 548–564. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.016>
- Lin, L., Shah, A., Keener, H., Li, Y. (2018) Improving the sustainability of organic waste management practices in the food-energy-water nexus: A comparative review of anaerobic digestion and composting, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **89**, 151–167. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.025>
- Lin, L., Xu, F., Ge, X., Li, Y. (2019) Techno-economic analyses of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings, *Waste Management*, **85**, 405–416. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.037>
- Lombardi, L. and Francini, G. (2020) Techno-economic and environmental assessment of the main biogas upgrading technologies, *Renewable Energy*, **156**, 440–458. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.04.083>
- Luz, F.C., Rocha, M.H., Lora, E.E.S., Venturini, O.J., Andrade, R.V., Leme, M.M.V., del Olmo, O.A. (2015) Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil, *Energy Conversion and Management*, **103**, 321–337. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.06.074>
- Mabalane, P.N., Oboirien, B.O., Sadiku, E.R., Masukume, M. (2021) A Techno-economic Analysis of Anaerobic Digestion and Gasification Hybrid System: Energy Recovery from Municipal Solid Waste in South Africa, *Waste and Biomass Valorization*, **12**(3), 1167–1184. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01043-z>
- Marca Ambiental (2021) Ecofone: Resposta – Trabalhos Acadêmicos.
- Marca Ambiental (2022) Ecofone: Resposta – Trabalhos Acadêmicos.
- Marello, M. and Helwege, A. (2018) Solid Waste Management and Social Inclusion of Wastepickers: Opportunities and Challenges, *Latin American Perspectives*, **45**(1), 108–129. <https://doi.org/10.1177/0094582X17726083>

- MMA, Ministério do Meio Ambiente (Brazilian Ministry of the Environment) (2012) National Plan for Solid Waste (Plano Nacional de Resíduos Sólidos). Accessed: 29 August 2021, available at: https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf
- MMA, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental (Brazilian Ministry of the Environment, Secretariat of Environmental Quality) (2020) National Plan for Solid Waste - Public consultation (Plano Nacional de Resíduos Sólidos). Accessed on 22 April 2021, available at: <http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%ABlica.pdf>
- Nubi, O., Morse, S., Murphy, R.J. (2021) A Prospective Social Life Cycle Assessment (sLCA) of Electricity Generation from Municipal Solid Waste in Nigeria, *Sustainability*, **13**(18), 10177. <https://doi.org/10.3390/su131810177>
- Nubi, O., Morse, S., Murphy, R.J. (2022a) Life Cycle Sustainability Assessment of Electricity Generation from Municipal Solid Waste in Nigeria: A Prospective Study, *Energies*, **15**(23), 9173. <https://doi.org/10.3390/en15239173>
- Nubi, O., Morse, S., Murphy, R.J. (2022b) Prospective Life Cycle Costing of Electricity Generation from Municipal Solid Waste in Nigeria, *Sustainability*, **14**(20), 13293. <https://doi.org/10.3390/su142013293>
- Ozcan, H., Guvenc, S., Guvenc, L., Demir, G. (2016) Municipal Solid Waste Characterization According to Different Income Levels: A Case Study, *Sustainability*, **8**(10), 1044. <https://doi.org/10.3390/su8101044>
- Pereira, C.D., Franco, D., Castilhos Jr, A.B. (2013) Implantação de Estação de Transferência de Resíduos Sólidos Urbanos utilizando Tecnologia SIG, *Brazilian Journal of Environmental Sciences (Online)*, (27), 71–84.
- Ramalho, J.C.M., Calmon, J.L., Colvero, D.A., Siman, R.R. (2021) Environmental assessment of MSW collection/transport using biomethane in mid-sized metropolitan areas of developing countries. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03837-7>
- Reichert, G.A. (2013) *Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre*. Doctoral dissertation. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Available at: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/87557>
- Rocha, K., Gutierrez Sarmiento, M.B., Hauser, P. (2012) A remuneração dos investimentos em energia renovável no Brasil – Uma proposta metodológica ao benchmark da UNFCCC para o Brasil, *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)*, February. Available at: <https://ideas.repec.org/p/ipe/ipetds/1701.html>
- Sharma, B.K. and Chandel, M.K. (2021) Life cycle cost analysis of municipal solid waste management scenarios for Mumbai, India, *Waste Management*, **124**, 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.02.002>
- SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (Brazilian Sanitation Information System) (2022) *SNIS - Série Histórica (Historic Series)*. Accessed on 28 April 2022, available at: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica>
- Soares, I., Couto, J., Moreira, J., Pinho, C. (2015) *Decisões de Investimento - Análise financeira de projetos*. 4th edn. Lisbon, Portugal: Edições Sílabo (Sílabo Gestão).
- Tsilemou, K. and Panagiotakopoulos, D. (2006) Approximate cost functions for solid waste treatment facilities, *Waste Management & Research*, **24**(4), 310–322. <https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>
- UN, United Nations (2015) *THE 17 GOALS | Sustainable Development*. Accessed on 12 February 2023, available at: <https://sdgs.un.org/goals>
- UM, United Nations (2023) *Em Davos, Guterres diz que mundo está no olho de um grande furacão | ONU News*. Accessed, 12 February 2023, available at: <https://news.un.org/pt/story/2023/01/1808297>
- Vergara, S.E., Damgaard, A., Gomez, D. (2016) The Efficiency of Informality: Quantifying Greenhouse Gas Reductions from Informal Recycling in Bogotá, Colombia: Quantifying GHG Reductions from Informal Recycling in Colombia, *Journal of Industrial Ecology*, **20**(1), 107–119. <https://doi.org/10.1111/jiec.12257>
- Vesere, R., Kalnins, S.N. and Blumberga, D. (2021) Role of Green Jobs in the Reduction of Waste and Waste Management, *Environmental and Climate Technologies*, **25**(1), 1128–1141. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2021-0085>
- Yang, Y., Wang, J., Chong, K., Bridgwater, A.V. (2018) A techno-economic analysis of energy recovery from organic fraction of municipal solid waste (MSW) by an integrated intermediate pyrolysis and combined heat and power (CHP) plant, *Energy Conversion and Management*, **174**, 406–416. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.08.033>

Supplementary material

Population data

The Solid Waste Plan for Espírito Santo State (ES, 2019) is a legal instrument that was produced for a 20-year time horizon (2020-2040), from where a population projection for the municipalities of Great Vitória Metropolitan Region (GVMR) was obtained (SM Table). The time horizon for this study is also 20 years, but since the period starts two years later (2022-2042), the population values for the last two years are lacking. Therefore, they had to be estimated.

SM Table 1. Population in the municipalities of Great Vitória Metropolitan Region

	Cariacica	Guarapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória
2022	397,720	133,277	560,133	83,328	527,780	376,161
2023	399,933	134,956	569,692	84,475	534,589	378,868
2024	402,167	136,651	579,342	85,634	541,464	381,601
2025	404,423	138,363	589,083	86,804	548,403	384,360
2026	406,210	139,718	596,803	87,731	553,902	386,546
2027	408,011	141,085	604,580	88,664	559,442	388,749
2028	409,825	142,461	612,415	89,605	565,023	390,968
2029	411,653	143,847	620,308	90,553	570,646	393,204
2030	413,494	145,244	628,261	91,508	576,311	395,456
2031	414,841	146,266	634,077	92,206	580,454	397,103
2032	416,195	147,293	639,924	92,908	584,620	398,759
2033	417,556	148,326	645,804	93,614	588,808	400,425
2034	418,925	149,364	651,715	94,324	593,019	402,099
2035	420,301	150,408	657,658	95,037	597,253	403,782
2036	421,199	151,089	661,535	95,503	600,014	404,880
2037	422,099	151,772	665,425	95,970	602,786	405,982
2038	423,003	152,458	669,329	96,439	605,567	407,087
2039	423,910	153,146	673,246	96,909	608,357	408,197
2040	424,821	153,836	677,178	97,381	611,158	409,310
2041	425,732	154,530	681,142	97,856	613,974	410,425
2042	426,645	155,227	685,129	98,333	616,803	411,543
Average	414,698	146,158	633,466	92,132	580,018	396,929

Adapted from: ES - Espírito Santo (2019). Note: the numbers in italic were estimated from the average population increase between 2037 and 2040, shown in SM Table 2.

To estimate the population values of the municipalities of GVMR, the population of the last four years was used to calculate the population growth and, consequentially, the mean population growth for these years (SM Table). Then, assuming these mean values, estimating the population values for the years beyond 2040, i.e., 2041 and 2042 was possible.

SM Table 2. Population growth used to calculate the estimated population values for 2041 and 2042

Period	2037-38	2038-39	2039-40	Average
Cariacica	0.2142%	0.2144%	0.2149%	0.2145%
Guarapari	0.4520%	0.4513%	0.4506%	0.4513%
Serra	0.5867%	0.5852%	0.5840%	0.5853%
Viana	0.4887%	0.4874%	0.4871%	0.4877%
Vila Velha	0.4614%	0.4607%	0.4604%	0.4608%
Vitória	0.2722%	0.2727%	0.2727%	0.2725%

Waste data

To estimate the amount of data generated in GVMR that will be managed every year between 2023 and 2042, the latest five per capita waste collection values were obtained from the Brazilian Sanitation Information System (SNIS, 2022) for commingled waste and recyclable waste for the municipalities of GVMR. Since not all municipal solid waste (MSW) produced is collected, because the MSW collection services do not cover a small percentage of the population, the collection coverage was used to determine how much waste is uncollected but generated. The average values of per capita MSW collection and the collection coverage are shown in Table 1 of the Manuscript (MS).

However, since there is no information regarding the source-separated collection of biowaste on SNIS, the values for each municipality had to be estimated. So, the 5,193.23 metric tons of biowaste that arrived at the composting facility in Cariacica (Marca Ambiental, 2022) in 2020 were split by the municipalities that send their waste to that facility (SM Table). These values were estimated using the amount of source-separated recyclables collected from those municipalities, calculating the proportions and multiplying by the total biowaste value. This step allowed estimating the total amount of MSW per capita generated in the municipalities of GVMR analyzed (MS Table 1), which in turn enabled the calculation of the estimated yearly MSW amount to be treated between 2022 and 2042 (SM Table).

SM Table 3. Estimation of source-separated biowaste collection for the Great Vitória Metropolitan Region municipalities

Municipality	Source-separated recyclables	Proportion	Source-separated biowaste
	t	%	t
Cariacica	969.0	21%	1,113.14
Serra	454.0	10%	521.56
Viana	174.0	4%	199.88
Vitória	2,923.8	65%	3,358.65
Total	5,578.5	100%	*5,193.23

SM Table 4. Amount of municipal solid waste generated in the municipalities of the Great Vitória Metropolitan Region, for the period of the economic analysis

	Cariacica	Gurapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória	Total
2020	129,807.2	19,494.9	178,623.7	9,727.7	169,736.5	122,371.3	632,213.0
2021	130,523.9	19,742.1	181,719.1	9,862.9	171,941.6	123,248.1	639,556.5
2022	131,247.6	19,991.6	184,843.9	9,999.4	174,167.4	124,133.1	646,970.5
2023	131,977.9	20,243.4	187,998.4	10,137.0	176,414.4	125,026.4	654,455.7
2024	132,715.1	20,497.7	191,182.9	10,276.1	178,683.1	125,928.3	662,014.0
2025	133,459.6	20,754.5	194,397.4	10,416.5	180,973.0	126,838.8	669,645.1
2026	134,049.3	20,957.7	196,945.0	10,527.7	182,787.7	127,560.2	675,709.6
2027	134,643.6	21,162.8	199,511.4	10,639.7	184,615.9	128,287.2	681,821.1
2028	135,242.3	21,369.2	202,097.0	10,752.6	186,457.6	129,019.4	687,979.5
2029	135,845.5	21,577.1	204,701.6	10,866.4	188,313.2	129,757.3	694,185.7
2030	136,453.0	21,786.6	207,326.1	10,981.0	190,182.6	130,500.5	700,439.7
2031	136,897.5	21,939.9	209,245.4	11,064.7	191,549.8	131,044.0	705,039.0
2032	137,344.4	22,094.0	211,174.9	11,149.0	192,924.6	131,590.5	709,664.9
2033	137,793.5	22,248.9	213,115.3	11,233.7	194,306.6	132,140.3	714,318.5
2034	138,245.3	22,404.6	215,066.0	11,318.9	195,696.3	132,692.7	718,998.8
2035	138,699.3	22,561.2	217,027.1	11,404.4	197,093.5	133,248.1	723,706.5
2036	138,995.7	22,663.4	218,306.6	11,460.4	198,004.6	133,610.4	726,814.1
2037	139,292.7	22,765.8	219,590.3	11,516.4	198,919.4	133,974.1	729,934.7
2038	139,591.0	22,868.7	220,878.6	11,572.7	199,837.1	134,338.7	733,068.8
2039	139,890.3	22,971.9	222,171.2	11,629.1	200,757.8	134,705.0	736,216.1
2040	140,190.9	23,075.4	223,468.7	11,685.7	201,682.1	135,072.3	739,377.7
2041	140,690.3	23,247.7	225,626.1	11,779.9	203,219.1	135,683.4	744,533.0
2042	141,053.3	23,372.9	227,193.7	11,848.4	204,335.8	136,127.4	748,318.3

As for the elements that constitute the waste generated in GVMR, the MSW characterization determined in a previous study of the same region (Ramalho *et al.*, 2021) was also applied in this economic analysis, as shown in (SM Table 5).

The proposed legal waste diversion targets from landfills, over which the waste flows of the MSW management system scenarios in MS Figure 2 were built, are shown in SM Table .

SM Table 5. Characterization of the municipal solid waste generated in the Great Vitória Metropolitan Region

	Recyclables				Biowaste	Undifferentiated
	Paper	Metal	Glass	Plastic	Organic	Commingled
Magazines	0.20%					
Newsprints	0.80%					
Juice cartons (Multilayered packaging)	1.10%					
Office paper	9.95%					
Other clean cardboard	10.21%					
Beverage cans (Aluminum)		0.11%				
Food cans (Ferrous metal)		1.02%				
Brown glass (Colored glass)			1.52%			
Clear glass			7.58%			
Plastic bottles (PET)				0.37%		
Plastic products (Other plastic)				0.75%		
Hard plastic				2.06%		
Non-recyclable plastic (Styrofoam)				2.97%		
Soft plastic (2D Plastic)				4.01%		
Pruning waste					0.33%	
Dirty paper					0.80%	
Animal food waste					5.88%	
Vegetable food waste					43.14%	
Other combustibles (Foam)						0.09%
Shoes, leather						0.19%
Rubber						0.23%
Sanitary waste						1.28%
Textiles						2.11%
Other non-combustibles						3.18%
Hazardous waste (Batteries)						0.11%
SUM	22.26%	1.13%	9.10%	10.16%	50.15%	7.08%

Source: Adapted from Ramalho et al. (2021).

SM Table 6. Landfill diversion targets for recyclable waste, proposed by the Brazilian Solid Waste Plan for Southeast Brazil (PLANARES)

Year:		2015	2019	2023	2027	2031	2040
Proposed Recyclable waste diversions	Pessimistic*	30	37	42	45	50	-
	Moderate*	40	55	65	70	70	-
	Optimistic*	70	70	70	70	70	-
	PLANARES 2020**	-	-	-	-	-	25.8
Proposed Biowaste diversions	Pessimistic*	25	35	45	50	55	-
	Moderate*	35	45	55	65	70	-
	Optimistic*	70	70	70	70	70	-
	PLANARES 2020**	-	-	-	-	-	18.1

Note: *Diversion targets proposed by MMA (2012). **Latest diversion target from MMA (2020).

Currency data

SM Table contains the mean monthly and yearly quote for the US Dollar (USD) in Brazilian Reais (BRL), which was used to convert the values in BRL to USD, taking into account the year of the data. The average value between December 2017 and November 2022 was \$1=R\$4.60 or R\$1= \$0.2176.

SM Table 7. Brazilian real value in US dollars.

Year	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	Avg.
2022	5.7127	5.5349	5.1881	5.1314	4.7158	5.1075	5.1119	5.4014	5.0925	5.2211	5.2824		5.23
2021	5.0968	5.2714	5.3815	5.6296	5.6234	5.2701	5.0874	5.1000	5.2474	5.2576	5.4510	5.4199	5.32
2020	4.0949	4.1622	4.3163	4.7362	5.2579	5.8229	5.1883	5.3491	5.3852	5.2728	5.6172	5.4854	5.06
2019	3.9090	3.7049	3.7155	3.8344	3.8730	4.0031	3.8813	3.7463	4.0188	4.0616	4.1488	4.1831	3.92
2018	3.3182	3.1963	3.2208	3.2859	3.4105	3.6753	3.7738	3.8745	3.9134	4.1879	3.7332	3.7924	3.62
2017												3.2834	3.19

Source: BCB – Brazilian Central Bank (2022a).

To update the monetary values to the current year, the values shown in SM Table were used to represent the annual inflation in Brazil.

SM Table 8. Brazilian Wide Consumer Price Index (IPCA).

IPCA	%
Dec.2017	2.95
Dec.2018	3.75
Dec.2019	4.31
Dec.2020	4.52
Dec.2021	10.06

Source: BCB (2022b).

Waste Logistics

The transport distances used to calculate the transport expenses, which are a distance function, are presented in SM Table (Ramalho *et al.*, 2021). The distance between town centers and transfer stations was not used but was included in the table to show that they do not exceed the maximum economy distance of 25 km (Chen and Lo, 2016). And Viana is the only municipality that sends its waste directly to Cariacica, slightly exceeding 25 km.

SM Table 9. Distances between Great Vitória Metropolitan Region facilities in kilometers

Collection	Transport
------------	-----------

Municipality	Town center	Transfer Station
	→ TS distance	→ Landfill
Cariacica	0	13.7
Guarapari	11	39.3
Serra	19.7	30.6
Viana	0	28.9*
Vila Velha	6.3	18.9
Vitória	5	25.2

Note: *Viana sends its waste directly to the landfill and does not have a transfer station. Source: Adapted from Ramalho *et al.* (2021).

CAPEX, OPEX and revenues

The total costs and revenues of the facilities and scenarios are shown in Table . Starting with the facilities, waste collection is one of the most expensive parts of the system, next to final disposal. Like in other studies, the logistics costs represented about half of the total costs (Colvero *et al.*, 2020; Ferronato *et al.*, 2019; Lohri *et al.*, 2014; Teixeira *et al.*, 2014). These costs reflect salaries, vehicle maintenance, collection routes and facility location (Hannan *et al.*, 2020), which are complex issues that must be carefully analyzed and optimized with specific tools (Sulemana *et al.*, 2018).

Logistics was primarily affected by the amount of source-separated collection, which roughly doubled the unit cost of commingled collection, as seen in Table 3 of the Manuscript (Reichert, 2013). Despite that, Tang *et al.* (2018) show that commingled collection with later sorting costs even more while being more damaging to the environment than source-separated collection. But increasing source-separated collection demands citizens to collaborate in this action, which is not easy and demands efficient strategies. Different authors proposed measures like digitization (Kurniawan *et al.*, 2021); door-to-door collection (Gallardo *et al.*, 2021), which is the established system in GVMR; MSW sorting guidance and coherence between the home-sorting action and waste destination (Xiao *et al.*, 2020); making the waste producers physically and financially responsible for the waste collection and recycling, as well as incentivizing them economically (Takahashi, 2020). In short, to be attractive, waste collection should be transparent, convenient, user-friendly and economically beneficial for the public.

Table 10. Total capital and operational expenses (CAPEX and OPEX), revenues of the facilities and scenarios proposed for Great Vitória Metropolitan Region (in US\$ and extrapolated to the year 2022)

(US\$)	CAPEX		OPEX		REVENUE	
Facilities	HIGH	LOW	HIGH	LOW	HIGH	LOW
Collection	-	-	781.75	427.60	-	-
Collection	-	-	781.75	427.60		
Transport	-	-	24.26	33.09	-	-
Transfer Station	0.48	0.87	60.41	82.39	-	-
Materials Recovery Facility	1.09	0.40	286.56	105.62	378.95	139.67
Open Composting	118.90	34.26	157.29	49.37	137.41	24.43
Closed Composting	178.47	49.70	133.50	40.85		
Anaerobic digestion	347.67	232.75	381.98	119.91	352.08	73.44
Incineration	206.90	579.46	187.81	462.48	239.71	777.64
Landfill	-	-	182.90	662.68	53.44	
(US\$)	Total CAPEX		Total OPEX		Total REVENUE	
Scenarios	HIGH	LOW	HIGH	LOW	HIGH	LOW
OC+LDF	120.46	35.53	1,493.17	1,360.75	569.80	217.54
CC+LDF	180.04	50.97	1,469.38	1,352.23		
AD+LDF	349.23	234.02	1,717.86	1,431.28	784.48	266.55
OC+WtE	327.36	614.99	1,498.08	1,160.55	956.07	941.74
CC+WtE	386.93	630.43	1,474.30	1,153.03		
AD+WtE	556.13	813.49	1,722.78	1,231.08	970.74	990.75

Legend: OC – Open Composting, CC – Closed Composting, AD – Anaerobic Digestion, LDF – Landfill, WtE – Incineration, NPV – Net Present Value.

Although collection is the most expensive part of the system (45-53% of total costs) in the high diversions scenarios, it is slightly less expensive than the landfill in low diversions scenarios with landfills, representing 30-32% of the total costs, because most of the waste is simply commingled and sent to landfills. One way to reduce the collection expenses would be to use bring collection, in which residents dispose of their waste in collection bins instead of door-to-door collection (Pires *et al.*, 2017). But this action could compromise the achievement of the diversion targets, as the scientific literature suggests (Abbott *et al.*, 2011; Di Maria and Micale, 2013; Lakhan, 2014). There are other ways to tackle this issue, such as replacing diesel by biomethane produced in AD (Pérez *et al.*, 2017), and hybrid collection systems (Costa *et al.*, 2019; Gallardo *et al.*, 2012; Martinho *et al.*, 2017), which are a mix of Bring and door-to-door collection. In any case, because of the very different fuel consumption and particularities of each area (Gredmaier *et al.*, 2013), a

thorough, careful analysis must be carried out before taking any decisions regarding the waste collection service. Still, on logistics, it is worth mentioning that the transport component is much less expensive than the collection component, 7% and 36% in high and low diversions scenarios, respectively. Additionally, the transport component is actually less expensive the more waste is diverted from landfills, which is the opposite of collection. This is because the distances between TSs and MRFs are, correctly, smaller than the distance between TSs and landfills (SM Table 9), as in Ramalho *et al.* (2021).

Landfills, where almost all MSW in GVMR currently ends up, are another costly part of the system in terms of OPEX. This is because they are heavily engineered, with techniques like biogas capture, bottom liners to prevent soil contamination, leachate collection and treatment to improve their environmental performance (Madon *et al.*, 2019). Mehta *et al.* (2018) have divided landfill costs into five different categories: waste transport, land acquisition, construction and operation, leachate management and landfill gas flaring system. Although, the construction costs were separated from the steep operating costs. In fact, the landfill had the highest OPEX of all facilities in the low diversions flows, 3.6 times higher than in high diversions. As for the revenues, since the electricity generation from landfill gas is at an experimental stage in Cariacica and was recently expanded (Marca Ambiental, 2021, 2020), the potential capacity is not fully utilized yet.

Regarding the different biowaste treatments, AD is much more cost-intensive than composting in terms of investment and operation. Yet it generates more revenues, as in Lin *et al.* (2019). As shown in Table , the CAPEX difference between these two types of biowaste treatment is much higher in LOW diversions (almost 5 -7 times higher) than in HIGH diversions (roughly double or triple). As for the OPEX, the difference between AD and composting is almost the same, independently of the diversion targets (about 2.4-2.9 times more, depending on the type of composting and target). As for the revenues, the difference AD and composting in high and low diversions scenarios is 1.4 and 1.9 times higher in AD, respectively. Thus, the amount of waste received by AD is significant when choosing this technology, because the increase in CAPEX is much more substantial in smaller facilities that treat smaller amounts of biowaste (Colvero *et al.*, 2020; Tsilemou and Panagiotakopoulos, 2006). Therefore, AD is preferable for centralized facilities that deal with large waste quantities, while composting would be more favorable for decentralized solutions (Colvero *et al.*, 2020; Lin *et al.*, 2019). Between Open and Closed Composting, this last option should be preferred even though the CAPEX is higher, as not only the OPEX is lower, but so are the environmental impacts (Boldrin *et al.*, 2011; Lima *et al.*, 2018).

Regarding the scenarios (second part of Table), which combine different biowaste and disposal facilities, the ones with incineration (OC+WtE, CC+WtE, AD+WtE) generated more revenue than their counterparts with landfills (OC+LDF, CC+LDF, AD+LDF) because of the electricity sales

(Abdallah *et al.*, 2021), even though the OPEX is similar. In fact, the AD+WtE scenario with LOW diversions generated even more revenue than the scenario than its HIGH diversions counterpart, due to the increased waste incineration and consequent energy recovery. On the other hand, the scenarios with incineration have a higher CAPEX, because the investment in new landfills is null, as they already exist. This will have repercussions on the fees to be charged to the citizens, which will be further discussed in the next section. To compare the investment in new incineration facilities with new landfills, an analysis with primary CAPEX data, that was unavailable, would be necessary.

A point worth noting is that the LOW diversions scenarios with incineration are considerably more expensive than their HIGH diversions counterparts, again because of the high CAPEX of incineration (Aleluia and Ferrão, 2017). Therefore, even if AD is an expensive technology, the scenario AD+WtE with HIGH diversions is less costly overall than the other two environmentally unfavorable scenarios that associate an inferior treatment for biowaste (OC+WtE and CC+WtE) with LOW diversions, while also generating slightly more revenue. This is explained by the sales of electricity generated from biogas and the high-valued digestate that can be used on land (Rajendran and Murthy, 2019).

The scenarios with AD have a much higher CAPEX than those with composting, but the revenues are not much higher. So, the much better environmental performance of this treatment is obtained at a higher cost. However, the study by Murphy and Power (2006) suggested that using upgraded biogas as a vehicular fuel, not analyzed in this study, would significantly improve the economic performance of AD. It is worth noting that the OPEX of the scenarios with OC (which is currently used in Cariacica) are slightly higher than those with AD. Therefore, the scenarios with OC would probably be the last option because of increased methane emissions (Al-Rumaihi *et al.*, 2020), not to mention emissions of odorous and hazardous compounds like acetaldehyde (Duan *et al.*, 2022), while still not being cheap to run.

Service fees

The calculated MSW management service fees that have to be charged to the population to attain the different internal rates of return (0%, 8% and 16%) for the municipalities of GVMR are shown in a weight basis, and SM Table , in a yearly basis.

SM Table 11. Municipal solid waste management service fees per metric ton charged to the population in Great Vitória Metropolitan Region (US\$·t⁻¹).

HIGH DIVERSIONS SCENARIOS							LOW DIVERSIONS SCENARIOS						
0% Internal Rate of Return													
US\$	Cariacica	Guarapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória	Cariacica	Guarapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória	
OC+LDF	70.90	84.63	71.62	80.00	71.48	71.08	83.67	99.88	84.52	94.42	84.35	83.89	
CC+LDF	75.16	89.72	75.93	84.81	75.77	75.36	84.75	101.17	85.62	95.64	85.45	84.98	
AD+LDF	77.92	93.02	78.72	87.93	78.56	78.13	96.49	115.18	97.48	108.88	97.28	96.74	
OC+WtE	74.76	89.25	75.53	84.37	75.38	74.96	78.91	94.20	79.72	89.05	79.56	79.12	
CC+WtE	79.07	94.39	79.88	89.23	79.72	79.28	80.14	95.67	80.96	90.44	80.80	80.36	
AD+WtE	81.27	97.01	82.10	91.71	81.94	81.48	93.92	112.12	94.89	105.99	94.70	94.17	
8% Internal Rate of Return													
OC+LDF	81.21	96.95	82.04	91.65	81.88	81.43	87.48	104.42	88.37	98.72	88.20	87.71	
CC+LDF	90.73	108.31	91.66	102.39	91.48	90.97	89.87	107.28	90.79	101.42	90.61	90.11	
AD+LDF	103.65	123.74	104.72	116.97	104.51	103.93	115.86	138.31	117.05	130.75	116.81	116.17	
OC+WtE	102.44	122.28	103.49	115.60	103.28	102.71	138.27	165.06	139.69	156.03	139.40	138.64	
CC+WtE	112.26	134.01	113.41	126.68	113.18	112.56	141.37	168.76	142.82	159.54	142.53	141.75	
AD+WtE	122.04	145.68	123.29	137.72	123.04	122.36	168.32	200.93	170.05	189.95	169.70	168.77	
16% Internal Rate of Return													
OC+LDF	94.69	113.04	95.66	106.86	95.47	94.94	92.11	109.95	93.05	103.94	92.87	92.35	
CC+LDF	111.14	132.67	112.28	125.42	112.05	111.43	96.24	114.89	97.23	108.61	97.03	96.50	
AD+LDF	137.33	163.94	138.74	154.98	138.46	137.70	141.15	168.50	142.60	159.29	142.31	141.52	
OC+WtE	138.69	165.56	140.11	156.51	139.83	139.06	216.65	258.62	218.87	244.48	218.43	217.22	
CC+WtE	155.78	185.97	157.38	175.80	157.06	156.20	222.25	265.31	224.53	250.81	224.08	222.84	
AD+WtE	175.39	209.38	177.19	197.93	176.84	175.86	266.50	318.13	269.23	300.74	268.69	267.21	

Note: OC – Open composting, CC – Closed composting, AD – Anaerobic digestion, LDF – Landfill, WtE – Incineration.

SM Table 12. Municipal solid waste management yearly service fees per inhabitant in Great Vitória Metropolitan Region (US\$·inhabitant⁻¹·year⁻¹).

HIGH DIVERSIONS SCENARIOS							LOW DIVERSIONS SCENARIOS					
0% Internal Rate of Return												
US\$	Cariacica	Guarapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória	Cariacica	Guarapari	Serra	Viana	Vila Velha	Vitória
OC+LDF	20.12	34.01	18.31	18.44	26.46	32.04	23.74	40.13	21.61	21.76	31.23	37.81
CC+LDF	21.22	36.05	19.42	19.55	28.05	33.97	23.93	40.65	21.89	22.04	31.63	38.30
AD+LDF	23.09	37.38	20.13	20.27	29.08	35.22	28.59	46.28	24.93	25.10	36.01	43.61
OC+WtE	18.00	35.86	19.31	19.44	27.90	33.79	19.00	37.85	20.39	20.52	29.45	35.66
CC+WtE	18.92	37.93	20.43	20.57	29.51	35.73	19.18	38.44	20.70	20.84	29.91	36.22
AD+WtE	20.58	38.98	20.99	21.14	30.33	36.73	23.79	45.05	24.26	24.43	35.06	42.45
8% Internal Rate of Return												
OC+LDF	23.04	38.95	20.98	21.12	30.31	36.70	20.12	34.01	18.31	18.44	26.46	32.04
CC+LDF	25.62	43.52	23.44	23.60	33.86	41.01	21.22	36.05	19.42	19.55	28.05	33.97
AD+LDF	30.71	49.72	26.78	26.96	38.69	46.85	23.09	37.38	20.13	20.27	29.08	35.22
OC+WtE	24.66	49.13	26.46	26.64	38.23	46.30	18.00	35.86	19.31	19.44	27.90	33.79
CC+WtE	26.87	53.85	29.00	29.20	41.90	50.74	18.92	37.93	20.43	20.57	29.51	35.73
AD+WtE	30.91	58.54	31.53	31.74	45.55	55.15	20.58	38.98	20.99	21.14	30.33	36.73
16% Internal Rate of Return												
OC+LDF	26.87	45.42	24.46	24.63	35.34	42.80	26.13	44.18	23.79	23.96	34.38	41.63
CC+LDF	31.38	53.31	28.71	28.91	41.48	50.23	27.17	46.16	24.86	25.03	35.92	43.49
AD+LDF	40.69	65.87	35.48	35.72	51.26	62.07	41.82	67.70	36.46	36.71	52.68	63.79
OC+WtE	33.39	66.52	35.83	36.07	51.76	62.68	52.15	103.92	55.97	56.35	80.86	97.91
CC+WtE	37.28	74.72	40.24	40.52	58.14	70.41	53.19	106.60	57.42	57.81	82.95	100.45
AD+WtE	44.42	84.13	45.31	45.62	65.46	79.27	67.50	127.83	68.85	69.31	99.47	120.44

Note: OC – Open composting, CC – Closed composting, AD – Anaerobic digestion, LDF – Landfill, WtE – Incineration.

References

- Abbott, A., Nandeibam, S., O'Shea, L. (2011) Explaining the variation in household recycling rates across the UK. *Ecological Economics*, **70**(11), 2214–2223. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.06.028>
- Abdallah, M., Hamdan, S., Shabib, A. (2021) A multi-objective optimization model for strategic waste management master plans. *Journal of Cleaner Production*, **284**, 124714. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124714>
- Aleluia, J., Ferrão, P. (2017) Assessing the costs of municipal solid waste treatment technologies in developing Asian countries. *Waste Management*, **69**, 592–608. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.047>
- Al-Rumaihi, A., McKay, G., Mackey, H. R., Al-Ansari, T. (2020) Environmental Impact Assessment of Food Waste Management Using Two Composting Techniques. *Sustainability*, **12**(4), 1595. <https://doi.org/10.3390/su12041595>
- BCB - Banco Central do Brasil (Brazilian Central Bank) (2022a) *Conversor de Moedas (Currency Converter)* <https://www.bcb.gov.br/conversao>
- BCB - Banco Central do Brasil (Brazilian Central Bank) (2022b) *Histórico das metas para a inflação (Historic Inflation Targets)* <https://www.bcb.gov.br/controleinflacao/historicometas>
- Boldrin, A., Neidel, T. L., Damgaard, A., Bhander, G. S., Møller, J., Christensen, T. H. (2011) Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management*, **31**(4), 619–630. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.025>
- Chen, Y.-C., Lo, S.-L. (2016) Evaluation of greenhouse gas emissions for several municipal solid waste management strategies. *Journal of Cleaner Production*, **113**, 606–612. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.058>
- Colvero, D. A., Ramalho, J. C. M., Gomes, A. P. D., Matos, M. A. A., Tarelho, L. A. C. (2020) Economic analysis of a shared municipal solid waste management facility in a metropolitan region. *Waste Management*, **102**, 823–837. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.033>
- Costa, G., Lieto, A., Lombardi, F. (2019) LCA of a Consortium-Based MSW Management System to Quantify the Decrease in Environmental Impacts Achieved for Increasing Separate Collection Rates and Other Modifications. *Sustainability*, **11**(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/su11102810>
- Di Maria, F., Micale, C. (2013) Impact of source segregation intensity of solid waste on fuel consumption and collection costs. *Waste Management*, **33**(11), 2170–2176. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.06.023>
- Duan, Z., Lu, W., Mustafa, M. F., Du, J., Wen, Y. (2022) Odorous gas emissions from sewage sludge composting windrows affected by the turning operation and associated health risks. *Science of The Total Environment*, **839**, 155996. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155996>
- ES - Espírito Santo. (2019) *State Plan for Solid Waste Management—Diagnosis on MSW management in Espírito Santo (Plano Estadual de Resíduos Sólidos—Diagnóstico sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos no Espírito Santo)* <https://seama.es.gov.br/plano-estadual-de-residuos-solidos>
- Ferronato, N., Ragazzi, M., Gorritty Portillo, M. A., Guisbert Lizarazu, E. G., Viotti, P., Torretta, V. (2019) How to improve recycling rate in developing big cities: An integrated approach for assessing municipal solid waste collection and treatment scenarios. *Environmental Development*, **29**, 94–110. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2019.01.002>
- Gallardo, A., Bovea, M. D., Colomer, F. J., Prades, M. (2012) Analysis of collection systems for sorted household waste in Spain. *Waste Management*, **32**(9), 1623–1633. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.04.006>
- Gallardo, A., Colomer-Mendoza, F. J., Carlos-Alberola, M., Badenes, C., Edo-Alcón, N., Esteban-Altabella, J. (2021) Efficiency of a pilot scheme for the separate collection of the biowaste from municipal solid waste in Spain. *Scientific Reports*, **11**(1), 11569. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90957-2>
- Gredmaier, L., Riley, K., Vaz, F., Heaven, S. (2013) Seasonal Yield and Fuel Consumed for Domestic, Organic Waste Collections in Currently Operational Door-to-Door and Bring-Type Collection Systems. *Waste and Biomass Valorization*, **4**(3), 683–693. <https://doi.org/10.1007/s12649-012-9193-8>
- Hannan, M. A., Hossain Lipu, M. S., Akhtar, M., Begum, R. A., Al Mamun, M. A., Hussain, A., Mia, M. S., Basri, H. (2020) Solid waste collection optimization objectives, constraints, modeling approaches, and their challenges toward achieving sustainable development goals. *Journal of Cleaner Production*, **277**, 123557. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123557>

- Kurniawan, T. A., Lo, W., Singh, D., Othman, M. H. D., Avtar, R., Hwang, G. H., Albadarin, A. B., Kern, A. O., Shirazian, S. (2021) A societal transition of MSW management in Xiamen (China) toward a circular economy through integrated waste recycling and technological digitization. *Environmental Pollution*, **277**, 116741. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116741>
- Lakhan, C. (2014) Exploring the relationship between municipal promotion and education investments and recycling rate performance in Ontario, Canada. *Resources, Conservation and Recycling*, **92**, 222–229. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.07.006>
- Lima, P. M., Colvero, D. A., Gomes, A. P., Wenzel, H., Schalch, V., Cimpan, C. (2018) Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. *Waste Management*, **78**, 857–870. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.007>
- Lin, L., Shah, A., Keener, H., Li, Y. (2019) Techno-economic analyses of solid-state anaerobic digestion and composting of yard trimmings. *Waste Management*, **85**, 405–416. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.037>
- Lohri, C. R., Camenzind, E. J., Zurbrugg, C. (2014) Financial sustainability in municipal solid waste management – Costs and revenues in Bahir Dar, Ethiopia. *Waste Management*, **34**(2), 542–552. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.014>
- Madon, I., Drev, D., Likar, J. (2019) Long-term risk assessments comparing environmental performance of different types of sanitary landfills. *Waste Management*, **96**, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.001>
- Marca Ambiental. (2020) *Usina Termelétrica a Biogás*. <https://www.marcaambiental.com.br/usina-termeletrica-a-biogas/>
- Marca Ambiental. (2021, May 4) Lixo vira energia limpa e conta de luz fica até 15% mais barata. *A Gazeta*. <https://www.agazeta.com.br/especial-publicitario/marcaambiental/lixo-vira-energia-limpa-e-contade-luz-fica-ate-15-mais-barata-0421>
- Marca Ambiental. (2022) *Ecofone: Resposta – Trabalhos Acadêmicos* [Personal communication].
- Martinho, G., Gomes, A., Santos, P., Ramos, M., Cardoso, J., Silveira, A., Pires, A. (2017) A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part I: Performance and operation analysis. *Waste Management*, **61**, 96–107. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.030>
- Mehta, Y. D., Shastri, Y., Joseph, B. (2018) Economic analysis and life cycle impact assessment of municipal solid waste (MSW) disposal: A case study of Mumbai, India. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, **36**(12), 1177–1189. <https://doi.org/10.1177/0734242X18790354>
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (Brazilian Ministry of the Environment) (2012) *National Plan for Solid Waste (Plano Nacional de Resíduos Sólidos)* https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf
- MMA, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Qualidade Ambiental (Brazilian Ministry of the Environment, Secretariat of Environmental Quality) (2020) *National Plan for Solid Waste—Public consultation (Plano Nacional de Resíduos Sólidos)* <http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/wp-content/uploads/2020/07/Plano-Nacional-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Consulta-P%C3%BAblica.pdf>
- Murphy, J. D., Power, N. M. (2006) A Technical, Economic and Environmental Comparison of Composting and Anaerobic Digestion of Biodegradable Municipal Waste. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **41**(5), 865–879. <https://doi.org/10.1080/10934520600614488>
- Pérez, J., Lumbreras, J., Rodríguez, E., Vedrenne, M. (2017) A methodology for estimating the carbon footprint of waste collection vehicles under different scenarios: Application to Madrid. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, **52**, 156–171. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2017.03.007>
- Pires, A., Sargedas, J., Miguel, M., Pina, J., Martinho, G. (2017) A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part II: Environmental and economic analysis. *Waste Management*, **61**, 108–116. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.032>
- Rajendran, K., Murthy, G. S. (2019) Techno-economic and life cycle assessments of anaerobic digestion – A review. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, **20**, 101207. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2019.101207>

- Ramalho, J. C. M., Calmon, J. L., Colvero, D. A., Siman, R. R. (2022) Environmental assessment of municipal solid waste collection/transport using biomethane in mid-sized metropolitan areas of developing countries. *International Journal of Environmental Science and Technology*, **19**(10), 9991–10006. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03837-7>
- Reichert, G. A. (2013) *Apoio à tomada de decisão por meio da avaliação do ciclo de vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: O caso de Porto Alegre*, Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/87557>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2022) *SNIS - Série Histórica (Historic Series)* Brazilian Sanitation Information System. <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica>
- Sulemana, A., Donkor, E. A., Forkuo, E. K., Oduro-Kwarteng, S. (2018) Optimal Routing of Solid Waste Collection Trucks: A Review of Methods. *Journal of Engineering*, 2018, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2018/4586376>
- Takahashi, W. (2020) Economic rationalism or administrative rationalism? Curbside collection systems in Sweden and Japan. *Journal of Cleaner Production*, 242, 118288. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118288>
- Tang, J., Wei, L., Su, M., Zhang, H., Chang, X., Liu, Y., Wang, N., Xiao, E., Ekberg, C., Steenari, B.-M., Xiao, T. (2018) Source analysis of municipal solid waste in a mega-city (Guangzhou): Challenges or opportunities? *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, **36**(12), 1166–1176. <https://doi.org/10.1177/0734242X18790350>
- Teixeira, C. A., Russo, M., Matos, C., Bentes, I. (2014) Evaluation of operational, economic, and environmental performance of mixed and selective collection of municipal solid waste: Porto case study. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, **32**(12), 1210–1218. <https://doi.org/10.1177/0734242X14554642>
- Tsilemou, K., Panagiotakopoulos, D. (2006) Approximate cost functions for solid waste treatment facilities. *Waste Management & Research*, 24(4), 310–322. <https://doi.org/10.1177/0734242X06066343>
- Xiao, S., Dong, H., Geng, Y., Francisco, M.-J., Pan, H., Wu, F. (2020) An overview of the municipal solid waste management modes and innovations in Shanghai, China. *Environmental Science and Pollution Research*, **27**(24), 29943–29953. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09398-5>

REVISTA AIDIS

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

FITORREMEDIACIÓN Y MICRORREMEDIACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS POR PLOMO (Pb) Y CADMIO (Cd)

* Antônio Rony da Silva Pereira Rodrigues ¹

PHYTOREMEDIATION AND MICROREMEDIATION OF SOILS CONTAMINATED BY LEAD (Pb) AND CADMIUM (Cd)

Recibido el 21 de mayo de 2023. Aceptado el 22 de agosto de 2023

Abstract

Heavy metals such as lead and cadmium can cause serious damage to human health, since, not being dissolved by the human body, sustainable ways to remove heavy metals from the soil are phytoremediation and microremediation. The present study aimed to evaluate in the literature the species involved in the sustainable removal of lead and cadmium from contaminated soils. We chose to carry out an integrative review of the literature, through an extensive search of studies in the Scopus and Web of Science databases. The results show that species such as *Chrysopogon zizanioides* and *Paspalum fasciculatum* can be an alternative for the elimination of Cd and Pb, because they have resistance and act as bioaccumulators of these compounds, in addition to having a rapid growth. The *Trichoderma asperellum* fungus was also viable, as it has a maximum removal efficiency rate of 76.17% and 68.4% for cadmium and lead, respectively. The use of phytoremediation and microremediation are essential to ensure the health of soils and the quality of cultivated food, as it is a low-cost and sustainable technology, it can be easily inserted by rural producers and researchers.

Keywords: bioremediation, environmental contamination, heavy metals.

¹ Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará, Brasil.

* Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Ceará. Av. Dr. Silas Munguba, 1700 - Itaperi, Fortaleza, Ceará, 60714-903. Brasil. Email: rony346silva@gmail.com

Resumen

Los metales pesados como el plomo y el cadmio pueden causar graves daños a la salud humana, ya que, al no ser disueltos por el cuerpo humano, las formas sostenibles de eliminar metales pesados del suelo son la fitorremediación y la microrremediación. El presente estudio tuvo como objetivo evaluar en la literatura las especies involucradas en la eliminación sostenible de plomo y cadmio de suelos contaminados. Se optó por realizar una revisión integradora de la literatura, a través de una amplia búsqueda de estudios en las bases de datos Scopus y Web of Science. Los resultados muestran que especies como *Chrysopogon zizanioides* y *Paspalum fasciculatum* pueden ser una alternativa para la eliminación de Cd y Pb, porque tienen resistencia y actúan como bioacumuladores de estos compuestos, además de tener un rápido crecimiento. El hongo *Trichoderma asperellum* también fue viable, ya que tiene una tasa máxima de eficiencia de eliminación de 76.17% y 68.4% para cadmio y plomo, respectivamente. El uso de la fitorremediación y la microrremediación son esenciales para garantizar la salud de los suelos y la calidad de los alimentos cultivados, ya que es una tecnología de bajo costo y sostenible, puede ser fácilmente insertada por productores rurales e investigadores.

Palabras clave: biorremediación, contaminación ambiental, metales pesados.

Introducción

Con el avance de la urbanización y la industrialización, los niveles de metales pesados y metaloides también han aumentado, causando un daño inmenso a todo el ecosistema (Sharma *et al.*, 2022). Cobbina *et al.* (2015), definen los metales pesados como un grupo de compuestos químicos ubicuos y no biodegradables. La concentración de estos elementos en el suelo se encuentra de manera natural, debido a la erosión de la roca madre y otros procesos pedogenéticos en el material originario del suelo, estos metales juegan un papel geoquímico durante la cristalización de los elementos mineralógicos de la roca (De Oliveira y Marins, 2011).

La alta concentración de metales pesados en los suelos agrícolas puede interferir negativamente con la fertilidad, inhibir el crecimiento, modificar la morfología y fisiología de las plantas, amenazando la seguridad alimentaria (Saleem *et al.*, 2020). Los suelos agrícolas no solo son una fuente de nutrientes para las especies de plantas, sino que también transfieren contaminantes a las plantas a través de sus raíces. La contaminación de los suelos con metales pesados ha aumentado dramáticamente en los últimos años, principalmente con metales como plomo (Pb), cadmio (Cd), cobre (Cu) y níquel (Ni) (Mahmoud y Ghoneim, 2016).

Algunos metales pesados juegan un papel esencial para el crecimiento de las plantas cuando están en concentración adecuada, entre estos metales se encuentran el hierro (Fe), el magnesio (Mg), el zinc (Zn) y el molibdeno (Mo), pero también pueden causar toxicidad a concentraciones superiores a las requeridas (Rehman *et al.*, 2019).

La diferencia de la mayoría de las sustancias tóxicas que se degradan en el cuerpo humano y se metabolizan en metabolitos inofensivos, los metales pesados cuando se ingieren a través de los

alimentos son persistentes, uniéndose a los órganos del cuerpo, como el plomo en los huesos y el cadmio en los riñones (Kan *et al.*, 2007).

A fin de mantener el suelo y la salud humana, se han evaluado cada vez más los estudios sobre técnicas para eliminar el cadmio y el plomo. Con respecto al tratamiento del plomo en el suelo, los procesos actuales agrupan técnicas de conversiones térmicas, electrocinéticas o fisicoquímicas que son rápidas, pero requieren una alta inversión, debido a la necesidad de equipos de alto costo (Rai *et al.*, 2019).

Debido al costo de realizar procesos de remediación mecánica, las nuevas investigaciones se centran en el estudio de técnicas sostenibles, como la fitorremediación y la microrremediación del suelo, porque tienen un bajo costo. Se encontró que el uso de técnicas de fitorremediación para limpiar metales pesados tóxicos se puede utilizar para eliminar estos contaminantes del suelo (Nouri *et al.*, 2009).

Los consorcios microbianos también demuestran potencial para la eliminación de metales pesados en el suelo. Las reacciones redox que utilizan sistemas microbianos pueden convertir hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en compuestos no tóxicos o menos tóxicos (Yin *et al.*, 2019). Los estudios demuestran que el uso de microrremediación es eficaz en la eliminación de metales pesados como el cromo (Cr), el consorcio microbiano de las cepas bacterianas YH-1 y YH-3 de los géneros *Pseudomonas* sp. y *Rhodococcus* sp., respectivamente, mostró una eliminación de cromo del 76.67% (Su *et al.*, 2022).

Otras técnicas como la aplicación de Biochar en la eliminación de metales pesados también han demostrado ser viables y ampliamente estudiadas. El biochar puede convertir metales pesados de fracciones lábiles en fracciones estables en el suelo, reduciendo así la acumulación de metales pesados en las plantas (Faghih *et al.*, 2018).

En este contexto, evaluando el alto costo de las tecnologías actuales aplicadas para eliminar metales pesados del suelo y el alto impacto de esto en la salud humana y ambiental, especialmente compuestos como el plomo y el cadmio, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar a través de la literatura qué plantas y bacterias están involucradas y son viables en los procesos de fitorremediación y microrremediación de suelos contaminados por cadmio y plomo, con el fin de promover una síntesis de conocimientos sobre el tema.

Materiales y métodos

Tipo de estudio

El presente estudio es una revisión integradora de la literatura (RI). La revisión integradora de la literatura es un método integral de revisión, que proporciona una síntesis del conocimiento e incorpora la aplicabilidad de los resultados de estudios significativos sobre el tema evaluado (Souza *et al.*, 2010).

Para construir la revisión integradora es necesario realizar distintos pasos, que son la identificación del tema, establecimiento de criterios de inclusión y exclusión, categorización de estudios, resumen de estudios incluidos, interpretación y presentación de la revisión/síntesis del conocimiento (Mendes *et al.*, 2008).

Estrategia de búsqueda

La búsqueda de artículos se realizó en las bases de datos Scopus (Elsevier) y Web of Science (Clarivate), a través de los siguientes conjuntos de términos: (('contamination'/exp OR contamination) AND soils AND ('phytoremediation'/exp OR phytoremediation) AND ('lead'/exp OR lead) AND ('cadmium'/exp OR cadmium) OR microremediation) AND ('Cd'/exp OR Cd) AND Pb). La búsqueda se realizó utilizando los operativos booleanos AND y OR, y los términos se buscaron en portugués, inglés y español, para ampliar el campo de búsqueda.

Criterios de selección de los estudios

Para seleccionar los estudios, se aplicaron criterios de inclusión, incluyendo: artículos completos, en cualquier idioma, dentro del plazo de seis años (2018-2023) y el tema de estudio propuesto. Se excluyeron: artículos fuera de tema y con plazos determinados, tesis, disertaciones y monografías, libros y capítulos de libros, resúmenes, artículos incompletos y trabajos publicados en anales de eventos.

Inicialmente los trabajos fueron seleccionados a través de la aplicación de los criterios de inclusión y eliminación de duplicados a través del *software* libre Rayyan, según lo propuesto por los estudios de Ouzzani *et al.* (2016). Para eliminar los duplicados, se adoptó como criterio para comparar en qué base apareció primero el artículo (ejemplificando: el artículo Y se encontró en las bases Z y X. Sin embargo, en la lista de resultados proporcionados, fue destacado primero por la base Z). Posteriormente, los artículos fueron seleccionados mediante la lectura de los títulos y resúmenes y luego los textos fueron leídos minuciosamente, con el propósito de confirmar los artículos que respondían al objetivo del estudio.

Procesamiento de datos

Los datos se presentaron a través del método de "nube de palabras", realizado con la ayuda del *software* Wordle. El método de la nube de palabras es una forma de demostrar resultados basados en la frecuencia de las palabras más citadas, en la que la mayor o menor cantidad de apariciones de un término dado viene dada proporcionalmente por el tamaño de la fuente (Dias *et al.*, 2014).

Resultados y discusión

Un total de 3.207 artículos fueron recuperados de las fuentes primarias de investigación, de los cuales 1.286 eran artículos de Scopus y 1.921 de la Web of Science, 2.901 artículos fueron excluidos en la primera fase de selección porque no estaba dentro de los criterios de inclusión y

por duplicación, 306 estudios tenían sus títulos y resúmenes leídos, 53 de los cuales fueron seleccionados para lectura completa, donde se seleccionaron 13 estudios para componer la revisión integradora. La estrategia de búsqueda y selección de los estudios se puede ver en el diagrama de flujo PRISMA (Figura 1). El resumen de los estudios que forman parte de la revisión se puede ver en la Tabla 1.

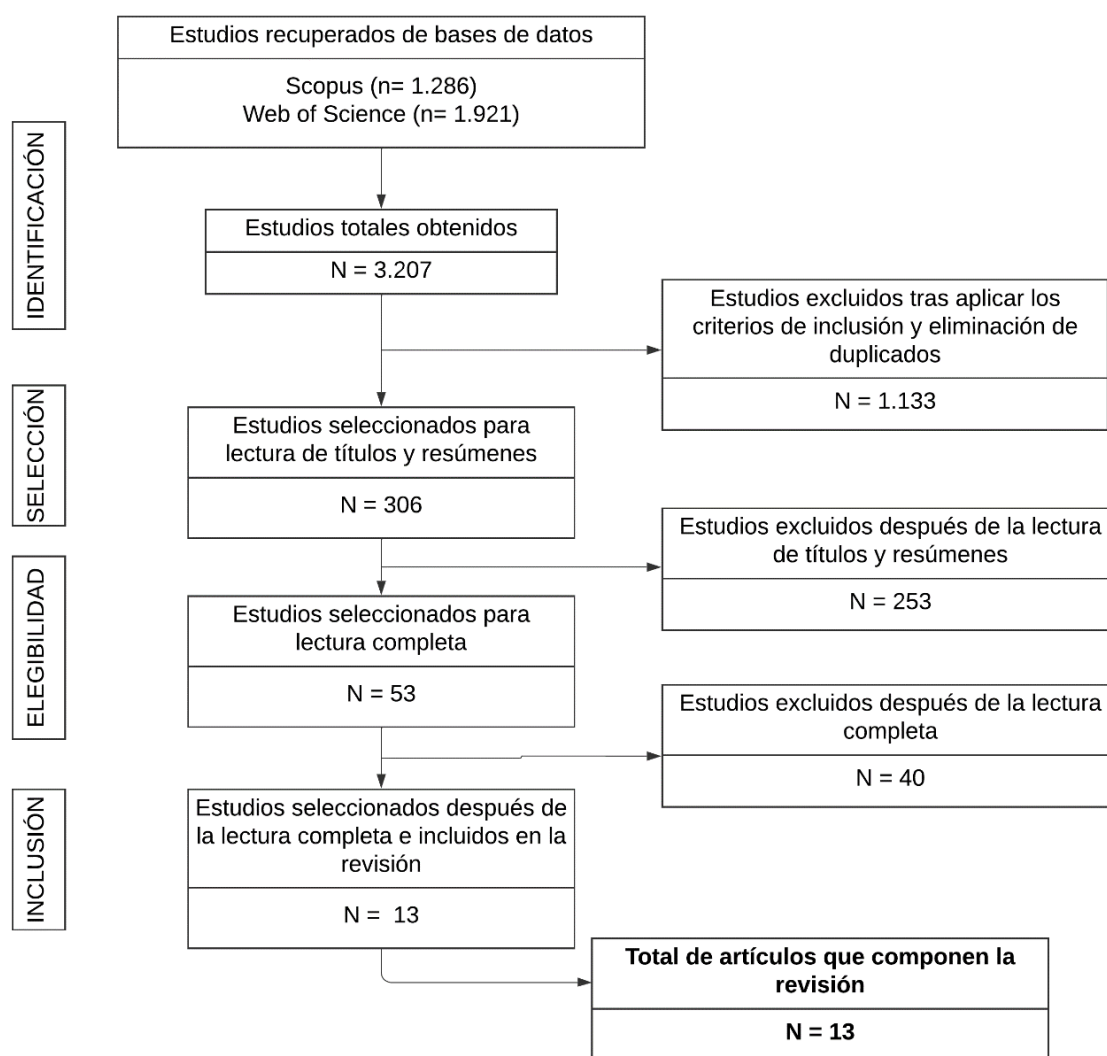


Figura 1. Diagrama de flujo Prisma de la estrategia de búsqueda y selección de estudios

Tabla 1. Caracterización de los estudios que componen la revisión

Autor, año	Ubicación del estudio	Especies evaluadas	Metal clasificado	Tipo de corrección
Debela <i>et al.</i> 2022	Etiopía	<i>Phytolacca dodecandra</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Doghbage <i>et al.</i> 2023	Argelia	<i>Atriplex halimus</i>	Cadmio	Fitorremediación
El-Mahrouk <i>et al.</i> 2020	Egipto	<i>Populus nigra</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Gravand <i>et al.</i> 2021	Irán	<i>Chrysopogon zizanioides</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Jan <i>et al.</i> 2022	Pakistán	<i>Brassica napus</i> , <i>Lysinibacillus macroides</i> y <i>Bacillus safensis</i>	Cadmio y plomo	Microrremediación Fitorremediación
Jin <i>et al.</i> 2019	China	<i>Simplicillium chinense</i>	Cadmio y plomo	Microrremediación
Moameri y Khalaki, 2019	Irán	<i>Secale montanum</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Orekanti <i>et al.</i> 2019	India	<i>Helianthus annuus</i> , <i>Vigna radiata</i> y <i>Macrotylo ma uniflorum</i>	Cadmio	Fitorremediación
Salas-Moreno y Marrugo-Negrete, 2020	Colombia	<i>Paspalum fasciculatum</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Tang <i>et al.</i> 2019	China	<i>Vicia faba</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Wasino <i>et al.</i> 2019	Tailandia	<i>Chrysopogon zizanioides</i> y <i>Chrysopogon nemoralis</i>	Cadmio y plomo	Fitorremediación
Yousefi <i>et al.</i> 2023	Irán	<i>Portulaca oleracea</i>	Cadmio	Fitorremediación
Zhang <i>et al.</i> 2018	China	<i>Mucor circinelloides</i> y <i>Trichoderma asperellum</i>	Cadmio y plomo	Microrremediación

En la nube de palabra anterior (Figura. 2), fue posible notar términos destacados como contaminación, seguidos de los demás: suelo, cadmio, hongos, bacterias, plomo. Por lo tanto, hubo una mayor frecuencia de estos términos en el *corpus* textual de los estudios identificados y seleccionados en la literatura para componer la revisión.



Figura 2. Nube de palabras de los términos más frecuentes en los estudios.

Fitorremediación de suelos contaminados por cadmio (Cd) y plomo (Pb)

Los estudios demuestran que el vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) es una alternativa para eliminar los metales pesados de los suelos. Los estudios de laboratorio de Wasino *et al.* (2019), simulando la contaminación del suelo por metales pesados, con la aplicación de 200 ppm PbCO_3 y CdCl_2 (concentración de 180.42 ± 2.63 mg/kg de Pb y 103.57 ± 5.26 mg/kg de Cd), se aplicaron a muestras de suelo, utilizando vetiver como especie fitorremedidora durante 4 meses, midiéndose su factor de bioacumulación a través de la ecuación 1.

$$BF_{\text{raíz}} = (\text{Metal}_{\text{raíz}}) / (\text{Metal}_{\text{suelo}})$$

Ecuación (1)

Siendo, BF – factor de bioacumulación; Metal de raíz – concentración de metales en las raíces de la especie y Suelo metálico – concentración de metales en el suelo.

Los resultados mostraron que la concentración de Pb en las raíces de *C. zizanioides* aumentó de 2.22 mg/kg a 54.27 mg/kg durante el tratamiento, pero la acumulación más significativa fue en el brote, cuya

concentración de Pb aumentó de 0.91 mg/kg a 23.21 mg/kg. En cuanto a la bioacumulación de cadmio, en el cuarto mes de remediación se midió una concentración de 430.32 mg/kg en las raíces.

Gravand *et al.* (2021), demostraron resultados similares utilizando *C. zizaniodes*. La especie fue capaz de demostrar una tasa de absorción del 95% de plomo, cadmio, manganeso y níquel en las raíces y brotes. El tratamiento con plomo alcanzó una tasa de absorción promedio de 282.45 mg/kg. Para el cadmio, la tasa de absorción alcanza los 248.3 mg/kg, lo que representa el 65.5% del cadmio absorbido del suelo contaminado.

Otros estudios ya han descrito la actividad adsorbente de metales pesados para *Chrysopogon zizaniodes*, evaluando la especie como adsorbente de As, Cr, Cu, Zn, Fe y Hg, se obtuvieron tasas de adsorción de 100%, 33.4%, 67.8%, 58.3%, 29.4% y 67.2%, respectivamente (Alberto *et al.*, 2022).

El uso de la especie *Paspalum fasciculatum* contra suelos contaminados por plomo y cadmio (15, 30 y 50 mg kg⁻¹), reveló que *P. fasciculatum* actúa como modificador de la rizosfera, disminuyendo la acidez y aumentando el contenido de materia orgánica, lo que condujo a una disminución en la biodisponibilidad de Cd y Pb en el suelo, debido a una disminución de 2 grados de acidez en el pH del suelo o por el aumento de materia orgánica ($p \leq 0.05$) (Salas-Moreno y Marrugo-Negrete, 2020).

Concentración de 20, 40, 60 y 80 mg/kg de suelo de cloruro de cadmio [CdCl₂.H₂O], que corresponde a 3.9, 7.8, 11.9 y 15.6 mg Cd/kg suelo y 250, 450, 650 y 850 mg/kg de suelo de acetato de plomo [(CH₃ COO) 2 Pb.3H₂O], igual a 50, 91.1, 132.1 y 173.3 mg Pb/kg suelo y evaluó la capacidad de fitorremediación del chopo negro (*Populus nigra*). El potencial de fitoextracción de metales pesados se evaluó mediante el factor de bioconcentración de calcactiva (BCF), el porcentaje del factor de translocación (TF), el índice de tolerancia del bioma (Tlb) y el índice de tolerancia radicular (Tlr), dado por la siguiente Ecuación 2.

Ecuación (2)

$$BCF = \frac{CO}{CS}$$

Donde CO es la concentración de metal en el órgano vegetal (mg/kg DW) y CS es la concentración de metal en el suelo (mg/kg de DW en el suelo).

Dependiendo de los valores de BCF, la eficiencia de acumulación se evaluó utilizando la clasificación de grupos: BCF < 1 (intensivo), 1 a 0.1 (medio), 0.1 a 0.01 (débil) y 0.01 a 0.001 (sin acumulación), estimándose a través de la Ecuación. 3.

$$TF\% = \frac{CH}{CR} \times 100 \quad \text{Ecuación (3)}$$

Donde CH es el contenido metálico en el brote (mg/kg DW) y CR es el contenido metálico en las raíces (mg/kg DW).

Los resultados muestran un efecto significativo ($p \leq 0.05$) para todos los tratamientos evaluados para Cd y Pb. La absorción de cadmio alcanzó 0.017, 0.107 y 0.180 mg y de plomo 0.25, 1.48 y 2.13 mg en las hojas, tallos y raíces, respectivamente. La parte de la planta con mayor absorción fueron las raíces, seguidas de las hojas y tallos, excepto para dosis de 2 a 20 y 40 mg/kg de suelo CdCl, donde se observó un mayor contenido de cadmio en los tallos que en las hojas (El-Mahrouk *et al.*, 2023).

Otras especies vegetales han demostrado ser habitables para la fitorremediación de suelos contaminados con cadmio y plomo, como *Secale montanum* (Moameri y Abassi Khalaki, 2019), *Portulaca oleracea* (Yousefi *et al.*, 2023), *Vicia faba* (Tang *et al.*, 2019), *Phytolacca dodecandra* (Debela *et al.*, 2022) y *Atriplex halimus* (Doghbage *et al.*, 2023), especialmente *A. halimus* que mostró resultados significativos para la acumulación de cadmio en sus raíces aumentando de 0.36 mg/L a 13.66 mg/L.

Microrremediación de suelos contaminados por cadmio (Cd) y plomo (Pb)

El uso de la especie fúngica *Simplicillium chinense* como remediador de plomo y cadmio en suelos contaminados con concentraciones de Cd: 10, 30, 50, 100, 150 y 200 mg/L y Pb: 10, 30, 50, 100, 150 y 200 mg/L, reveló resultados significativos. El análisis de los datos se realizó mediante isotermas de absorción (Ecuación 4):

$$Q_e = Q_{\max} \frac{K_L C_e}{1 + K_L C_e} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde Q_e (g/kg DCW) es los metales absorbidos en *S. chinense*, C_e (g/L) la concentración de equilibrio del metal en el sobrenadante, Q_{\max} (g/kg DCW) la capacidad máxima de biosorción, K_L (L/mg) es la constante de Langmuir, que está asociada con la energía de adsorción.

A través de la microscopía electrónica de barrido antes y después de la biosorción de los metales, se observó que antes de que la superficie de *S. chinense* fuera lisa, y sin la presencia de Cd y Pb, se observó la presencia de Cd y Pb en forma de cristales. En cuanto a la biosorción de metales por *S. chinense*, las isotermas de biosorción alcanzaron tasas de 88.5 y 57.8 g/kg para Cd y Pb, respectivamente (Jin *et al.*, 2019).

La asociación fúngica de *Mucor circinelloides* y *Trichoderma asperellum* como agentes remediadores de plomo y cadmio fue evaluada por Zhang *et al.* (2018). La inoculación de *M. circinelloides* y *T. asperellum* redujo las concentraciones de formas disponibles de Cd o Pb en el suelo, la reducción de la especiación disponible de Cd y Pb fue de hasta 42.46% y 47.51%, respectivamente. Otros estudios ya han demostrado la eficacia de *T. asperellum* en la eliminación de cadmio y plomo, con una eficiencia máxima de eliminación de 76.17% y 68.4%, para cadmio y plomo, respectivamente (Mohsenzadeh y Shahrokhi, 2014; Hoseinzadeh *et al.*, 2017).

El tratamiento asociado de *Brassica napus* y el consorcio fúngico-bacteriano de *Lysinibacillus macroides* y *Bacillus safensis* tuvo su eficacia evaluada contra los metales plomo y cadmio, y la tolerancia de las cepas se calculó a través de Ecuación 5.

$$PR (\%) = (CIMS - CFMS) / CIMS \times 100 \quad \text{Ecuación (5)}$$

Siendo PR (%), porcentaje de reducción, CIMS - concentración inicial de metales en el suelo y CFMS - concentración final de metales en el suelo.

La resistencia más baja encontrada contra el cadmio fue de 137 ppm, mientras que la resistencia máxima observada para el plomo fue de 537 ppm. *B. napus* alcanzó una tasa de germinación en suelos contaminados por plomo y cadmio e inoculados por *L. macroides* y *B. safensis* del 63%, demostrando que la inoculación ayuda en el crecimiento de las plantas, aumentando la resistencia a los metales analizados (Jan *et al.*, 2022).

Rajesh *et al.* (2014), identificaron en sus estudios que *B. safensis* tiene un alto potencial en la eliminación de cadmio del suelo, presentando una tasa de reducción máxima de 83% y 98% para 40 y 60 ppm de cadmio, respectivamente a pH 7.

Conclusiones

Tras el análisis de los estudios que componen la revisión es destacable que las tecnologías de fitorremediación y microrremediación en la eliminación de plomo y cadmio de suelos contaminados, es factible y eficiente. El uso de plantas y microorganismos en la degradación o absorción de estos elementos químicos y la tecnología con menor costo y sostenible para mantener la calidad y salud del suelo.

El uso de especies como *Chrysopogon zizanioides* y *Paspalum fasciculatum* son alternativas para mantener la salud del suelo, pues además de eliminar metales pesados, actúan como

moduladores de la rizosfera, actuando en el aumento de materia orgánica y reducción de la acidez del suelo, favoreciendo así el crecimiento y desarrollo de las plantas.

El avance de los estudios sobre fitorremediación y microrremediación de suelos contaminados por metales pesados es esencial para garantizar la salud ambiental, así como la salud humana. El presente estudio contribuye a un amplio estudio sobre especies vegetales, fúngicas y bacterianas que pueden usarse como remedidores de cadmio y plomo en suelos contaminados, y puede ayudar en futuras investigaciones y contribuir como aspecto bibliográfico a otros investigadores que trabajan dentro del tema.

Referencias

- Alberto, Á.A., Suguey, L.M.R., Ana, R.L., Eduardo, M.L.H., Carlos, M.B., Emanuel, H.N. (2022) Analysis of *Chrysopogon zizanioides* used as floating treatment wetlands in the removal of heavy metals present in leachate. *Remediation.*, **33**(1), 77-86. <https://doi.org/10.1002/rem.21739>
- Cobbina, S.J., Chen, Y., Zhou, Z., Wu, X., Zhao, T., Zhang, Z., Feng, W., Wang, W., Li, Q., Wu, X., Yang, L. (2015) Toxicity assessment due to sub-chronic exposure to individual and mixtures of four toxic heavy metals. *J. Hazard. Mater.*, vol. **294** 109-120. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.03.057>
- De Oliveira, R.C., Marins, R.V. (2011) Dinâmica de metais-traço em solo e ambiente sedimentar estuarino como um fator determinante no aporte desses contaminantes para o ambiente aquático: revisão. *Rev. Virt. de Quím.*, **3**(2), 88-102. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20110014>
- Debela, A.S., Dawit, M., Tekere, M., Itanna, F. (2022) Phytoremediation of soils contaminated by lead and cadmium in Ethiopia, using *Endod* (*Phytolacca dodecandra* L) *Int. J. Phytoremediation.*, **24**(13), 1339-1349. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.2025336>
- Dias, M.S.D.A., Parente, J.R.F., Vasconcelos, M.I.O., Dias, F.A.C. (2014) Intersetorialidade e Estratégia Saúde da Família: tudo ou quase nada a ver?. *Cien Saude Colet.*, vol. **19**(11), 4371-4382. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141911.11442014>
- Doghbage, A., Boukerker, H., Abdellatif Belhouadjeb, F., Nedjimi, B. (2023) Phytoremediation by using *Atriplex halimus* subsp. *Schweinfurthii* as a bio-absorbent of Cadmium in the soil. *Environ. Health Eng. Manag.*, **10**(1), 17-22. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2023.02>
- El-Mahrouk, E.M., Eisa, E.A.E., Ali, H.M., Hegazy, M.A.E., Abd El-Gayed, M.E.S. (2020) *Populus nigra* as a phytoremediator for Cd, Cu, and Pb in contaminated soil. *BioRes.*, **15**(1), 869-893. <https://doi.org/10.15376/biores.15.1.869-893>
- Faghih, F., Emadi, M., Sadegh-Zadeh F., Bahmanyar, M.A. (2018) Long-term charcoal-induced changes to soil properties in temperate regions of northern Iran. *J. For. Res.*, **30**, 1063-1071. <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0641-6>
- Gravand, F., Rahnavard, A., Pour, G.M. (2021) Investigation of vetiver grass capability in phytoremediation of contaminated soils with heavy metals (Pb, Cd, Mn, and Ni) *Soil Sediment Contam.*, **30**(2), 163-186. <https://doi.org/10.1080/15320383.2020.1819959>
- Hoseinzadeh, S., Shahabivand, S., Aliloo, A.A. (2017) Toxic metals accumulation in *Trichoderma asperellum* and *T. harzianum*. *Microbiology*, vol. **86**(6), 728-736. <https://doi.org/10.1134/S0026261717060066>
- Jan, S.U., Rehman, M., Gul, A., Fayyaz, M., Rehman, S.U., Jamil, M. (2022) Combined application of two *Bacillus* species enhance phytoremediation potential of *Brassica napus* in an industrial metal-contaminated soil. *Int. J. Phytoremediation*, **24**(6), 652-665. <https://doi.org/10.1080/15226514.2021.1962797>

- Jin, Z., Deng, S., Wen, Y., Jin, Y., Pan, L., Zhang, Y., Zhang, D. (2019) Application of *Simplicillium chinense* for Cd and Pb biosorption and enhancing heavy metal phytoremediation of soils. *Sci. Total Environ.*, **697**, e134148. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134148>
- Kan, C.A., Meijer, G.A.L. (2007) The risk of contamination of food with toxic substances present in animal feed. *Anim. Feed Sci. Technol.*, **133**(1-2), 84-108. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2006.08.005>
- Mahmoud, E.K., Ghoneim, A.M. (2016) Effect of polluted water on soil and plant contamination by heavy metals in El-Mahla El-Kobra, Egypt. *Solid Earth*, **7**(2), 703-711. <https://doi.org/10.5194/se-7-703-2016>
- Mendes, K.D.S., Silveira, R.C.C.P., Galvão, C.M. (2008) Revisão integrativa: método de pesquisa para a incorporação de evidências na saúde e na enfermagem. *Texto Cont. Enferm.*, **17**(4), 758-64. <https://doi.org/10.1590/S0104-07072008000400018>
- Moameri, M., Abbasi Khalaki, M. (2019) Capability of *Secale montanum* trusted for phytoremediation of lead and cadmium in soils amended with nano-silica and municipal solid waste compost. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **26**, 24315-24322. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0544-7>
- Mohsenzadeh, F., Shahrokhi, F. (2014) Biological removing of Cadmium from contaminated media by fungal biomass of *Trichoderma* species. *J. environ. health sci. eng.*, vol. **12**(1-7). <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-102>
- Nouri, J., Khorasani, N., Lorestani, B., Karami, M., Hassani, A.H., Yousefi, N. (2009) Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environ. Earth Sci.*, **59**, 315-323. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0028-2>
- Orekanti, E.R., Muni, K.M., Devarajan, S.K. (2019) Pilot study on phytoremediation of contaminated soils with different plant species. *J Hazard Toxic Radioact Waste.*, **23**, nº. (4), e04019021. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HZ.2153-5515.0000462](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000462)
- Ouzzani, M., Hammady, H., Fedorowicz, Z., Elmagarmid, A. (2016) Rayyan—a web and mobile app for systematic reviews. *Syst. Rev.*, **5**, 1-10. <https://doi.org/10.1186/s13643-016-0384-4>
- Rai, P.K., Lee, S.S., Zhang, M., Tsang, Y.F., Kim, K.H. (2019) Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environ. Int.*, **125**, 365-385. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>
- Rajesh, P., Athiappan, M., Paul, R., Raj, K.D. (2014) Bioremediation of cadmium by *Bacillus safensis* (JX126862), a marine bacterium isolated from mangrove sediments. *Int. j. curr. microbiol. appl. sci.*, **3**(12), 326-335.
- Rehman, M., Liu, L., Wang, Q., Saleem, M.H., Bashir, S., Ullah, S., Peng, D. (2019) Copper environmental toxicology, recent advances, and future outlook: A review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **26**, 18003-18016. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05073-6>
- Salas-Moreno, M., Marrugo-Negrete, J. (2020) Phytoremediation potential of Cd and Pb-contaminated soils by *Paspalum fasciculatum* Willd. *Ex Flügge. Int J Phytoremediation*, **22**(1), 87-97. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1644291>
- Saleem, M.H., Ali, S., Rehman, M., Hasanuzzaman, M., Rizwan, M., Irshad, Qari, S.H. (2020) Jute: A potential candidate for phytoremediation of metals-a review. *Plants (Basel)*, **9**(2), 258. <https://doi.org/10.3390/plants9020258>
- Sharma, U., Sharma, J.G. (2022) Nanotechnology for the bioremediation of heavy metals and metalloids. *J Appl Biol Biotechnol*, **10**(5), 34-43. <https://doi.org/10.7324/JABB.2022.100504>
- Souza, M.T., Silva, M.D., Carvalho, R. (2010) Revisão integrativa: o que é e como fazer. *Einstein*, **8**(1), 102-106. <https://doi.org/10.1590/s1679-45082010rw1134>
- Su, Y., Sun, S., Liu, Q., Zhao, C., Li, L., Chen, S., Tang, F. (2022) Characterization of the simultaneous degradation of pyrene and removal of Cr (VI) by a bacteria consortium YH. *Sci. Total Environ.*, **853**. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158388>
- Tang, L., Hamid, Y., Zehra, A., Sahito, Z.A., He, Z., Hussain, B., Yang, X. (2019) Characterization of fava bean (*Vicia faba* L.) genotypes for phytoremediation of cadmium and lead co-contaminated soils coupled with agro-production. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **171**, 190-198. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.083>

- Wasino, R., Likitlersuang, S., Janjaroen, D. (2019) The performance of vetivers (*Chrysopogon zizanioides* and *Chrysopogon nemoralis*) on heavy metals phytoremediation. *Int J Phytoremediation*, **21**(7), 624-633. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1546275>
- Yin, K., Wang, Q., Lv, M., Chen, L. (2019) Microorganism remediation strategies towards heavy metals. *Chem. Eng. J.*, **360**, 1553-1563. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.226>
- Yousefi, Z., Babanejad, E., Mohammadpour, R., Esbokolaee, H.N. (2023) Evaluation of Cd phytoremediation by *Portulaca oleracea* irrigated by contaminated water. *Environ. Health Eng. Manag.*, **10**(1), 67-73. <https://doi.org/10.34172/EHEM.2023.08>
- Zhang, X., Li, X., Yang, H., Cui, Z. (2018) Biochemical mechanism of phytoremediation process of lead and cadmium pollution with *Mucor circinelloides* and *Trichoderma asperellum*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **157**, 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.03.047>

REVISTA AIDIS

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

COMPARATIVE ECOTOXICOLOGICAL EVALUATION OF TANNIN COAGULANTS FROM BLACK WATTLE AND FERROUS ALUMINUM SULFATE IN THE TREATMENT OF SLAUGHTERHOUSE EFFLUENT

Angela Helena Mendes Stival¹

Thayrine Dias Carlos¹

Aline Silvestre Pereira Dornelas¹

Fabio Barbosa da Silva¹

Nelson Luís Gonçalves Dias de Souza¹

Douglas Henrique Pereira¹

* Grasielle Soares Cavallini¹

Renato Almeida Sarmento¹

Recibido el 22 de mayo de 2023. Aceptado el 28 de agosto de 2023

Abstract

Ecotoxicological assessments are crucial for environmental monitoring as they can pre-dict the adverse effects of ecotoxins, such as coagulants, on the ecosystems using contamination bioindicators. This study evaluated the ecotoxicity of two types of coagulants, an inorganic coagulant, ferrous aluminum sulfate (SF), and a biocoagulant based on tannins extracted from black wattle, used in the treatment of cattle slaughterhouse effluents. The planaria *Girardia tigrina*, which is used as a bioindicator of toxicity in freshwater ecosystems, was used as the test organism for this study. To select the appropriate tannin coagulant for the effluent under study, two types of biocoagulants were investigated: Tanfloc SG (SG) and Tanfloc MTH (MTH), with SG coagulant showing better performance (98.5 % turbidity removal). In the ecotoxicological test, SG and SF coagulants were compared. Both the tannin-based coagulant SG and the inorganic SF were efficient for the treatment of the evaluated effluent, yet their lethal concentrations (LC50 - 96h) with regard to *G. tigrina* was 32.24 % and 42.24 %, respectively. Thus, our results suggest that the effluent treated with the tannin-based coagulant SG showed greater toxicity to *G. tigrina* than the inorganic coagulant ferrous aluminum sulfate.

Keywords: ecotoxicology, black wattle tannin, ferrous aluminum sulfate, slaughterhouse effluents, bioindicators, biocoagulants.

¹ Universidade Federal do Tocantins, Brasil.

* Autor correspondal: Universidade Federal do Tocantins, 77.402-970, Gurupi, Tocantins, Brasil. Email: grasielle@uft.edu.br

Introduction

Agricultural reuse is classified in the form of direct, non-potable water reuse and has a fundamental role in the management of water resources. The possible forms of water reuse to which waste water may be subjected to, however, depends on the physicochemical and microbiological characteristics of the effluents in the waste water (Helmecke, Fries and Shulte, 2020).

Planned reuse is an alternative to increase water suitability for consumption, since the withdrawal of water from the reservoirs reduces and, consequently, becomes more susceptible to pollution. Acceptance and the use of properly treated effluents has increased in recent years due to high water demand. As agricultural consumption is tolerant to the use of properly treated effluents, the use of good quality water would be intended only for human consumption, which requires a higher quality of water. Some industries seek to invest in research to treat their effluents and improve their quality, as reaching the release standards is a difficult task for industries (Fico *et al.*, 2022).

Among the possible measures to be adopted, we highlight the use of chemical coagulants, particle breakage by pumping, disintegration by ultrasound, filtration of the primary effluent, and physical-chemical processes. Physicochemical systems, as a preliminary treatment of the effluent, allow greater control due to the adjustment of dosages, although there is a greater generation of sludge (Bustillo-Lecompte and Mehrvar, 2017). For some effluents, such as cattle slaughter, the chemical characteristics of the sludge (high concentration of proteins) allow its reuse in the manufacture of animal feed, adding value and reducing the volume of waste (Limeneh *et al.*, 2022).

The processing of products, that are of animal or vegetable origin and are mainly made up of foodstuffs, by agro-industries use fermentative processes that generates liquid residues rich in organic matter, nutrients, and salts. Even after treatment, the water bodies present potential for pollution, mainly due to the presence of nitrogen and phosphorus. Domestic and industrial sewage are characterized as point sources, located and well identified as being responsible for significant depletion of oxygen in water courses, and an increase in solids, pathogenic microorganisms and nutrients (Demirel and Yenigun, 2004, Menegassi *et al.*, 2020).

Given this, the objective of this study was to evaluate the optimal dosages for the tannin coagulant of black wattle and ferrous aluminum sulfate by performing ecotoxicological tests using the planaria *Girardia tigrina* as a bioindicator, to elucidate the toxic potential of the treated effluent for each coagulant.

Aluminum sulfate, in particular, has been used for more than 100 years all over the world and in different treatment system concepts, aiming at the removal of particulate matter, colloidal matter and organic substances via chemical coagulation. However, the extensive use of aluminum

sulfate has been discussed due to the presence of remaining aluminum in the treated water and in the sludge generated at the end of the process, often in very high concentrations, which makes it difficult to dispose of it in the soil due to contamination and the accumulation of this metal. Thus, the use of biocoagulants has become an alternative to replace inorganic coagulants. Black wattle tannin is a natural coagulant extracted from the tree species *Acacia mearnsii* and can act in colloidal systems, neutralizing charges and forming bridges between these particles, this process being responsible for the formation of flakes and consequent sedimentation. Among its properties, tannin does not change the pH of the treated water, since it does not consume the alkalinity of the medium, at the same time that it is effective in a wide pH range, from 4.5 to 8.0 (Azreen *et al.*, 2021).

Owing to their high regenerative ability, the planarian serve as model organisms to study the mechanisms of morphological and functional restoration (Kreshchenk *et al.*, 2008). Furthermore, they are used in aquatic toxicology because they are sensitive to a variety of pharmacological and toxicological agents, and biochemical and physiological analogies can be made with the susceptibility of animals superior to pollutants. They are important components of freshwater ecosystems, have a wide geographical distribution, are sensitive to pollutants, and are easy to create and maintain in laboratories, and were thus chosen for this study. In addition, planarians are also saprophagous, contributing to the balance of decomposer communities existing in the biosphere (Barros *et al.*, 2006 and Macedo *et al.*, 2019).

Thus, the present study compared the acute toxicity (LC50) of bovine slaughterhouse effluent (CSE) treated with ferrous aluminum sulfate versus CSE treated with a tannin-based coagulant. This study is important because it contains information on the inorganic coagulant ferrous aluminum sulfate and a biocoagulant based on black wattle tannin. The data reported in this study contributes to the understanding of the effects on the environment resulting from the release of effluents treated by these coagulants, adding ecotoxicological data in relation to the organism *G. tigrina*, a relevant bioindicator for freshwater ecosystems, as it is part of the food chain in many trophic levels.

Materials and methods

Effluent collection

The effluent was collected after railing the raw effluent. The collected effluent was characterized using the following physicochemical parameters: turbidity, dissolved oxygen (OD), total dissolved solids (SDT), pH, conductivity, biochemical oxygen demand (BOD), ultraviolet absorbance at 254 nm (Abs 254 nm), and total solids (ST), according to the methodology described in the Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Coagulation/flocculation tests followed by flotation

Coagulation/flocculation and flotation tests were performed using jar test equipment. The flotation process was spontaneous and did not involve recirculation of water saturated with dissolved air.

First, the most suitable biocoagulant for the effluent was evaluated by testing Tanfloc SG (100, 200, and 300 mg/L) and Tanfloc TMH (200 and 300 mg/L) (PERLOTE *et al.*, 2019). The operating conditions for these tests were as follows: fast mixing gradients of 260 rpm for 10 s and slow mixing of 30–50 rpm for 10 min. Collections were performed at a flotation speed of 0.23 cm/min.

The efficiency of the ferrous aluminum sulfate (SF) coagulant at a concentration of 300 mg/L and SG (200 mg/L) was evaluated for further ecotoxicological testing. An SF dosage of 300 mg/L was used to reproduce the process used by the company supplying the effluent.

The characteristics of the treated effluent for both coagulants were then measured. Notably, the effluent used in the ecotoxicological tests was filtered through cotton because of the large volume required. Filtration on paper membranes is not feasible because of the rapid clogging of the filter medium. The non-filtration of the treated effluent resulted in the adhesion of suspended solids in planarians and death in less than 24 h. As the objective of this work was to evaluate the effluent and not the sludge, filtration was carried out.

For filtration, a portion of 1.5 g of 100% hydrophilic cotton was used in a glass funnel. The volume of 1.5 liters of effluent, after the flotation process, was collected from the bottom of the jar test, avoiding to collect the floated sludge.

Bioassays with *Girardia tigrina*

Before the ecotoxicological assays, coagulant efficiency tests were carried out so that the dosages used provided physicochemical characteristics similar to the treated effluent.

For the bioassays, the test organism *G. tigrina* (planaria) was used to evaluate the acute effect of the lethal concentration (LC50) of the effluent treated with two different coagulants: ferrous aluminum sulfate and tannin (SG Tanflonc®).

The planar culture of *G. tigrina* was obtained from the Ecotoxicology Laboratory at the University of São Paulo and cultivated at the Ecotoxicology Laboratory (Research Group on Functional and Applied Ecology) at the Federal University of Tocantins (UFT - Campus Gurupi). Individuals of *G. tigrina* were kept in culture boxes, containing 1.5 L of ASTM medium (ASTM, 1980) and provided with constant aeration. This preparation was maintained in an air-conditioned room at 22 ± 1 °C. The animals were fed bovine liver and had their medium renewed on a weekly basis.

Acute (lethal) test

For the acute test, organisms of 8 mm (± 0.1 mm) in length were selected. The organisms selected for the test were deprived of food the week before the experiments were carried out. To determine the lethal concentration (LC50), different volumes of refrigerated effluent treated with two different coagulants were used: ferrous aluminum sulfate and tannin. The experimental solutions were prepared by diluting the stock solution in ASTM medium. For the control solution, only the ASTM medium was used. Physicochemical parameters such as dissolved oxygen, pH, conductivity, and temperature were measured from these solutions. For each test, 45 Petri dishes were used, with five replicates for each concentration (containing five planarians) in each treatment, containing 20 mL of the experimental solution, totaling 225 organisms for each test (Figure 1). The organisms were exposed for 96 h in a static system (22 ± 1 °C), in the dark, or without food. Thus, mortality was verified after 24, 48, and 96 h of exposure by counting the number of static/dead organisms in each repetition to determine the LC50. Physicochemical parameters such as dissolved oxygen, pH, conductivity, and temperature were measured from the experimental solutions of each concentration. Planarians that showed immobility when exposed to light or when the body (totally or partially) showed degeneracy, were considered dead.

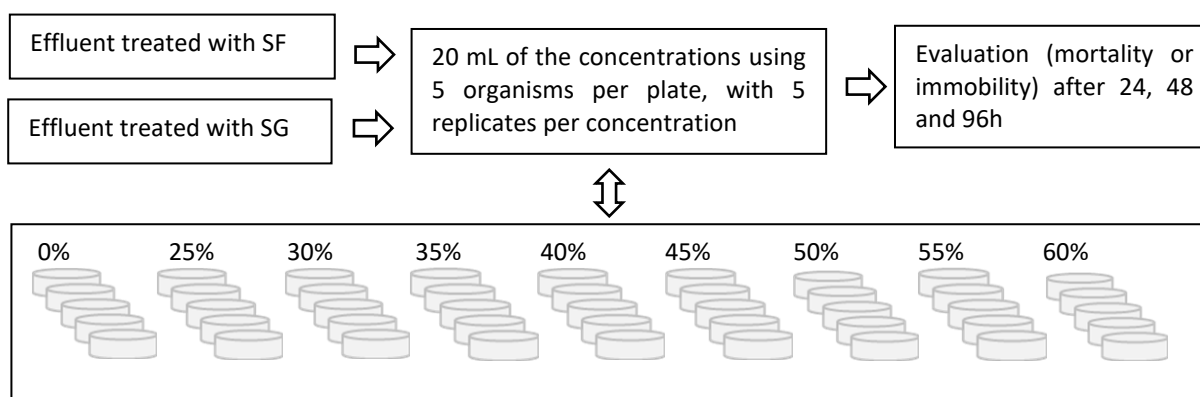


Figure 1. Bioassay scheme.

Statistical analysis

Analysis of the acute tests were performed using the Minitab[®] program through probity analysis. The analysis was also performed using GraphPad Prism software version 6.0 for Windows (GraphPad Software, La Jolla, California, USA).

Results and discussion

Coagulation/flocculation/flotation tests

The physicochemical characteristics of the collected effluents are shown in Table 1, which describes the minimum and maximum values of the samples collected in relation to each evaluated parameter.

The turbidity parameter showed greater variation between collections, therefore, the results of the coagulation/flocculation/flotation tests indicate the initial turbidity values of the sample. The results used to select the biocoagulant are shown in Figure 2.

The results obtained with the MTH coagulant showed lower turbidity removal efficiency than the SG coagulant for the effluent used in this study. In addition, the manufacturer recommends that tannin-based coagulants should not be applied at concentrations greater than 200 mg/L.

Thus, comparative results with the SF coagulant were performed with the SG coagulant at a concentration of 200 mg/L. Figure 3 presents the turbidity removal results comparing SF 300 mg/L and SG 200 mg/L, both evaluated in three different collections.

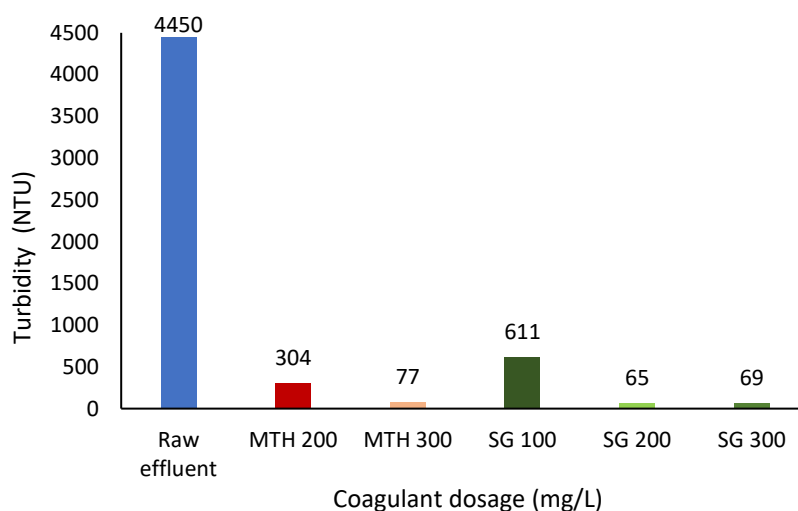


Figure 2. Remaining turbidity using the tannin-based coagulants TMG and SG in diferents dosages.

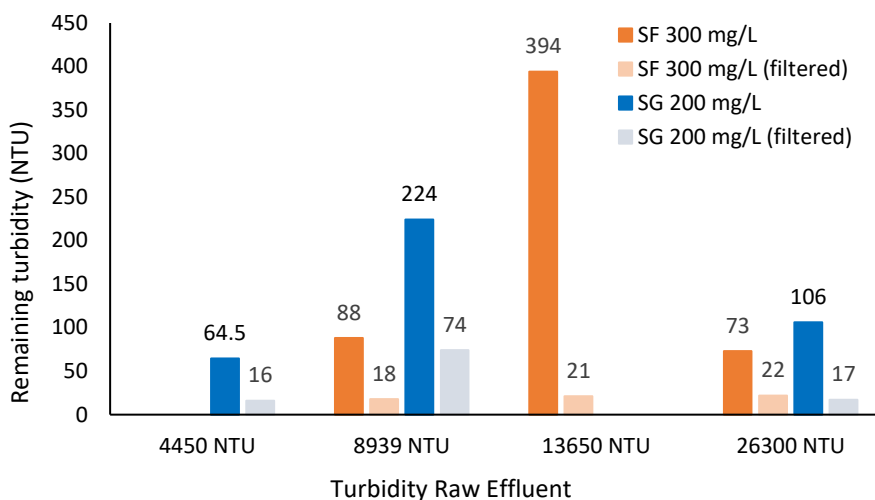


Figure 3. Efficiency of removing turbidity between coagulant SG and SF.

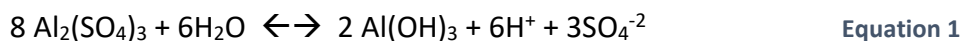
After the coagulation/flocculation/flotation tests, the treated effluents were filtered to remove larger suspended solids, which significantly affected the ecotoxicological test. Thus, the treated effluent (Table 1) was characterized after the filtration process to represent the evaluated effluent in a coherent manner.

Table 1. Physical-chemical characterization of the raw effluent and after the coagulation / flocculation / flotation / filtration process used for ecotoxicological tests.

Parameters	Raw effluent		SF	SG
	Min	Max*		
Turbidity (NTU)	4450	26300	18	74
DO (mg/L)	<1	2.92	-	-
Total Solids (mg/L)	-	-	769	770
pH	5.9	6.5	5.9	6.4
Conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	1170	1640	1222	1238
Total dissolved solids (mg/L)	585	820	611	619
BOD (mg/L)	4935	5926	<400	356
Abs (254 nm)	-	1.245	0.803	0.764

*Effluent used for the application of coagulants.

The pH values presented in Table 1 refer to the samples after the coagulation/flocculation/filtration process. The reduction in pH in the SF test is justified by the fact that SF is an acidic salt, as shown in Equations 1 and 2. The coagulant SG did not result in a significant change in the final pH.



The dosages used promoted similar removal efficiencies for the coagulants, for example, the turbidity removal was greater than 99% for both treatments, as well as the BOD removal was greater than 93% for SF and SG. Dissolved solids removal and electrical conductivity were also close to 25% for both.

Turbidity removal efficiencies greater than 90% were observed in bovine slaughter effluents treated with SG at dosages of 200 to 300 mg/L by Oliveira *et al.* (2018) and with dosages from 50 mg/L by Parlote *et al.* (2019) in slaughter effluent collected after biological treatment. In the work by Parlote *et al.* (2019) the authors indicated the dosage of 250 mg/L so that the treated effluent obtained color removal above 90%.

Notably, although the use of the biocoagulant represents the addition of an organic load in the effluent, an increase in the BOD and Abs 254 nm was not observed. The other parameters were similar and showed similar efficiencies. The UV-Vis spectra of the effluent and treated effluent are shown in Figure 4.

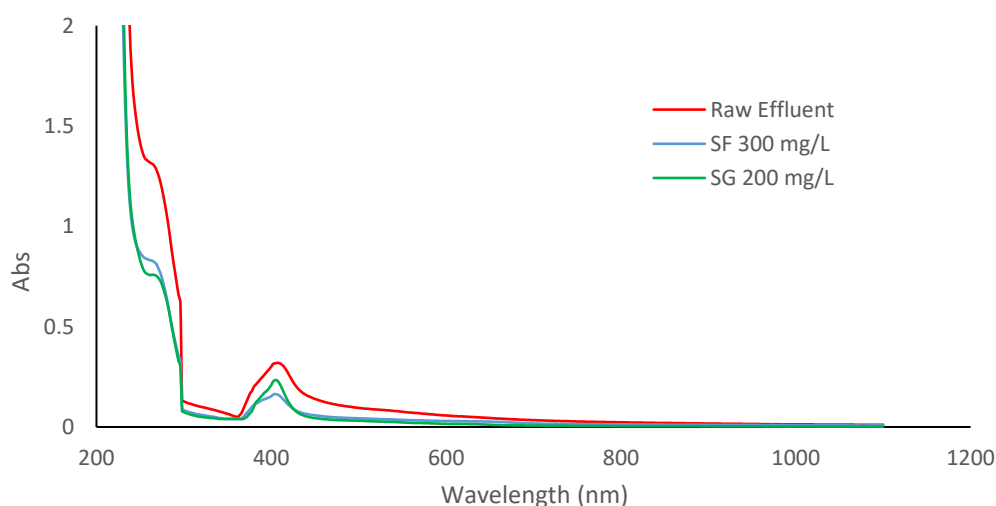


Figure 4. UV-Vis spectrum of the effluent before and after treatments.

The most common chromophores in oils and fats from bovine tallow are chlorophyll, carotenoids, flavins, tocopherols, phosphatides, and sterols, with carotenoids being mainly responsible for the yellow-red color in animal fat (Patterson, 1992). Bovine tallow is mostly composed of fatty acids: palmitic acid (23–29 %), oleic acid (20–35 %), and stearic acid (26–45 %).

According to Pantoja (2013), the characteristic bands of oleic and palmitic acid are close to 350 and 375 nm, respectively, and those of β -carotene are between 400 and 540 nm, which can explain the bands in Figure 4. Figure 5 shows images of the effluents after flotation.

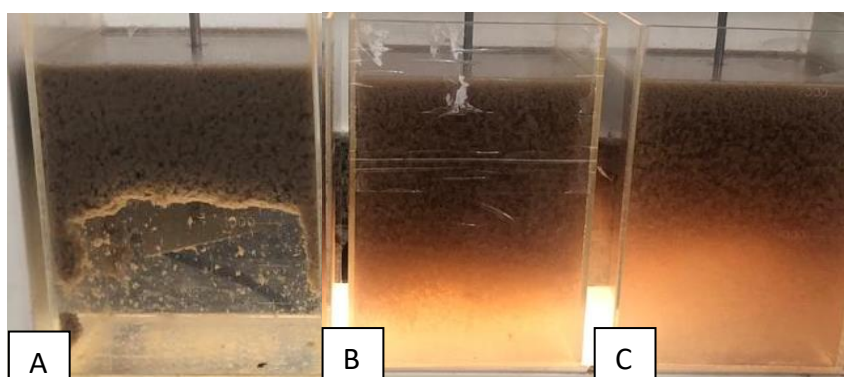


Figure 5. Test with coagulants from SF (A) and tanine SG (B) and MTH (C).

In the SF test, it is possible to observe coagulation by means of a scanning mechanism in which precipitates ($\text{Al}(\text{OH})_3$) form, in the case of the SG test, the coagulation mechanism can be represented by the formation of bridges, characterized by involving the use of polymers with large molecular chains as a coagulant. In Figures 5B and 5C, coagulation by charge neutralization can also be seen, which may not form flocs suitable enough to settle or float, with direct filtration being recommended as a subsequent process, so that destabilized particles can be retained in the granular medium of filters.

Ecotoxicological tests

Acute test with planaria

The results are shown in Figure 6. According to the acute ecotoxicological test, a solution containing 42.24 % of the effluent treated with ferrous aluminum sulfate diluted in ASTM medium was necessary for 50% of the test organisms to die after 96 h of exposure. For the coagulant based on tannin SG, 32.42 % of the treated effluent was necessary. Thus, it was possible to verify that the effluent treated with the tannin-based coagulant SG showed greater toxicity than the inorganic coagulant ferrous aluminum sulfate in relation to the bioindicator *G. tigrina*.

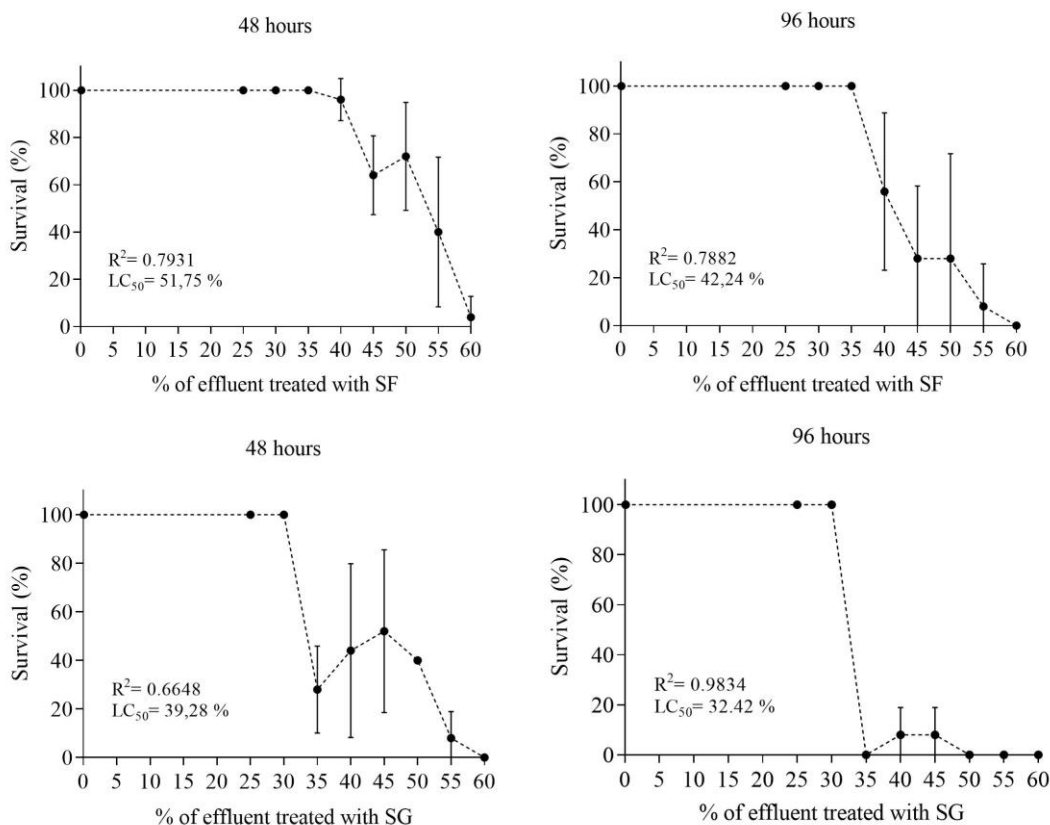


Figure 6. Acute test with planarians (±sd).

The ability of plants to protect against pests is attributed to tannins. According to (Berbehenn and Constabel, 2011), tannins are especially prone to oxidation in insects, forming semiquinone and quinone radicals as well as other reactive oxygen species, and lead to tannin toxicity, which is believed to result from the production of high levels of reactive oxygen species. In microorganisms, inhibition by tannin compounds is due to hydrogen bonding with vital proteins such as enzymes. Tannin polymerization can result in the toxification of tannin monomers and detoxification of tannin oligomers, and this polymerization can occur through contact between tannin and air (Field and Lettinga, 1992).

The final quality of the effluent after the treatments were similar in most of the evaluated parameters (Table 1). However, this was not observed for the turbidity parameter, as the effluent treated with SG showed turbidity 4 times greater than the effluent treated with SF. The effect of particles (turbidity) could be observed in preliminary tests with the effluent without filtering.

Without filtration, the flakes adhered to the planaria and the mortality rate was very high, which is why filtration was chosen after the coagulation process. In planarians, oxygen is absorbed across the entire body wall (Sluys, 2019), therefore, the greater number of particles in the effluent treated by SG may have impaired the respiratory capacity of the planaria due to the adherence of the flakes to its body.

Bioassays of algal cell growth (*Raphidocelis subcapitata* and *Dunaliella tertiolecta*) demonstrated a decline in growth at 30 mg/L concentrations of fresh tannin water extracts (*Acacia* sp.) and immobilization of *Daphnia magna* at 100 to 300 mg/L. The authors of this work also concluded that water extract concentrations of fresh tannin water extracts resulted in the hormetic effect that corresponds to a positive stimulatory effect (De Nicola *et al.*, 2004). As the present study was carried out in real effluent, it is not possible to rule out the hypothesis of a synergistic effect of the residual concentration of coagulants and the toxicity of the effluent itself.

Conclusion

Both the tannin-based coagulant (SG) and the ferrous aluminum sulfate (SF) were efficient in the formation of flocs and in the treatment of the evaluated effluent, however, in terms of ecotoxicity, SF showed 10% less toxicity than SG.

It is noteworthy that the tannin-based coagulant is biodegradable, which in the long term represents an advantage over the coagulant with aluminum salts. The accumulation of aluminum in the environment is a factor that needs attention and therefore its lower toxicity cannot be considered with a greater reduction of risks to the environment.

The biocoagulant showed interesting results for treatment systems that combine physical-chemical treatment (coagulation/flocculation/flotation) with biological treatment, such as ponds. The physical-chemical treatment before the biological process would result in advantages such as odor reduction and detention time. The use of aluminum salts could harm the biological process due to the accumulation of aluminum salts due to the lower degradability of the sludge.

Acknowledgments

The authors would like to thank the company TANAC, Brazil. We would like to thank Editage (www.editage.com) for English language editing. This research was funded by National Council for Scientific and Technological Development – CNPq – Brazil, CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil) (Financing Code 001 CAPES), Federal University of Tocantins for financial assistance (PROPESQ/UFT), and Tocantins Research Support Foundation - FAPT for the financial support.

References

- APHA, AWWA, WEF. (2017) *Standard Methods of the Examination of Water and Wastewater*, 23rd ed., APHA (American Public Health Association), USA.
- ASTM. (1980) Standard Practice for Conducting Acute Toxicity Tests with Fishes, Macroinvertebrates, and Amphibians. American Society for Testing and Materials, ASTM: Philadelphia, PA, USA, 729–780.
- Barbehenn, RV, Constabel, C (2011) Tannins in plant-herbivore interactions. *Phytochemistry*, **13**, 1551-65. <https://doi.org/10.1016/j.phytochem.2011.01.040>
- Barros, GS, Angelis, DF, Furlan, LT, Corrêa-junior, B Utilização de Planárias da espécie *Dugesia (Girardia) Tigrina* em testes de toxicidade de efluentes de refinaria de petróleo. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 2006, **1**, 67-70.
- Bustillo-Lecompte, C, Mehrvar, M. (2017) Slaughterhouse Wastewater: Treatment, Management and Resource Recovery. In: Farooq, R., Ahmad, Z. *Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery*. London: IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/65499>
- De Nicola E, Gallo M, Iaccarino M, Meriç S, Oral R, Russo T, Sorrentino T, Tünay O, Vuttariello E, Warnau M, Pagano G. (2004) Hormetic versus toxic effects of vegetable tannin in a multitest study. *Arch Environ Contam Toxicol.* **46**(3), 336-344. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-2293-5>
- Demirel, B, Yenigun, O. (2004) Anaerobic acidogenesis of dairy wastewater: the effects of variations in hydraulic retentiontime with no pH control. *J. Chem. Technol Biotechnol.* **79**, 755-760. <https://doi.org/10.1002/jctb.1052>
- Fico, GC, de Azevedo, ARG, Marvila, MT. (2022) Water reuse in industries: analysis of opportunities in the Paraíba do Sul river basin, a case study in Presidente Vargas Plant, Brazil. *Environ Sci Pollut Res* **29**, 66085–66099. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20475-9>
- Field, JA., Lettinga, G. (1992) Toxicity of tannin compounds to microorganisms. In: *Plant Polyphenols.*, Hemingway, R.W., Laks, P.E., Springer: Boston, USA, 59.
- Helmecke, M., Fries, E. & Schulte, C. (2020) Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants. *Environ Sci Eur* **32** (4) <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0283-0>
- Knakievicz, T, Lau, A H, Prá, D, Erdtmann, B (2007). Biogeography and Karyotypes of Freshwater Planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Paludicola) in Southern Brazil. *Zoological Science*, **24**(2), 123–129. <https://doi.org/10.2108/zsj.24.123>
- Kreshchenko, ND, Sedelnikov, Z, Sheiman, IM (2008) Effects of neuropeptide F on regeneration in *Girardia tigrina* (Platyhelminthes). *Cell Tissue Res* **331**, 739–750. <https://doi.org/10.1007/s00441-007-0519-y>
- Limeneh, DY, Tesfaye, T, Ayele, M, Husien, NM, Ferede, E, Haile, A, Mengie, W, Abuhay, A, Gelebo, GG, Gibril, M, Kong, FA. (2022) Comprehensive Review on Utilization of Slaughterhouse By-Product: Current Status and Prospect. *Sustainability*, **14**, 6469. <https://doi.org/10.3390/su14116469>
- Macedo, LPR, Dornelas, AS, Vieira, JSJ, Sarmiento, RA, Cavallini, GSA. (2019) Comparative ecotoxicological evaluation of peracetic acid and the active chlorine of calcium hypochlorite: Use of *Dugesia tigrina* as a bioindicator of environmental pollution. *Chemosphere*, **233**, 273-281. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.286>
- Menegassi, LC, Rossi, F, Dominical, LD, Tommaso, G, Montes, C R, Gomide, CA, Gomes, TM (2020). Reuse in the agro-industrial: Irrigation with treated slaughterhouse effluent in grass. *Journal of Cleaner Production*, **251**, 119698. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119698>
- Oliveira, C.F.; Bongiovani, C.M.; Schneider, M.R. Tanino como coagulante natural no tratamento de efluentes de frigorífico bovino. XLVII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, Centro Internacional de Convenções do Brasil, Brasília, 2018.
- Pantoja, NV (2013) Caracterização físico-química e espectroscópica do óleo de tucumã (*Astrocaryum aculeatum meyer*) visando aplicações nanobiotecnológicas, Universidade Federal do Acre.
- Parlotte, LM, Gonçalves Filho, EN, Moura, PB, Silva, JO, Webler, AD (2019) aplicação de coagulante orgânico em águas residuárias frigoríficas previamente tratado biologicamente. XIV Jornada Científica CEDSA, 2019. *Amazônia: interdisciplinaridade e desenvolvimento sustentável*.

Patterson, HBW. (1992) *Bleaching and Purifying Fats and Oils*, AOCS Press.

Sluys, R. (2019) The evolutionary terrestrialization of planarian flatworms (Platyhelminthes, Tricladida, Geoplanidae): a review and research programme. *Zoosystematics and Evolution* **95**(2), 543-556.
<https://doi.org/10.3897/zse.95.38727>

Stival, AHSM, Alceno, WD, Carlos, TD, Bezerra, LB, Cavallini, GS, Sarmento, RA (2021). Avaliação de coagulantes a base de tanino de acácia negra (*Acacia mearnsii*) para o tratamento de água / Evaluation of black acacia (*acacia mearnsii*) tannin-based coagulants for water treatment. *Brazilian Journal of Development*, **7**(3), 31611–31617.
<https://doi.org/10.34117/bjdv7n3-739>

Wu, J, Chen, H, Li, M (2011) The preferential accumulation of cadmium in the head portion of the freshwater planarian, *Dugesia japonica* (Platyhelminthes: Turbellaria). *Metallomics* **3**, 1368–1375.
<https://doi.org/10.1039/c1mt00093d>

REVISTA AIDIS

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

PRODUÇÃO DE CARVÃO ATIVADO A PARTIR DA PIRÓLISE DA CASCA DE LARANJA

PRODUCTION OF ACTIVATED CHARCOAL FROM PYROLYSIS OF ORANGE PEEL

Bruna Cirqueira Almeida ¹
Cláudia da Silva Aguiar Rezende ¹
* Marcelo Mendes Pedroza ¹
Ranyere do Nascimento Lobo ¹
Matheus Gomes Arruda ¹

Recibido el 6 de junio de 2023. Aceptado el 23 de octubre de 2023

Abstract

The search for sustainable and economically viable alternatives for the use of biomass has been motivated by the environmental impacts caused by the use of fossil fuels in energy generation, by the increase in the price of oil — a non-renewable source — and by the abundance of agro-industrial residues. Furthermore, biomass represents a source of renewable energy. As Brazil is the largest producer of oranges in the world, a large amount of residual biomass is generated, not always receiving an adequate final destination, which can cause environmental damage. Therefore, the objective of this study is to convert orange peel into activated carbon through the pyrolysis process and to characterize the resulting product. Dry biomass was characterized through immediate analysis: moisture content (0.88%), ash content (1.36%), volatile material (85.37%), fixed carbon content (12.39%) and density (0.44%). The thermal degradation of the residue was carried out in a fixed bed reactor, at two different temperatures (500 °C and 600 °C) for 30 minutes of degradation, at a rate of 30 °C/min. The activated carbon yield was 27.092% during the pyrolysis performed at 500°C, while it reached 18.094% in the pyrolysis at 600°C. After the conclusion of the pyrolysis experiments, the collection, storage and characterization of samples of adsorbent material produced during this process were carried out. The characterization was carried out using the same parameters that were applied in the analysis of dried orange peel. In addition, a methylene blue adsorption test was conducted on an orbital shaker table, following a face-centered design plan with 11 different combinations of mass and dye concentration. The adsorption time was kept constant at 30 minutes, and the volume of the solution used in all tests was set at 30 mL. The experiment revealed that the adsorption capacity of this carbon becomes more efficient with a low amount of mass and a high concentration of methylene blue dye. After analyzing the results, the efficiency of using orange peel biomass in the production of activated carbon, with adsorbent capacity, through pyrolysis, can be seen.

Keywords: biomass, orange peel, activated carbon, residue, reuse.

¹ Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética, Instituto Federal de Ciência, Educação e Tecnologia do Tocantins, Brasil.

* *Autor correspondente:* Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN) no 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. . Fone: + 55 (63) 98436-3511. Email: mendes@ifto.edu.br

Resumo

A busca por alternativas sustentáveis e economicamente viáveis para o aproveitamento de biomassa tem sido motivada pelos impactos ambientais causados pela utilização de combustíveis fósseis na geração de energia, pelo aumento do preço do petróleo - uma fonte não renovável - e pela abundância de resíduos agroindustriais. Ademais, a biomassa representa uma fonte de energia renovável. Como o Brasil é o maior produtor de laranjas do mundo, uma grande quantidade de biomassa residual é gerada, nem sempre recebendo uma destinação final adequada, o que pode ocasionar danos ambientais. Sendo assim, o objetivo deste estudo é converter a casca de laranja em carvão ativado por meio do processo de pirólise e caracterizar o produto resultante. A biomassa seca foi caracterizada através das análises imediatas: teor de umidade (0.88%), teor de cinzas (1.36%), material volátil (85.37%), teor de carbono fixo (12.39%) e densidade (0.44%). A degradação térmica do resíduo foi realizada em reator de leito fixo, em duas temperaturas distintas (500 °C e 600 °C) durante 30 minutos de degradação, a uma taxa de 30 °C/min. O rendimento do carvão ativado foi de 27.092% durante a pirólise realizada a 500 °C, enquanto atingiu 18.094% na pirólise a 600°C. Após a conclusão dos experimentos de pirólise, procedeu-se à coleta, armazenamento e caracterização das amostras de material adsorvente produzido durante esse processo. A caracterização foi realizada utilizando os mesmos parâmetros que foram aplicados na análise da casca de laranja seca. Além disso, foi conduzido um teste de adsorção de azul de metileno em uma mesa agitadora orbital, seguindo um plano de delineamento de faces centradas com 11 diferentes combinações de massa e concentração de corante. O tempo de adsorção foi mantido constante em 30 minutos, e o volume da solução utilizado em todos os testes foi fixado em 30 mL. O experimento revelou que a capacidade de adsorção desse carvão se torna mais eficiente com uma baixa quantidade de massa e uma alta concentração de corante azul de metileno. Após a análise dos resultados, percebe-se a eficiência da utilização da biomassa da casca de laranja na produção de carvão ativado, com capacidade adsorvente, através da pirólise.

Palavras-chave: biomassa, casca de laranja, carvão ativado, resíduo, reaproveitamento,

Introdução

De acordo com Santos *et al.*, (2014), a principal fonte utilizada para a produção de energia e reagentes químicos é o petróleo. O interesse crescente em substituir tal recurso, por fontes renováveis, como a biomassa, tem sido motivado pelo aumento significativo dos preços do petróleo bruto nos últimos anos, pela preocupação com sua disponibilidade limitada, bem como pelos danos ambientais decorrentes da utilização de combustível fóssil (Zanatta *et al.*, 2016; Santos *et al.*, 2014).

A biomassa, que consiste na matéria orgânica proveniente de resíduos agroflorestais, domésticos e industriais, tem ganhado destaque por seu potencial energético e pela sua abundância (Pedroza, 2011). Sabendo que o Brasil é o maior produtor mundial de laranja e de suco de laranja (Usda, 2023) e que, por conta disso, uma grande quantidade de resíduos é gerada, a utilização da biomassa residual (casca e bagaço), torna-se uma alternativa sustentável e viável para a produção de carvão ativado.

De acordo com Brito *et al.*, (2021), a utilização do carvão ativado como um adsorvente eficaz de poluentes líquidos e gasosos se deve às suas propriedades texturais e à natureza química da sua superfície, que conferem a ele uma alta capacidade de adsorção. O carvão ativado mais comumente utilizado é derivado do eucalipto. No entanto, é viável empregar carvão produzido

por meio da degradação térmica de matéria orgânica para eliminar metais pesados e substâncias orgânicas de efluentes, o que pode substituir o adsorvente comercial (Pedroza *et al.*, 2017).

Dessa forma, a utilização de resíduos agroindustriais é uma opção mais rentável do ponto de vista econômico e ajuda a diminuir os custos associados à eliminação desses resíduos. Além disso, essa prática contribui para a redução dos impactos ambientais gerados pelo descarte inadequado de material orgânico (Santos *et al.*, 2015).

O processo de pirólise é capaz de converter a biomassa da casca de laranja em carvão ativado por meio da degradação termoquímica, que ocorre na ausência parcial ou total de oxigênio. Nesse contexto, este estudo visa realizar a caracterização da biomassa e do carvão ativado resultante do processo de degradação térmica da casca de laranja.

Metodologia

Os testes experimentais foram conduzidos no *Campus* Palmas, do Instituto Federal do Tocantins (IFTO), no Laboratório de Inovação em Aproveitamento de Resíduos e Sustentabilidade Energética (LARSEN). A realização dos testes para a concepção deste estudo foi dividida em três etapas distintas, tal como demonstrado na Tabela 1.

Tabela 1. Segmentação das fases envolvidas na elaboração deste estudo.

Etapas	Atividades
ETAPA 01 - Coleta e caracterização da biomassa da casca da laranja.	Coleta da casca da laranja e caracterização laboratorial quanto a umidade, teor de cinzas, material volátil, teor de carbono fixo, densidade e cinética de perda de massa.
ETAPA 02 – Pirólise da casca da laranja.	Pirólise da casca da laranja em duas temperaturas diferentes (500 e 600 °C) e determinação do rendimento do carvão ativado resultante do processo, através do balanço de massa.
ETAPA 03 – Caracterização do carvão ativado	Caracterização do carvão ativado resultante da degradação térmica quanto a umidade, teor de cinzas, material volátil, teor de carbono fixo, densidade e adsorção.

Etapa 1

A coleta da biomassa residual da casca de laranja, ocorreu no ambiente domiciliar da autora do presente estudo, devido à observação de grandes quantidades de cascas de laranja descartadas no local. Para isso, foram estabelecidos pontos de descarte na residência, onde os residentes receberam orientações sobre o descarte adequado da biomassa (Figura 1). A casca empregada foi proveniente da laranja pera, a qual é considerada, segundo Paz *et al.*, (2023), a variedade mais amplamente cultivada e consumida no território brasileiro.



Figura 1. Coleta da biomassa.

Após isso, a biomassa foi caracterizada de acordo com parâmetros mencionados na Tabela 1, iniciando-se pelo ensaio de cinética de perda de massa. Para tal ensaio, foi adicionado aproximadamente 3 gramas de biomassa fragmentada em um cadinho de cerâmica com um peso previamente definido. Em seguida, esse cadinho foi colocado na estufa da Marca Tecnal (Modelo TE-393) a uma temperatura constante de 50°C. A cada hora, a amostra foi retirada, pesada em uma balança de precisão e, em seguida, colocada novamente na estufa, visando-se obter a perda de massa em relação ao tempo.

A umidade foi determinada seguindo recomendações de Pedroza *et al.*, (2022). Dessa forma, uma amostra de fragmentos de casca de laranja seca, com aproximadamente 1 g, foi incorporada a um cadinho de cerâmica com peso predefinido. Em uma estufa a 105 °C, a amostra foi aquecida por uma hora e, em seguida, o cadinho foi colocado em um dessecador por 10 minutos e pesado novamente. Para assegurar a precisão e confiabilidade dos resultados, a análise foi feita em triplicata e o teor de umidade foi calculado segundo a Equação 1.

$$\text{Umidade (\%)} = \frac{(A-B)}{C} * 100$$

Equação 1

Onde:

A = Peso do cadinho vazio + peso da amostra (em gramas);

B = Peso do cadinho + peso amostra após o aquecimento na estufa a 105 °C (em gramas);

C = Peso da amostra (em gramas).

O procedimento descrito por Sanchez *et al.* (2009), foi empregado para a determinação do teor de cinzas, no qual cerca de 1g de fragmentos de biomassa seca em estufa foi adicionada, em triplicata, a cadinhos de cerâmica com peso constante predefinido. As amostras foram calcinadas em um forno mufla da marca Fornitec, modelo 15x15x30, a uma temperatura de

aproximadamente 710°C por 60 minutos. Em seguida, os cadinhos foram resfriados em um dessecador por 30 minutos antes da pesagem. O teor de cinzas foi determinado segundo a Equação 2.

$$\text{Teor de Cinzas (\%)} = \frac{(A-B)}{C} * 100$$

Equação 2

Onde:

A = Peso do cadinho + peso amostra pós-aquecimento no forno mufla a 710°C (em gramas);

B = Peso do cadinho vazio (em gramas);

C = Peso da amostra (em gramas).

O teor de material volátil da biomassa seca em estufa foi determinado de acordo com o método proposto por Sanchez *et al.* (2009). Nele, cerca de 1 grama de amostra foi pesada em triplicata e colocada em cadinhos de cerâmica com peso preestabelecido. Em seguida, a amostra foi submetida a um aquecimento em um forno mufla a 850°C, por um período de 7 minutos, na ausência de oxigênio. Após o processo, os cadinhos foram pesados e o teor de material volátil foi determinado segundo a Equação 3, conforme proposto pelo método de Sanchez *et al.* (2009).

$$\text{Material Volátil (\%)} = \frac{(A-B)}{C} * 100$$

Equação 3

Onde:

A = Peso do cadinho vazio + peso da amostra (em gramas);

B = Peso do cadinho + peso amostra após o aquecimento em forno mufla a 850 °C (em gramas);

C = Peso da amostra (em gramas).

O teor de carbono fixo da biomassa foi determinado com base nos parâmetros anteriores, de acordo com a Equação 4.

$$\text{Carbono Fixo (\%)} = 100 - [\text{Umidade (\%)} + \text{Cinzas (\%)} + \text{Material Volátil (\%)}]$$

Equação 4

A densidade da biomassa foi determinada por meio de uma proveta de 25 mL acoplada na balança de precisão. Com isso, a balança foi tarada e a biomassa, previamente seca e triturada, adicionada. A massa (g) foi registrada nas sucessivas adições dos volumes de 5, 10, 15, 20 e 25 mL. A densidade aparente foi calculada utilizando a Equação 5, a seguir.

$$\text{Densidade (g/mL)} = \frac{m \text{ (g)}}{v \text{ (mL)}}$$

Equação 5

Etapas

Foi realizada a pirólise em um reator tubular de leito fixo feito de aço. O reator possui um comprimento de 100 cm e 10 cm de diâmetro externo. A casca de laranja fragmentada e seca foi

inserida na unidade de reação após ter sido submetida a uma estufa a 60 °C. O gás de arraste utilizado na reação foi o vapor de água, aquecido em uma autoclave em um intervalo de temperatura de 133 °C a 139 °C.

O vapor de água passou por todo comprimento do tubo, fazendo a degradação térmica da biomassa, com o tempo de reação de 30 minutos e taxa de aquecimento de 30°C/min. No ponto de saída, estava presente um sistema de condensação projetado para transformar parte dos vapores gerados na reação em uma substância líquida conhecida como bio-óleo. A fração não condensada foi liberada para atmosfera. Nesse estudo, foram conduzidos testes de pirólise em duas temperaturas diferentes (500 e 600 °C).

O balanço de massa foi obtido de acordo com a massa que entrou e que saiu do reator. Sendo assim, a equação utilizada para calcular o balanço de massa foi a Equação 6.

$$M = M1 - M2$$

Equação 6

Onde:

M = Massa de carvão, em gramas;

M1 = Massa do conjunto final (barca + carvão ativado), em gramas;

M2 = Massa da barca vazia, em gramas.

Utilizando o peso inicial do conjunto antes do processo de pirólise, a massa do carvão obtida através do balanço de massa e as demais variáveis da Equação 6, foi possível calcular o rendimento do carvão ativado produzido através da degradação térmica.

Etapa 3

O carvão ativado produzido a partir do processo da pirólise da casca de laranja foi caracterizado quanto a umidade, teor de cinzas, material volátil, teor de carbono fixo e densidade, conforme apresentado na Etapa 1.

Quanto a adsorção, o ensaio foi feito numa mesa agitadora orbital TE141, da marca Tecnal, com o carvão ativado obtido na temperatura de 600 °C, com tempo de reação de 30 minutos e taxa de aquecimento de 30 °C/min. O ensaio foi realizado no LARSEN-IFTO/*Campus* Palmas.

Foi utilizado o corante Azul de Metileno, como solução no teste, sendo aplicado um volume fixo de 30 mL dessa solução em todos os testes. A solução do corante teve seu pH ajustado para 7, enquanto a agitação foi mantida constante a 70 rpm. Após o processo de adsorção, que durou 30 minutos, as amostras foram filtradas utilizando papel filtro analítico, e a concentração resultante de Azul de Metileno foi determinada por meio de espectrofotometria, utilizando um comprimento de onda de 660 nm.

Empregou-se um método experimental denominado Delineamento de Faces Centradas (DFC) para analisar os impactos de duas variáveis independentes, a quantidade de carvão e a concentração da solução do corante, durante o teste de adsorção. Com o auxílio do software *Protimiza Experimental Design*, foi realizada a análise dos resultados do ensaio. Os níveis dos fatores utilizados estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Variáveis e níveis empregados no ensaio de adsorção

Variável	Unidade	Código	Nível		
			-1	0	+1
Massa de Carvão Ativado	g	X1	0.10	0.30	0.50
Concentração do corante Azul de Metileno	mg/L	X2	20	60	100

Realizou-se 11 ensaios, conforme indicado na Tabela 3. Foram definidas duas respostas para o planejamento, a saber: (a) a absorbância do filtrado e (b) a capacidade de adsorção (Q).

Tabela 3. Dosagem de carvão e concentração do corante para ensaio de adsorção.

Ensaio	Variáveis	
	Massa de carvão ativado X1 (g)	Concentração do corante X2 (mg/L)
1	0.10	20
2	0.50	20
3	0.10	100
4	0.50	100
5	0.10	60
6	0.50	60
7	0.30	20
8	0.30	100
9	0.30	60
10	0.30	60
11	0.30	60

Resultados e discussão

Nesta etapa do trabalho, os resultados obtidos a partir dos experimentos realizados para a caracterização da biomassa e do material adsorvente, serão apresentados conforme descrito previamente na metodologia. Os ensaios de caracterização da biomassa incluíram a análise da cinética da perda de massa, teor de umidade, teor de cinzas, massa volátil, carbono fixo, densidade. Além disso, para a caracterização do material adsorvente, foram realizados os mesmos ensaios de caracterização da casca da laranja, com exceção da cinética de perda de massa. Ademais, o balanço de massa e o rendimento do carvão ativado obtido, além do teste de adsorção do corante azul de metileno, foram analisados.

Cinética de perda de massa da biomassa seca

Os dados obtidos no ensaio de cinética de perda de massa da biomassa in natura, estão representados na Tabela 4. Tal ensaio foi realizado por 8 horas, a uma temperatura de 50 °C e com uma massa de, aproximadamente, 3 gramas de biomassa.

Tabela 4. Resultados do ensaio de cinética de perda de massa.

Tempo (h)	Peso do cadinho sem amostra (g)	Massa inicial da amostra (g)	Peso do cadinho com amostra <i>in</i> <i>natura</i> (g)	Peso do cadinho com amostra seca (g)	Diferença de peso de amostra (g)	Perda de massa (%)
0	114.752	3.051	117.803	-	-	-
1	114.752	3.051	117.803	117.152	0.651	21.3
2	114.752	3.051	117.803	116.726	1.077	35.3
3	114.752	3.051	117.803	116.407	1.396	45.7
4	114.752	3.051	117.803	116.196	1.607	52.7
5	114.752	3.051	117.803	116.053	1.750	57.3
6	114.752	3.051	117.803	116.011	1.792	58.7
7	114.752	3.051	117.803	115.996	1.807	59.2
8	114.752	3.051	117.803	115.992	1.811	59.3

A Figura 2 representa a perda de massa da amostra em função do tempo. Dessa forma, a equação que melhor representa o modelo é quadrática, e mostra haver uma tendência à estabilização da perda de massa da biomassa em, aproximadamente, 60%. Isso significa, que para o aproveitamento de 400 kg de casca de laranja para produção de carvão, por exemplo, será necessário o recolhimento de 1000 kg dessa biomassa.

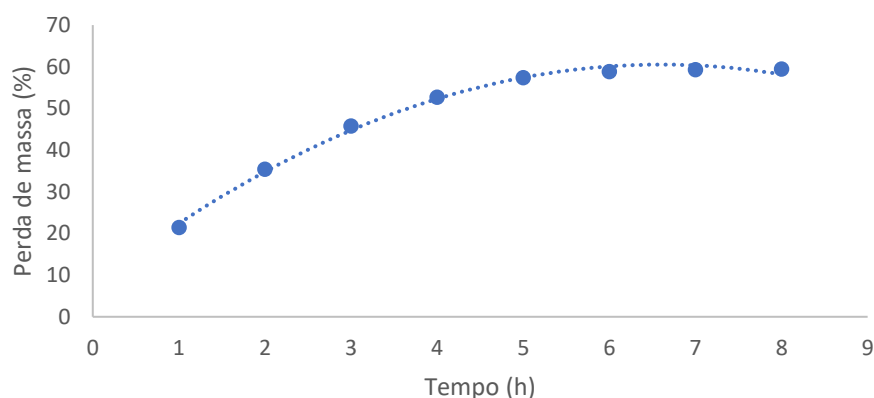


Figura 2. Cinética de perda de massa da biomassa seca em função do tempo.

Balanço de massa e rendimento do carvão ativado obtido

A Tabela 5 a seguir, demonstra o balanço de massa e o rendimento do carvão nas duas faixas de temperatura, após o procedimento de pirólise.

Tabela 5. Balanço de massa e rendimento do carvão ativado.

Temperatura de pirólise (°C)	Barca vazia M2 (g)	Massa inicial do conjunto (g)	Massa final do conjunto M1 (g)	Massa do carvão M (g)	Rendimento do carvão (%)	Selvarajoo <i>et al.</i> , (2022) (%)
500	60.560	96.770	70.370	9.810	27.092	31.81 ± 4.06
600	61.335	97.009	67.790	6.455	18.094	24.06 ± 1.18

Pode-se perceber que o rendimento do carvão ativado, após a realização da degradação térmica da casca de laranja nas temperaturas de 500 °C e 600 °C, é de aproximadamente 27% e 18%, respectivamente. Com isso, é evidente que o rendimento do carvão ativado é inversamente proporcional à temperatura empregada no ensaio de pirólise.

Teor de umidade

Na Tabela 6 abaixo, estão registrados tanto os dados utilizados para o cálculo do teor de umidade quanto os respectivos resultados obtidos. Conforme Lam *et al.*, (2017), teores de umidade abaixo de 10% na biomassa são considerados apropriados para submissão a processos termoquímicos. Assim, ao alcançar um teor médio de umidade de 0.88% no estudo, pode-se concluir que, após a secagem,

a casca de laranja demonstra ser uma biomassa de excelente qualidade para a execução da pirólise. Observa-se que o valor obtido para a umidade da casca de laranja é similar ao valor encontrado por Hosseinzai *et al.*, (2022) para a mesma biomassa e condições de análise (1% de umidade).

Tabela 6. Teor médio de umidade da biomassa e carvão.

Amostra em triplicata		A (g)	B (g)	C (g)	Umidade (%)	Média (%)	Selvarajoo <i>et al.</i> , (2022) (%)
Biomassa seca	1	36.178	36.163	1.049	1.43%	0.88%	8.84*
	2	34.104	34.097	1.022	0.68%		
	3	35.904	35.898	1.126	0.53%		
Carvão 500 °C	1	34.368	34.309	1.068	5.52%	5.41%	6.48
	2	33.259	33.198	1.110	5.50%		
	3	35.017	34.957	1.151	5.21%		
Carvão 600 °C	1	34.740	34.662	1.104	7.07%	6.69%	7.35
	2	34.682	34.607	1.118	6.71%		
	3	34.205	34.136	1.099	6.28%		

*valor obtido para biomassa *in natura*.

De acordo com Pedroza *et al.*, (2022), a eficiência dos carvões na adsorção é afetada pela presença de umidade, uma vez que uma parte dos poros que poderiam estar disponíveis para o processo de adsorção fica ocupada por moléculas de água. Além disso, quanto maior o teor de umidade menor o poder calorífico do carvão ativado (Paz *et al.*, 2023). Segundo Paz *et al.*, (2023), o teor de umidade máximo de carvões ativados comerciais é de 10%, assim, os valores médios de teor de umidade dos carvões obtidos (5.41% e 6.69%) são considerados satisfatórios.

Além disso, os teores de umidade para os carvões de 500 e 600 °C são próximo dos valores obtidos na mesma análise realizada por Selvarajoo *et al.*, (2022) em cascas de laranja, sendo 6.48% e 7.35% de umidade, respectivamente.

Teor de cinzas

A Tabela 7 a seguir, apresenta os resultados obtidos através do ensaio do teor de cinzas. Conforme observado por Heylmann *et al.* (2021), há uma correlação direta entre o teor de cinzas e a quantidade de matéria inorgânica contida no material, de modo que níveis mais altos de cinzas estão relacionados a maiores quantidades de matéria inorgânica. Por isso, é indispensável manter o teor de cinzas em níveis reduzidos, pois a matéria inorgânica contida no carvão pode atuar como

interferente ao competir na adsorção. Além disso, segundo Pedroza *et al.*, (2022), o teor de cinzas é inversamente proporcional ao poder calorífico.

Tabela 7. Teor médio de cinzas da biomassa e carvão.

Amostra em triplicata		A (g)	B (g)	C (g)	Teor de Cinzas (%)	Média (%)	Selvarajoo <i>et al.</i> , (2022) (%)
Biomassa seca	1	35.166	35.129	1.049	3.53%	1.36%	0.11
	2	33.083	33.082	1.022	0.10%		
	3	34.783	34.778	1.126	0.44%		
Carvão 500 °C	1	33.399	33.300	1.068	9.27%	8.89%	2.5
	2	32.233	32.149	1.110	7.57%		
	3	33.979	33.866	1.151	9.82%		
Carvão 600 °C	1	33.763	33.636	1.104	11.50%	11.26%	1.25
	2	33.691	33.564	1.118	11.36%		
	3	33.226	33.106	1.099	10.92%		

Hosseinzai *et al.*, (2022), Tariq *et al.*, (2022) e Lam *et al.*, (2017), também efetuaram a caracterização da biomassa da laranja, resultando nos valores de cinzas correspondentes de 4.90%, 5.70% e 3.00%, respectivamente. Com isso, comparando-se tais resultados com o teor médio de cinzas do presente estudo (1.36%), pode-se concluir que a amostra condiz com a literatura.

Lopes, *et al.* (2013), realizou a caracterização do carvão ativado comercial quanto ao teor de cinzas e como resultado obteve 15.20%. Como os valores médios dos carvões foram inferiores a 15%, pode-se afirmar que o carvão ativado da casca de laranja se mostra eficiente e apresenta baixa quantidade de material inorgânico.

A manutenção de um baixo nível de cinzas, com menos de 5% em peso, é fundamental para prevenir a formação de subprodutos indesejáveis em reações catalíticas, decorrentes da presença de minerais inorgânicos nas cinzas. Essa presença pode reduzir a capacidade de adsorção e a eficácia do processo de reativação do carvão ativado (Lam *et al.*, 2017).

Teor de material volátil

Os dados utilizados para a obtenção de material volátil, bem como seus resultados, estão apresentados na Tabela 8 abaixo.

Tabela 8. Teor médio de material volátil da biomassa e carvão.

Amostra em triplicata		A (g)	B (g)	C (g)	Material Volátil (%)	Média (%)	Selvarajoo <i>et al.</i> , (2022) (%)
Biomassa seca	1	36.178	35.308	1.049	82.94%	85.37%	66.37
	2	34.104	33.220	1.022	86.50%		
	3	35.904	34.928	1.126	86.68%		
Carvão 500 °C	1	34.368	33.930	1.068	41.01%	41.09%	13.25
	2	33.259	32.804	1.110	40.99%		
	3	35.017	34.542	1.151	41.27%		
Carvão 600 °C	1	34.740	34.289	1.104	40.85%	40.92%	9.61
	2	34.682	34.216	1.118	41.68%		
	3	34.205	33.763	1.099	40.22%		

Segundo Jia *et al.*, (2021), a combustão ocorre de forma mais rápida quando o teor de material volátil da biomassa é elevado, o que beneficia o processo de pirólise. Com isso, o valor médio encontrado para biomassa da casca de laranja (85.37%) se mostra satisfatório. Além disso, tal valor se aproxima do encontrado por Aguiar *et al.*, (2008), cerca de 77% e Hosseinzai *et al.*, (2022), cerca de 67.5%, para casca de laranja.

De acordo com Yusop *et al.* (2021), espera-se que o teor de material volátil do carvão ativado seja menor em comparação com o material precursor, uma vez que durante a carbonização ocorre a eliminação de parte dos compostos voláteis. Com base nisso, pode-se confirmar a veracidade dessa afirmação, uma vez que a biomassa da casca de laranja apresentou um teor médio de material volátil de cerca de 86%, enquanto os carvões obtidos após o processo de pirólise apresentaram valores inferiores a 42%.

Teor de carbono fixo

Para o cálculo do teor de carbono fixo, foi utilizado os resultados anteriores, conforme Tabela 9. Com esse resultado, percebe-se que durante a degradação térmica, ocorre a emissão de compostos que apresentam uma suscetibilidade maior à degradação térmica, ao passo que os materiais mais termicamente resistentes tendem a se acumular. Ao comparar o teor médio de carbono fixo da biomassa seca (cerca de 13%) com o valor obtido por Aguiar *et al.*, (2008) para a casca de laranja, verificamos valores semelhantes. Em seus ensaios, Aguiar *et al.*, (2008) obtiveram um teor médio de carbono fixo de aproximadamente 18%.

Tabela 9. Teor médio de carbono fixo da biomassa e carvão.

Amostra em triplicata	Umidade média (%)	Teor médio de cinzas (%)	Material volátil médio (%)	Teor médio de carbono fixo (%)	Selvarajoo <i>et al.</i> , (2022) (%)
Biomassa seca	0.88	1.36	85.37	12.39	24.68
Carvão 500 °C	5.41	8.89	41.09	44.61	77.77
Carvão 600 °C	6.69	11.26	40.92	41.13	81.79

Densidade

A densidade da biomassa e do carvão foi obtida utilizando-se a proveta de 25 mL, com adições sucessivas de massa a cada 5 mL. O resultado encontrado está disposto na Tabela 10 abaixo.

Tabela 10. Densidade média da biomassa e carvão.

Proveta (mL)	Biomassa seca	Carvão 500 °C	Carvão 600 °C
	Massa adicionada (g)	Massa adicionada (g)	Massa adicionada (g)
5	1.95	0.87	1.07
10	4.39	1.85	2.31
15	6.90	2.91	3.63
20	9.30	3.93	0
25	11.04	4.88	0
Densidade média (g/mL)	0.44	0.19	0.23
Referência (Naves, 2022)	0.414 g/mL	-	0.221 g/mL

A densidade é a relação da massa por um volume, com isso, quanto menor o volume ocupado por determinada massa, maior a densidade. Sendo assim, o valor da densidade está altamente ligado à granulometria do material, apresentando um valor mais elevado a medida que se aumenta a compactação e reduz o índice de vazios.

No presente estudo, a densidade média da biomassa seca foi de 0.44 g/mL e a do carvão ativado foi de 0.23 g/mL (600 °C), valores próximos aos obtidos por Naves (2022), que obteve 0.414 g/mL para o bagaço de laranja e 0.221 g/mL para o carvão ativado a 600 °C. Esses resultados estão em uma faixa considerada satisfatória.

Adsorção

Para o ensaio de adsorção com o carvão ativado proveniente da pirólise da casca de laranja (600 °C), foram determinados os parâmetros que incluem a concentração residual de azul de metileno (Y_1 , (-)) e a capacidade de adsorção (Q , mg/g), conforme Tabela 11 a seguir.

Tabela 11. Resultado do ensaio de adsorção.

Ensaio	Variáveis			
	Massa de carvão ativado X_1 (g)	Concentração do corante X_2 (mg/L)	Absorbância Y_1	Capacidade de adsorção- Q (mg/g)
1	0.10	20	1.63	3.00
2	0.50	20	0.11	1.15
3	0.10	100	3.38	23.83
4	0.50	100	3.30	4.79
5	0.10	60	3.33	11.92
6	0.50	60	2.83	2.56
7	0.30	20	0.62	1.62
8	0.30	100	3.29	8.00
9	0.30	60	3.29	3.99
10	0.30	60	3.30	3.99
11	0.30	60	3.27	4.01

Primeira resposta do planejamento experimental: Absorbância

Na Tabela 12 são apresentados os coeficientes de regressão para as variáveis do ensaio de adsorção em relação à absorbância. O Diagrama de Pareto, representado na Figura 3, destaca as variáveis que têm os efeitos mais significativos na absorbância do carvão ativado derivado da degradação térmica da casca de laranja. Com isso, percebe-se que a variável X_2 , concentração do corante azul de metileno (mg/L), apresenta grande influência no resultado.

Tabela 12. Coeficientes de regressão para definição da absorbância.

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro padrão	t calculado	p-valor
Média	3.21	0.08	39.45	0.0000
X1	-0.35	0.06	-5.40	0.0029
X1 ²	-0.02	0.10	-0.18	0.8608
X2	1.27	0.06	19.58	0.0000
X2 ²	-1.15	0.10	-11.49	0.0001
X1 . X2	0.36	0.08	4.56	0.0061

Com isso, foi obtida a Equação 7.

$$\text{Absorbância (Y1)} = 3.21 - 0.35 X1 - 0.02 X1^2 + 1.27 X2 - 1.15 X2^2 + 0.36 X1 X2 \quad \text{Equação 7}$$

Onde:

X1 = massa de carvão, em gramas;

X2 = concentração do corante azul de metileno (mg/L).

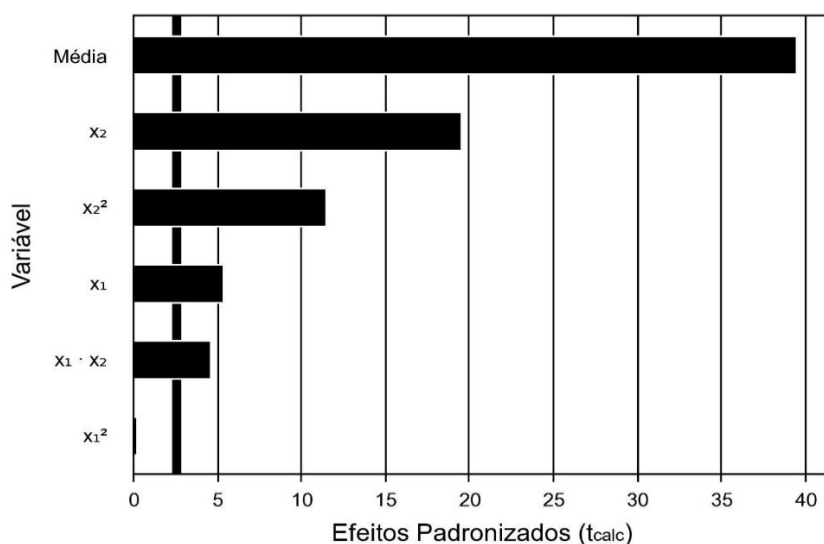


Figura 3. Diagrama de Pareto da absorbância do carvão da casca de laranja

A Figura 4 confirma que houve uma discrepância mínima entre os valores observados e os valores previstos pelo modelo, como evidenciado pela proximidade dos pontos agrupados em torno da linha representativa.

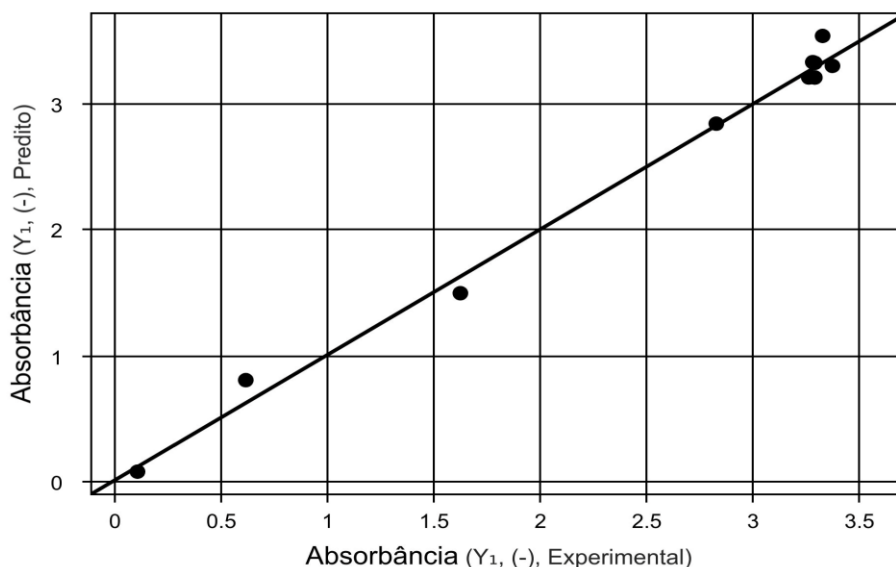


Figura 4. Valores experimentais X valores preditos quanto à absorbância do carvão.

A Tabela 13 exhibe os resultados da análise de variância (ANOVA) referentes à absorbância das amostras de carvão ativado durante o processo de adsorção do azul de metileno.

Tabela 13. Análise de variância referente à absorbância das amostras de carvão ativado.

Fonte de variação	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	Fcalc	p-valor
Regressão	14.5	5	2.9	115.4	0.00004
Resíduos	0.1	5	0.0	-	-
Falta de ajuste	0.1	3	0.0	144.3	0.00689
Erro puro	0.0	2	0.0	-	-
Total	14.6	10	-	-	-
R ²	99.14%	-	-	-	-

O valor R² de 99.14%, é uma indicação de que o modelo apresenta um ajuste de alta qualidade aos dados. Na Figura 5 é apresentada a superfície gerada por meio do planejamento experimental. Pode-se perceber, que a capacidade de absorção foi atingida em situações caracterizadas por uma quantidade reduzida de massa de carvão e uma elevada concentração do corante, como indicado pelas áreas realçadas em verde.

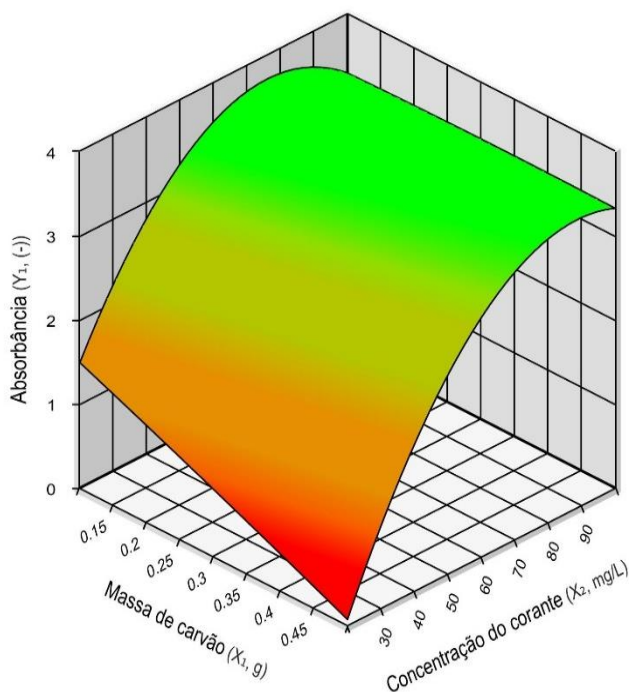


Figura 5. Superfície para absorvância em relação à massa de carvão e concentração de corante.

Segunda resposta do planejamento experimental: Razão de adsorção (Q)

Para a razão de adsorção (Q), que é a capacidade máxima de adsorção do carvão ativado (600 °C), foi obtido um modelo de regressão linear, permitindo a análise das relações entre as variáveis. Na Tabela 14, estão apresentados os coeficientes de regressão do modelo para a capacidade máxima de adsorção (Q).

Tabela 14. Coeficientes de regressão para determinação da razão de adsorção (Q).

Fatores	Coeficiente de regressão	Erro padrão	t calculado	p-valor
Média	3.97	0.79	5.03	0.0040
X1	-5.04	0.63	-8.02	0.0005
X1 ²	3.32	0.97	3.43	0.0186
X2	5.14	0.63	8.19	0.0004
X2 ²	0.89	0.97	0.92	0.4017
X1 . X2	-4.30	0.77	-5.59	0.0025

Com isso, foi obtida a Equação 8.

$$\text{Capacidade de adsorção (Q)} = 3.97 - 5.04 X_1 + 3.32 X_1^2 + 5.14 X_2 + 0.89 X_2^2 - 4.30 X_1 \cdot X_2 \quad \text{Equação 8}$$

Onde:

X_1 = massa de carvão, em gramas;

X_2 = concentração do corante azul de metileno (mg/L).

O Diagrama de Pareto, representado na Figura 6, destaca as variáveis que têm os efeitos mais significativos na capacidade máxima de adsorção do carvão ativado derivado da degradação térmica da casca de laranja. Com isso, percebe-se que as variáveis X_1 e X_2 , massa do carvão (g) e concentração do corante azul de metileno (mg/L), respectivamente, apresentam grande influência no resultado.

Na Figura 7, os valores obtidos são exibidos em relação aos valores previstos no teste de adsorção do índice de azul de metileno.

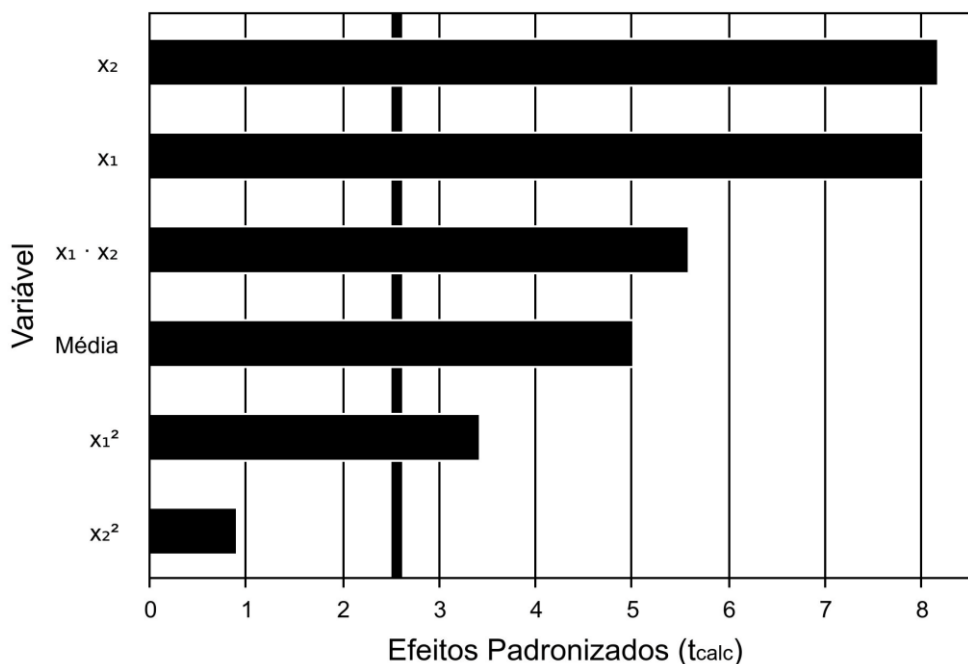


Figura 6. Diagrama de Pareto da capacidade máxima de adsorção do carvão da casca de laranja.

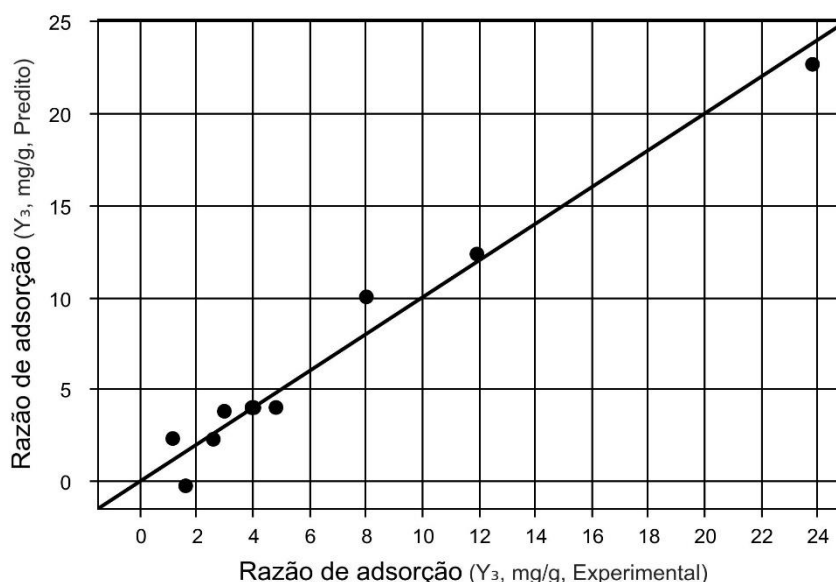


Figura 7. Valores experimentais X valores preditos quanto à razão de adsorção do material adsorvente.

A Tabela 15 apresenta os resultados da análise de variância (ANOVA) para a razão de adsorção (Q) das amostras de material adsorvente da casca de laranja na adsorção do corante.

Tabela 15. ANOVA para a capacidade máxima de adsorção das amostras de carvão ativado.

Fonte de variação	Soma dos Quadrados	Graus de liberdade	Quadrado médio	Fcalc	p-valor
Regressão	14.5	5	2.9	115.4	0.00004
Resíduos	0.1	5	0.0	-	-
Falta de ajuste	0.1	3	0.0	144.3	0.00689
Erro puro	0.0	2	0.0	-	-
Total	14.6	10	-	-	-
R ²	99.14%	-	-	-	-

Através da análise do p-valor da regressão e R², conclui-se que o modelo é significativo, pois se ajusta à amostra. Na Figura 8 é apresentada a superfície gerada por meio do planejamento experimental. Percebe-se que a capacidade máxima de adsorção foi alcançada em situações caracterizadas por uma quantidade reduzida de massa de material adsorvente e uma elevada concentração do corante, como indicado pelas áreas realçadas em verde.

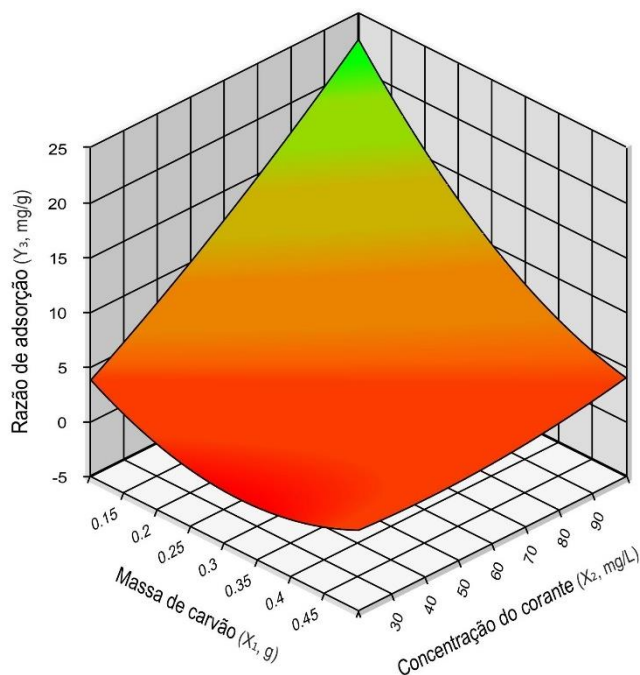


Figura 8. Superfície para capacidade máxima de adsorção em relação à massa de carvão e concentração de corante.

Conclusões

Analizando os resultados obtidos da caracterização da biomassa seca da casca da laranja, quanto a umidade, teor de cinzas, teor de material volátil, teor de carbono fixo e densidade, percebe-se que os valores obtidos estão conforme a literatura.

Vale ressaltar, que para o aproveitamento de 400 kg, aproximadamente, de biomassa seca para produção de carvão ativado, será necessária a coleta de cerca de 1000 kg de casca de laranja. Procedendo assim, será obtido em torno de 108 kg de carvão ativado a 500 °C e 72 kg de carvão ativado a 600°C, aproximadamente. Dessa forma, fica evidente que a relação entre a temperatura de pirólise e o rendimento do carvão ativado obtido é inversamente proporcional, tendo uma queda de rendimento de quase 10% com o aumento de 100 ° C na pirólise da casca de laranja.

Além disso, o carvão ativado do presente estudo apresentou teor de umidade e teor de carbono fixo abaixo de 10% e 15%, respectivamente. Seu material volátil é menor que o teor do material precursor e, por conta da liberação de compostos que possuem fácil degradação, houve uma queda de 3.48% do teor de carbono fixo com o aumento de 100 °C da temperatura de pirólise.

Ademais, de acordo com os resultados alcançados no teste de adsorção do corante azul de metileno usando o material adsorvente derivado da degradação térmica da casca de laranja, o experimento revelou que a capacidade de adsorção desse carvão se torna mais eficiente com uma baixa quantidade de massa e uma alta concentração de corante azul de metileno.

Com isso, os resultados obtidos no estudo corroboram com a bibliografia e mostram a eficiência da utilização da casca de laranja para a geração de carvão ativado, com capacidade adsorvente, por meio da degradação térmica.

Além dos resultados positivos alcançados, vale destacar que a biomassa da casca de laranja é amplamente disponível no Brasil, já que o país é o maior produtor mundial da fruta, e geralmente descartada sem reaproveitamento, tornando-se viável a aquisição sem custos desse material para o aproveitamento. Com a utilização desse resíduo e a disposição alternativa, os impactos ambientais associados a essa biomassa são mitigados.

Referências bibliográficas

- Aguiar, L., Márquez-Montesinos, F., Gonzalo, A., Sánchez, J. L., Arauzo, J. (2008) Influence of temperature and particle size on the fixed bed pyrolysis of orange peel residues. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, **83**, 124-130. <https://doi:10.1016/j.jaap.2008.06.009>
- Brito, M. R., Arruda, M. G., Pedroza, M. M., Fagnani, H. M. C., Jaconi, A., Rambo, M. K. D. (2021) Use of low-cost adsorbent derived from the brazilian cerrado biome to remove pollutants in effluent. *Research, Society and Development*, **10**(13), 58101321154. <https://doi:10.33448/rsd-v10i13.21154>
- Heylmann, K.K.A., Lopes, B.V., Afonso, T.F., Demarco, C.F., Cadaval-Junior, T.R., Quadro, M.S., Andreazza, R. (2021) Produção, caracterização e aplicação de carvão ativado de caroço de pêssego no tratamento de efluente têxtil. *Eng Sanit Ambient*, **26**, 485-494. <https://doi:10.1590/S1413-415220190226>
- Hosseinzadei, B., Hadianfard, M. J., Aghabarari, B., García-Rollán, M., Ruiz-Rosas, R., Rosas, J. M., Rodríguez-Mirasol, J., Cordero, T. (2022) Pyrolysis of pistachio shell, orange peel and saffron petals for bioenergy production. *Bioresource Technology Reports*, **19**, 101209. <https://doi:10.1016/j.biteb.2022.101209>
- Jia, Y., Li, Z., Wang, Y., Wang, X., Lou, C., Xiao, B., Lim, M. (2021) Visualization of Combustion Phases of Biomass Particles: Effects of Fuel Properties. *ACS Omega*, **42**, 27702-27710. <https://doi:10.1021/acsomega.1c02783>
- Lam, S. S., Liew, R. K., Wong, Y. M., Yek, P. N. Y., Ma, N. L., Lee, C. L., Chase, H. A. (2017). Microwave-assisted pyrolysis with chemical activation, an innovative method to convert orange peel into activated carbon with improved properties as dye adsorbent. *Journal of Cleaner Production*, **162**, 1376–1387. <https://doi:10.1016/j.jclepro.2017.06.131>
- Lopes, C.W., Bertella, F., Pergher, S.B.C., Finger, P.H., Dallago, R.M., Penha, F.G. (2013) Síntese e caracterização de carvões ativados derivados do sabugo de milho. *Perspectiva (Erechim)*, **37**, 27-35. https://www.uricer.edu.br/site/pdfs/perspectiva/139_360.pdf
- Naves, P. J. S. (2022) Degradação térmica de bagaço de laranja visando produção de carvão ativado e sua aplicação como adsorvente de corante químico. Trabalho de Conclusão de Curso, IFTO, Engenharia Civil. Palmas, 40 pp.
- Paz, E.C.S., Paschoalato, C.F., Arruda, M.G., Silva, G.G., Santos, M.G.L., Pedroza, M. M., Oliveira, L.R.A. (2023) Production and characterization of the solid product of coconut pyrolysis. *Biomass Conv. Bioref*, **13**, 6317–6329. <https://doi:10.1007/s13399-021-01561-3>

- Pedroza, M.M., de Oliveira, M.C.C.R., Paz, E.C.S., Arruda, M.G., Zukowski-Junior, J.C., Lôbo, R.N. (2022) Mass balance and characterization of bio-oil from sludge pyrolysis generated in the treatment of effluent from the biodiesel industry. *J Mater Cycles Waste Manag*, **5**, 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10163-022-01478-7>
- Pedroza, M.M., Gomes, M.C.F.A., Paz, E.C.S., Pedrosa, A.L., Vieira, G.E.G., Soares, J.E.M. (2017) Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos Urbanos em Processo de Pirólise. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **6**, 1-24p. Acesso em: 15 mar. 2023. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/rber/article/view/46577/pdf>.
- Sánchez, M. E., Menéndez, J. A., Domínguez, A., Pis, J. J., Martínez, O., Calvo, L. F., & Bernad, P. L. (2009). Effect of pyrolysis temperature on the composition of the oils obtained from sewage sludge. *Biomass and Bioenergy*, **33**, 933–940. <https://doi:10.1016/j.biombioe.2009.02.002>
- Santos, C.M, Dweck, J., Viotto, R.S., Rosa, A.H., Morais, L.C. (2015) Application of orange peel waste in the production of solid biofuels and biosorbents. *Bioresource Technology*, **196**, 469-479. <https://doi:10.1016/j.biortech.2015.07.114>
- Santos, J. C., Marton, J. M., & Felipe, M. G. A. (2014) Continuous System of Combined Columns of Ion Exchange Resins and Activated Charcoal as a New Approach for the Removal of Toxics from Sugar Cane Bagasse Hemicellulosic Hydrolysate. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, **53**, 16494–16501. <https://doi:10.1021/ie502712j>
- Selvarajoo, A., Wong, Y.L., Khoo, K.S., Chen, W., Show, P. L. (2022) Biochar production via pyrolysis of citrus peel fruit waste as a potential usage as solid biofuel. *Chemosphere*, **294**, 133671. <https://doi:10.1016/j.chemosphere.2022.133671>
- Tariq, R., Zaifullizan, Y. M., Salema, A. A., Abdulatif, A., Ken, L. S. (2022) Co-pyrolysis and co-combustion of orange peel and biomass blends: Kinetics, thermodynamic, and ANN application. *Renewable Energy*, **198**, 399-414. <https://doi:10.1016/j.renene.2022.08.049>
- Usda. United States Department of Agriculture (2023) Acesso em: 24 de março de 2023. Disponível em: <https://www.fas.usda.gov/data/citrus-world-markets-and-trade>.
- Yusop, M. F. M., Ahmad, M. A., Rosli, N. A., & Manaf, M. E. A. (2021) Adsorption of cationic methylene blue dye using microwave-assisted activated carbon derived from acacia wood: Optimization and batch studies. *Arabian Journal of Chemistry*, **14**, 103122. <https://doi:10.1016/j.arabjc.2021.103122>
- Zanatta, E. R., Reinehr, T. O., Awadallak, J. A., Kleinübing, S. J., dos Santos, J. B. O., Bariccatti, R. A., da Silva, E. A. (2016) Kinetic studies of thermal decomposition of sugarcane bagasse and cassava bagasse. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, **125**, 437–445. <https://doi:10.1007/s10973-016-5378-x>

REVISTA AIDIS

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

GERAÇÃO DE BIOGÁS A PARTIR DA DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS DA DIETA DE CULTIVO DE INSETOS

* Luciane de Oliveira Leite Santos ¹
Marta Siviero Guilherme Pires ¹
Dagoberto Y. Okada ¹

BIOGAS GENERATION FROM ANAEROBIC DIGESTION OF RESIDUES FROM THE INSECT CULTIVATION DIET

Recibido el 9 de junio de 2023. Aceptado el 11 de septiembre de 2023

Abstract

The exponential growth of solid waste generation has become a worrying factor around the world, due to the negative impacts caused to fauna, flora and public health when inappropriately disposed. An alternative for treating organic waste is anaerobic digestion, which generates biogas that can be reused for electricity and fuel, also reducing the mass of waste to be disposed of. This study aimed to evaluate the potential for biogas generation of an organic waste, generated from diets from the cultivation of organisms for integrated pest management, composed of whole wheat flour and brewer's yeast, in addition to quantifying the generation of biogas. The potential for methane generation, using AME – Specific Methanogenic Activity. The tests were conducted in two stages and the AME test values found in the first stage ranged between 0.025 and 0.180 gCOD CH₄/gSSV.d and substrate degradability was 90.64%. For the second stage the values were between 0.004 and 0.041 gCOD CH₄/gSSV.d and maximum degradability of the residue was 65.75%. The theoretical volume of methane generated in CNTP with 100% substrate degradation (L CH₄) was 0.786L in the first stage and 0.943L in the second stage. The volumes of methane generated in the tests were 0.789L and 0.804L in the first stage and 0.700L and 0.482L in the second stage. Thus, it is concluded that this residue has the potential for biogas generation and the methane production was within the expected range in the literature.

Keywords: anaerobic digestion, biogas, methane, specific methanogenic activity.

¹ Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Brasil.

* Autor correspondente: Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, Paschoal Marmo, 1888 - Jardim Nova Italia, Limeira - SP, 13484-332. Brasil. Email: luciane.gmr@gmail.com

Resumo

O crescimento exponencial da geração de resíduos sólidos tem se tornado um fator preocupante em todo o mundo, devido aos impactos negativos causados à fauna, flora e saúde pública quando descartados inadequadamente. Uma alternativa para o tratamento de resíduos orgânicos é a digestão anaeróbia, que gera biogás podendo ser reutilizado para eletricidade e combustível, reduzindo também a massa de resíduos a ser descartada. Este trabalho teve como objetivo avaliar o potencial de geração de biogás de um resíduo orgânico, gerado a partir de dietas oriundas do cultivo de organismos para manejo integrado de pragas, composto por farinha de trigo integral e levedura de cerveja, além de quantificar a geração de biogás e a potencial geração de metano, usando AME - Atividade Metanogênica Específica. Os testes foram realizados em duas bateladas e os valores de AME encontrados na primeira batelada variaram entre 0.025 e 0.180 gDQO CH₄ / gSSV.d e a degradabilidade do substrato foi de 90.64%. Para a segunda batelada os valores ficaram entre 0.004 e 0.041 gDQO CH₄ / gSSV.d e a degradabilidade máxima do resíduo foi de 65.75%. O volume teórico de metano gerado na CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH₄) foi de 0.786L no primeiro estágio e 0.943L no segundo estágio. Os volumes de metano gerados nos testes foram 0.789L e 0.804L no primeiro estágio e 0.700L e 0.482L no segundo estágio. Assim, conclui-se que este resíduo possui potencial para geração de biogás e a produção de metano está dentro do esperado na literatura.

Palavras-chave: atividade metanogênica específica, biogás, digestão anaeróbia, metano.

Introdução

A digestão anaeróbia (DA) é uma alternativa viável para a estabilização de resíduos sólidos urbanos, podendo ter como produtor final o biogás, o qual pode ser reaproveitado na geração de energia (Campuzano e Martinez, 2016). O processo de DA tem potencial em produzir biogás que consiste em 50 – 70% CH₄, 25 – 40% CO₂ e gases residuais (1 – 5%), tornando-o uma fonte de energia renovável. Substratos que contenham componentes, como gorduras e proteínas, tem alta biodegradabilidade e influenciam favoravelmente à produção de um biogás com alto teor de metano (Atelge *et al.*, 2020).

Alguns parâmetros têm grande influência para a produção de biogás, como por exemplo o pH que é um parâmetro fundamental, pois este é um indicador de estabilidade no sistema de DA, e os metanogênicos são sensíveis a pH baixo e o pH alto leva a formação de amônia que pode ser tóxica para os micro-organismos (Panigrahi e Dubey, 2019; Kumar e Samadder, 2020). A temperatura é também uma variável significativa na DA, pois determina os processos cinéticos e a velocidade do processo microbiológico, uma vez que a atividade metabólica dos micro-organismos só é possível em determinada faixa de temperatura. A digestão anaeróbia é geralmente classificada em psicrófila (< 20°C), mesófila (25 - 45°C) e digestão termófila (>45 °C) (Fernández-rodríguez *et al.*, 2013; Feng *et al.*, 2019). Para o tempo de detenção hidráulico (TDH), quanto maior, maior a eficiência de remoção porque a biomassa microbiana tem tempo suficiente para estar em contato próximo com os resíduos, portanto, removendo grandes quantidades de contaminantes dos resíduos que estão sendo tratados, ou seja, um aumento no TDH pode fornecer tempo suficiente para os metanógenos mineralizarem a matéria orgânica em metano e dióxido de carbono (Abdelgadir *et al.*, 2014; Baâti *et al.*, 2018; Sawyerr *et al.*, 2019).

Outros fatores como a relação carbono/nitrogênio (C/N), granulometria do substrato, amônia, metais, redução de sulfato a sulfeto, são fatores que também influenciam diretamente a digestão anaeróbia (Chernicharo *et al.*, 2010; Dawson *et al.*, 2011; Jain *et al.*, 2015; Kunz *et al.*, 2019; Luo *et al.*, 2020). Os fármacos e antibióticos são inibidores e tóxicos aos micro-organismos anaeróbios, os metanógenos, pois são organismos mais sensíveis (Aydin *et al.*, 2015).

A produção do biogás é realizada na fase da metanogênese, portanto é necessário que a DA alcance essa fase sem interferente, sendo totalmente dependente dos fatores mencionados anteriormente. É possível acompanhar os organismos metanógenos através da Atividade Metanogênica Específica (AME). AME é a capacidade máxima de produção de metano realizada por um consórcio de micro-organismos anaeróbios através de condições controladas em laboratório. (Aquino *et al.*, 2007; Chernicharo, 2007). Segundo Florentino *et al.*, 2010, para o teste de AME é necessário considerar conhecida a quantidade de biomassa, ou seja, matéria orgânica a ser degradada expressa em gramas de Sólidos Voláteis Totais (gSVT) e de substrato, expressa em gramas de Demanda Química de Oxigênio (gDQO).

Metodologia

O resíduo orgânico utilizado para a pesquisa era proveniente de uma empresa do setor da agricultura, que cultiva organismos para manejo integrado de pragas e era constituído por farinha de trigo integral orgânica e levedura de cerveja. O inóculo utilizado foi o lodo proveniente do tratamento de esgoto doméstico de uma empresa, que utiliza fossa séptica seguida de filtro anaeróbio.

Este teste foi realizado em duas bateladas seguindo as mesmas condições experimentais, e para medição da atividade metanogênica específica foram realizados testes de bancada de acordo com metodologia proposta por Aquino *et al.*, 2007.

Para o preparo do inóculo e do resíduo, as principais etapas dessa metodologia estão descritas no Quadro1. Para o preparo do substrato deste trabalho foi avaliado um teor de sólidos no reator de 3 - 8% (30 – 80 gSTV/L) baseado no trabalho de Silva (2014) onde foi utilizado resíduo orgânico para a DA, e então foi definida a relação R/I ($\text{gSTV}_{\text{resíduo}}.\text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$) de 0.1. O lodo foi concentrado em cone Imhoff e aclimatado a 35°C e foram medidos 150mL para cada reator. O teste foi conduzido em frascos de vidro tipo schott com capacidade de 250mL, com volume de reação de 150mL e *headspace* de 100mL. Diluiu-se o resíduo no lodo e em seguida foram adicionadas as soluções de macro e micronutrientes. O pH das amostras foi ajustado para 7.0 com solução de NaOH. Foram realizados o controle (apenas com inóculo) e o tratamento Resíduo/Inóculo (R/I 0.1), ambos em triplicata para que pudesse ser feita a comparação com maior significância estatística.

Quadro 1. Metodologias para análises físico-químicas do inóculo e do resíduo.

	Parâmetro	Metodologia
1ª Etapa	pH	Camargo et al (2009)
	Teor de umidade (%)	APHA (2012)
	Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Camargo et al (2009)
	Nitrogênio Total	Raij et al (2001)
	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	APHA (2012)
	Sólidos totais e voláteis	APHA (2012)
2ª Etapa	Determinação da concentração de sólidos suspensos voláteis na amostra	Silva (2014)
3ª Etapa	Adição de macro e micronutrientes	Aquino et al (2007)

Para a medição direta do volume de metano adotou-se o procedimento descrito por Aquino et al (2007) e o monitoramento da produção de metano foi feito diariamente, 3 vezes ao dia, com agitação manual para garantir o contato do substrato com os micro-organismos, antes da medição, e o volume de metano produzido pôde ser contabilizado medindo o volume de NaOH deslocado para a proveta conforme mostra o aparato na Figura 1.



Figura 1. Aparato experimental teste de AME. Fonte: Do Autor, 2019.

Os reatores foram realimentados com substrato quando era observada uma baixa produção de biogás, ou seja, quando o reator estabilizava era adicionado mais substrato. Na primeira batelada foram 4 realimentações onde eram adicionados 0,70g de substrato em cada realimentação e na segunda batelada foram 3 realimentações seguindo a mesma quantidade de substrato da primeira batelada. Em cada realimentação o pH foi verificado e corrigido com NaOH quando necessário.

Para calcular os valores de AME, segundo Aquino *et al.*, 2007, 1 mol de metano equivale a 2 moles de O₂ ou 64 g de DQO. Como 1 mol de qualquer gás, na CNTP (0 °C e 1 atm), ocupa um volume de 22,7 L, pode-se dizer que 1 g de DQO destruída equivale, na CNTP, a 0,354 L de metano formado. Assim foi necessário ajustar as condições do teste de AME para que estivesse dentro das condições CNTP. Em seguida, o valor da AME, em gDQOCH₄/gSSV.d, pode ser calculado conhecendo-se a quantidade de lodo usada como inóculo (g SSV) e a taxa máxima de produção de metano (gDQOCH₄/d) obtida no trecho de maior inclinação.

O volume teórico de metano foi calculado através do site Online Biogas App, onde é calculada a produção de biogás a partir da estequiometria, com base na composição do substrato (OBA, 2021). A degradabilidade do resíduo foi calculada através da produção total de gás gerada no teste (L CH₄) dividido pela produção teórica de gás (L CH₄) x 100.

Resultados

A tabela 1 demonstra os resultados das análises físico-química do substrato e do inóculo da primeira batelada.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos do Inóculo e do Resíduo – Primeira batelada

Parâmetros físico-químicos	Inóculo	Resíduo
pH	6.85	4.82
Umidade (%)	95.93	18.18
Condutividade (µs/cm)	*	21.32
Sólidos Totais (S.T.) % (m/m)	4.06	81.81
Sólidos Voláteis (S.V.) % (m/m)	3.27	78.32
S.V/S.T	0.80	0.95

Legenda: * (não foram feitas análises devido à manutenção dos equipamentos).

Este teste foi realizado em duas bateladas que ocorreram em períodos distintos, pois devido à pandemia da Covid-19, não foi possível realizar uma repetição para confirmação dos resultados logo em seguida da primeira batelada, devido ao acesso restrito ao laboratório.

É possível observar os resultados da análise físico-química do substrato e do inóculo da segunda batelada na Tabela 2.

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos do Inóculo e do Resíduo – Segunda batelada.

Parâmetros físico-químicos	Inóculo	Resíduo
pH	6.93	4.82
Umidade (%)	95.67	14.66
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	786.6	21.32
Sólidos Totais (S.T.) % (m/m)	4.32	85.33
Sólidos Voláteis (S.V.) % (m/m)	3.39	73.69
S.V/S.T	0.78	0.86

Pelos resultados obtidos pode-se verificar que o pH do resíduo, importante parâmetro para ação dos micro-organismos, era ácido, o que pode inibir a atividade dos organismos metanogênicos (Panigrahi e Dubey, 2019; Kumar e Samadder, 2020). Desta forma, foi necessário ajustar o pH com NaOH para iniciar os testes.

De acordo com os resultados observados, o teor de sólidos voláteis do resíduo variou nas duas bateladas de experimentos, de 73.69 a 78.3 % o que, de acordo com Markou (2015), demonstra à alta degradabilidade do resíduo e potencial de geração de biogás do resíduo avaliado, pois de acordo com o autor, resíduos cujos teores de sólidos voláteis situam-se entre 60 - 85% apresentam este potencial.

Na tabela 3 estão apresentados os resultados para as análises de DQO e nitrogênio, no momento de partida dos reatores e após a finalização dos testes, para cada batelada realizada.

Tabela 3. Resultados de DQO e Nitrogênio das bateladas 1 e 2.

Parâmetros físico-químicos	Batelada 1		Batelada 2	
	Partida	Final experimento	Partida	Final Experimento
DQO (mg/L)	29100	22666	3126	1365
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	*	21840	81200	673400
Nitrogênio Orgânico (mg/L)	*	30180	30180	647420

Legenda: (*): não foi possível realizar análise.

Os valores de nitrogênio amoniacal são de extrema importância para o processo de DA, pois dependendo dos valores obtidos, pode haver inibição dos micro-organismos. Para a faixa observada neste trabalho, os valores encontrados não houve inibição dos micro-organismos (Rajagopal *et al.*, 2013). Na segunda batelada o valor de nitrogênio orgânico foi maior no final

devido ao tempo de espera das análises laboratoriais, por consequência ao acesso limitado ao laboratório em decorrência da pandemia da Covid-19, onde pode ter ocorrido reação nos reatores.

A quantidade de produção de biogás, com a faixa de valores gerados as leituras e curvas das amostras podem ser observadas na Figura 2.

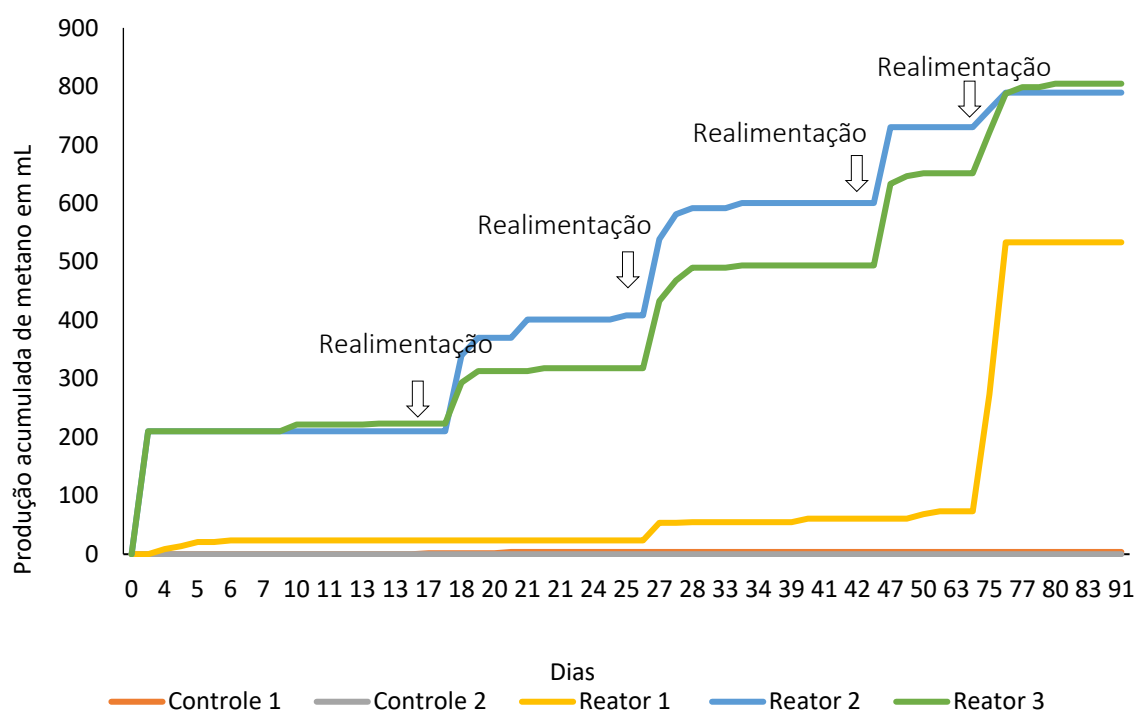


Figura 2. Produção de Biogás – Primeira batelada (2020).

Os reatores 2 e 3 tiveram um comportamento mais similar da produção de biogás e apresentaram estabilizações no mesmo período. Enquanto o reator 1 teve uma falha de operação, como vazamento por exemplo, portanto foi desconsiderado. Os reatores foram realimentados com o resíduo 4 vezes, sempre que havia diminuição/estabilização na geração do metano. Neste momento havia controle do pH e, se necessária, o mesmo era corrigido para próximo de 7.0, que de acordo com a literatura é o ideal (Panigrahi e Dubey, 2019; Kumar e Samadder, 2020) e valores de pH menores que 6.5 e maiores que 8.0 não são recomendados pois afetam os organismos (Oladejo *et al.*, 2020; Mirmohamadsadeghi *et al.*, 2019). Os valores de pH variaram nos 3 reatores na faixa de 6.99 a 7.41.

Neste ponto, é importante ressaltar o intervalo médio em que o reator foi estabilizado e foram necessárias novas realimentações até a estabilização final. O intervalo entre as 3 realimentações nesta batelada variou entre 17 a 27 dias, e a partir da última não houve mais geração do metano. O TDH tem também grande influência no processo, e de acordo com Mirmohamadsadeghi *et al.*, 2019, o tempo pode variar entre 15 e 30 dias, com retenção de no mínimo entre 10 e 15 dias, o que corrobora com os dados obtidos nesta pesquisa. Os autores também ressaltam que o TDH é fundamental para que os micro-organismos consigam converter a matéria orgânica em metano.

A partir disso e de acordo com a Figura 2, foram calculados valores de AME para cada realimentação apresentados na Tabela 4. O volume acumulado de biogás produzido para o reator 2 foi de 789.3 mL e para o reator 3 foi de 804.6 mL.

Tabela 4. Valores de AME – primeira batelada (2020).

Parâmetros	R2*	R2	R2	R2	R2	R3**	R3	R3	R3	R3
dt (dias)	3.87	0.4	0.47	0.94	0.66	3.87	0.4	0.47	0.94	0.66
Quantidade de inóculo (g.SSV)	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5	4.5
Metano produzido (gDQO CH ₄)	0.524	0.324	0.324	0.324	0.074	0.524	0.174	0.287	0.349	0.174
AME gDQO-CH ₄ .gSTV-1.d-1	0.030	0.180	0.153	0.077	0.025	0.030	0.097	0.136	0.083	0.059

Legenda: (*)Reator 2; (**)Reator 3.

É possível observar na Tabela 5, a comparação do volume teórico de metano gerado e o volume gerado neste primeiro ensaio.

Tabela 5. Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na primeira batelada.

Parâmetros	R1*	R2**	R3***
Resíduo total adicionado (gSTV)	2.25	2.25	2.25
Volume final estimado de metano gerado nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH ₄)	0.786	0.786	0.786
Volume final gerado de metano gerado no ensaio (L CH ₄)	0.5333	0.7893	0.8046
Volume final gerado de metano gerado no ensaio nas CNTP (L CH ₄)	0.472	0.698	0.712
Degrabilidade do resíduo (%)	60.08%	88.91%	90.64%

Legenda: (*)Reator 1; (**)Reator 2; (***)Reator 3.

Observa-se que houve uma alta degradabilidade do resíduo nessa primeira batelada demonstrando que é um substrato de fácil degradação e o volume de metano gerado no ensaio ficou bem próximo ao volume teórico de metano.

Foi feita uma segunda batelada nas mesmas condições que a primeira, a fim de confirmar a metodologia. As medições de produção de biogás podem ser observadas na Figura 3.

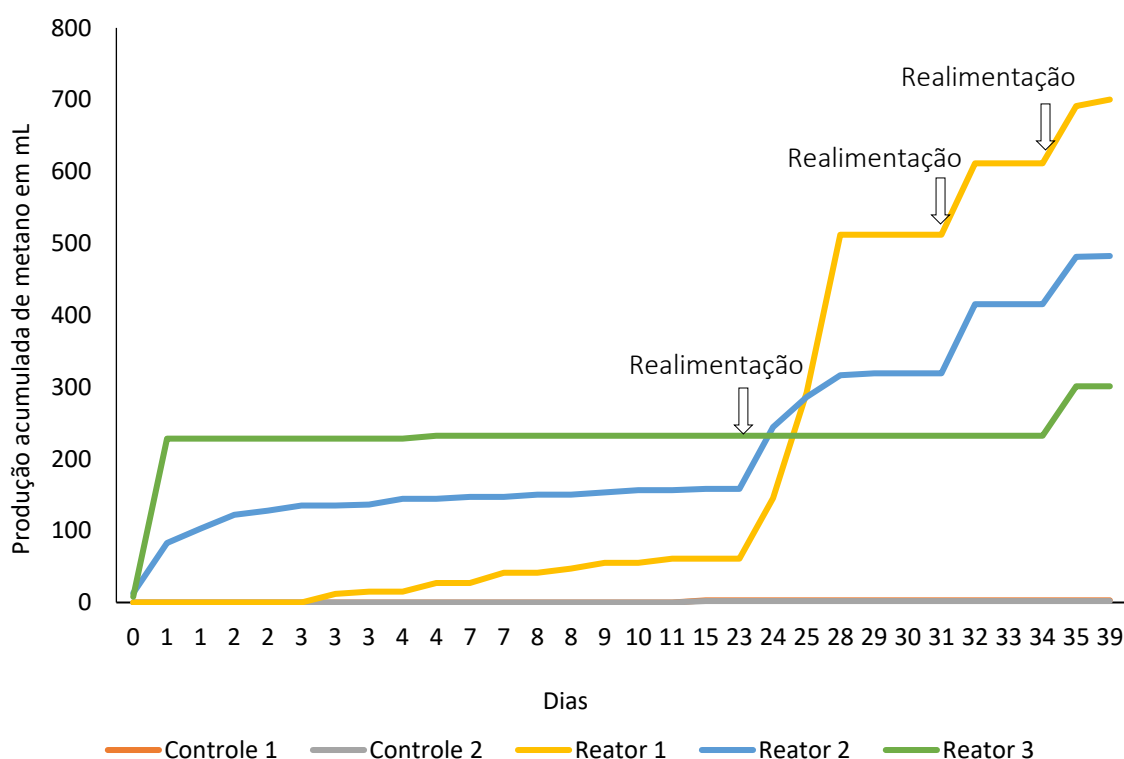


Figura 3. Produção de Biogás – Segunda batelada (2021).

Os reatores de Controle 1 e 2 ficaram estáveis mostrando assim que a produção do biogás era proveniente apenas dos reatores que receberam o substrato. Nesta segunda batelada os reatores 1 e 2 obtiveram um comportamento similar enquanto que o reator 3 apresentou falhas, assim como o reator 1 da primeira batelada. Isso pode ser explicado devido a uma variação de temperatura da localização dos reatores dentro do equipamento banho-maria, onde havia a recirculação de água. Nesta segunda batelada também foi necessária a correção do pH para próximo de 7.0, pois os valores de pH variaram nos 3 reatores na faixa de 7.51 a 7.63.

Na tabela 7 estão os resultados da segunda batelada do teste de AME em cada realimentação.

Tabela 7. Valores de AME– segunda batelada (2021).

Parâmetros	R1*	R1	R1	R2	R2	R2**
dt (dias)	0.91	1	0.94	0.79	0.97	0.94
Quantidade de inóculo (g.SSV)	9	9	9	9	9	9
Metano produzido (gDQO CH ₄)	0.029	0.366	0.247	0.174	0.214	0.239
AME gDQO-CH ₄ .gSTV-1.d-1	0.004	0.041	0.029	0.025	0.025	0.028

Legenda: (*) Reator 1; (**) Reator 2.

O volume acumulado de biogás produzido para o reator 1 foi de 700.2 mL e para o reator 2 foi de 482.4 mL. Na tabela 8 é possível observar o comparativo do volume teórico de metano gerado e o volume gerado na segunda batelada.

Tabela 8. Comparativo volume teórico de metano nas CNTP e volume gerado na segunda batelada.

Parâmetros	R1*	R2**	R3***
Resíduo total adicionado (gSTV)	2.7	2.7	2.7
Volume final estimado de metano gerado nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH ₄)	0.943	0.943	0.943
Volume final gerado de metano gerado no ensaio (L CH ₄)	0.7002	0.4824	0.301
Volume final gerado de metano gerado no ensaio nas CNTP (L CH ₄)	0.619	0.427	0.266
Degrabilidade do resíduo (%)	65.75	45.29	28.26

Legenda: (*) Reator 1; (**) Reator 2; (***) Reator 3.

Nesta batelada, cada reator estabilizou em momentos diferentes bem como a produção de metano em intervalos de tempo diferentes. É possível observar que os valores de AME são menores que os valores da primeira batelada. Demonstrando assim que houve menor degradabilidade do resíduo na segunda batelada, o que também se explica o acúmulo de DQO. Isso se deve provavelmente devido ao tempo de espera para as análises entre a primeira e a segunda batelada.

Para o teste de AME com resíduos alimentícios utilizando lodo anaeróbio tem-se um valor de AME de 0.17 gDQO-CH₄.gSSV.d⁻¹ (Schneiders *et al.*, 2013). Para resíduos de cervejeira com lodo anaeróbio, a média do valor de AME é de 0.33 a 0.36 gDQO-CH₄.gSTV.d⁻¹ (Longaretti *et al.*, 2019).

Os resultados obtidos neste trabalho mediante os resíduos e inóculos utilizados, foram próximos aos encontrados na literatura, apesar do substrato ser peculiar em sua composição. Na literatura, para

resíduos semelhantes ao utilizado nessa pesquisa, Schneiders *et al.*, 2013 e Longaretti *et al.*, 2019 utilizaram resíduos alimentícios e de cervejeira, respectivamente, e obtiveram valores de AME menor que 1.00 gDQO-CH₄gSTV.d⁻¹, todos abaixo de 0.50 gDQO-CH₄gSTV.d⁻¹.

O volume final de metano gerado nestes testes foi próximo ao volume final estimado de metano nas CNTP com 100% de degradação do substrato (L CH₄). A faixa de valores de degradabilidade do resíduo estava dentro da esperada, pois segundo Karlsson *et al.*, 2014, substratos biodegradáveis não podem ter taxa de degradação maior que 90%, assim como substratos com alto teor de fibras não apresentam degradação superior a 60% da entrada da matéria orgânica durante o tempo de retenção no biodigestor.

Conclusão

Os resultados encontrados nesse estudo mostram que o tipo de resíduo influencia diretamente na DA e em todo o processo e produção do biogás. A utilização de resíduos da dieta de cultivo de organismos para manejo integrado de pragas apresentou uma produção viável desde que os resíduos não tenham componentes tóxicos ou inibidores da digestão anaeróbia e da atividade das arqueas metanogênicas. Conclui-se que a mistura de dois componentes com alto teor de fibras, proteínas e carboidratos demandam mais tempo na fase de hidrólise, porém são de fácil degradação. Através do teste de AME foi possível avaliar que a produção de metano estava dentro do esperado na literatura e o resíduo apresentou alta degradabilidade. Assim a digestão anaeróbia desses resíduos pode ser uma alternativa viável para geração de energia. Tornam-se necessários mais estudos com resíduos específicos a fim de se obter um comparativo para uma padronização de teste de AME com resíduos orgânicos.

Referências bibliográficas

- Abdelgadir, A., Chen, X., Liu, J., Xie, X., Zhang, J., Zhang, K., Wang, H., Liu, N. (2014) Characteristics, process parameters, and inner components of anaerobic bioreactors. *BioMed Research International*, **2014**(1), 841573. <https://doi.org/10.1155/2014/841573>
- Apha/AWWA/WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21^a ed. Washington: American Public Health Association. 1082p.
- Aquino, S. F., Chernicharo, C. A. L., Foresti, E., Santos, M. L. F., Monteggia, L. O. (2007) Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **12**(2), 192-201. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>
- Atelge, M., Atabani, A., Banu, J., Krisa, D., Kaya, M., Eskicioglu, C., Kumar, G., Lee, C., Yildiz, Y., Unalan, S., Mohanasundaram, R., Duman, F. (2020) A critical review of pretreatment technologies to enhance anaerobic digestion and energy recovery. *Fuel*, 117494, 270.
- Aydin, S., Ince, B., Ince, O. (2015) Application of real-time PCR to determination of combined effect of antibiotics on Bacteria, Methanogenic Archaea, Archaea in anaerobic sequencing batch reactors. *Water Research*, **76**, 88-98.
- Baâti, S., Benyoucef, F., Makan, A., El Bouadili, A., El Ghmari, A. (2018) Influence of hydraulic retention time on biogas production during leachate treatment. *Environmental Engineering Research*, **23**(3), 288-293.

- Camargo, E. A., Moniz, A. C., Jorge, J. A., Valadares, J. M. A. S. (2009) *Métodos de análises químicas, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas*. Campinas: Instituto Agronômico. (Boletim técnico, 106), 77p.
- Campuzano, R., Martínez, S. G. (2016) Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management* **54**; 3–12.
- Chernicharo, C.A.L., Stuetz, R.M., Souza, C.L., Melo, G.C.B. (2010) Alternatives for the control of odorous emissions in anaerobic reactors treating domestic wastewater. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **15**(3), 229-236.
- Dawson, L., Khalid, A., Arshad, M., Anjum, M., Mahmood, T. (2011) The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, **31**, 1737–1744.
- Feng, Q., Song, Y., Kim, D., Kim, M., Kim, D. (2019) Influence of the temperature and hydraulic retention time in bioelectrochemical anaerobic digestion of sewage sludge. *International Journal of Hydrogen Energy*, **44**(4), 2170-2179.
- Fernández-Rodríguez, J., Pérez, M., Romero, L. (2013) Comparison of mesophilic and thermophilic dry anaerobic digestion of OFMSW: Kinetic analysis. *Chemical Engineering Journal*, **232**, 59-64.
- Jain, S., Jain, S., Wolf, I. T., Lee, J., Tong, Y. W. (2015) A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **52**, 142–154.
- Karlsson, T., Konrad, O., Lumi, M., Schmeier, N. P., Marder, M., Casaril, C.E., Koch, F.F., Pedroso, A.G. (2014) *Manual básico de biogás*. Ed. da Univates – Lajeado, 69 p. ISBN 978-85-8167-073-7 1. Biogás I. Título CDU: 620.95:662.767.2.
- Kunz, A., Amaral, A. C. do, Steinmetz, R. L. R. (2019) Fundamentos da digestão anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato. Concórdia: Sbera: Embrapa Suínos e Aves, 209 pp.
- Kumar, A., Samadder, S. (2020) Performance evaluation of anaerobic digestion technology for energy recovery from organic fraction of municipal solid waste: A review. *Energy*, **197**, 117253.
- Longaretti, G., Meira, J., Sganderla, I., Magro, J., Fiori, M., de Mello, J.M.M. (2019) Study of specific methanogenic activity of different anaerobic sludges. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **24**(6) 1139-1146.
- Luo, J., Zhang, Q., Zhao, J., Wu, Y., Wu, L., Li, H., Tang, M., Sun, Y., Guo, W., Feng, Q., Cao, J., Wang, D. (2020) Potential influences of exogenous pollutants occurred in waste activated sludge on anaerobic digestion: A review. *Journal of Hazardous Materials*, **383**, 121176.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G. (2015) Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **45**, 540–555.
- OBA, Online Biogas App. (2021) Acesso em 2 de agosto de 2021, disponível em: <https://biotransformers.shinyapps.io/oba1>.
- Panigrahi, S., Dubey, B. (2019) A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Renewable Energy*, **143**, 779-797.
- Raij, V. B., Andrade, J. C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (2001) *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: IAC. 285 pp.
- Sawyer, N., Trois, C., Workneh, T., Okudoh, V. (2019) International Journal of Energy Economics and Policy An Overview of Biogas Production: Fundamentals, Applications and Future Research. *International Journal of Energy Economics and Policy*, **9**(2), 105-116. <https://doi.org/10.32479/ijeep.7375>
- Schneiders, D.Silva, J.D., Till, A., Lapa, K., Pinheiro, A. (2013) Atividade metanogênica específica (AME) de lodos industriais provenientes do tratamento biológico aeróbio e anaeróbio. *Revista Ambiente e Água*, **8**(2), 135-145.
- Silva, M.C.P. (2014) *Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais - Belo Horizonte.

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS NO SOLO DA ÁREA DE DISPOSIÇÃO FINAL DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE TUCURUÍ-PA

EVALUATION OF SOIL IMPACTS IN THE FINAL DISPOSAL AREA OF URBAN SOLID WASTE IN THE MUNICIPALITY OF TUCURUÍ-PA

*Davi Raniere Odoricio ¹

Matheus Silva de Castro ¹

Jessyca Ingles Nepomuceno dos Santos ²

Anderson de Santana Botelho ³

Paulo Sarmento ³

Cristine Bastos do Amarante ³

Recibido el 30 de junio de 2023. Aceptado el 6 de mayo de 2024

Abstract

The inadequate final disposal of waste causes public health problems such as the proliferation of disease vectors, generation of foul odors, and pollution of underground and surface waters. The municipality of Tucuruí-PA uses an open dump as its final disposal method, and even after the implementation of the National Waste Policy and the New Legal Framework for Sanitation, there haven't been effective actions to change this final disposal scenario. In light of this, this research consisted of an evaluation of the environmental impacts of the area, as well as an investigation of the soil quality at the site. In the field, some aspects stood out, such as open-air waste, presence of waste pickers, and hazardous waste, housing, accumulation of leachate, and waste burning were observed, which can have significant impacts on health and the environment. The granulometric analyses revealed a predominance of clayey soil, which contributes to the impermeability of the surface layer. The estimation of the average leachate flow was calculated using the water balance, combined with the swiss method, and proved to be significant when compared to a large landfill.

Keywords: contamination, soil, dumping ground, leached.

¹ Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

² Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Tucuruí, Brasil.

³ Campus de Pesquisa do Museu Paraense Emílio Goeldi, Coordenação de Ciências da Terra e Ecologia, Belém- Pará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental, Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Pará, Campus Tucuruí. Avenida Brasília, sem número, Vila Permanente, Tucuruí-PA. Código postal: 68455-766. Brasil. Email: eng.davidodoricio@hotmail.com

Resumo

A disposição final inadequada de resíduos causa problemas de saúde pública como proliferação de vetores de doenças, geração de maus odores e poluição das águas subterrâneas e superficiais. O município de Tucuruí, Pará (PA) utiliza como forma de disposição final um vazadouro a céu aberto, e mesmo após a implantação da Política Nacional de Resíduos Sólidos e do Novo Marco Legal do Saneamento, não se têm ações efetivas para que esse cenário de disposição final possa mudar. Diante disso, essa pesquisa consistiu em uma avaliação dos impactos ambientais da área, além de uma investigação da qualidade do solo do local. Em campo, destacaram-se alguns aspectos como presença de catadores, de resíduos perigosos, de moradias, de acúmulo de chorume e de resíduos a céu aberto e de queima de resíduos, o que pode trazer impactos significativos à saúde e ao meio. As análises granulométricas evidenciaram predominância de solo argiloso, o que pode contribuir na impermeabilização da camada superficial. A estimativa da vazão média de percolado foi calculada com o balanço hídrico, somado ao método suíço, e se mostrou significativo quando comparado a um aterro de grande porte.

Palavras-chave: contaminação, solo, lixão, lixiviado.

Introdução

A disposição irregular de resíduos no solo acarreta problemas à saúde pública, como proliferação de vetores de doenças (moscas, mosquitos, baratas, ratos, etc.), geração de maus odores e, principalmente, poluição do solo e das águas subterrâneas e superficiais pela infiltração do lixiviado (líquido de cor preta, mau cheiroso e de elevado potencial poluidor) produzido pela decomposição da matéria orgânica contida nos resíduos. Acrescenta-se a esta situação o total descontrole dos tipos de resíduos recebidos nestes locais, verificando-se até mesmo a disposição de dejetos originados de serviços de saúde e de indústrias. Comumente, ainda, associam-se aos lixões a criação de animais e a presença de pessoas (catadores), os quais, algumas vezes, residem no próprio local (Vilhena, 2018).

Ressalta-se que essa preocupação com as áreas degradadas por disposição de resíduos surgiu nos Estados Unidos, na década de 1980, porém tendo como foco principal as áreas contaminadas por resíduos perigosos (Ramos *et al.*, 2017).

Com a finalidade de contribuir para a resolução de problemas relacionados à disposição de resíduos sólidos urbanos (RSU), no Brasil, foi publicada em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que tem como ordem de prioridade a não geração, a redução, a reutilização, a reciclagem o tratamento dos resíduos sólidos e finalmente a disposição final dos rejeitos, sendo que a Lei 12.305 de agosto de 2010 define como disposição final ambientalmente adequada a distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários (Brasil, 2010). Sendo assim, a partir da promulgação da Lei 12.305 que institui a PNRS, a única forma de disposição final considerada adequada é o aterro sanitário.

No início das mudanças, em 2010, para que todos os municípios se adequassem à Lei foram fixados prazos que levaram em consideração as peculiaridades de cada localidade. Inicialmente, o prazo foi de 4 (quatro) anos a partir da data de publicação da Lei, ou seja, todas as localidades deveriam ter aterros sanitários até 2014 (Brasil, 2010).

A Medida Provisória nº 685, de 21 de julho de 2015 alterou os prazos finais para implantação de aterros sanitários para até 31 de julho de 2021, utilizando como justificativa o fato de os prazos não serem suficientes para a alteração estrutural que se pretendia empreender, haja vista ser cultura de longa data a utilização dos lixões (Brasil, 2015).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE (2022), no Brasil, a maior parte dos resíduos sólidos urbanos (RSU) coletados seguiu para disposição em aterros sanitários, com 46,4 milhões de toneladas enviadas para esses locais, superando a marca dos 60% dos resíduos coletados que tiveram disposição adequada no país. Por outro lado, áreas de disposição inadequada, incluindo lixões e aterros controlados, ainda estão em operação e receberam quase 40% do total de resíduos coletados (Abrelpe, 2022).

Trazendo a problemática para a região Norte, observa-se que a situação é ainda pior, uma vez que, de acordo com os dados disponibilizados pelo Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil da ABRELPE, das 6.173.684 toneladas de RSU gerados no ano de 2022, 3.240.105 toneladas têm disposição inadequada, sendo direcionadas a lixões a céu aberto ou a aterros controlados, representando quase 64% do total dos resíduos gerados na Região.

De acordo com a PNRS, em sua última atualização, os prazos para os municípios se regularizarem perante a disposição final foi: até 2 de agosto de 2021, para capitais e Municípios integrantes de Região Metropolitana; até 2 de agosto de 2022 para Municípios com a população superior a 100.000 (cem mil); até 2 de agosto de 2023, para Municípios com população entre 50.000 (cinquenta mil) e 100.000 (cem mil) e até 2 de agosto de 2024, para Municípios com população inferior a 50.000 (cinquenta mil) (Brasil, 2020).

O lixão localizado no Município de Tucuruí apresenta características distintivas, tais como uma vasta extensão de resíduos, a presença ativa de catadores, e condições ambientais adversas, ocasionando impactos diretos à saúde pública e ao meio ambiente. Tendo em vista que o referido lixão, segundo imagens de satélite, tem sido operado há pelo menos 7 anos e continua em operação, sendo o único destino dos resíduos sólidos urbanos municipais de Tucuruí. Este trabalho tem por objetivo avaliar os impactos no solo referentes ao descarte inadequado de resíduos na área de disposição final de RSU em Tucuruí-PA, dessa forma, foram estudados os atributos físicos e químicos do solo da área, para análise da qualidade do mesmo.

Impactos da disposição irregular de resíduos no solo

Uma realidade ainda muito comum nos países em desenvolvimento é a utilização de lixões como forma de disposição final de resíduos sólidos urbanos, implicando em consequências como a contaminação dos recursos naturais e problemas de saúde pública (Ramos *et al.*, 2017). Estes locais trazem inúmeros riscos ao envolvimento da área, pois são fontes de proliferação de vetores de doenças e atraem pessoas em condição de vulnerabilidade social, as quais passam a coletar os resíduos, como forma de sobrevivência (Ramos *et al.*, 2017).

Tratando-se do Brasil, o descarte de resíduos sólidos é um dos agentes de maior influência na geração de impactos ambientais negativos, tais como as contaminações do solo, do ar e das águas subterrâneas e superficiais, o que coloca em risco principalmente a saúde pública (Costa *et al.*, 2016). Para os recursos hídricos, os efeitos do lançamento de rejeitos na natureza são incalculáveis e recaem principalmente em sua escassez, na contaminação da água, e no aumento das doenças associadas à poluição ambiental (Oliveira; Jucá, 2004).

A disposição de resíduos no solo é, como descrito anteriormente, um exemplo de atividade geradora de lixiviado, sendo eles gerados pela infiltração de água das chuvas que percolam através da massa de resíduos, carreando os produtos da decomposição biológica e os elementos minerais em dissolução (Sá *et al.*, 2012).

Nesse sentido, um dos poluentes que merece atenção são os metais pesados, que representam elementos quimicamente reativos os quais podem ocasionar processos de bioacumulação e toxicidade ao organismo, uma vez que este se torna incapaz de eliminar tais substâncias. Esses compostos interferem na manutenção da homeostasia celular e podem gerar efeitos acumulativos prejudiciais ao homem se expostos de forma acentuada, como é o caso do alumínio, cobre, zinco e mercúrio, que podem causar lesões no sistema nervoso central (Cruz *et al.*, 2021).

A contaminação ambiental por metais pesados tornou-se crítica em nível global, pois a deposição de metais pesados no solo tem causado grande preocupação quanto aos seus impactos ao meio ambiente e à saúde humana. Essa contaminação ocorre quando o teor de um elemento químico encontrado naturalmente é excedido após uma atividade antrópica (Nascimento *et al.*, 2020).

A poluição por metais pesados é um grande problema ambiental devido à sua toxicidade e bioacumulação, podendo causar doenças e síndromes como disfunções renais, hipertensão, danos hepáticos, pulmonares, câncer e modificações adversas no DNA (Cechinel *et al.*, 2016).

Materiais e métodos

O local de estudo, o município de Tucuruí, localizado no sudeste do Pará, ainda dispõe os RSU coletados em um vazadouro a céu aberto. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2022), a população do município é de 91.306 habitantes, tendo, portanto, o município, até 2 de agosto de 2024 para adequar a disposição final dos resíduos, conforme determina a PNRS (Brasil, 2010), através do encerramento e da recuperação do atual local de disposição de resíduos.

O procedimento metodológico do trabalho envolveu a realização das seguintes etapas (Figura 1): Levantamento documental do Plano de Gerenciamento Integrado de Resíduo Sólidos (PMGIRS) de Tucuruí de 2014, inspeções de campo, coletas de solo, análises físico-químicas do solo, estimativa da vazão de lixiviado e cálculo do *Pollution Index*, que se trata de um índice de qualidade do solo (Malkoc et al., 2010). Somando-se a isso, foram realizadas estimativas dos volumes de lixiviado gerados na área do lixão, sendo utilizados o método do balanço hídrico e o método suíço.

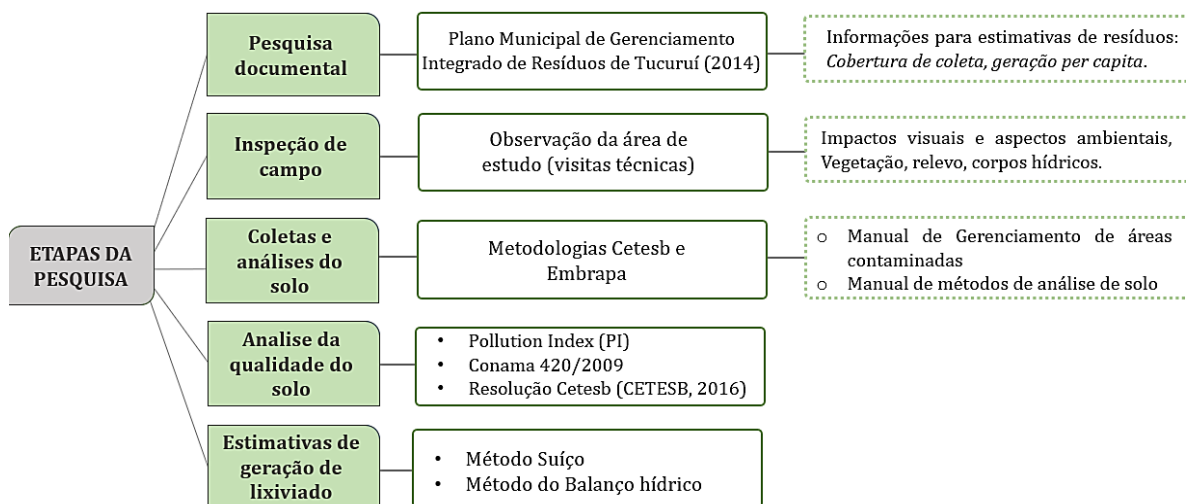


Figura 1. Fluxograma das etapas do estudo.

Área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Tucuruí, situada no sudeste do estado do Pará, coordenadas 03°45'58" Sul e 49°40'21" Oeste (Figura 2), sendo despejadas, atualmente, cerca de 45 toneladas de resíduos por dia de acordo com estimativas.

O comportamento sazonal pluviométrico foi obtido através da análise da variação mensal, tendo os resultados demonstrado dois períodos bem definidos, característicos da região Amazônica, de modo geral, sendo um período chuvoso de dezembro a maio e um período menos chuvoso de junho a novembro. Em relação a precipitação, de 1980 a 2015, constataram-se significativas variações do regime de chuvas interanuais, com precipitação média anual de 2.431,6 mm, conforme Lopes *et al.* 2020.

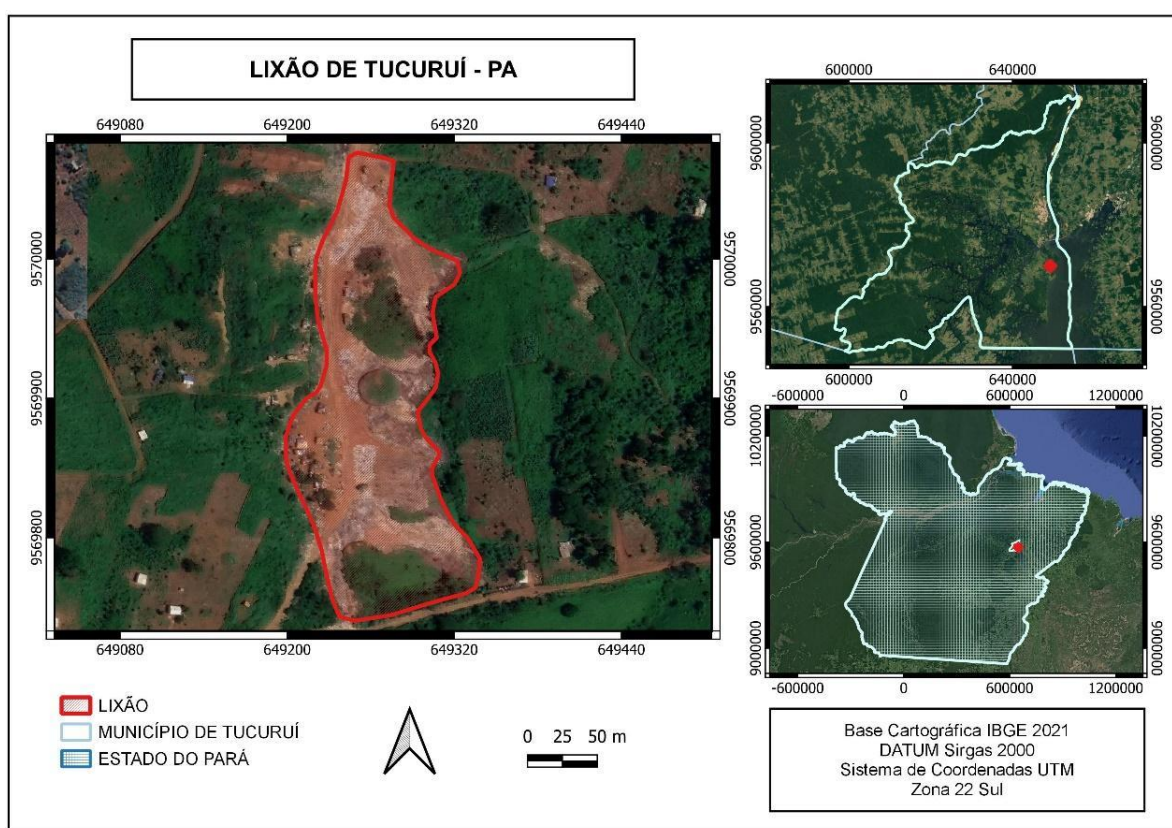


Figura 2. Mapa de localização do lixão de Tucuruí (PA).

De acordo com o IBGE (2022), a população do município de Tucuruí é de 91.306 habitantes, e possui um IDH 0,666 (2010), com densidade demográfica de 43.81 hab/km² (2022), área territorial 2.084,289 km² (2022) e PIB *per capita* de R\$ 39.674,02 (2020), possuindo como principais atividades econômicas indústrias de pequeno e médio porte, comércios, serviços e pecuária bovina (Semma, 2014).

Coletas e análises do solo

Para a caracterização de um solo, como não existe a possibilidade de que todo ele seja examinado, é necessário que amostras do mesmo sejam coletadas (Cetesb, 1999). Quanto ao tamanho da amostra para a caracterização química, de uma forma geral, considera-se que 500 g de amostra de solo fino (peneira 2 mm) são o suficiente para realizar esta caracterização (Cetesb, 1999).

A malha de pontos de amostragem pode ser orientada na direção do fluxo de dispersão dos poluentes, os quais, via de regra, seguem a topografia do local ou a direção predominante dos ventos (Cetesb, 1999). Sendo assim, seguindo a topografia da área de estudo, foram escolhidos cinco pontos: P1, P2, P3, P4 e P5 (Figura 3).

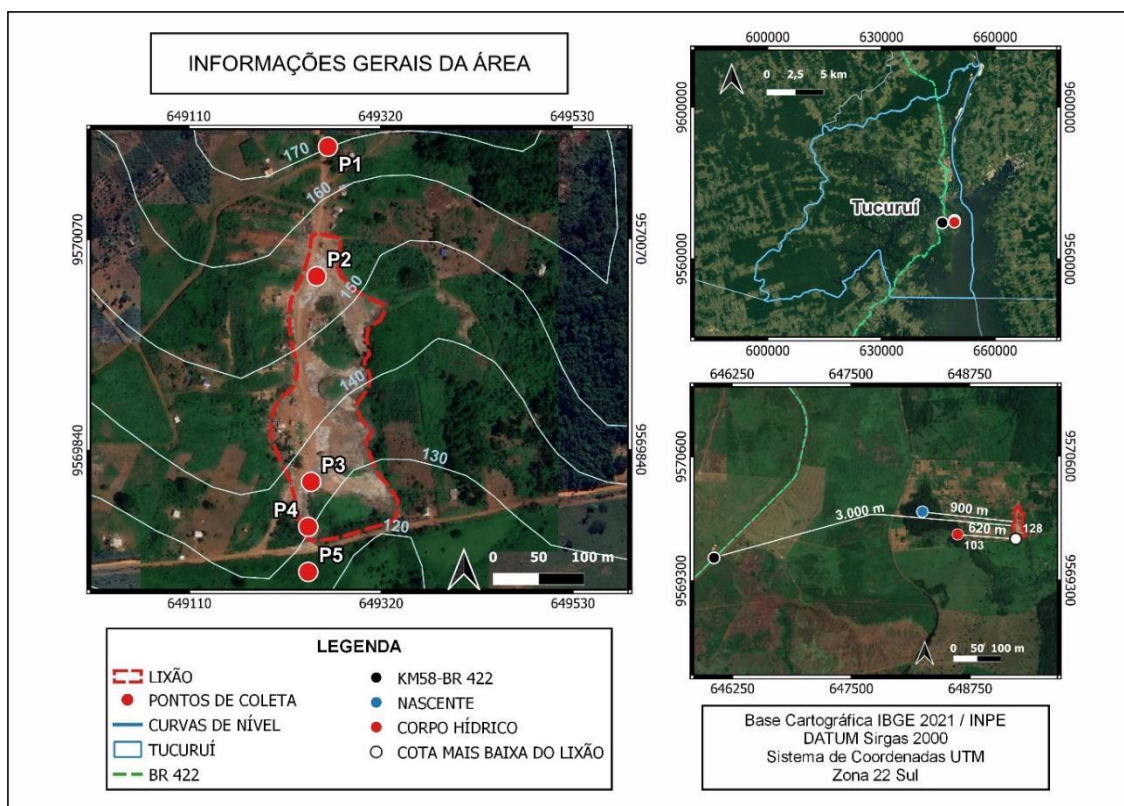


Figura 3. Informações gerais da área de estudo.

Dentro da área que compreende a disposição de resíduos no solo, foram escolhidos dois pontos P2 e P3 (cotas 157 e 144 metros), por terem sido identificados como as áreas que recebem diariamente os RSU. Ressalta-se que estes pontos foram referência para escolha dos demais pontos, os pontos P4 e P5 (cotas 125 e 129 metros) foram definidos com base no ponto P3, sendo estes localizados respectivamente a 50 e a 100 metros de distância do referido ponto P3. Por fim, o ponto P1 (cota 177 metros), foi escolhido como *background*. Segundo o *Naval Facilities Engineering Command – NFESC (2002)*, *background* ou área de referência é um ponto onde qualquer concentração química encontrada é de origem natural, ou seja, não influenciada por atividades antrópicas, neste caso, definiu-se como sendo o ponto a montante da área de disposição de resíduos, que também é o ponto de maior cota da área de estudo (o ponto P1). Na Tabela 1 são apresentadas as informações dos pontos de amostra, com as descrições, coordenadas geográficas e cotas.

Tabela 1. Pontos de amostragem do solo com as descrições e coordenadas geográficas.

Pontos	Descrição	Coordenadas	Cotas (m)
P1	Ponto de Controle: Área a montante do lixão	03°53'15.6"S; 49°39'20.4"O	177
P2	Ponto de maior intensidade de despejo de rejeitos	03°53'20.2"S; 49°39'20.8"O	157
P3	Ponto de maior intensidade de despejo de rejeitos	03°53'27.5"S; 49°39'21.0"O	144
P4	Ponto de menor intensidade de despejo de rejeitos	03°53'29.1"S; 49°39'21.1"O	129
P5	Área vegetada a jusante do lixão	03°53'30.7"S; 49°39'21.1"O	125

As coletas foram realizadas nos dias 27/10/2022, 05/12/2022 e 16/02/2023, compreendendo os períodos seco, transição entre seco e chuvoso, e período chuvoso, respectivamente. As amostras foram coletadas deformadas e indeformadas em quadrantes de aproximadamente 2 x 2 m. A amostra deformada foi coletada com a utilização de um Trado Holandês, seguindo os procedimentos de amostragem da USEPA (1989), segundo os quais a amostra é transferida para um balde de aço inoxidável, homogeneizada e logo após transferida para um frasco apropriado, visando preservar ao máximo a estrutura da amostra. Em cada ponto de coleta, foram utilizadas quatro amostras simples para compor uma amostra composta, todas coletadas na profundidade de 0 - 20 cm. A coleta de solo indeformado foi feita com a utilização de anéis de 51 mm de altura por 50 mm de diâmetro (Embrapa, 1999).

O solo foi retirado das profundidades de 0 – 5 cm e de 15 – 20 cm. Uma vez que existem dois pontos de maior despejo de resíduos, P2 e P3 tiveram amostras colhidas, também, nas profundidades de 20 – 40 cm (Tabela 2).

Tabela 2. Equipamento e profundidade na coleta das amostras.

Pontos	Trado (0-20cm)	Trado (20-40cm)	Anel Metálico (0-5cm)	Anel Metálico (15-20cm)
P1	x		x	x
P2	x	x	x	x
P3	x	x	x	x
P4	x		x	x
P5	x		x	x

Os procedimentos das análises das concentrações químicas e de metais pesados nas amostras de solo foram baseados no Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes da Embrapa (1999). A análise granulométrica foi feita por dispersão mecânica e estabilização da amostra por meio de agitador em uma solução dispersante adequada, seguida da separação das frações por peneiramento e sedimentação. Medição das frações separadas por meio de pesagem após secagem em estufa (EMBRAPA, 1999). A determinação dos resultados para Na, K, Cu, Fe, Zn e Mn foi realizada em espectrômetro de absorção atômica de chama (marca Thermo, modelo ICE3500). Para a análise, foram utilizados os seguintes reagentes: Ácido nítrico (concentrado), HNO₃, ácido clorídrico (concentrado), HCl e peróxido de hidrogênio (30%), H₂O₂.

Para os metais pesados foi utilizado o método USEPA 3050B, da Agência de Proteção Ambiental dos EUA (Usepa, 1998). O método utilizado não solubiliza totalmente a fração sólida dos fosfatos e são mais indicados que extrações totais para estudos de poluição do solo, pois representam o máximo potencialmente biodisponível de um dado poluente.

Os valores utilizados como referência para a comparação com os resultados das análises de laboratório foram os valores orientadores para solos e água subterrâneas no estado de São Paulo 2016 (Cetesb, 2016) e da Resolução Conama nº 420/2009 (Conama, 2009) (Tabela 3).

Para o tratamento estatístico, utilizou-se o software Bioestat 5.0 e o teste não-paramétrico de Friedman para avaliar possíveis mudanças na composição química do solo (pH, C, MO, C/N, P, N, Cu, Fe e Zn) com relação à variação sazonal (períodos seco, intermediário e chuvoso).

Tabela 3. Valores orientadores.

Referência	Cu (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	Ni (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)
CETESB (VRQ)	35	-	-	60	13	<0.5	17
CETESB (VP)	60	-	-	86	30	1.3	72
CONAMA (VP)	60	-	-	300	30	1.3	72

Fonte: Adaptado de Cetesb, 2016.

Cálculo do Pollution Index

Os níveis de poluição de metais pesados no solo foram calculados pelo *Pollution Index* (PI) (Benhaddya *et al.*, 2015).

O *Pollution Index* é uma forma de descrever a qualidade do ambiente e é definido pela relação da concentração de cada metal encontrado em uma amostra de solo pelo valor de *background* (P1) que, por sua vez, foi calculado pela seguinte equação de Malkoc, Yazici e Koparal (2010), disponível na Equação (1).

$$PI = \frac{Cn}{Bn}$$

Equação (1)

Cn= concentração mensurada do elemento no solo (mg/kg);

Bn=concentração de referência do elemento no solo (mg/kg), ou seja, valor de background.

Sendo assim, o PI é a pontuação de avaliação correspondente a cada amostra. De acordo com Malkoc, Yazici e Koparal (2010), os valores de PI de cada contaminante podem ser classificados como baixa contaminação ($PI \leq 1.0$), contaminação moderada ($1.0 > PI \leq 3.0$), alta contaminação ($PI > 3.0$). As concentrações de background de metais pesados do presente estudo são apresentadas na Tabela 4.

Tabela 4. Valores de *background*.

Período	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd	Pb
SECO	41.55	237.73	93,657.53	21.19	5.68	ND	ND
TRANSI.	38.56	195.58	78,886.73	18.49	4.59	ND	ND
CHUV.	30.81	158.56	59,351.67	15.30	ND	0.10	ND

ND: Não detectado.

Estimativa da geração de lixiviado

O método suíço foi selecionado por ser o sistema mais utilizado no projeto de aterros sanitários no Brasil. Além disso, é um modelo empírico, de simples compreensão e com baixa exigência de dados de entrada, três variáveis (precipitação média anual, área do aterro e coeficiente de compactação). Segundo Capelo Neto et al. (1999) é um método bem simples, mas deixa a desejar no que diz respeito à precisão. A fórmula algébrica para a aplicação do método suíço, onde se estima a vazão de percolado é mostrada na Equação 2.

$$Q = \frac{(P.A.K)}{t}$$

Equação (2)

Q = Vazão média do percolado em litros por segundo;

P = Precipitação média mensal (mm);

A = Área total do aterro (m²);

t = Número de segundos em 1 mês, que é de 2,592.000 segundos;

K = Coeficiente que depende do grau de compactação dos resíduos sólidos urbano.

O coeficiente K diz respeito ao grau de compactação e pode variar entre aterros fracamente compactados a fortemente compactados. No primeiro caso, o peso específico do RSU varia de 0.4 a 0.7 por m³, variando o coeficiente de 0.25 a 0.50. Para os aterros fortemente compactados, o peso específico é maior que 0.7 m³, com K entre 0.15 e 0.25.

O método desenvolvido por Fenn et al. (1975) é o mais utilizado, por ser prático, pois necessita da disposição de dados locais que viabilizem sua aplicação. É um método mais consistente que o Método suíço, pois considera em sua formulação, além do índice pluviométrico, a evapotranspiração, o escoamento superficial e a capacidade de armazenamento de água no solo. De forma geral, é um estudo com a premissa de conservação de massa, em que se relacionam precipitação, evapotranspiração, escoamento superficial e o armazenamento da água no solo (Castilho jr., 2003). Dessa forma, a aplicação do método consiste em registrar mês a mês, durante o período de um ano, os valores dos parâmetros indicados na equação 3.

$$PER = ES - P - AAS - ER$$

Equação (3)

PER = volume de lixiviado, valores médios mensais;

P = índice de precipitação pluviométrica, valores médios mensais;

ES = escoamento superficial;

AAS = troca de armazenamento de água no solo;

ER = evapotranspiração real.

A precipitação e a evaporação podem ser obtidas com boletins meteorológicos. Neste caso foram utilizados os dados pluviométricos do estudo de Lopes *et al.*, (2020). Enquanto que o escoamento superficial, a infiltração e o armazenamento são obtidos com o auxílio de cálculos e valores referências disponíveis na literatura.

Resultados e discussão

Caracterização e diagnóstico ambiental da área de estudo

Segundo o Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos de Tucuruí (PMGIRS) (Semma, 2014) o município, durante a sua história, teve 05 (cinco) áreas que serviram para a disposição final de resíduos sólidos, que posteriormente foram ocupadas em função do processo migratório, ocasionado pelas obras da Usina Hidrelétrica de Tucuruí. Atualmente o lixão está localizado a aproximadamente 13 km de distância do centro da cidade, possui área aproximada de 27,500 m², a pouco mais de 3 km da rodovia BR 422 nas proximidades de seu KM 58 (DNIT), exposto na Figura 3.

A distância do referido lixão ao corpo hídrico é de pouco mais de 650 m. A NBR 13896/97, que trata sobre as condições mínimas exigíveis para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos, recomenda uma distância mínima de 200 m entre um aterro sanitário e um corpo hídrico. Porém, no período chuvoso, o desnível de aproximadamente 25 m da parte mais baixa do lixão, o solo com característica argilosa e a existência de uma via de acesso, podem direcionar o lixiviado sem qualquer barreira vegetal para o corpo hídrico.

Além disso, de acordo com um levantamento documental junto a Secretaria de Meio Ambiente de Tucuruí, bem como com as visitas técnicas, foi constatado a existência de uma nascente nas proximidades da área do lixão, distando aproximadamente 900 metros, onde a mesma deságua no Lago da Usina Hidrelétrica, evidenciadas na Figura 3.

Devido à falta de informações atuais a respeito da geração per capita de resíduos e cobertura de coleta, fez-se necessário utilizar informações contidas no Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos de 2014. Com as informações supracitadas, juntamente com os dados do censo de 2022 do IBGE, onde a população de Tucuruí é de 91,306 habitantes, estimou-se que estão sendo enviados aproximadamente 44,733 kg/dia de resíduos para o lixão.

Durante as visitas à área de estudo foram levantadas alguns aspectos e impactos ambientais relativos à disposição de resíduos no local. Entre as questões observadas, destacou-se a grande quantidade de resíduos despejados sem a utilização de camadas de cobertura (Figura 4a).



Figura 4. Principais aspectos levantados na área: a) despejo de resíduos a céu aberto, vetores e focos de queimada e b) acúmulo de lixiviado.

A falta das ações relativas a camadas de cobertura leva a entrada excessiva de ar, acúmulo de líquidos na massa de resíduos, proliferação de vetores de doenças atraídos pelo lixo, além de desfavorecer esteticamente a área (Porto *et al.*, 2004). A execução dos serviços de camadas de cobertura não é feita com frequência e, isso pôde ser confirmado nas inspeções de campo, pois foi evidenciada a presença de grandes quantidades de resíduos espalhados a céu aberto.

Durante a inspeção de campo foi observada a presença de resíduo eletroeletrônico, os quais de acordo com Gerbase e Oliveira (2012) contém chumbo em sua composição. Ressalta-se que esse metal pesado pode causar danos ao sistema nervoso, circulatório e renal, além de dificultar a aprendizagem em crianças. Lembrando ainda, que as características químicas do lixiviado são dependentes dos tipos de resíduos presentes na área. Além disso, foram observadas poças de lixiviado (Figura 4b), que segundo Gomes e Belém (2020) surgem a partir da decomposição de matéria orgânica presente no resíduo, além do mau cheiro, é um contaminante para as águas subterrâneas e superficiais o que, consequentemente, afeta a saúde de organismos vivos.

No que envolve esses impactos, realizou-se planos de coletas de amostragem do solo local, para análise da qualidade do mesmo e investigação sobre a potencial contaminação.

Análise da qualidade do solo na área

De acordo com os parâmetros granulométricos, o solo estudado mostrou-se muito argiloso, apresentando em média 2.95% de areia fina, 3.67% de areia grossa, 27.10% de silte e 66.29% de argila, sendo essa característica predominante em todos os pontos analisados. Essa característica indica que o solo apresenta uma maior capacidade de reter os metais oriundos da decomposição dos resíduos ou de qualquer outra fonte (Alcântara *et al.*, 2011).

Além disso, as características de baixa permeabilidade de solos argilosos é considerada uma vantagem nesse caso, diferente da área de disposição de resíduos estudada por Pinheiro e Mochel (2018), que realizou uma avaliação de áreas contaminadas pela disposição de resíduos sólidos no município de Paço Lumiar – Maranhão, uma vez que o solo estudado por estes autores apresentou característica predominantemente arenosa, o que, segundo Lisk (1991), por ser um solo altamente permeável facilita a contaminação das águas subterrâneas pelo lixiviado.

Analisando possíveis mudanças na composição química do solo com relação à variação sazonal (períodos seco, transição e chuvoso), os resultados utilizando o teste de Friedman não se mostraram estatisticamente significativos ($p > 0,05$) para as propriedades pH, C, MO, C/N, P, Cu e Fe. No entanto, foram detectadas diferenças estatisticamente significativas ($p < 0,05$) para as medidas de Zn e N. Os valores de zinco se mostraram diferentes para as medidas realizadas entre os períodos de transição (possivelmente maiores) e chuvoso. Já para os teores de N, os valores se mostraram diferentes entre os períodos seco (possivelmente maiores) e chuvoso.

De maneira geral, os pontos coletados apresentaram um pH ácido, o que, de acordo com (Barreto *et al.*, 2006) pode ter relação com a mineralização da matéria orgânica e os exsudatos ácidos liberados pelas raízes das plantas (geralmente é uma caracterização determinada pelo material de origem). Além disso, o pH ácido do solo permite que os contaminantes presentes em percolados do aterro, principalmente os metais pesados, estejam mais disponíveis (Almeida, 2009). Os fatores que aumentam a acidez do solo podem levar à mobilização de metais pesados que estavam imobilizados, aumentando seus efeitos degradantes (Oliveira *et al.*, 2016).

Os resultados das análises de metais pesados estão disponíveis na Tabela 5. Onde alguns parâmetros como níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) apresentaram concentrações abaixo do limite de detecção.

De acordo com avaliação da qualidade de solo, quanto à presença de substâncias químicas, determinada na Resolução Conama 420/09, o solo da área estudada se enquadra na classe 3, uma vez que apresentou concentrações maiores do que os valores de prevenção (VP) de pelo menos uma substância química, neste caso, os valores de cobre. De acordo com o Conama 420/09, as atividades de gerenciamento que esta classe de solo requer são: identificação da fonte potencial de contaminação, avaliação da ocorrência natural da substância e controle das fontes de contaminação e monitoramento da qualidade do solo e da água subterrânea.

Nos resultados de metais pesados, observou-se que a concentração de cobre apresentou valores acima do valor de prevenção (VP) e níquel acima do valor de referência de qualidade da CETESB, mostrado na Tabela 3. Durante as visitas foi constatado que houve movimentação de terra por maquinário, o que pode ter ligação com o fato de não terem sido observadas alterações

significativas para os demais elementos. Essa informação pode ser ratificada quando observado o comportamento do níquel, que apresentou variadas concentrações para os diferentes períodos, ultrapassando o valor de referência no período transição, e com a mesma metodologia de análise, não houve concentração detectada no período chuvoso.

Tabela 5. Resultados das análises de metais pesados do solo.

Período	Ponto	Profund. (cm)	Cu (mg/Kg)	Mn (mg/Kg)	Fe (mg/Kg)	Zn (mg/Kg)	Ni (mg/Kg)	Cd (mg/Kg)	Pb (mg/Kg)
SECO	P1	0-20	41.55	237.73	93,657.53	21.19	5.68	ND	ND
	P2	0-20	77.38*	187.73	126,616.7	28.08	2.94	ND	ND
		20-40	76.07*	172.34	129,280.13	22.38	2.34	ND	ND
	P3	0-20	39.53	89.36	121,728.53	32.31	ND	0.17	ND
		20-40	35.5	63.28	110,567.00	17.95	ND	0.02	ND
	P4	0-20	46.01	179.14	113,433.60	23.66	ND	0.14	ND
TRANSIÇÃO	P5	0-20	48.46	292.12	95,964.44	19.16	0.29	0.04	ND
	P1	0-20	38.56	195.58	78,886.73	18.49	4.59	ND	ND
	P2	0-20	84.56*	200.28	121,536.97	23.01	4.45	ND	ND
		20-40	88.11*	198.73	119,531.00	24.86	4.43	0.19	ND
	P3	0-20	39.74	107.47	102,560.92	17.91	ND	0.15	ND
		20-40	39.87	104.16	101,806.05	20.23	ND	0.13	ND
CHUVOSO	P4	0-20	51.29	83.04	115,162.67	44.73	14.37	0.15	ND
	P5	0-20	47.53	177.87	90,155.72	20.28	1.28	0.07	ND
	P1	0-20	30.81	158.56	59,351.67	15.3	ND	0.1	ND
	P2	0-20	38.11	132.72	82,400.47	13.04	ND	ND	ND
		20-40	57.50	171.23	123,264.6	17.26	ND	ND	ND
	P3	0-20	33.03	94.41	97,318.18	14.13	ND	ND	ND
		20-40	41.01	79.63	95,651.54	13.57	ND	ND	ND
	P4	0-20	59.19	78.3	116,875.23	22.11	ND	ND	ND
	P5	0-20	48.49	312.14	110,126.70	20.26	ND	ND	ND

ND: não detectado; *: em negrito – Valores que estão acima do VP de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/09.

Em todos os pontos analisados o micronutriente cobre apresentou concentrações acima dos valores de referência de qualidade da CETESB, exceto no ponto P3 no período chuvoso. Em um comparativo, estas concentrações ficaram abaixo das obtidas na célula de despejo de resíduos no município de Paço do Lumiar (MA) (Pinheiro; Mochel, 2018), a qual apresentou concentrações de cobre que ultrapassaram o valor de prevenção (VP) da CETESB, 2016. No lixão de Tucuruí o ponto

de maior concentração foi o ponto P2, o que pode ser explicado em decorrência de o referido ponto ser uma das áreas de maior despejo de resíduos.

Para os índices foram utilizados como *background* os valores de P1 dos períodos seco, transição e chuvoso, conforme descrito na Tabela 4. Os resultados obtidos para a classificação das amostras através do *Pollution Index* estão expostos na Tabela 6.

Tabela 6. Resultados de *Pollution Index*.

Período	Pontos	Profund.	Cu	Mn	Fe	Zn	Ni	Cd	Pb
SECO	P2	0-20	1.86	0.79	1.35	1.33	0.52	-	-
		20-40	1.83	0.72	1.38	1.06	0.41	-	-
	P3	0-20	0.95	0.38	1.30	1.52	-	-	-
		20-40	0.85	0.27	1.18	0.85	-	-	-
	P4	0-20	1.11	0.75	1.21	1.12	-	-	-
	P5	0-20	1.17	1.23	1.02	0.90	0.05	-	-
TRANSIÇÃO	P2	0-20	2.19	1.02	1.54	1.24	0.97	-	-
		20-40	2.29	1.02	1.52	1.34	0.97	-	-
	P3	0-20	1.03	0.55	1.30	0.97	-	-	-
		20-40	1.03	0.53	1.29	1.09	-	-	-
	P4	0-20	1.33	0.42	1.46	2.42	3.13	-	-
	P5	0-20	1.23	0.91	1.14	1.10	0.28	-	-
CHUVOSO	P2	0-20	1.24	0.84	1.39	0.85	-	-	-
		20-40	1.87	1.08	2.08	1.13	-	-	-
	P3	0-20	1.07	0.60	1.64	0.92	-	-	-
		20-40	1.33	0.50	1.61	0.89	-	-	-
	P4	0-20	1.92	0.49	1.97	1.45	-	-	-
	P5	0-20	1.57	1.97	1.86	1.32	-	-	-

Verde: $PI \leq 1$ Nível baixo; Amarelo: $1 \leq PI \leq 3$ Nível médio; Vermelho: $PI > 3$ Nível alto.

Pode ser observado que os resultados variaram de “baixo nível de poluição” ($PI \leq 1$) a “nível alto de poluição” ($1 \leq PI \leq 3$), sendo o menor valor 0.05 e o maior 3.13. Estes resultados indicaram pouca contaminação, no entanto, vale ressaltar que o cálculo deste índice se dá por meio da

relação entre o *background* e o ponto analisado, sendo assim, a concentração mensurada do elemento no solo de referência tem grande influencia no valor do PI, exemplo disso é o resultado para Níquel (Ni), que no cálculo do PI apresentou um nível alto de poluição, no entanto, as concentrações desse metal encontram-se dentro dos padrões de qualidade apresentados na Resolução Conama 420/09. Os demais valores ausentes se dão pelo fato de que as concentrações não foram detectadas nas análises.

De acordo com os resultados do PI, a área de estudo apresentou um baixo ou moderado nível de poluição por metais, isso pode ser explicado por conta do reaterro na área do lixão, resultando na alteração das características do solo e, conseqüentemente, nos resultados das análises. Além disso, verificou-se que as áreas adjacentes ao lixão (P5) também apresentaram baixa contaminação, apesar de receber influência de escoamento superficial desta atividade, por estar em uma cota mais baixa. Isso pode se dar, entre outras coisas, pelas características locais do solo (predominância argilosa), de baixa permeabilidade. Dessa forma, uma vez que o estudo foi direcionado para qualidade do solo, há necessidade de estudos para realização de análises das águas superficiais e subterrâneas das redondezas.

A Figura 5 mostra a distribuições dos valores dos índices de poluição para esses quatro metais.

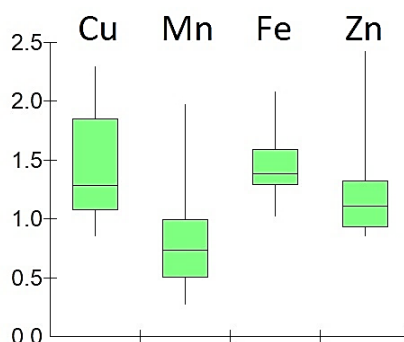


Figura 5. Boxplots para as distribuições dos valores dos índices de poluição para os metais.

Os resultados utilizando o teste de Friedman revelaram diferenças estatisticamente significativas para as distribuições dos valores de índices de poluição entre Cu e Mn ($p < 0,05$), Mn e Fe ($p < 0,05$) e entre Fe e Zn ($p < 0,05$). De maneira geral, o Cu apresentou maiores valores do índice poluição. Fatores como o teor de matéria orgânica, pH e textura do solo, interferem na adsorção e difusividade dos nutrientes no solo (Siqueira et al., 2008). Entre os micronutrientes o cobre é o menos móvel no solo devido à sua interação com a argila e a matéria orgânica (Abreu et al., 2007).

Estimativas de lixiviado na área

Foi realizada a estimativa de percolato com balanço hídrico e método suíço, obtendo-se os valores representados na Figura 6.

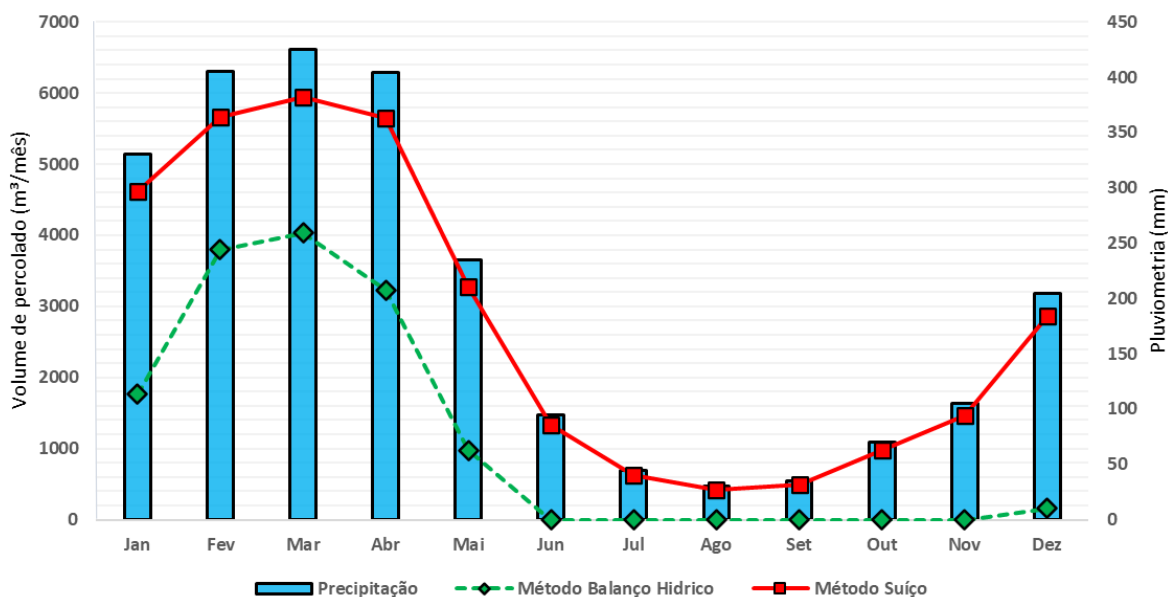


Figura 6. Estimativa da vazão de percolato.

Pôde-se observar que a vazão de percolato teve maior registro no mês de março, e o menor no mês de agosto, sendo este, respectivamente, os meses de maior e menor precipitação. Nos meses que compreendem o período menos chuvoso (junho, julho, agosto, setembro, outubro e novembro) a geração de lixiviado é reduzida. Para os resultados apresentados na Figura 5, obteve-se uma vazão média de percolato de 1,163.27 m³/mês para o lixão do município de Tucuruí, levando em consideração dados pluviométricos de Lopes et al., (2020).

Ainda em relação a predição da geração de lixiviado realizada, observou-se que a média anual de geração do volume estimado pelo Método Suíço ficou acima da média anual estimada pelo Balanço Hídrico, isso se deve a simplicidade do primeiro método, que considera apenas a precipitação, a área do local e o grau de compactação dos RSU. O método Suíço, por não considerar a evapotranspiração, apresenta uma geração permanente no decorrer do ano. O Balanço Hídrico apresentam valores mais substanciais de geração de lixiviados, quando a pluviosidade supera valor do potencial de evapotranspiração, enquanto que nos meses mais secos, a geração estimada é praticamente nula (Figura 6).

Quando comparado com aterros sanitários instalados em outras localidades do Brasil, verifica-se que o lixão de Tucuruí apresenta valores expressivos no que diz respeito a geração de lixiviado por unidade de área de despejo (Tabela 7).

Tabela 7. Relação da geração de lixiviado com a área de diferentes aterros.

Fonte	Cidade/Estado	Aterro	Área (m ²)	Geração Média (m ³ /mês)	Geração / Área
Cavalcante, (2014) ¹	São Paulo - SP	Bandeirantes	1,350.000	16,684.00	0.01
	São Paulo -SP	Sítio São João	270.000	23,850.08	0.09
	São Paulo-SP	CDR Pedreira	562.052	33,917.83	0.02
	Guarulhos-SP	Guarulhos	413.000	8,785.25	0.02
	Caieiras-SP	CTR Caieiras	1,500.000	52,303.17	0.13
	São Paulo-SP	CTL Floresta	389.500	22,867.50	0.06
Silva et al., (2022) ²	Marituba -PA	Guamá	328.900	3,315.66	0.01
Autores (2023) ²	Tucuruí -PA	Lixão de Tucuruí	27.567	1,163.27	0.04

¹ Geração média calculada a partir de dados de monitoramentos (série histórica) do estudo

² Geração média calculada a partir de estimativas da geração de lixiviado

Em um aterro sanitário com uma área de aproximadamente 328,900 m², localizado no município de Marituba-PA, a pouco mais de 300 km do lixão de Tucuruí, foi realizado um estudo que estimou as médias anuais de vazão de lixiviado (2006 a 2017), onde os autores obtiveram uma vazão média de 3,315.66 m³/mês para o ano de 2012 (SILVA et al., 2022). Em comparação com o volume de lixiviado estimado para o lixão de Tucuruí, verifica-se que a geração de lixiviado por unidade de área do lixão é quatro vezes maior que o estimado para o aterro sanitário de Marituba. Vale lembrar ainda, que Tucuruí e Marituba estão situados na Região Norte, distantes em 307 km aproximadamente e, portanto, possuem regimes pluviométricos igualmente elevados, destacando-se Marituba com 3,445.20 mm em 2014 (Silva et al., 2022).

Ao cruzar informações de geração de lixiviado por metro quadrado entre o lixão de Tucuruí, que recebe aproximadamente 45 toneladas por dia, e o aterro sanitário CDR Pedreira, localizado em São Paulo, que segundo Cavalcante (2014) tem capacidade para receber 6 mil toneladas por dia, foi visto que a a geração estimada de percolado do lixão (por m²) mostrou-se duas vezes maior

que a do aterro, mesmo o aterro CDR Pedreira dispondo de uma área 20 vezes maior que o lixão de Tucuruí.

Vale ressaltar que os métodos de estimativa de vazão de lixiviado são ferramentas auxiliares para projetos de estruturas e operações unitárias no aterro sanitário, no entanto, a geração real de lixiviado depende de vários fatores que muitas vezes não são incorporados nos modelos de predição. Ley et al. (2021) avaliou a aplicabilidade do Método Suíço, neste estudo realizado para o Centro de Tratamento de Resíduos de São Gonçalo, Rio de Janeiro (CTR -SG), a geração estimada resultou em erros de aproximadamente 50% da geração real, o que levaria ao projeto de estruturas, como lagoas de armazenamento de lixiviado e estações de tratamento, menores do que as necessidades reais.

Destaca-se ainda, que as características gerais dos lixiviados como composição e quantidade depende principalmente, da composição dos resíduos sólidos, das condições climáticas, da temperatura, das condições hidrológicas, da idade dos resíduos e das práticas de operação do aterro (Bhalla et al., 2013; Adhikar et al., 2014; Somani et al., 2019).

Na prática as diferenças na geração de lixiviado estão relacionada, dentre outras coisas, aos aspectos operacionais das diferentes áreas de disposição final, onde no aterro sanitário ocorrem procedimentos operacionais inexistentes em um lixão, cita-se principalmente, a realização da cobertura diária dos resíduos com solo e a compactação dos resíduos, o que resulta na redução da entrada de líquidos no maciço de resíduos aterrados.

Tendo em vistas as características locais (tipo de solo, precipitação, grau compactação dos RS) do lixão de Tucuruí, observou-se uma geração estimada de lixiviado por área expressiva, podendo comprometer ainda mais a qualidade do solo na área de despejo e no entorno. Vale ressaltar que, o percolado do lixão do município de Tucuruí, não dispõe de coleta e tratamento, sendo despejado integralmente no meio ambiente, atingindo o solo e podendo chegar as camadas mais profundas, contaminando assim as águas subterrâneas.

Considerações finais

A partir das visitas *in loco*, foram constatados problemas ambientais. O despejo descontrolado de resíduos a céu aberto traz problemas de ordem ambiental, sendo possível observar: alteração na qualidade do solo, riscos evidentes de contaminação da água, poluição visual e do ar. Esses aspectos trazem consigo os riscos à saúde e problemas de cunho social, onde os catadores que fazem moradia no local estão sujeitos às condições deste ambiente, em total condição de vulnerabilidade social e são, muitas vezes, marginalizados pela sociedade e enfrentam dificuldades em acessar serviços básicos, como saúde e educação, além de estarem sujeitos à exploração por parte de intermediários que compram materiais recicláveis a preços muito baixos.

As análises granulométricas apresentaram elevados teores de argila na composição do solo da área, característica essa que pode ajudar a conter possíveis focos de contaminação de lixiviados.

O pH do solo se mostrou ácido em toda área do lixão, o que aumenta a disponibilidade de contaminantes nos percolados do lixão, principalmente metais pesados. Para os metais pesados foram obtidas concentrações acima do valor de prevenção da CONAMA 420/09, sendo o solo classificado como Classe III. Os valores obtidos do *Index Pollution* variou de baixo a moderado nível de contaminação, apresentando predominância de médio nível, o que pode estar relacionado ao reaterro realizado na área de disposição final.

E quanto ao percolado, foi observado que a geração apresentou uma vazão média de 1,161.27 m³/mês, essa geração se mostrou expressiva mesmo quando comparado a um cenário de um aterro sanitário de maior porte (em tamanho e em quantidade de resíduos recebidos).

A disposição adequada dos resíduos sólidos é indiscutivelmente necessária, uma vez que tem extrema importância para a saúde humana e preservação do meio ambiente, porém deve-se ressaltar a importância de se seguir os critérios técnicos para que o impacto se torne o menor possível. Este estudo fornece dados científicos que comprovam a existência de contaminação no solo do lixão do município de Tucuruí. Dados estes que podem orientar as autoridades à tomada de decisões mais efetivas, direcionadas às áreas prioritárias para a remediação. Visto que, todas as municipalidades no Brasil têm prazos para se regularizarem quanto às suas formas de disposições finais, sendo impreterível o encerramento de lixões ou aterros controlados.

Referencias bibliográficas

- Adhikari B, Dahal KR, Khanal SN. (2014). A review of factors affecting the composition of municipal solid waste landfill leachate. *Int J Eng Sci Innov Tech*, **3**(5):272–281.
- Alcântara, A. J. O., Pierangeli, M. A. P., Souza, C, A, Souza, J. B. (2011) Teores de As, Cd, Pb, Cr e Ni e Atributos de Fertilidade de Argissolo Amarelo Distrófico Usado como Lixão no Município de Cáceres, Estado de Mato Grosso, *Revista Brasileira de Geociências*, **41**(3), 539-548.
- Almeida, T. L. (2009) *Implicações Ambientais dos Processos de Atenuação de Lixiviado de Locais de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos*, Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento), Universidade de São Paulo, São Carlos - SP, 192p. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/18/18138/tde-25062009-123008/publico/3.pdf>.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública de Resíduos Especiais (2022) *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2022*. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama/>.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997) *NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos*, ABNT, Rio de Janeiro. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://engcivil20142.files.wordpress.com/2018/04/nbr-13896-aterros-de-resc3adduos-nc3a3o-perigosos.pdf>.
- Azevedo, P. B., Leite, J. C. A., Oliveira, W. S. N., Silva, F. M., Ferreira, P. M. L. (2015) Diagnóstico da Degradação Ambiental na Área do Lixão de Pombal – PB, *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*. **10**(1), 20-34.

- Barreto, A. C., Lima, F. H. S., Freire, M. B. G. S., Freire, F. J. (2006) Características Químicas e Físicas de um Solo Sob Floresta, Sistema Agroflorestal e Pastagem no Sul da Bahia, *Revista Caatinga*, **19**(4), 415-425.
- Benhaddya, M. L., Halis, Y., Boukhelkhal, A., Hadjel, H. M. (2015) Human Health Risks Associated with Metals from Urban Soil and Road Dust in an Oilfield Area of Southeastern Algeria, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **69**(3), 556-571.
- Bhalla B, Saini M, Jha M (2013). Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill. This paper discusses the effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of leachate generated from municipal solid waste (MSW) landfill. *Int J Res Eng Technol*; **2**(8), 223–232.
- Brasil, E. C., Cravo, M. S. (2020) Interpretação dos Resultados da Análise do Solo. In: Brasil, E. C., Cravo, M. S., Viégas, I. J. M. (Eds.), *Recomendações de Calagem e Adubação para o Estado do Pará*, Embrapa, Brasília - DF, Capítulo 6, 61-64.
- Brasil (2010) *LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010*, Brasília – DF, Ministério do Meio Ambiente. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm.
- Brasil (2020) *LEI Nº 14.026, DE 15 DE JULHO DE 2020*, Novo Marco Legal do Saneamento Básico, Brasília - DF. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm.
- Brasil (1998) *LEI Nº 9.605, DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998*. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília - DF. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9605.htm#:~:text=54.,a%20quatro%20anos%2C%20e%20multa. Acesso em: 23 mai. 2023.
- Brasil (2015) *MEDIDA PROVISÓRIA Nº 685, DE AGOSTO DE 2015*. República Federativa do Brasil, Poder Legislativo. Acesso em: 21/06/2023. Disponível em: <https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/documento?dm=3491285&disposition=inline>.
- Capelo neto, J.; Mota, S.; Silva, F. J. A. (1999). Geração de percolado em aterro sanitário no semi-árido nordestino: uma abordagem quantitativa. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **4** (3), 160-167.
- Castilhos Jr., A. (coordenador). (2003). Resíduos sólidos urbanos: aterro sustentável para municípios de pequeno porte. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 294p.
- Cavalcante, S. S. S. (2014) *Geração de Lixiviado de Aterros Sanitários na Região Metropolitana de São Paulo: Histórico e Perspectivas*, Tese (Mestrado em Saúde Ambiental), Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 170p.
- Cechinel, M. A. P., Mayer, D. A., Mazur, L., Pozdniakova, T. A. (2016) Removal of Metal Ions from a Petrochemical Wastewater Using Brown Macro-Algae as Natural Cation-Exchangers, *Chemical Engineering Journal*. **286**, 1-15.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2016) *Decisão de Diretoria Nº 256/2016/E*, CETESB, São Paulo. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em <https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>.
- CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (2001) *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, 2ª ed., CETESB, São Paulo, 389 pp.
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente, Ministério do Meio Ambiente (2009) *RESOLUÇÃO Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009*, Brasília – DF. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-acr.pdf>.
- Costa, T. G. A., Iwata, B. F., Castro, C. P., Coelho, J. V., Clementino, G. E. S., Cunha, L. M. (2016) Impactos ambientais de lixão a céu aberto no Município de Cristalândia, Estado do Piauí, Nordeste do Brasil, *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **3**(4), 79-86.
- Cruz, J. V. B., Santos, É. P., Silva, N. J., Lima, F. L. O., Martinelli, P. P., Neto, J. R. T. V. (2021) Influence of Heavy Metals on Cancer Accommodation: A Literature Review, *Research, Society and Development*, **10**(6), e45810615992.

- DNIT, Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes (2023) *Rodovias Federais*. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://servicos.dnit.gov.br/vgeo>
- EMBRAPA-CNPIS (1997) *Manual de Métodos de Análise de Solo*, 2a ed., Rio de Janeiro, 212 pp. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/169149/1/Manual-de-metodos-de-analise-de-solo-2-ed-1997.pdf>.
- Galon, T., Marziale, M. H. P. (2016) Condições de Trabalho e Saúde de Catadores de Materiais Recicláveis da América Latina: Uma Revisão de Escopo. In Pereira, C. J.; Goes, F. L. (Eds.), *Catadores de Materiais Recicláveis: Um Encontro Nacional*, Ipea, Brasília, Capítulo 7, 169-201.
- Gerbase, A. E., Oliveira, C. R. (2012) Reciclagem do Lixo de Informática: Uma Oportunidade para a Química, *Química Nova*, **35**(7), 1486-1492.
- Gomes, A. O. S., Belém, M. O. (2022) O Lixo como um Fator de Risco à Saúde Pública na Cidade de Fortaleza, Ceará, *SANARE - Revista de Políticas Públicas*, **21**(1), 21-28.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020) *Panorama do Município de Tucuruí-PA*. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tucuru/panorama>.
- Junior, A. B. C. (2003) *Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*, ABES, Rio de Janeiro, 294 pp. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://livroaberto.ibict.br/handle/1/492>.
- Lange, L. C., Cantanhade, A. L. G., Teixeira, E. N. (2008) *Resíduos sólidos: Projeto, Operação e Monitoramento de Aterros Sanitários*, ReCESA, Belo Horizonte, 120 pp. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: http://www.dec.uem.br/mbr/Saneamento%20IV/aterro/aterro_sanitario.pdf.
- Lisk, D. J. (1991) Environmental effects of landfills, *Science of The Total Environment*, **100**, 415-468.
- Ley, M. B. R. G.; Ricardo A. F. C. J.; Mendonça, H.V.D.; Nascentes, A. L.; Silva, L. D. B. (2021). Comparison between prediction models and monitored data on leachate generation from a sanitary landfill in the metropolitan region of rio de janeiro, Brazil. *Int J Hydro*; **5** (2), 58–64.
- Lopes, L. N. A., Lira, B. R. P., Teixeira, L. C. G. M., Costa, L. S., Sousa, A. A. N. (2020) Analysis of the Variability of Precipitation in Front of Land Use Changes in the Municipality of Tucuruí-PA, *Research, Society and Development*, **9**(3), e186932726.
- Malkoc, S., Yazici, B., Koparal, A. S. (2010) Assessment of the Levels of Heavy Metal Pollution in Roadside Soils of Eskisehir, Turkey, *Environmental Toxicology and Chemistry*. **29**(12), 2720-2725.
- Meneghin, M. F.C., Ramos, M. L. G., Oliveira, S. A., Junior, W. Q. R., Amabile, R. F. (2008) Avaliação da Disponibilidade de Nitrogênio no Solo para o Trigo em Latossolo Vermelho do Distrito Federal, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **32**(5), 1941-1948.
- Nascimento, A. R. V. J., Nascimento, C. W. A., Cunha, K. P. V. (2020) Solos de Minas de Scheelita como Fontes de Contaminação por Metais Pesados, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **25**(4), 555 – 566.
- NFESC, Naval Facilities Engineering Command (2002) *Guidance for environmental background analysis*, v. 1: Soil, Washington, 169 pp.
- Oliveira, B. O. S., Tucci, C. A. F., Júnior, A. F. N., Santos, A. A. (2016) Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **21**(3), 593-601.
- Oliveira, F. J. S., Jucá, J. F. T. (2004) Acúmulo de Metais Pesados e Capacidade de Impermeabilização do Solo Imediatamente Abaixo de Uma Célula de um Aterro de Resíduos Sólidos, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **9**(3), 2004.
- Pinheiro, N. C. A., Mochel, F. R. (2018) Diagnóstico de Áreas Contaminadas Pela Disposição Final de Resíduos Sólidos no Município de Paço do Lumiar (MA), *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(6), 1173-1184.
- Porto, M. F. S., Juncá, D. C. M., Gonçalves, R. S., Filhote, M. I. F. (2004) Lixo, Trabalho e Saúde: um Estudo de Caso Com Catadores em um Aterro Metropolitano no Rio de Janeiro, Brasil. *Cadernos de Saúde Pública*, 1503-1514.

- Prefeitura Municipal de Tucuruí, Secretaria Municipal de. Meio Ambiente (2014) *Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos*, Tucuruí-PA.
- Raij, B. V., Quaggio, J. A., Cantarella, H., Ferreira, M. E., Lopes, A. S., Bataglia, O. C. (1991) *Análise Química do Solo para Fins de Fertilidade*, Fundação Cargill, Campinas, 170 pp.
- Ramos, N. F., Gomes, J. C., Jr, A. B. C., Gourdon, R. (2017) Desenvolvimento de ferramenta para diagnóstico ambiental de lixões de resíduos sólidos urbanos no Brasil, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(6), 1233-1241.
- Sá, L. F., Jucá, J. F. T., Sobrinho, M. A. M. (2012) Tratamento do Lixiviado de Aterro Sanitário Usando Destilador Solar, *Revista Ambiente & Água*, **7**(1), 204-217.
- Santos, G. O., Matos, M. V. B. (2020) Estudo da Fertilidade dos Solos de Cobertura de dm Aterro Sanitário do Estado do Ceará (Nordeste, Brasil), *Revista Principia - Divulgação Científica e Tecnológica do IFPB*, (51), 65-74. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://novo.periodicos.ifpb.edu.br/index.php/principia/article/view/3781>.
- Silva, G. R. A., Braga, R. M. Q. L., Fernandes, L. L., Silveira, R. N. P. O. (2022) Estimativas de vazões de lixiviados de um aterro sanitário na região metropolitana de Belém, *Revista DAE*, **70**(235) 77-89.
- Siqueira, M. M., Moraes, M. S. (2009) Saúde coletiva, resíduos sólidos urbanos e os catadores de lixo, *Ciência & Saúde Coletiva*, **14**(6), 2115-2122.
- Sobrinho, N. L. C. (2000) *Uma Análise do Balanço Hídrico do Aterro Sanitário de Presidente Prudente*, Tese (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, 114 pp. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/10976/1/texto%20completo.pdf>.
- Somani M, Datta M, Gupta S, Sreekrishnan T, Ramana G. (2019). Comprehensive assessment of the leachate quality and its Pollution potential from six municipal waste dumpsites of India. *Bioresource Technol Rep.*, **6**, 198–206.
- USEPA, United State Environmental Protection Agency (1989) *Health and Environmental Effects Document for 4-Aminopyridine, Cinnamyl – OH*. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: <https://archive.epa.gov/osa/hsrb/web/pdf/usepa-1989.pdf>.
- USEPA, United State Environmental Protection Agency (1998) *Method 3050B - ACID DIGESTION OF SEDIMENTS, SLUDGES, AND SOILS*.
- Vilhena, A. (2018) *Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado*, 2a ed., CEMPRE, São Paulo, 316 pp. Acesso em: 23 mai. 2023. Disponível em: https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/11/6-Lixo_Municipal_2018.pdf.

REVISTA AIDIS

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

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DO DESCARTE IRREGULAR DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL EM QUATRO BAIRROS DA ÁREA URBANA DE CAMPINA GRANDE - PB

* Dennis Oliveira Galdino ¹
William de Paiva ¹
Laércio Leal dos Santos ¹

ENVIRONMENTAL DIAGNOSIS OF IRREGULAR DISPOSAL OF CIVIL CONSTRUCTION WASTE IN FOUR NEIGHBORHOODS IN THE URBAN AREA OF CAMPINA GRANDE - PB

Recibido el 12 de julio de 2023. Aceptado el 13 de octubre de 2023

Abstract

The construction industry is one of the human activities that generates the most waste worldwide. Construction waste includes remnants of materials such as concrete, bricks, wood, and metals, among others. Although many of these materials can be recycled or reused, improper disposal of construction waste is a growing concern worldwide, especially in rapidly growing and developing cities. Improper disposal of construction waste can cause severe environmental impacts, such as soil and water pollution, degradation of air quality, and an increased risk of floods and landslides. In this context, the study assesses the improper disposal of construction waste in some neighborhoods of the municipality of Campina Grande, located in the state of Paraíba in the Brazilian Northeast. This study investigated the environmental and public health impacts caused by the inadequate management of construction waste. Problems such as the proliferation of disease-transmitting mosquitoes, respiratory issues, and soil and water contamination were identified. Given these results, the adoption of waste management measures and public awareness for proper disposal of materials is urgently needed.

Keywords: construction waste, environmental impacts, environmental management, inadequate management, public health.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

* Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual da Paraíba. Rua Baraúnas, 351 – Universitário, Campina Grande, Paraíba, CEP: 58.429-500, Brasil. Email: dennis.galdino90@gmail.com

Resumo

A construção civil é uma das atividades humanas que mais gera resíduos em todo o mundo. Os resíduos da construção civil incluem restos de materiais como concreto, tijolos, madeira e metais, entre outros. Embora muitos desses materiais possam ser reciclados ou reutilizados, o descarte inadequado de resíduos da construção civil é uma preocupação crescente em todo o mundo, especialmente em cidades em rápido crescimento e desenvolvimento. O descarte irregular de resíduos da construção civil pode causar graves impactos ambientais, como a poluição do solo e da água, a degradação da qualidade do ar e o aumento do risco de enchentes e deslizamentos de terra. Diante desse cenário, o estudo realiza uma avaliação do descarte irregular de resíduos da construção civil em alguns bairros do município de Campina Grande, situado no estado da Paraíba no Nordeste brasileiro. Este estudo investigou os impactos ambientais e de saúde pública causados pela gestão inadequada dos resíduos da construção civil. Foram identificados problemas como proliferação de mosquitos transmissores de doenças, problemas respiratórios e contaminação do solo e da água. Diante desses resultados, é urgente a adoção de medidas de gestão e gerenciamento de resíduos, além da conscientização da população para o descarte adequado dos materiais.

Palavras-chave: resíduos da construção civil, impactos ambientais, gestão ambiental, gestão inadequada, saúde pública.

Introdução

As atividades de construção civil têm um alto impacto no Produto Interno Bruto (PIB) do Brasil, além de ser uma das indústrias que mais emprega no país. Alguns dos fatores que justificam essa alta taxa de empregabilidade do setor é a alta demanda de contingente de colaboradores, a variabilidade de funções exercidas durante cada etapa das obras e o fato de não ser necessária uma formação regular para a maioria das categorias profissionais do setor (Suda, 2018). Tendo em vista a importância das atividades da construção civil para o desenvolvimento do país deve-se encontrar soluções para progredir com o aquecimento da indústria da construção civil unida a gestão dos resíduos oriundos desta atividade (IPEA, 2019). Segundo dados do Sindicato das Indústrias de Construção Civil, em comparação com o PIB nacional, que cresceu 4.6%, o PIB da construção civil cresceu 9.7% (Sinduscon, 2021).

O descarte irregular de RCC é uma questão ambiental crítica em todo o mundo. Para Yeheyis (2013), além de ocupar espaço valioso, esses resíduos, em sua maioria, compostos por concreto, vidro, metais e plásticos, podem liberar substâncias tóxicas, como o monóxido de carbono, o dióxido de enxofre e o dióxido de nitrogênio, na atmosfera, água e no solo, afetando a saúde humana e a biodiversidade impedindo o crescimento de plantas e animais, destruindo habitats naturais e afetando a fauna local.

De acordo com Santiago (2016) o descarte inadequado de RCC pode causar enchentes e deslizamentos de terra, especialmente em áreas urbanas densamente povoadas. Isso pode levar a sérios danos às propriedades e às comunidades, além de causar mortes e ferimentos graves.

Para minimizar o impacto ambiental negativo do descarte irregular de RCC, é importante que o poder público e as empresas privadas adotem práticas responsáveis e sejam reguladas por leis rigorosas.

Mediante os fatos analisados pode-se inferir a extrema importância do setor da construção civil, como atividade vital, dentro da economia, na geração de emprego e renda e na formação de no fornecimento de obras e patrimônios no país, mesmo em momentos de queda dos níveis de atividade econômica, a construção civil tem um papel importante para reverter efeitos depressivos (Veras, 2018), o que destaca a importância de uma gestão ambiental assertiva, que minimize o desperdício e as perdas exacerbadas de materiais. O objetivo deste estudo é analisar a situação atual do descarte irregular de resíduos da construção civil em quatro bairros do município de Campina Grande, identificar as principais causas desse problema e sugerir medidas para minimizar os impactos ambientais e sociais negativos do descarte inadequado.

Metodologia

Caracterização da Área De Estudo

A área de estudo desta pesquisa está situada na cidade de Campina Grande, localizada no estado da Paraíba (Figura 1), semiárido do Nordeste Brasileiro. Mais precisamente, os locais de estudo terão seu foco em três áreas distintas que compreendem quatro bairros da cidade, os bairros do Velame, Jardim Paulistano, Tambor e Liberdade. A área de estudo deste trabalho e utiliza como demarcadores de território a divisão regional do Município com bases cartográficas do IBGE (2020). A delimitação realizada pelo IBGE é fundamental para estabelecer os limites geográficos e as características específicas das diferentes zonas presentes na área em análise.

Os bairros que compõem a região analisada possuem um alto número de moradores em situação de vulnerabilidade social (Campina Grande, 2016). O bairro do Velame possui mais de 52% da população vivendo em situação de pobreza. Os bairros do Jardim Paulistano, Tambor e Liberdade, por sua vez, possuem entre 31 e 40% da população vivendo em situação de pobreza (Campina Grande, 2016).

A metodologia adotada para a avaliação dos locais de descarte irregular de RCC nas áreas mencionadas é composta por duas etapas fundamentais: a identificação desses locais e a análise dos impactos ambientais negativos associados a eles. O processo de avaliação seguirá com a identificação de locais de descarte irregular de RCC, realizando o levantamento de campo nas áreas de estudo, abrangendo os bairros mencionados, registrando, através de fotografias detalhadas que serão tiradas em cada um dos locais de descarte irregular, características visuais e documentando o estado atual dessas áreas complementar a identificação e caracterização dos locais.

Além de realizar o diagnóstico dos impactos ambientais negativos através da realização de uma revisão extensiva da literatura científica atual e estudos relevantes relacionados aos impactos ambientais causados pelo descarte irregular de RCC. Sistematizando as informações coletadas durante o levantamento de campo, incluindo fotografias, características do entorno e descrição do estado do local de descarte, utilizando de indicadores ambientais previamente estabelecidos, como a contaminação do solo, comprometimento da qualidade da água subterrânea, degradação da paisagem urbana e efeitos sobre a biodiversidade, para avaliar os impactos ambientais negativos nas áreas identificadas.

A execução meticulosa dessas etapas permitirá uma avaliação completa e reproduzível dos locais de descarte irregular de RCC nas áreas de estudo, bem como a quantificação dos impactos ambientais negativos associados. Essa abordagem metodológica robusta garantirá resultados confiáveis e embasados cientificamente, possibilitando a replicação do estudo em outras áreas similares.

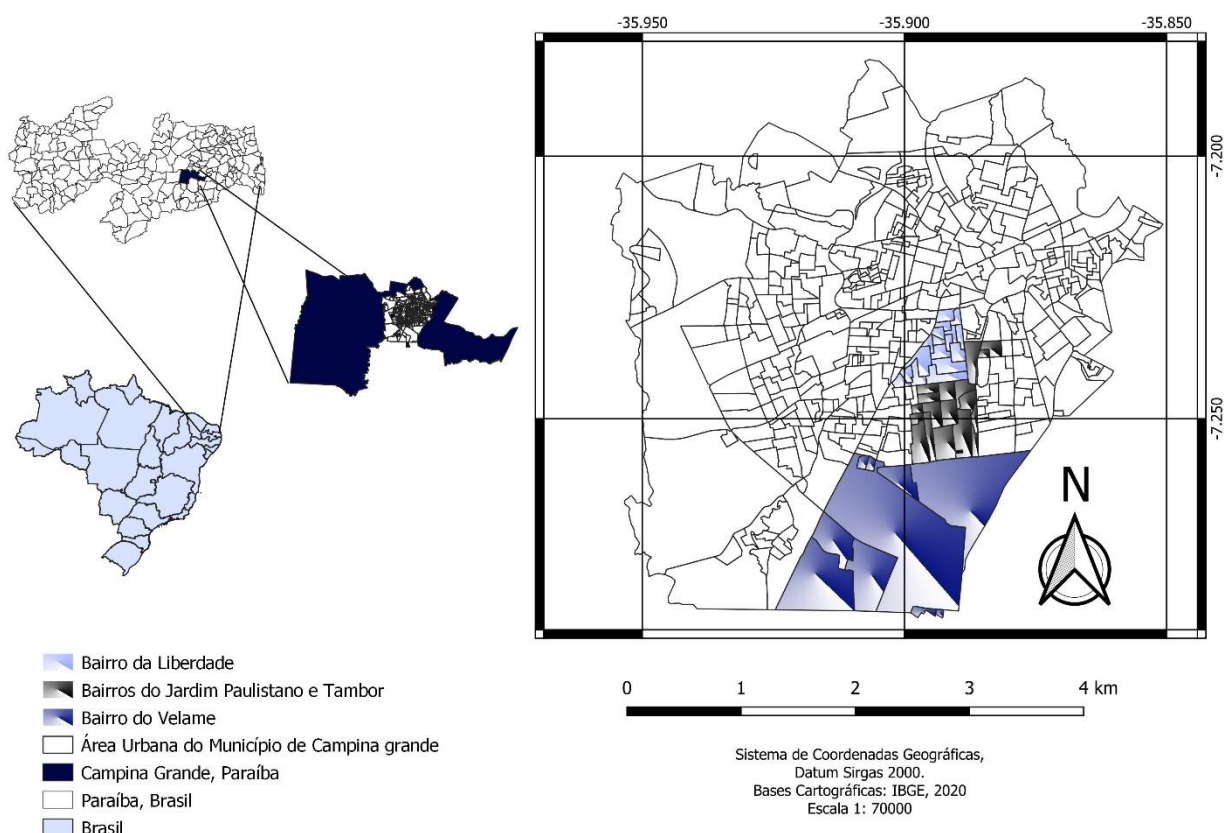


Figura 1. Localização da área de estudo escolhida em relação ao município de Campina Grande - PB, estado da Paraíba e Brasil

Resultados e discussões

Análise das áreas de descarte irregular

Bairro do Velame

Ao analisar, através de registros fotográficos, as áreas de descarte irregular de RCC, é possível identificar qual resíduo é predominante em cada uma destes locais. Tendo como início da análise o Bairro do Velame é possível identificar uma grande área de descarte irregular, onde amontoam-se os resíduos, acumulando água e desencadeando transtornos de ordem sanitária a população. Água parada (Figura 2) é um foco para reprodução e proliferação do mosquito *Aedes aegypti*, que é o vetor de doenças e patologias como dengue, zika e *chikungunya*, doenças estas que causam centenas de mortes e estão diretamente associadas a microcefalia, uma má formação congênita (Brasil, 2019).

Condições ambientalmente favoráveis contribuem para a adaptação e propagação do mosquito *Aedes aegypti*, permitindo sua rápida difusão espacial e acentuando episódios de epidemias nas áreas urbanas (Du, 2019; Hackl, 2019; Neiderud, 2015). Segundo os dados do Boletim epidemiológico do Ministério da Saúde (2015) foram registrados 1,485,397 casos de dengue no Brasil, a região nordeste registrou 18.1% desse total, sendo o segundo maior número de casos notificados. De acordo com o boletim epidemiológico do Estado da Paraíba (Secretaria de Saúde do Estado da Paraíba, 2015), o Estado da Paraíba, registrou um acréscimo de 303.28% nos casos de dengue em relação ao ano anterior.



Figura 2. Registro fotográfico de área de descarte irregular de RCC Bairro do Velame

Foram encontrados grandes montantes de RCC em estado de abandono, o que favorece a proliferação de animais peçonhentos como escorpiões, cobras e principalmente do mosquito *Aedes Aegypti*, vetor de doenças como dengue, chikungunya, zika e febre amarela. O acúmulo de água parada nos resíduos facilita a reprodução do mosquito, tornando a área um foco de alta proliferação dessas doenças. Observou-se também uma grande quantidade de lixo, entulho e outros materiais em decomposição, podendo atrair moscas que conseqüentemente transportam larvas e diversas doenças agravando ainda mais a situação de saúde pública na área. Santiago (2016) destaca que as pessoas mais pobres concentram suas vidas em áreas em áreas propícias a enchentes, inundações e deslizamentos de terra; com a falta de estrutura na distribuição de água e a coleta precária do esgoto.

Bairros do Jardim Paulistano e Tambor

Tendo como ponto de análise áreas de descarte irregular de RCC dos Bairros do Jardim Paulistano e Tambor é possível identificar, dentre os resíduos, uma grande quantidade de resíduos de gesso (Figura 3), o qual é responsável por diversos males à saúde pública de um modo geral.

O descarte inadequado de resíduos de gesso pode ter vários impactos negativos no meio ambiente. O gesso é uma substância derivada do minério de gipsita e é amplamente utilizado na construção civil para a fabricação de painéis de gesso, rebocos, revestimentos e outros materiais de construção (Santos, 2017).

De acordo com Melo (2012), a produção de gesso resulta em um impacto ambiental significativo devido ao processo de calcinação em altas temperaturas, que requer um alto consumo energético retirado da flora local. Segundo Santos (2017), durante a fabricação do gesso, uma grande quantidade de água e resíduos da combustão é liberada, o que gera impactos devido à sua deposição inadequada. Durante o processo de calcinação, são liberados óxidos de enxofre (SO_x), que reagem com a água, formando gás sulfídrico (H_2S) e ácido sulfúrico (H_2SO_4), aumentando a possibilidade de chuva ácida (Melo, 2012).

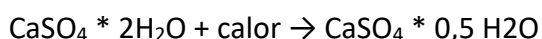
O descarte inadequado de resíduos de gesso pode levar a problemas ambientais, incluindo:

- Poluição do solo: O gesso é uma substância altamente alcalina, o que pode afetar o equilíbrio do solo e prejudicar a vida vegetal e animal.
- Poluição da água: O gesso é solúvel em água e pode contaminar fontes de água subterrâneas e superficiais, prejudicando a qualidade da água e a saúde dos seres vivos que dependem dela.
- Degradação da qualidade do ar: O pó de gesso liberado no ar pode ser perigoso para a saúde humana e animal, especialmente para pessoas com problemas respiratórios. Segundo Medeiros (2003), as principais referências de repercussões pulmonares da população exposta a poeira de gesso foram de pneumonia (27%), bronquite (14%), e asma (10%).



Figura 3. Registro fotográfico de área de descarte irregular de RCC Bairros do Jardim Paulistano e Tambor

Como observado, são vários os problemas relacionados ao descarte incorreto do gesso. Para Bernhoeft (2011), tais resíduos, quando expostos a intempéries, geram substâncias tóxicas, normalmente decorrentes da hidratação do gesso em água (Equações 1 a 4). Os produtos finais da hidratação do gesso são os sais de cálcio (Ca) e o sulfato de cálcio (CaSO_4).



Equação (1)



Equação (2)



Equação (3)



Equação (4)

Os sais de cálcio e o sulfato de cálcio, que são os produtos da hidratação do gesso, podem causar danos ambientais e sociais quando descartados inadequadamente (Bernhoeft, 2011). A grande quantidade de sais presentes em resíduos de gesso pode alterar o equilíbrio químico do solo e da água, o que pode prejudicar a vida vegetal e a saúde dos animais. Além disso, o excesso de sais na água pode afetar a qualidade da água e torná-la inapropriada para o consumo humano e para a agricultura (Santos, 2017).

O sulfato de cálcio, em particular, é conhecido por sua alta solubilidade, o que significa que ele pode se dissolver facilmente na água, aumentando a concentração de sais no ambiente (Holanda, 2011). Isso pode levar a problemas como a salinização do solo, a alteração da qualidade da água e a deterioração da qualidade do ar. Por esses motivos, é importante garantir o descarte adequado de resíduos de gesso e minimizar os impactos negativos do seu descarte inadequado no meio ambiente (Holanda, 2011).

Todavia, há a possibilidade de recuperação deste resíduo. De acordo com Pinheiro (2011), seus estudos apontaram para a viabilidade de reciclar os resíduos de gesso provenientes da construção civil. Através de sua pesquisa intensiva no polo gessífero de Araripe-PE, o autor demonstrou que é possível recuperar o material em todas as suas propriedades físicas e mecânicas de maneira comercial. Pinheiro (2011) realizou ciclos de reciclagem consecutivos nos resíduos, o que comprovou que o gesso da construção civil pode ser reciclado indefinidamente, tornando-se uma opção totalmente sustentável.

Na segunda área estudada, foi constatado um grande acúmulo de gesso, resíduo formado por sulfato de cálcio di-hidratado. O descarte inadequado desse material pode ocasionar diversos problemas de saúde, como problemas respiratórios e intoxicação por contato com produtos químicos usados no processo de produção do gesso. Além disso, o gesso pode liberar gás sulfídrico em contato com a água, o que torna a sua disposição inadequada ainda mais perigosa.

Bairro da Liberdade

Quando RCC são depositados em áreas impróprias, como terrenos baldios, margens de rios e vias públicas, ocorre a formação de amontoados de resíduos sólidos urbanos, que podem atrair animais de grande porte em busca de alimento (Figura 4). Esse cenário é preocupante, uma vez que o acúmulo de animais nesses locais pode ser responsável pela disseminação de doenças, como a leptospirose, que é transmitida pela urina de ratos e outros animais infectados, podendo levar a graves problemas de saúde em seres humanos (Lara, 2019).

Ademais, a presença de animais de grande porte em áreas urbanas pode representar risco para a segurança das pessoas, especialmente quando se trata de animais agressivos ou espécies consideradas perigosas (Newsome, 2017). Ainda, a deposição de resíduos orgânicos nesses locais pode atrair outros animais, como insetos e roedores, que podem proliferar-se rapidamente, agravando ainda mais a situação (Newsome, 2017).

Diversas ocupações apresentam maior suscetibilidade ao contato com a bactéria *Leptospira*, incluindo trabalhadores envolvidos em atividades de limpeza e desentupimento de esgotos, coleta de resíduos, agricultura, pesca e serviços de combate a incêndios. Não obstante, a maioria das ocorrências de infecção se verifica em indivíduos que habitam ou laboram em áreas com infraestrutura sanitária deficitária e expostos à urina de roedores (Lara, 2019).



Figura 4. Registro fotográfico de área de descarte irregular de RCC Bairro da Liberdade

A adoção de medidas para coibir o descarte irregular de resíduos da construção e a implementação de políticas adequadas de gestão de resíduos sólidos é fundamental (Carita, 2020). Isso inclui a conscientização da população sobre a importância de descartar os resíduos de maneira correta, a criação de locais adequados para o descarte, a fiscalização e a punição para aqueles que descartam os resíduos de forma irregular (Carita, 2020).

Na terceira área estudada, foi observado um grande acúmulo de resíduos orgânicos e de RCC em estado de abandono, o que favorece a proliferação de animais como ratos, baratas e outros insetos, que podem ser vetores de diversas doenças, como leptospirose, febre tifoide, salmonelose, entre outras. Além disso, a disposição inadequada dos resíduos orgânicos pode levar à contaminação do solo e da água, causando problemas de saneamento básico na região.

Os resultados obtidos indicam a necessidade urgente de políticas públicas eficientes de gestão de resíduos da construção civil, de modo a evitar o descarte inadequado desses materiais em áreas urbanas e, assim, reduzir os impactos ambientais negativos e de saúde pública. É importante que sejam promovidas ações de conscientização da população sobre a importância da destinação correta dos resíduos, além da implementação de sistemas de coleta seletiva e de reciclagem dos materiais, a fim de minimizar o impacto desses resíduos na cidade.

Conclusão

A partir do estudo realizado podemos concluir que, na primeira área estudada, O Bairro do Velame, o acúmulo de RCC e água parada favoreceu a proliferação do mosquito *Aedes aegypti*, aumentando o risco de transmissão de doenças como dengue, *chikungunya*, *zika* e febre amarela. Na segunda área, os Bairros Jardim Paulistano e Tambor, o grande volume de gesso descartado de forma inadequada pode causar problemas respiratórios, irritação da pele e dos olhos, além de liberar gases tóxicos em contato com a água. Já na terceira área, o Bairro da Liberdade, a disposição inadequada de resíduos orgânicos e de RCC favoreceu a proliferação de animais vetores de doenças e comprometeu a qualidade do solo e da água.

Diante desses resultados, é imprescindível que medidas de gestão e gerenciamento de resíduos sejam tomadas de forma urgente, em conjunto com a conscientização da população para o descarte adequado dos materiais. É importante que sejam promovidas ações de coleta seletiva e reciclagem dos resíduos, além de programas de educação ambiental que visem sensibilizar a população sobre a importância da preservação do meio ambiente e da saúde pública.

Por fim, ressalta-se a importância de estudos e pesquisas científicas que abordem a temática da gestão de resíduos, a fim de contribuir para a adoção de medidas efetivas de proteção ao meio ambiente e à saúde pública, garantindo um futuro mais sustentável para as próximas gerações.

Referencias bibliográficas

- Bernhoeft, L. F., Gusmão, A. D., Tavares, Y. V. (2011) Influência da Adição do Resíduo de Gesso no Calor de Hidratação da Argamassa de Revestimento. *Ambiente Construído*, **11**(2), 89-99.
- Carita, V. B., Castro, M. C. A. A. (2020) A Gestão De Resíduos Da Construção Civil Do Município De Rio Claro – Diagnóstico E Análise Para Elaboração De Um Plano De Gestão. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **9**(2) 582. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v9e22020582-609>
- EPA, Environmental Protection Agency (1999) *The Benefits and Cost of the Clean Air Act from 1990 to 2010*. Reporte EPA-410-R-99-001, 114 pp
- Hackl, J., Dubernet, T. (2019) Epidemic Spreading in Urban Areas Using Agent-Based Transportation Models. *Future InternetMDPI*, **11**(92), 1-14.
- Holanda Filho, R. S. F., Santos, D. B., Azevedo, C. A. V., Coelho, E. F., Lima, V. L. A. (2011) Água Salina Nos Atributos Químicos Do Solo E No Estado Nutricional Da Mandioqueira. *Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental*, **15**(1) 60-66. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662011000100009>
- IPEA, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (2019) *PIB mostra que retomada do crescimento ganha força, avalia IPEA*. Acesso em 10 de março de 2023. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/porta/categorias/45-todas-as-noticias/noticias/2312-pib-mostra-que-retomada-do-crescimento-ganha-forca-avalia-IPEA?highlight=WYjb25zdHJ1XHUwMGU3XHUwMGUzbyIsIidjb25zdHJ1XHUwMGU3XHUwMGUzbyIsImNpdmlslwiY2I2aWwnLCIsImNpdmlsJyIsImNvbN0cnVcdTAwZTdcTAAwZTNvIGNpdmlsIIO=>
- Lara, J.M., Von Zuben, A., Costa, J.V., Donalísio, M. R., Francisco, P. M. S. B. (2019) Leptospirose no município de Campinas, São Paulo, Brasil: 2007 a 2014. *Rev Bras Epidemiol*, **22**(14) Acesso em 7 de março de 2023, Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-790X2019000100417&lng=pt&tlng=pt

- Neiderud, C. J. (2015) How urbanization affects the epidemiology of emerging infectious diseases. *Infection Ecology & Epidemiology*, 5(1), 1-8. <https://doi.org/10.3402/iee.v5.27060>
- Medeiros M.S. (2003) *Poluição Ambiental por Exposição à Poeira de Gesso: Impactos na Saúde da População*. Dissertação (Dissertação de Mestrado), Centro Pesquisas Ageu Magalhães, Recife, 91 pp.
- Melo, de Pessoa C. de Daniele. (2012) *Processo de calcinação da gipsita/resíduo em um forno rotativo contínuo para a produção de gesso beta reciclável*. Tese (Doutorado em Engenharia Química), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 177 pp.
- MS, Ministério da Saúde do Brasil (2015) *Boletim Epidemiológico: Vigilância em Saúde*. Brasília: MS, 2015.
- MS, Ministério da Saúde do Brasil (2019) *Boatos e Verdades sobre o Zika Vírus e a Microcefalia*. Acesso em 15 de Março de 2023. Disponível em: <https://www.saude.gov.br/biblioteca/7584-boatos-e-verdades-sobre-o-zika-v%C3%ADrus-e-a-microcefalia>
- SINDUSCON, Sindicato das indústrias da Construção (2022) *PIB da construção cresceu 6,9% em 2022*. Acesso em 10 de março de 2023. Disponível em: [https://sinduscon-fpolis.org.br/pib-da-construcao-cresceu-69-em-2022/#:~:text=O%20PIB%20\(Produto%20Interno%20Bruto, Estat%C3%ADstica\)%20em%202%20de%20mar%C3%A7o](https://sinduscon-fpolis.org.br/pib-da-construcao-cresceu-69-em-2022/#:~:text=O%20PIB%20(Produto%20Interno%20Bruto, Estat%C3%ADstica)%20em%202%20de%20mar%C3%A7o)
- Newsome, T. M., Eeden, L. M. V. (2017) The Effects of Food Waste on Wildlife and Humans. *Sustainability*, 9(7), 1269. <https://doi.org/10.3390/su9071269>
- Pinheiro, Sayonara Maria de Moraes. (2011) *Gesso reciclado: avaliação das propriedades para uso em componentes*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 303 pp.
- PMCG, Prefeitura Municipal De Campina Grande (2016) *Análise Retrospectiva e Situação Atual do Município. Campina Grande – PB*, 2016. Acesso em 11 maio de 2023. Disponível em: <https://campinagrande.pb.gov.br/wp-content/uploads/2020/07/1-An-lise-Retrospectiva-e-Situa%E2%80%A1%C3%86o-Atual.pdf>
- Santiago, D.R. (2016) *Urbanização acelerada e as questões ambientais no Brasil: uma relação de sucesso ou fracasso?* Acesso em: 11 de maio de 2023, Disponível em: http://www.abep.org.br/~abeporgb/abep.info/files/trabalhos/trabalho_completo/TC-6-13-150-223.pdf
- Santos, A. J., Araújo, C. R. A., Silva, F. L., Alexandre, L. A. C., (2017) Impactos Causados pelos Resíduos Sólidos do gesso no Polo Gesseiro de Trindade - PE. *Revista Multidisciplinar e de Psicologia*, 11(37), 143-159. <https://doi.org/10.14295/online.v11i37.816>
- SSE, Secretaria de Saúde do Estado da Paraíba (2015) *Dengue e chikungunya*. Boletim Epidemiológico. Paraíba: SSE, 2015.
- Suda, M.K.E. (2018) A problemática da qualificação da mão de obra na construção civil. Acesso em 13 de maio de 2023, Disponível em: <https://repositorio.animaeducacao.com.br/bitstream/ANIMA/8807/1/MARIANA%20SUDA%20-%20QUALIFICA%C3%87%C3%83O%20DA%20M%C3%83O-DE-OBRA%20NA%20CONSTRU%C3%87%C3%83O%20CIVIL.pdf>
- Veras, Rafael Henrique. (2018) *A Importância da Construção Civil na Economia Brasileira*. Monografia (Bacharel em Engenharia Civil), Universidade Estadual do Maranhão, São Luiz, 61 pp.
- Yehesis, M., Hewage, K., Alam, M. S., Eskicioglu, C., Sadiq, R. (2013) An overview of construction and demolition waste management in Canada: a lifecycle analysis approach to sustainability. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 15(1), 81-91. <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0481-6>

REVISTA AIDIS

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

PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA ELABORAR PLANOS DE MONITORAMENTO DE AGROTÓXICOS PARA AS CAPTAÇÕES DE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA

*Sara Bursztein¹
Antônio Domingues Benetti¹

PROPOSAL FOR A METHODOLOGY TO DEVELOP PESTICIDE MONITORING PLANS FOR DRAINAGE FROM WATER SUPPLY SYSTEMS

Recibido el 1 de agosto de 2023. Aceptado el 28 de febrero de 2024

Abstract

The growing use of pesticides in agricultural activities raises concerns about the presence of these compounds in water sources. The water treatment processes used in most cities have limited ability to remove pesticides. This means that, when detected in water sources, they will possibly be present in treated water distribution systems. One of the instruments used to assess contamination and promote public policies aimed at preserving public health is the monitoring of water quality. However, representative monitoring of pesticides is a challenge. Several uncertainties contribute to this problem. The presence of pesticides in water is influenced by several factors, such as the dependence of precipitation, soil moisture conditions, chemical characteristics of compounds, and the degree of anthropization of the watershed. Given the issues addressed, this article proposes a methodology to increase the representativeness of pesticide samples collected in water supply systems for human consumption. The methodology employs multicriteria analysis to select a set of municipalities whose drinking water intakes will be monitored according to a staggered monthly distribution, over the two semesters of the year. In this way, it is possible to obtain 12 samples per parameter in this period. Based on assessments of initial results, recommendations are made to prioritize pesticides that should remain in the following year's monitoring program, as well as collection frequencies. In addition to optimizing costs, these annual assessments allow policy makers to establish the best actions to minimize the presence of pesticides in water distributed for human consumption.

Keywords: water quality monitoring planning, pesticides monitoring in water, pesticide in water, multicriteria analysis, drinking water quality.

¹ Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

* Autor correspondente: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500. Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Email: saraburszt@hotmail.com

Resumo

O uso crescente de agrotóxicos em atividades agrícolas causa preocupação quanto à presença desses compostos nos mananciais. Os processos de tratamento de água usados na maioria das cidades têm limitada capacidade de remover agrotóxicos. Isto significa que, ao serem detectados nas captações, possivelmente estarão presentes nos sistemas de distribuição de água tratada. Um dos instrumentos usados para avaliar a contaminação e promover políticas públicas voltadas à preservação da saúde pública é o monitoramento da qualidade das águas. Contudo, o monitoramento representativo dos agrotóxicos constitui um desafio. Diversas incertezas estão associadas a esse problema. A presença de agrotóxicos nos mananciais é influenciada por vários fatores, tais como, a dependência das precipitações, as condições de umidade do solo, as características químicas dos compostos e o grau de antropização da bacia hidrográfica. Face às questões abordadas, este artigo propõe uma metodologia para aumentar a representatividade do monitoramento de agrotóxicos em amostras de água para consumo humano. A metodologia emprega a análise multicritério para selecionar um conjunto de municípios cujas captações serão monitoradas conforme uma distribuição mensal escalonada, ao longo dos dois semestres do ano. Dessa forma, é possível obter 12 amostras por parâmetro neste período. Baseadas nas avaliações iniciais são elaboradas recomendações para priorizar os agrotóxicos que devem permanecer no programa de monitoramento do ano seguinte, bem como às frequências de coletas. Além de otimizar custos, essas avaliações anuais permitem aos formuladores de políticas estabelecerem as melhores ações para minimizar a presença de agrotóxicos em águas destinadas ao consumo humano.

Palavras-chave: plano de monitoramento da qualidade da água, monitoramento de agrotóxicos na água, agrotóxicos em águas, análise multicritério, qualidade da água para consumo humano.

Introdução

Os agrotóxicos são substâncias químicas empregadas para eliminar espécies nocivas, incluindo insetos, fungos e ervas daninhas. Atualmente, existem mais de 1000 diferentes tipos de agrotóxicos usados no mundo (WHO, 2020). Apesar do seu uso crescente, a detecção de agrotóxicos nas captações dos sistemas de abastecimento de água é complexa devido aos fatores climáticos, às características da bacia hidrográfica, aos tipos de culturas, à época de aplicação e às propriedades químicas dos compostos. Estudos indicam que, quando aplicados, apenas uma pequena quantidade dos agrotóxicos tem um papel protetor no combate às doenças das plantas. Em contraste, uma grande parcela atinge alvos não visados, como o solo, e, através dele seguem diferentes rotas, podendo ser volatilizados, lixiviados para águas superficiais e subterrâneas, adsorvidos ou degradados (Tudi *et al.*, 2021). Também é comum casos de deriva pelo ar durante a aplicação, mesmo a partir de equipamentos terrestres (Araújo, 2019).

As análises químicas de agrotóxicos na água podem ser demoradas e dispendiosas dependendo da infraestrutura existente no local a monitorar. A diversidade de compostos que podem estar envolvidos em processos de contaminação constitui um desafio para o desenvolvimento e manutenção de um programa contínuo de monitoramento ao longo do tempo (Spycher *et al.*, 2018). Os períodos de aplicação de cada ingrediente ativo estão relacionados à sazonalidade pronunciada de sua presença nos mananciais (Chow *et al.*, 2020). Além disso, o seu transporte

para as águas superficiais é tipicamente desencadeado por eventos de chuva (Budd *et al.*, 2020) ou manuseio incorreto durante períodos secos (Kumar *et al.*, 2018). Essas ações podem causar picos de concentração altamente variáveis e de curta duração (algumas horas) em bacias de pequeno porte. Esses picos são difíceis de serem identificados, especialmente em coletas de amostras aleatórias e simples (Daouk, *et al.*, 2019).

A probabilidade de haver contaminação por resíduos de agrotóxicos nos mananciais é mais pronunciada nas áreas agrícolas, mas sua presença em recursos hídricos de centros urbanos não deve ser negligenciada, uma vez que também são usados para fins domésticos, comerciais e recreativos. O monitoramento da qualidade das águas é um instrumento para avaliar a contaminação e promover políticas públicas voltadas à saúde e ao meio ambiente (Lopes; Albuquerque, 2018). Esse monitoramento deve ser feito através da coleta periódica de amostras representativas da água e de análises em laboratórios credenciados (Silva, *et al.*, 2021). Uma vez identificado o princípio ativo, é possível conhecer, através de sua estrutura química, a dinâmica do agrotóxico no ambiente, incluindo sua mobilidade e degradabilidade (Soares *et al.*, 2017).

O monitoramento de agrotóxicos em águas requer um plano de amostragem adequado para atender aos objetivos da avaliação e identificar o grau de variabilidade periódica das concentrações. A definição da época em que deve ser realizada a coleta e sua frequência é crucial para a programação da amostragem. Em função desta variabilidade temporal e da estratégia de amostragem empregada, os resultados do monitoramento podem apresentar valores significativamente diferentes. A identificação de tendências temporais nos dados obtidos torna-se uma tarefa complexa devido à grande variedade de compostos relevantes e a necessidade de considerar os efeitos hidrológicos (Chow *et al.*, 2020).

Para contemplar as diversas variáveis que interferem nos resultados é necessário conduzir o monitoramento por um período que envolva diversas safras ou anos. A adoção de um esquema de amostragem mais consistente, por um período mais longo, ajuda a estabelecer o alcance e a variabilidade interanual da contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos. Também pode auxiliar a identificar os fatores que interferem no transporte de agrotóxicos para as águas em diferentes condições ambientais e agrícolas. A definição de padrões consistentes para uma variedade de condições torna as tendências observadas mais confiáveis (Chow *et al.*, 2020).

A presença de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água para consumo humano é uma preocupação de saúde pública, uma vez que já foram identificados vários efeitos adversos, tais como alterações celulares associadas a alguns tipos de câncer (Lopes; Albuquerque, 2018). A exposição crônica por ingestão de água tem sido associada a redução de imunidade, alterações no balanço hormonal, dificuldades reprodutivas e efeitos carcinogênicos (Syafudin *et al.*, 2021). Os processos de tratamento de água mais utilizados nas cidades brasileiras, como a clarificação química, a filtração em

meio granular e a desinfecção, têm pouca capacidade de remover diversos tipos de agrotóxicos. Dessa forma, a existência destes compostos em captações possivelmente se refletirá também em sua presença na água distribuída à população. Para remover os traços de agrotóxicos que possam estar presentes na água para consumo humano, é necessário empregar tecnologias avançadas, como a adsorção em carvão ativado, a osmose reversa, a nanofiltração, a radiação ultravioleta, a ozonização e processos oxidativos avançados (Elfrikie *et al.*, 2020; Brovine *et al.*, 2023).

Os países empregam diferentes estratégias para monitorar e controlar a presença de agrotóxicos na água para consumo humano. Os critérios não são uniformes entre os países, bem como em relação aos diversos agrotóxicos. Por exemplo, o monitoramento pode ser mensal, trimestral ou outra periodicidade, de acordo com as avaliações pré-estabelecidas. No Brasil, ao contrário do que ocorre em outros países, a periodicidade semestral é exigida para todos os 40 agrotóxicos listados na Portaria nº 888/2021 (Bursztejn; Benetti, 2023). Os resultados do monitoramento devem ser inseridos no Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano – SISÁGUA, um banco de dados de acesso público (SISÁGUA, 2023). Observa-se, na prática, que as exigências de monitoramento semestral não são totalmente atendidas. Além disso, faltam critérios técnicos para determinar os meses que essas coletas devem ser realizadas. Os dados do SISÁGUA do ano 2022 mostraram que apenas 66% das análises previstas para o monitoramento de agrotóxicos foram realizadas. Em uma parcela significativa dos municípios, os meses definidos para a amostragem foram janeiro e julho, aparentemente arbitrados para atender à exigência de semestralidade da Portaria.

Face às questões abordadas, este artigo propõe uma metodologia para aumentar a representatividade do monitoramento de agrotóxicos em amostras de água para consumo humano. A metodologia emprega a análise multicritério para selecionar um conjunto de municípios cujas captações serão monitoradas conforme uma distribuição mensal escalonada, ao longo dos dois semestres do ano. Dessa forma, é possível obter 12 amostras por parâmetro neste período. Baseados nas avaliações iniciais são elaboradas recomendações para dar prioridade aos agrotóxicos que devem permanecer no programa de monitoramento do ano seguinte, bem como às frequências de coletas. Além de otimizar os custos, essas avaliações anuais permitem que os formuladores de políticas determinem as ações mais adequadas para minimizar a presença de agrotóxicos em águas destinadas ao consumo humano.

Metodologia

A metodologia proposta para a elaboração do *Plano de Monitoramento de Agrotóxicos* segue as etapas mostradas na Figura 1, que serão discutidas em sequência. Este trabalho utiliza a base de dados disponível no Brasil, mas pode ser empregada de maneira universal, com um grau maior ou menor de detalhamento, conforme a disponibilidade de informações do local onde será aplicado.

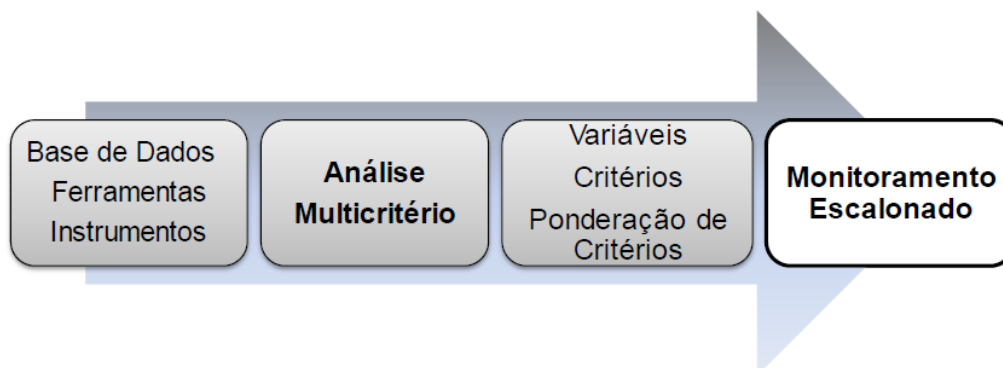


Figura 1. Sequência metodológica para desenvolver o Plano de Monitoramento de Agrotóxicos. *Fonte: dos autores, 2023.*

Base de dados

Os dados requeridos incluem informações sobre os sistemas de abastecimento de água, a comercialização de agrotóxicos, seus registros no órgão competente, o monitoramento existente da qualidade da água e a divisão de bacias hidrográficas. Essas informações, geralmente, estão disponíveis em sites de instituições públicas. No Brasil, por exemplo, as informações sobre saneamento estão disponíveis através do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2017) e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2023). A comercialização de agrotóxicos pode ser acessada no site do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA, 2022). A rede de bacias hidrográficas é publicada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2017; IBGE, 2021), enquanto o monitoramento da qualidade da água é de acesso público pelo SISÁGUA (2023). O banco de dados AGROFIT do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) dispõe de informações sobre todos os agrotóxicos registrados no país (AGROFIT, 2023).

Nos sites do IBGE e SNIS sobre saneamento, é possível se encontrar as características das estações de tratamento de água e os processos utilizados. Os dados referentes à comercialização de agrotóxicos são encaminhados ao IBAMA, que dá publicidade de acordo com a legislação brasileira. Essas informações são disponibilizadas através de sínteses nas formas de tabelas e gráficos que contém, por exemplo, o ranking dos agrotóxicos mais comercializados no Brasil, por estado da federação e, também pelo grau de periculosidade ambiental. Os resultados do monitoramento de agrotóxicos em amostras de água são disponibilizados no SISÁGUA. A partir desses dados, é possível avaliar o estágio atual do monitoramento de agrotóxicos no país e verificar o período em que as amostras foram coletadas. A Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico disponibiliza informações sobre 5354 bacias hidrográficas brasileiras. Por meio do AGROFIT é possível conhecer a composição dos ingredientes ativos dos agrotóxicos.

Ferramentas

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) é a ferramenta que identifica as áreas cultivadas e seu estado de antropização, além de integrar e processar os dados, permitindo uma análise mais precisa da situação das bacias hidrográficas (Caldas *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2020).

Instrumentos

O instrumento selecionado para desenvolver a metodologia do *Plano de Monitoramento de Agrotóxicos* nas captações dos sistemas de abastecimento de água foi a análise multicritério (AMC). Ela é empregada para avaliar e classificar alternativas em relação a um determinado conjunto de objetivos ou critérios. Embora não haja uma metodologia única, ela geralmente envolve a definição de uma lista de critérios de sucesso, atribuindo pesos a cada um deles. As diversas opções do plano de monitoramento podem ser avaliadas e pontuadas em relação aos critérios, com as notas atribuídas multiplicadas pelas ponderações, gerando uma classificação de opções alternativas (Basilio *et al.*, 2019). Um problema de decisão do tipo multicritério requer a seleção de um número limitado de alternativas com base em um conjunto de critérios selecionados (Magalhães, 2022).

Dentre as várias possibilidades da análise multicritérios, o Processo de Análise Hierárquico é uma metodologia que pode ser aplicada em análises ambientais, como na identificação de vulnerabilidade (Peixoto *et al.*, 2019), de susceptibilidade à erosão (Caldas *et al.*, 2019) e de áreas aptas à agricultura familiar (Mishra *et al.*, 2015). O Método AHP (*Analytic Hierarchy Process*) consiste em hierarquizar um problema para a tomada de decisão (Saaty, 1990). A decomposição hierárquica torna possível estruturar e auxiliar a compreensão da decisão a ser tomada, através da formulação de critérios e das alternativas a serem consideradas. Desta forma, é possível obter uma melhor compreensão do problema de decisão e uma visão geral da situação em questão (Mu; Pereyra-Rojas, 2018).

Variáveis

A análise multicritério torna possível que os objetivos estabelecidos pelos tomadores de decisões sejam analisados de forma estruturada, objetiva e transparente. Isso é possível através da inclusão de variáveis no modelo de decisão que representará esses objetivos. As variáveis são elaboradas utilizando uma base de dados que está disponível nos sítios eletrônicos das instituições governamentais, associadas à aplicação de geotecnologia (SIG). A partir dessas variáveis, são estabelecidos critérios e atribuídos a eles pesos de relevância para ponderar e priorizar os critérios.

Critérios

As variáveis são agrupadas e transformadas em critérios (ou atributos) que permitem avaliar as consequências de cada alternativa em relação aos objetivos. Os critérios são formulados a partir

de um conjunto de variáveis, tais como a geomorfologia da bacia, as espécies cultivadas e os tipos de agrotóxicos utilizados, bem como os recursos de infraestrutura disponíveis na região em questão. Por exemplo, em uma região que não for possível identificar todos os critérios, opta-se pela análise multicritério para as variáveis mais representativas naquele espaço.

Ponderação de critérios

A relevância de ponderar os critérios é consequência da comparação entre eles em relação ao objetivo desejado. Representa a prioridade relativa de cada critério. Esta comparação é feita através de uma escala descritiva, com um valor correspondente numérico, conhecida como Escala Fundamental de Saaty (2013), conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Escala fundamental de Saaty

Intensidade da importância	Definição	Explicação
1	Igual importância	Duas alternativas contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância moderada	Experiência e julgamento ligeiramente favorecem uma alternativa em comparação a outra.
5	Importância forte	Experiência e julgamento favorecem fortemente uma alternativa em comparação a outra.
7	Importância muito forte	Uma alternativa é fortemente favorecida em comparação a outra.
9	Importância extrema	A evidência que favorece uma alternativa em detrimento de outra é a mais alta possível.
2,4,6,8	Valores intermediários entre dois julgamentos adjacentes	Em algumas situações opta-se por interpolar a intensidade da importância do critério.

Fonte: Adaptado por Januzzi et al., 2009 (de Saaty e Vargas, 2013).

Proposta de Plano de Monitoramento de Agrotóxicos

A última etapa da metodologia é a elaboração do *Plano de Monitoramento de Agrotóxicos*. Ele identifica grupos de captações de água pertencentes aos municípios selecionados pela análise multicritério. O monitoramento será realizado conforme uma distribuição mensal escalonada ao longo de dois semestres. Ao final desta etapa, é feita uma avaliação com o objetivo de dar prioridade a frequência e a escolha dos agrotóxicos que continuarão sendo monitorados. Para aqueles municípios que não dispuserem de condições para realizar a amostragem, mas que apresentarem similaridade com o grupo monitorado, é feita uma espacialização amostral, utilizando os resultados obtidos como um indicador de tendência.

Resultados

Os resultados são ilustrados por meio da apresentação dos passos sugeridos pelo método para elaborar *Planos de Monitoramento de Agrotóxicos*. A análise multicritério seleciona os municípios que serão incluídos no plano de monitoramento. A seguir, são definidas as periodicidades escalonadas e as variáveis. Elas servirão para reunir os municípios e respectivas captações cujos sistemas de abastecimento de água serão monitorados. Para este exemplo, foram considerados os dados disponíveis no caso específico do Brasil.

Variáveis

As variáveis são definidas a partir da base de dados, com o objetivo de estabelecer critérios como representatividade, facilidade de acesso e baixo nível de subjetividade para permitir a definição e/ou interpretação dos dados utilizados. As variáveis atribuídas são experimentais e podem ser revistas dependendo dos resultados alcançados. As seguintes variáveis foram consideradas inicialmente:

1. Relação dos 40 agrotóxicos que constam na Portaria N° 888/2021 do Ministério da Saúde do Brasil (Fonte: Brasil, 2021);
2. Classificação toxicológica e de periculosidade ambiental dos 40 agrotóxicos, em ordem decrescente (Fonte: IBAMA, 2022);
3. Relação da comercialização dos 40 agrotóxicos, em ordem decrescente (Fonte: IBAMA, 2022);
4. Localização dos estados maiores consumidores dos 40 agrotóxicos, em ordem decrescente (Fonte: IBAMA, 2022);
5. Identificação dos municípios maiores consumidores, definidos no item 4 (Fonte: Secretarias Estaduais de Agricultura);
6. Identificação das bacias hidrográficas nas quais estão inseridos os municípios definidos no item 5 e suas características (Fonte: Agência Nacional de Águas, 2017);
7. Identificação das características atribuíveis como prioritárias e sua posição em relação a montante ou jusante dos pontos de captação dos sistemas de abastecimento de água nas bacias hidrográficas nas quais os municípios identificados no item 5 estão inseridos;
8. Identificação dos agrotóxicos presentes nas análises de água realizadas nos últimos 5 anos, nas captações dos municípios que compõem o plano de monitoramento (Fonte: SISÁGUA, 2023).

Critérios

Após a definição das variáveis, são estabelecidos os critérios para agrupar os municípios e suas respectivas captações dos sistemas de abastecimento de água. Os critérios contemplam elementos que interferem de forma significativa no sistema analisado e que satisfaçam alguns requisitos preliminares de similaridade, como:

1. Cultivar as mesmas espécies e utilizar os mesmos agrotóxicos;

2. Aplicar os mesmos agrotóxicos em uma mesma época;
3. Possuir regime pluviométrico semelhante;
4. Possuir conformação geomorfológica semelhante;
5. Possuir nível de antropização semelhante;
6. Possuir cobertura vegetal semelhante no mesmo bioma.
7. Estar localizado na mesma região hidrográfica.

Ponderação dos critérios

Após definir os critérios, estabelece-se uma hierarquia para identificar o número de captações de água dos municípios que serão integrados no plano de monitoramento. Para tanto, os critérios são ponderados conforme sua relevância e o impacto gerado no sistema em questão. A hierarquia considera os seguintes aspectos: (i) consumo dos agrotóxicos mais comercializados nas áreas que contribuem para as captações de água; (ii) destino dos agrotóxicos pertencentes ao grupo com maior potencial de contaminação de mananciais; (iii) agrotóxicos que foram identificados nas análises publicadas no SISÁGUA nos últimos 5 anos; (iv) características físicas da bacia hidrográfica em que o sistema de abastecimento de água em análise está inserido. Aos critérios são atribuídos uma faixa de peso para cada um, em uma escala de 0 a 10. Os critérios para compor a análise estão descritos a seguir:

Critério I: Agrotóxicos mais comercializados nas regiões

Esse critério se refere ao volume de comercialização do agrotóxico em uma determinada região. Considera a relação direta entre o maior consumo e a probabilidade de sua presença nos mananciais que suprem os sistemas de abastecimento de água desta região. O elevado consumo de agrotóxicos pode estar relacionado à ocupação de grandes áreas agrícolas e, consequentemente, a diminuição da cobertura vegetal natural, o que favorece o escoamento superficial e os processos erosivos resultando no transporte de agrotóxicos. Este critério é estabelecido a partir das variáveis 1, 3, 4 e 5. Dada à relevância do critério, optou-se por atribuir um peso de 8 a 10.

Critério II: Agrotóxicos com maior toxicidade e periculosidade ambiental

Os agrotóxicos que estão presentes neste grupo são extremamente perigosos devido aos seus potenciais de contaminação ambiental (PPA), conforme a classificação do IBAMA (1997). Os mananciais são contaminados pelos compostos dissolvidos e associados aos sedimentos durante o escoamento. O uso de agrotóxicos deste grupo em cultivos agrícolas de uma bacia hidrográfica indica um alto risco de comprometer a qualidade da água dos mananciais para abastecimento humano. Este critério é estabelecido a partir da variável 2. Pela relevância do critério e as possibilidades apresentadas, propõe-se um peso entre 7 e 9, de acordo com o volume de agrotóxicos utilizados nas culturas agrícolas de cada região.

Critério III: Agrotóxicos presentes nas análises publicadas pelo SISÁGUA nos últimos 5 anos.

Este critério visa identificar quais regiões já registraram a presença de agrotóxicos nos seus sistemas de abastecimento de água. Este critério é estabelecido a partir da variável 8. Os pesos são atribuídos de acordo com os percentuais que excedem os Valores Máximos Permitidos (VMP), conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Pesos atribuídos aos percentuais de detecção de agrotóxicos nas análises disponíveis no SISÁGUA

Concentrações superiores aos VMP dos i. a. (%)	100	≥80	≥70	≥60	≥50	≥40	≥30	≥20	≥10
Peso	10	9	8	7	6	5	4	3	2

Notas: 1. VMP – Valor Máximo Permitido; 2. i.a. ingredientes ativos dos agrotóxicos.

Fonte: dos autores, 2023.

Critério IV: Declividade média da sub-bacia.

A topografia de uma bacia hidrográfica, aliada ao tipo de solo e vegetação pode ter um impacto significativo no escoamento de agrotóxicos. Quanto mais acidentada a topografia da região, maior o potencial de escoamento (*run-off*) e carreamento de sedimentos para os mananciais (Anjinho *et al*, 2021).

A bacia hidrográfica pode ser dividida de acordo com faixas de declividade, que variam desde relevos planos, passando por ondulados até montanhosos. Este critério é estabelecido a partir das variáveis 6 e 7. A Tabela 3 apresenta uma proposta de pontuação para a declividade média da bacia, que varia de 1 a 5, considerando a faixa de declividade mais representativa.

Tabela 3. Pesos do critério declividade média da bacia com base em faixas de declividades.

Classes de relevo	Declividade (%)	Peso
Plano	<3	1
Suave ondulado	3 a 12	2
Ondulado	12 a 24	3
Forte ondulado a montanhoso	24 a 45	4
Montanhoso	> 45	5

Fonte: Menezes, 2006.

A Figura 2 apresenta, de forma esquemática, os procedimentos utilizados para hierarquizar e ponderar a composição dos municípios que farão o monitoramento escalonado. Outras variáveis e/ou critérios podem ser adicionadas à análise, tais como as características químicas dos agrotóxicos e os tempos de meia vida.

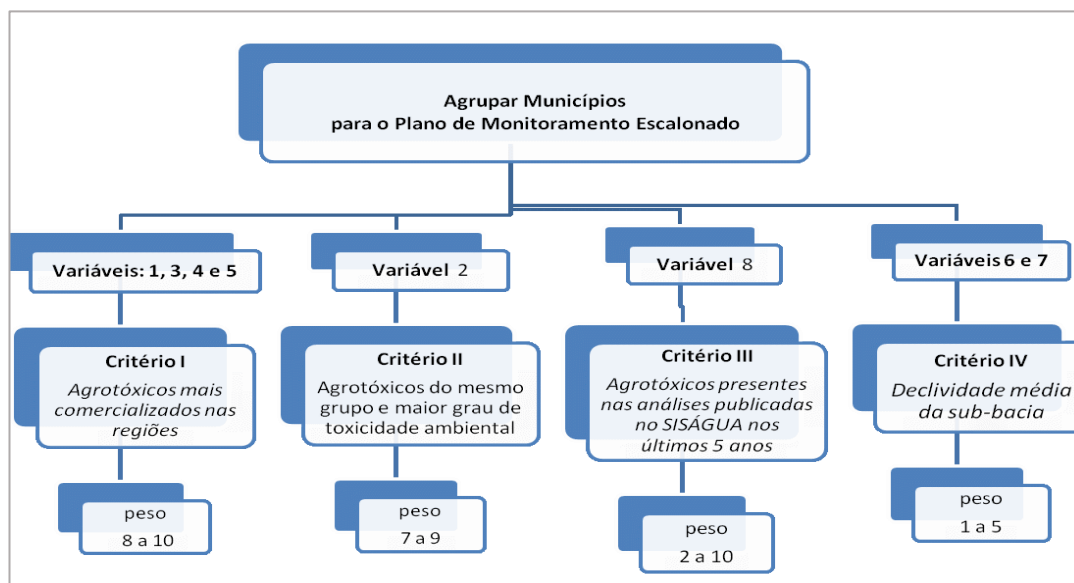


Figura 2. Ponderação de critérios para aplicar o monitoramento escalonado. *Fonte: dos autores, 2023.*

Espacialização amostral

Ao elaborar o plano de monitoramento de agrotóxicos utilizando o método proposto, os municípios são agrupados por meio da análise multicritério. Por exemplo, pode-se agrupar 6 municípios (A a F) e estabelecer uma distribuição escalonada semestral da frequência da amostragem. A distribuição escalonada é composta por uma amostragem em meses distintos no mesmo semestre. Neste cenário, o primeiro semestre seria dividido entre janeiro e junho, e o segundo entre julho e dezembro, conforme a Tabela 4.

Tabela 4. Periodicidade semestral do monitoramento para 6 municípios agregados

Municípios	A	B	C	D	E	F
1º semestre	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
2º semestre	Julho	Agosto	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro

Fonte: dos autores, 2023.

Outras situações podem ser consideradas. Por exemplo, quando for possível agregar somente 4 municípios, a distribuição de amostras seria quadrimestral, conforme a Tabela 5.

Tabela 5. Periodicidade quadrimestral de monitoramento para 4 municípios agregados

Município	A	B	C	D
1º quadrimestre	Janeiro	Fevereiro	Março	Abril
2º quadrimestre	Maio	Junho	Julho	Agosto
3º quadrimestre	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro

Fonte: dos autores, 2023.

A partir dos resultados alcançados nos primeiros 12 meses, a frequência da amostragem pode ser alterada, assim como os municípios selecionados com suas respectivas captações e os próprios agrotóxicos monitorados. É importante salientar que este método não esgota todas as variáveis intervenientes, uma vez que sua avaliação é contínua. Ele parte de um conjunto de dados disponíveis que torna possível sua aplicação em diferentes regiões.

Conclusões

A coleta de amostras representativas para análise de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água para o consumo humano é um grande desafio. Isto se deve as diversas variáveis que afetam a detecção destes compostos químicos na água. Há incertezas, tais como a definição da melhor periodicidade para a realização as análises. Outra dificuldade é o comportamento diverso dos agrotóxicos ao serem descartados no ambiente. Dessa forma, devem ser pensadas alternativas para aumentar a representatividade do monitoramento de agrotóxicos, além de otimizar os seus custos.

Ao analisar os dados oficiais disponíveis no SISÁGUA sobre o monitoramento de agrotóxicos, é possível concluir que eles podem não ser representativos, uma vez que não atendem na íntegra aos requisitos da Portaria n.º 888/21.

Este artigo propôs uma metodologia para a elaboração de *Planos de Monitoramento de Agrotóxicos*. Com este método, é possível coletar de 12 amostras por ano, para cada ingrediente ativo, com uma coleta semestral em cada captação. Ao amostrar um agrotóxico em todos os meses do ano, é possível identificar os meses de maior incidência e, a partir desses resultados, adequar os planos de monitoramento. O método oferece uma variedade de combinações e alternativas que tornam possível aprofundar o conhecimento sobre a presença de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água integrando as diversidades regionais e ampliando as séries históricas amostrais.

O método também permite que os resultados sejam transferidos para outras localidades que atendam aos critérios de similaridade previamente estabelecidos e não possuam condições estruturais para realizar o monitoramento próprio. Dessa forma, é possível avaliar a situação do abastecimento de água regional em relação à presença de agrotóxicos. Isto torna possível que mesmo os municípios sem infraestrutura ou condições para monitorar agrotóxicos possam se beneficiar do conhecimento adquirido. Dessa maneira pode-se contemplá-los com a tendência verificada nos resultados das captações em que houve o monitoramento.

Em um intervalo mínimo de um ano, a partir dos resultados, é possível mapear as áreas que requerem um monitoramento mais intensivo e aquelas que podem ser mais espaçadas, a exemplo dos procedimentos das diretivas internacionais. Estima-se que um período de cinco anos seja suficiente para consolidar o número de agrotóxicos monitorados, os períodos e regiões prioritárias. Dessa forma, é possível avaliar a evolução dos resultados do controle e monitoramento ao longo do tempo, reduzindo-se ou aumentando a frequência das análises de acordo com a maior ou menor incidência de detecção dos agrotóxicos. É possível aumentar ou diminuir o número de amostras nas áreas de influência indireta, como por exemplo, os municípios com baixo ou nenhum consumo de agrotóxicos, mas que se localizam a jusante da bacia hidrográfica de grandes consumidores.

O método do monitoramento proposto neste trabalho tem como objetivo contribuir para o avanço na detecção da presença de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água. Considera-se que o método proporciona aos responsáveis pela elaboração de planos de monitoramento uma base mais sólida para a coleta e avaliação mais representativa da presença de agrotóxicos nas captações dos sistemas de abastecimento de água para consumo humano. Além disso, permite indicar e priorizar as estações de tratamento de água que necessitam ser dotadas de tecnologias avançadas para evitar a presença de agrotóxicos na água distribuída à população. A sequência deste artigo apresentará um estudo de caso onde é feita sua aplicação.

Referencias bibliográficas

- AGROFIT, Sistemas de Agrotóxicos Fitossanitários (2023) Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília. Acesso em: 23 jun. 2023. Disponível em: https://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons
- ANA, Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (2017) Base Hidrográfica Ottocodificada – bacias nível 2. Acesso em: 11 mar. 2023. Disponível em: https://dadosabertos.ana.gov.br/maps/4db0ad90eca84da0836cef9458dcb285_7/about
- Anjinho, P. da S, Barbosa, M. A. G. A, Costa, C. W, Mauad, F. F. (2021) Environmental fragility analysis in reservoir drainage basin land use planning: a Brazilian basin case study. *Land Use Policy*, [S.L.], **100**, 104946-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104946>.
- Araújo, E. C. de. (2019) Considerações sobre deriva e outros fundamentos técnicos na aplicação aérea e terrestre de agrotóxicos. Acesso em: 21 jan. 2024. Disponível em: <https://sindag.org.br/wp-content/uploads/2021/01/Consideracoes-sobre-deriva-versao-1.pdf>.

- Basilio, M.P, Pereira, V, Gomes, H. (2019) Multiple criteria decision analysis: an empirical study applied in the classification of the integrated areas of public security in the state of Rio de Janeiro. *Engevista*, **21**(1), 47-62.
- Brasil (2021) *Portaria 888/2021*, Ministério da Saúde. Acesso em: 20 set. 2022. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>
- Budd, R, Wang, D, Michael Ensminger, M, Phillips, B. (2020) An evaluation of temporal and spatial trends of pyrethroid concentrations in California surface waters, *Science of The Total Environment*, **718**, 137402. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137402>.
- Brovini, E.M, Moreira, F.D, Martucci, M.E.P, Aquino, S.F. (2023) Water treatment technologies for removing priority pesticides. *Journal Water Process Engineering*. Vol 53, 103730. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103730>
- Bursztejn, S, Benetti, A. D. (2023) Monitoramento de agrotóxicos em sistemas de abastecimento de água: uma análise comparada entre a Portaria n.º 888/2021 e as Diretivas Internacionais. *Revista Águas Subterrâneas*, **37** (3). <https://doi.org/10.14295/ras.v37i3.30220>.
- Caldas, V.I.S.P, Silva, A.S, Santos, J.P.C. (2019) Suscetibilidade à erosão dos solos da bacia hidrográfica lagos–São João, no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, a partir do método AHP e análise multicritério. *Revista Brasileira de Geografia Física*, **12**(04), 1415-1430. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.4.p1415-1430>
- Chow, R., Scheidegger, R., Doppler, T., Dietzel, A., Fenicia, F., Stamm, C. (2020) A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends, *Water Research X*, **9**(2020), 100064. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064>
- Daouk, S., Doppler, T., Wittmer, I., Junghans, M., Coster, M., & Stamm, C. (2019) Pesticides dans les eaux de surface Mesures de réduction et monitoring—synthese des apprentissages liés aux projets «Phytos 62A». *Aqua & Gas*, **99**, 66-73. Acesso em: 28 jan. 2024. Disponível em: <https://www.dora.lib4ri.ch/eawag/islandora/object/eawag%3A18254>
- Elfikrie, N, Ho Y. B, Zaidon, S. Z, Juahir, H, Tan, E. S. S. (2020). Occurrence of pesticides in surface water, pesticides removal efficiency in drinking water treatment plant and potential health risk to consumers in Tengri River basin, Malaysia. *Science of the Total Environment*; **712**, 136540-136540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136540>
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (1997) Avaliação Ambiental dos Agrotóxicos. Acesso em: 18 mai. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/avaliacao-ambiental>
- IBAMA, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2022). Relatório de comercialização de agrotóxicos. Acesso em: 18 mai. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/ibama/pt-br/assuntos/quimicos-e-biologicos/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos#:~:text=Em%202022%2C%20um%20total%20de,Decreto%20n%C2%B0%204.074%2F2002>
- IBGE, Instituto de Brasileiro de Geografia e Estatística. (2017). Atlas de Saneamento. Acesso em: 12 mar. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html?edicao=28244&t=destaques>
- IBGE, Instituto de Brasileiro de Geografia e Estatística. (2021). Bacias e Divisões Hidrográficas do Brasil, 2021. Acesso em: 22 jun. 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/estudos-ambientais/31653-bacias-e-divisoes-hidrograficas-do-brasil.html?=&t=acesso-ao-produto>>
- Jannuzzi, P.M., Miranda, W.L., Silva, D.S.G. (2009). Análise multicritério e tomada de decisão em políticas públicas: aspectos metodológicos, aplicativo operacional e aplicações. *Informática Pública*, **11**(1), 69-87. Acesso em: 28 jun. 2023. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/228421871_Analise_Multicriterio_e_Tomada_de_Decisao_em_Politicas_Publicas_Aspectos_Metodologicos_Aplicativo_Operacional_e_Aplicacoes
- Kumar, P.S, Carolin, F.C, Varjani, S.J. (2018) Pesticides bioremediation. In: Varjani SJ, Agarwal, A.K., Gnansounou, E., Gurunathan, B., editors. *Bioremediation: applications for environmental protection and management*. Singapore: *Springer Nature*; **2018**. 197–222. Acesso em: 28 jun. 2023. Disponível em: https://scholar.google.com/scholar_lookup?title=Bioremediation:+applications+for+environmental+protection+and+management&author=PS+Kumar&author=FC+Carolin&author=SJ+Varjani&publication_year=2018&

- Lopes, C.V.A, Albuquerque, S.C.A. (2018). Agrotóxicos e seus impactos na saúde humana e ambiental: uma revisão sistemática. *Revisão. Saúde debate* **42** (117) <https://doi.org/10.1590/0103-1104201811714>
- Magalhães, W.R. (2022) *Proposição e aplicação de um modelo para priorização de risco baseado em FMEA e Hesitant Fuzzy-TOPSIS*. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Administração – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. <https://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/5246/1/priorizacaoariscofmeahesitant.pdf>
- Menezes, C.T. (2006) *Método para priorização de ações de vigilância da presença de agrotóxicos em águas superficiais: um estudo em Minas Gerais*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte. Acesso em: 28 jun. 2023. Disponível em: <https://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/203M.PDF>
- Mishra, A. K., Deep, S., Choudhary, A. (2015) Identification of suitable sites for organic farming using AHP & GIS. *The Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, **18**(2), 181-193. <http://doi.org/10.1016/j.ejrs.2015.06.005>
- Mu, E., Pereira-Rojas, M. (2018) Practical decision making using super decisions v3: An introduction to the Analytic Hierarchy Process (*Springer Briefs in Operations Research*) Edição, eBook Kindle
- Oliveira, A.D., Ladwig, N.I., Conto, D. (2020) Mapeamento temático na análise da paisagem: bacia hidrográfica do Rio Urussanga, Santa Catarina, Brasil. *Geosul*, **35**(75), 418- 440 2020. <http://doi.org/10.5007/1982-5153.2020v35n75p418>
- Peixoto, R.A.O., Fernandes, J.C., Schimdt, M.A.R., Pereira, C.E. (2019). Análise multicritério com uso da AHP para avaliação temporal na vulnerabilidade ambiental: estudo de caso na bacia hidrográfica do Uberabinha, MG. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, **8**(3) 141-158. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v8e32019141-158>
- Saaty, T.L. (1990). How to make a decision: the analytic hierarchy process. *European Journal of Operational Research*, **48**(1)9-26. [http://doi.org/10.1016/0377-2217\(90\)90057-I](http://doi.org/10.1016/0377-2217(90)90057-I)
- Saaty, T.L., Vargas, L.G. (2013). Models, methods, concepts & applications of the analytic hierarchy process (2 ed., International Series in Operations Research & Management Science, 175). New York: Springer. 345 pp.
- Silva, L. de B., Schmidt, F., Santos, A. M. dos (2021). Ciência ambiental: reflexões sobre o monitoramento de resíduos de agrotóxicos em águas potável, superficial e subterrânea. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, **26**(2), 193-200. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190321>
- SISÁGUA, Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (2023). Acesso em 18 mai. 2023. Disponível em: <https://sisagua-treinamento.saude.gov.br/sisagua/paginaExterna.jsf>
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2023). Acesso em 10 jun. 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis>
- Soares, D.F., Faria, A.M, Rosa, A.H. (2017) Análise de risco de contaminação de águas subterrâneas por resíduos de agrotóxicos no município de Campo Novo do Parecis (MT), Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental [online]*. **22**(2), 277-284. Epub Oct 27. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016139118>
- Spycher, S., Mangold, S., Doppler, T., Junghans, Wittmer, M.I., Stamm, C., Singer, H. (2018) Pesticide Risks in Small Streams-How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. *Environmental Science & Technology*, **52**(8):4526-4535. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00077>
- Syafrudin, M, Kristanti, R.A., Yuniarto, A., Hadibarata, T., Rhee, J., Al-onazi, W.A., Algarni, T.S., Almarry, A.H., Al-Mohaimed, A.M. Pesticides in drinking water – a review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **18**(468), 1-15. <https://doi.org/10.3390/ijerph18020468>
- Tudi, M., Daniel Ruan, H., Wang, L., Lyu, J., Sadler, R., Connell, D., Chu, C., Phung, D.T. (2021) Agriculture development, pesticide application and its impact on the environment. *International journal of environmental research and public health*, vol. 18, 3 1112. <https://doi:10.3390/ijerph18031112>.
- WHO, World Health Organization (2020) Chemical Safety: Pesticides. Acesso em: 15 jul. 2023. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/questions-and-answers/item/chemical-safety-pesticides>