

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

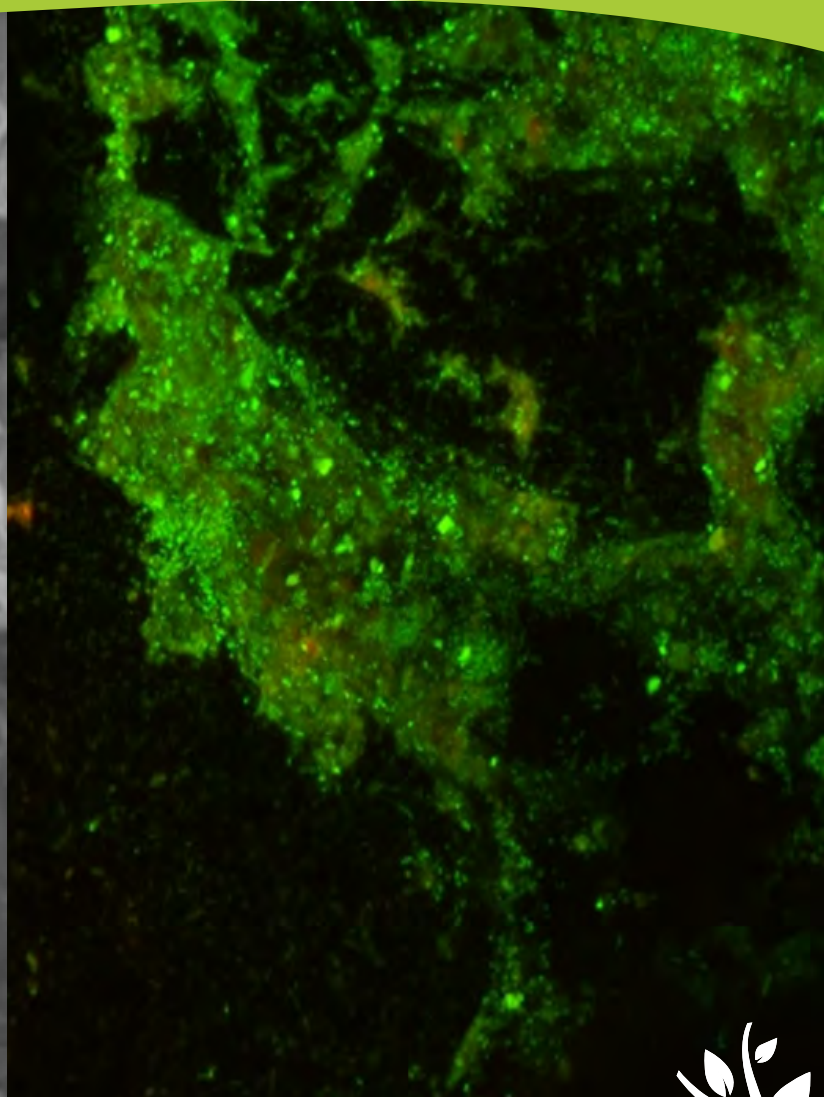
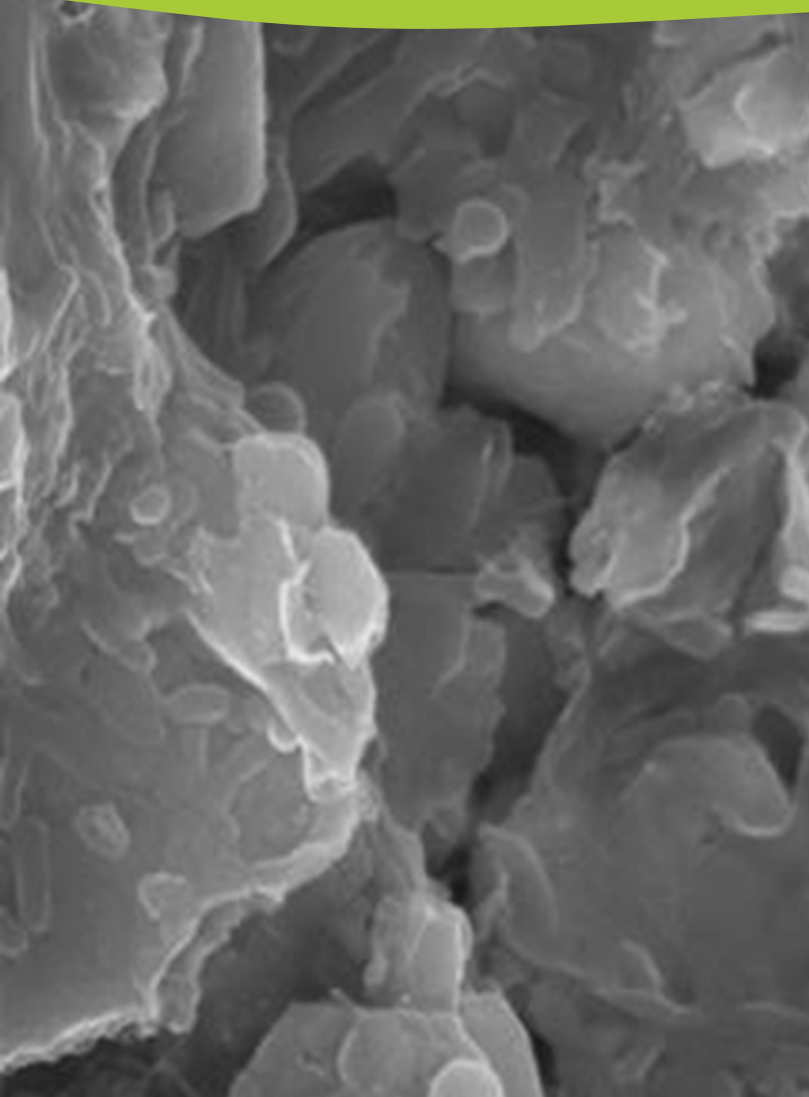
<http://www.journals.unam.mx/index.php/aidis>

DOI: <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2022.15.2>

Vol. 15, No. 2
6 de agosto de 2022

ISSN 0718-378X

Editado por:



Autor: Isadora Macedo Martins.

Biopelícula polimicrobiana sobre un grano de arena proveniente de un biorreactor desnitrificante: Micrografía electrónica (izquierda);
Teñida con Syto9 e yoduro de propidio, LIVE/DEAD BacLight Bacterial Viability (Molecular Probes) (derecha).





ISSN 0718-378X

REVISTA AIDIS

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

Temática y alcance

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

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

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

Editor en Jefe de la revista

Dr. Guillermo Quijano
Instituto de Ingeniería, UNAM

ISSN

0718-378X

Entidad editora

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

Coordinadora editorial y Secretaría técnica

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

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.

Administrador de la plataforma (OJS)

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

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

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

Dr. Guillermo Quijano
Editor, Instituto de Ingeniería, UNAM.

Ing. Hugo Esteban Leigue
Presidente de AIDIS.

Dra. Rosa María Ramírez Zamora
Directora del Instituto de Ingeniería, UNAM.

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,
ISAE/FGV, Brasil.

Dr. Darci Campani
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

Dr. David Jeison Núñez
Universidad de la Frontera, 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 Sao Carlos, Brasil.

Dra. Mirna Argueta Iria
Servicio Autónomo Nacional de Acueductos y
Alcantarillados, Honduras.

Dr. Quetzalcoatl Hernández Escobedo
Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad
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

Editorial



Tengo el gusto de presentar el número de Agosto 2022 de la Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. En esta ocasión, el trabajo ***“Implementación de***

la desnitrificación biológica heterotrófica para remediar aguas subterráneas para consumo humano” de Cristián Dotto, Fernando Scolari, Leonardo Erijman y Eva Figuerola es la Selección del Editor. Felicitamos a los autores y a las instituciones que formaron parte del trabajo: Instituto de Investigaciones en Ingeniería Genética y Biología Molecular (INGEBI-CONICET Buenos Aires, Argentina); Agua y Saneamientos Argentinos (AySA Buenos Aires, Argentina); Departamento de Fisiología y Biología Molecular y Celular, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.

En este número participaron autores de Argentina, Brasil, Bolivia y Portugal. Reconocemos la gran calidad y relevancia de todos los trabajos publicados. Finalmente, invito a la comunidad latinoamericana que trabaja en temas de ingeniería y ciencia ambiental a seguir sometiendo sus contribuciones a la Revista AIDIS, la cual constituye un foro de gran calidad para presentar avances en investigación y tecnología aplicada.

[Guillermo Quijano](#)

Editor en Jefe
Instituto de Ingeniería, UNAM
México

Tabla de Contenido

Vol. 15, No. 2

- 1. INVENTÁRIO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (GEE) EM UMA COMPANHIA DE SANEAMENTO.**
INVENTORY OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS AT A SANITATION COMPANY.
José Carlos da Silva Júnior, Fausto Diniz de Souza, Marcio Gomes Barboza,
Daniele Vital Vich, Karina Ribeiro Salomon

530-547
- 2. POLÍTICAS PÚBLICAS RELATIVAS AO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA.**
PUBLIC POLICIES RELATING TO SLUDGE OF WATER TREATMENT STATION.
Shara Sonally Oliveira de Sousa, Milla Gomes Albuquerque, Rosângela Gomes Tavares,
Soraya Giovanetti El-Deir

548-558
- 3. THERMAL POTENTIAL OF THE MACROPHYTES *Eichhornia crassipes* (WATER HYACINTH) AND *Pistia stratiotes* (WATER LETTUCE).**
Pedro Henrique Weirich Neto, Eliane Nascimento dos Santos, Bruno Felipe Malanowski,
Sandra Regina Masetto Antunes, Nátali Maidl de Souza

559-571
- 4. DEVELOPMENT OF SUNFLOWER AND CORIANDER GROWN IN HUMAN URINE.**
Germário Marcos Araújo, Marianna Chaves da Silva, Ana Késia Pedrosa Viana,
Luís Gonzaga Pinheiro Neto, Iran Eduardo Lima Neto

572-588
- 5. AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE MICRODRENAGEM APLICADOS A BACIA HIDROGRÁFICA DO ONÇA NO TRECHO DO PARQUE DO BREJINHO.**
EVALUATION OF MICRODRAINAGE SYSTEMS APPLIED TO THE ONÇA WATERSHED IN THE PARQUE DO BREJINHO SECTION.
Igor Guilherme Tameirão de Jesus, Fernanda Silva Lage, Lucas Vassalle de Castro

589-601
- 6. APLICAÇÃO DA FRONTEIRA INVERTIDA EM ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS PARA MEDIR O DESEMPENHO RELATIVO DA PRODUÇÃO DE ENERGIA EÓLICA NOS ESTADOS BRASILEIROS ENTRE OS ANOS DE 2015 A 2019.**
APPLICATION OF INVERTED FRONTIER IN DATA ENVELOPMENT ANALYSIS TO MEASURE THE RELATIVE PERFORMANCE OF WIND ENERGY PRODUCTION IN THE BRAZILIAN STATES BETWEEN THE YEARS FROM 2015 TO 2019.
Marcus Vinícius Sousa Rodrigues, Marisete Dantas de Aquino,
Antônio Clécio Fontelles Thomaz, Rejane Felix Pereira

602-620
- 7. YARD WASTE COMPOSTING AS A VIABLE COST REDUCTION PROCESS.**
Paula von Randow Cardoso, Arthur Couto Neves, Marcos Paulo Gomes Mol

621-631

8. **CARACTERIZAÇÃO FISIOGRAFICA E DO USO E OCUPAÇÃO DE BACIAS URBANAS EM JUAZEIRO DO NORTE/CE.**
PHYSIOGRAPHIC CHARACTERIZATION AND LAND USE AND OCCUPATION STUDY OF URBAN BASINS IN JUAZEIRO DO NORTE, CE.
Pedro André de Sousa Gonçalves, Renato de Oliveira Fernandes 632-648
9. **IMPLEMENTACIÓN DE LA DESNITRIFICACIÓN BIOLÓGICA HETEROTRÓFICA PARA REMEDIAR AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA CONSUMO HUMANO.**
IMPLEMENTATION OF HETEROTROPHIC BIOLOGICAL DENITRIFICATION FOR GROUNDWATER REMEDIATION FOR HUMAN CONSUMPTION.
Cristián Dotto, Fernando Scolari, Leonardo Erijman, Eva Figuerola 649-665
10. **REÚSO DE ÁGUAS NO BRASIL: SITUAÇÃO ATUAL E PERSPECTIVAS.**
WATER REUSE IN BRAZIL: CURRENT SITUATION AND PERSPECTIVES.
Suetônio Mota 666-684
11. **COMPARAÇÃO ENTRE O COAGULANTE NATURAL TANINO E OS COAGULANTES INORGÂNICOS PAC E CLORETO FÉRRICO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA DE RECICLAGEM DE PLÁSTICOS.**
COMPARISON BETWEEN THE NATURAL COAGULANT TANNIN AND THE INORGANIC COAGULANTS PAC AND FERRIC CHLORIDE, FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE PLASTIC RECYCLING INDUSTRY.
Henrique Straioto, Alexandre Amado de Moura, Ricardo Nagamine Costanzi 685-700
12. **AVERIGUAÇÃO E ANALOGIA DAS FERRAMENTAS CONSTANTES NAS POLÍTICAS ESTADUAIS E NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL.**
VERIFICATION AND ANALOGY OF THE TOOLS CONSTANT IN THE STATE AND NATIONAL POLICIES OF URBAN SOLID WASTE IN BRAZIL.
Isadora Macedo Martins, Francisco Humberto de Carvalho Júnior, Alceu de Castro Galvão Júnior 701-713
13. **WATER HYACINTH COMPOSTING AS A WASTE MANAGEMENT STRATEGY: A SYSTEMATIC REVIEW**
Paulo Robinson da Silva Samuel, Regis Pereira Waskow, Rodrigo Kanno, Rejane Maria Candiota Tubino 714-729
14. **UTILIZAÇÃO DE FILTRO BIOLÓGICO COM DIFERENTES MEIOS DE SUPORTE PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS.**
USE OF BIOLOGICAL FILTER WITH DIFFERENT SUPPORT MEDIA FOR TREATMENT OF WASTEWATER OF DAIRY PRODUCTS.
Rúbia Lemos Ferreira Carneiro, Anne Caroline Simpliciano, Tamara Daiane de Souza, Múcio André dos Santos Alves Mendes, Eduardo Morgan Uliana, Nuria Pérez Gallardo 730-744

15. **AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO POR CLARIFICAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTROS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL.**
EVALUATION OF TREATMENT BY CLARIFICATION OF THE WASHING WATER FOR CONVENTIONAL WATER TREATMENT STATION FILTERS.
Isadora Alves Lovo Ismail, Eduardo Cleto Pires 745-756
16. **UTILIZAÇÃO DA PIRÓLISE COMO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS TÊXTEIS DE FIBRAS NATURAL E ARTIFICIAL RESULTANTE DO CORTE NA INDÚSTRIA DE CONFECÇÃO.**
USE OF PYROLYSIS AS TREATMENT OF NATURAL AND ARTIFICIAL FIBER TEXTILE WASTE RESULTING FROM CUTTING IN THE CLOTHING INDUSTRY.
Gislaine Cristina Sales Brugnoli da Cunha, Franciele Saraiva Fonseca, Jussara Aparecida Teixeira, Luciana Rezende Alves de Oliveira 757-772
17. **BIODEGRADABLE MATERIAL FORMULATED WITH OAT HULLS IN THE COMPOSTING PROCESS OF HOUSEHOLD ORGANIC WASTE AND TREE PRUNING.**
Rafaela Gasparotto Moser, Ana Paula Bilck, Fábio Yamashita, Leonardo Galice Chies, Pedro Henrique Presumido, Ramilly M. A. O. Meneses, Roger Nabeyama Michels, Tatiane Cristina Dal Bosco 773-788
18. **USO DE ÁGUAS CINZA NO BRASIL: ASPECTOS LEGAIS E QUALITATIVOS.**
USE OF GRAY WATER IN BRAZIL: LEGAL AND QUALITATIVE ASPECTS.
Thales Henrique Silva Costa, Suetônio Mota 789-806
19. **AVALIAÇÃO DO ADENSAMENTO POR GRAVIDADE DO LODO GERADO PELO TRATAMENTO DE ÁGUA.**
EVALUATION OF GRAVITY THICKENING OF SLUDGE GENERATED BY WATER TREATMENT.
Isadora Alves Lovo Ismail, Luiz Di Bernardo, Angela Di Bernardo Dantas 807-830
20. **CONTROLE DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO POR MEIO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS.**
CONTROL OF COAL MINE ACID DRAINAGE BY CONSTRUCTED WETLANDS.
Thiago Henrique Ribeiro, Jeanette Beber de Souza 831-847
21. **SISTEMATIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DE PROJETO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS COMPOSTÁVEIS EM UM PLANO MUNICIPAL INTEGRADO DE RESÍDUOS.**
SYSTEMATIZATION AND IMPLEMENTATION OF AN ENVIRONMENTAL EDUCATION PROJECT FOR THE VALORIZATION OF COMPOSTABLE SOLID WASTE IN AN INTEGRATED MUNICIPAL WASTE PLAN.
Thais de Miranda Rios, Teresinha Guerra, Darci Barnech Campani, Rejane Maria Candiota Tubino 848-871

22. **O CENÁRIO LATINO-AMERICANO DA SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL: REVISÃO SISTEMÁTICA.**
THE LATIN AMERICAN SCENARIO OF SUSTAINABILITY IN THE CIVIL CONSTRUCTION INDUSTRY: SYSTEMATIC REVIEW.
Camila Dornelas de Almeida, Samara Castro Santos, Fernanda Bento Rosa Gomes, Samuel Rodrigues Castro 872-895
23. **AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANA DE LEITO MÓVEL NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS.**
EVALUATION OF A MEMBRANE BIOREACTORS WITH A MOVING BED FOR THE REMOVAL OF NUTRIENTS OF THE DAIRY INDUSTRY WASTEWATER.
Guilherme Gavlak, Carlos Magno de Sousa Vidal 896-915
24. **AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE TUCURUÍ – PA.**
SUSTAINABILITY ASSESSMENT OF URBAN SOLID WASTE MANAGEMENT IN THE CITY OF TUCURUÍ - PA.
Antonio Carlos Novaes Moreira, Aline Furtado Louzada, Raisa Rodrigues Neves 916-940
25. **ANÁLISE ESTATÍSTICA DA PRECIPITAÇÃO E DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS NO SEMIÁRIDO.**
STATISTICAL ANALYSIS OF RAIN PRECIPITATION AND EROSIVITY IN THE PARAIBANO SEMIARID, NORTHEAST OF BRAZIL.
Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva, José Ludemario da Silva Medeiros, Maxsuel Bezerra do Nascimento, Janaína Aparecida Cezario, Daniele de Almeida Carreiro, Laércio Leal dos Santos, William de Paiva 941-956
26. **PROFUNDIDAD DE DISCO DE SECCHI Y SU RELACIÓN CON LA TURBIDEZ Y CLOROFILA “A” EN EL EMBALSE SAN JACINTO, TARIJA, BOLIVIA.**
SECCHI DISK DEPTH AND ITS RELATIONSHIP WITH TURBIDITY AND CHLOROPHYLL, “A” IN THE SAN JACINTO RESERVOIR, TARIJA, BOLIVIA.
Deimar Fernández, Luis Muñoz, Esperanza Flor Coronel 957-965
27. **IMPACTOS AMBIENTAIS DO CICLO DE VIDA DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE PAULISTA/PE - BRASIL.**
ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE LIFE CYCLE OF MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT SYSTEM IN THE MUNICIPALITY OF PAULISTA/PE - BRAZIL.
Amanda Rodrigues Santos Costa, José Fernando Thomé Jucá 966-980



28. **ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARAPIRANGA EM REGISTRO (SP), BRASIL, POR MEIO DE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO.**
MORPHOMETRIC ANALYSIS OF THE CARAPIRANGA RIVER BASIN IN REGISTRO (SP), BRAZIL, USING GEOPROCESSING TECHNIQUES.
Pedro Henrique dos Santos Coliado, Liliane Moreira Nery, Vanessa Cezar Simonetti, Darllan Collins da Cunha e Silva 981-1000
29. **USO DE AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS PARA DERIVAÇÃO DE ALTURAS DE EDIFICAÇÕES DO ENTORNO DE UMA FONTE FIXA DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA.**
USE OF REMOTELY-PILOTED AIRCRAFT TO DERIVE BUILDING HEIGHTS FROM THE SURROUNDINGS OF A FIXED SOURCE OF ATMOSPHERIC POLLUTION.
Patrícia Fontes Ferraz, Paulo Costa de Oliveira Filho 1001-1012
30. **ÍNDICE DE SALUBRIDADE AMBIENTAL E A OCORRÊNCIA DA LEPTOSPIROSE: UM ESTUDO EM BAIRROS POPULARES DE SALVADOR – BAHIA.**
ENVIRONMENTAL HEALTH INDEX AND THE OCCURRENCE OF LEPTOSPIROSIS: A STUDY IN POPULAR NEIGHBORHOODS OF SALVADOR – BAHIA.
Joan Carlos Santos Silva, Patrícia Campos Borja, Federico Costa, Fabiana Almerinda Palma, Roberta Santana, Nivison Ruy Rocha Nery Jr., Gielson Sacramento, Daiana S. Oliveira, Jaqueline S. Cruz, Elsio A. Wunder Jr., Mitermayer G. Reis, Albert I. Ko 1013-1027
31. **DETERMINACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE SAN JACINTO, CON IMÁGENES DE SATÉLITE LANDSAT 8, TARIJA, BOLIVIA.**
DETERMINATION OF THE TROPHIC STATE OF THE SAN JACINTO RESERVOIR, USING SATELLITE IMAGES LANDSAT 8, TARIJA, BOLIVIA.
Deimar Fernández, Luis Muñoz, Esperanza Flor Coronel 1028-1045

REVISTA AIDIS

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

INVENTÁRIO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA (GEE) EM UMA COMPANHIA DE SANEAMENTO

*José Carlos da Silva Júnior¹
Fausto Diniz de Souza¹
Marcio Gomes Barboza¹
Daniele Vital Vich¹
Karina Ribeiro Salomon¹

INVENTORY OF GREENHOUSE GAS EMISSIONS AT A SANITATION COMPANY

Recibido el 22 de abril de 2020. Aceptado el 13 de abril de 2021

Abstract

Greenhouse Gas emissions inventories are strategic environmental management tools that estimate emissions by specific sources in a given geographical area and timeframe. Developing an inventory is the first step in creating programs to improve air quality. This research aimed to prepare a GHG inventory and propose a management of its emissions from the activities of the Sanitation Company of Alagoas (Casal) in the Capital Unit in 2018. The methodology employed involved literature analysis to identify the most appropriate method for inventory preparation, data collection in various units of the company, interviews with managers and GHG accounting. The methodology used for the estimation was that indicated by the Brazilian GHG Protocol Program, complemented by the guidelines of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) for the case of sewage treatment. The results of the GHG emissions inventory indicate that in 2018, Casal, Capital unit emitted 31,099.33 tCO_{2e}, of which 86.7% (26,980.70 tCO_{2e}) came from direct emissions, while indirect ones represented 13.3% (4,118.63 tCO_{2e}). The company's main sources of emissions were the sewage treatment and energy consumption categories, respectively. The results form the basis for the incorporation of GHG reduction measures in the company's strategic planning.

Keywords: CO_{2e} emissions, inventory of gaseous emissions, climate change, sanitation.

¹ Centro de Tecnologia, Federal de Alagoas, Brasil.

*Autor Correspondente: Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas (UFAL), Maceió-AL. Email: josecarlossjr@outlook.com

Resumo

Os inventários de emissões de gases de efeito estufa (GEE) são ferramentas estratégicas de gestão ambiental que estimam as emissões por fontes específicas em área geográfica e intervalo de tempo determinados. O desenvolvimento de um inventário é a primeira etapa na criação de programas voltados à melhoria da qualidade do ar. Essa pesquisa teve como objetivo elaborar um inventário de GEE decorrentes das atividades da Unidade Capital da Companhia de Saneamento de Alagoas (Casal), situada na cidade de Maceió, Brasil em 2018. A metodologia utilizada para estimativa foi a indicada pelo Programa Brasileiro GHG Protocol, complementada com as orientações do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) para o caso do tratamento de efluentes. Os resultados do inventário de emissões de GEE indicam que no ano de 2018, a Casal, unidade Capital emitiu 31,099.33 tCO₂e, sendo 86.7% (26,980.70 tCO₂e) oriundas das emissões diretas, enquanto as indiretas representaram 13.3% (4,118.63 tCO₂e). As principais fontes de emissões da empresa foram as categorias tratamento de esgoto e consumo de energia, respectivamente. Os resultados formam base para a incorporação de medidas de redução de GEE no planejamento estratégico da empresa.

Palavras chave: emissões de CO₂e, inventário de emissões gasosas, mudanças climáticas.

Introdução

A principal razão para o aumento acentuado do aquecimento global nas últimas décadas é a emissão de gases de efeito estufa proveniente das atividades humanas (Mengel *et al.*, 2018). Com isso, diversas conferências sobre poluição atmosférica e questões relacionadas a mudanças climáticas foram criadas com o objetivo de tomar decisões sobre os esforços para controlar as emissões dos GEE (Silva, 2017).

De acordo com as Organizações das Nações Unidas – ONU (2019), mesmo que todos os compromissos atuais sob o Acordo de Paris para o clima sejam implementados, as temperaturas deverão subir 3.2°C em relação aos níveis pré-industriais; em 2019, a temperatura média global estava 1.1°C acima desses níveis.

A temática das mudanças climáticas vem mobilizando o governo brasileiro a implementar ações para minimizar suas emissões de GEE. Nesse sentido, no acordo de Paris, firmado em 2015, o Brasil estabeleceu uma meta de reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005, que era de 2.335 MtCO₂e (SEEG, 2019), até 2025 e reduzir 43% das emissões até 2030 (MMA, 2018). Já no Plano Nacional de Mudanças Climáticas, instituído por meio da Lei 12187 de 29 de dezembro de 2009, o Brasil assumiu voluntariamente o compromisso de minimizar entre 36.1 e 38.9% suas emissões até o ano de 2020 (Brasil, 2009). Segundo Observatório do Clima (OC) (2019), na melhor das hipóteses o Brasil terminaria 2020 com emissões de carbono 2.3% maiores do que o compromisso menos ambicioso da política nacional, e 7% superiores ao compromisso mais ambicioso.

Segundo Carvalho (2017), para solucionar a elevação da temperatura do planeta é importante conhecer e quantificar os gases de efeito estufa e suas respectivas fontes. Para isso, as organizações estão executando inventários dessas emissões, objetivando identificá-las e estabelecer mecanismos de mitigação. Um inventário de emissões de GEE quantifica os diferentes gases de efeito de estufa de todas as fontes identificadas nas atividades diretas e indiretas associadas a um produto, indivíduo ou organização (Galli *et al.*, 2012; Estrela, 2011). Segundo Santos (2015), as metodologias mais utilizadas atualmente para elaboração de inventários são as propostas pelo World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) e World Resources Institute (WRI), o protocolo GHG (Greenhouse Gas Protocol) e o IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).

Analisando-se o banco de dados do *GHG Protocol* Brasil, verifica-se que foram elaborados desde o ano de 2008 até o ano de 2017, um total de 1.040 inventários. No primeiro ano foram elaborados 23 documentos, número que foi aumentando progressivamente até alcançar a marca de 148 em 2016 e 141 em 2018. A Sanepar (Empresa de água e esgoto do Estado de Paraná) foi a única empresa brasileira de saneamento que publicou inventário no Registro de Emissões Públicas em 2018 (FGV, 2019).

Os inventários das concessionárias brasileiras de água e esgoto estaduais têm apontado que a maior fonte de emissão de GEE é proveniente de estações de tratamento de esgotos (Santos, 2015; Copasa, 2015; Sanepar, 2018). Com isso, verifica-se a importância das empresas brasileiras que atuam na área elaborarem inventários de GEE e traçarem estratégias para reduzir suas emissões (Gupta y Singh, 2012).

Para melhorar a qualidade dos inventários de GEE é essencial utilizar um sistema de informação robusto que permita uma abordagem integrada de produção-consumo e mais engajamento das partes interessadas (Baltar *et al.*, 2019).

Segundo Timperley (2018), o Brasil é um dos dez maiores emissores de GEE do mundo. Em 2018, o Brasil emitiu 1.939 bilhão de gás carbônico equivalente (CO₂e) na atmosfera, sendo o setor de resíduos responsável por 5% desse total. Apesar do pequeno percentual de emissões desse setor, houve aumento de 17.8% entre os anos de 2010 e 2015 e 1.3% entre os anos de 2017 e 2018. O tratamento de efluentes é um dos principais responsáveis por suas emissões. Assim, é cada vez mais importante a elaboração de inventários de GEE para traçar estratégias de reduzir as emissões (SEEG, 2019).

Este artigo tem como objetivo elaborar um inventário de GEE das emissões decorrentes das atividades da Companhia de Saneamento de Alagoas (Casal) na Unidade Capital no ano de 2018, bem como identificar suas principais fontes emissões, além de contribuir com dados para poucas experiências na preparação de inventários de GEE e relatórios públicos em companhias de saneamento no Brasil.

Metodologia

Para atingir os objetivos propostos na pesquisa, a metodologia foi composta por duas etapas, as quais envolveram a caracterização da área de estudo e elaboração do inventário dos gases de efeito estufa.

Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado considerado a área de atuação da Companhia de Saneamento de Alagoas (Casal), unidade Capital. A empresa responsável pelo abastecimento de água e saneamento básico do estado de Alagoas sediada em Maceió, tem sua estrutura organizacional constituída pela presidência e mais três vices presidências, que são os principais responsáveis pelas 06 (seis) Unidades de Negócio (UN) existentes no estado de Alagoas, UN Capital, UN Agreste, UN Serrana, UN Bacia Leiteira, UN Leste e UN Sertão (Casal, 2018a).

Em 2018, ano considerado para execução do inventário, a empresa foi responsável pelo abastecimento de água tratada em 77 (setenta e sete) municípios. No tocante a esgotamento sanitário, a empresa foi responsável por 7 (sete) cidades. Neste mesmo ano, a empresa possuía um total de 1519 funcionários, sendo que na UN Capital estavam lotados 926 trabalhadores, 800 ativos e 126 afastados. A unidade Capital da Casal, no âmbito de abastecimento de água, possui 3 estações de tratamento de água, 173 poços de captação, 39 estações elevatórias de água, 1.414 quilômetros de rede de água para atender a 150.000 ligações de água e uma população de 942.888 habitantes, possuindo um índice de abastecimento de água de 91,62%. No âmbito do esgoto possui 31 estações de tratamento de esgoto, 21 estações elevatórias de esgoto para atender uma população de 588.805 habitantes (CASAL, 2018b).

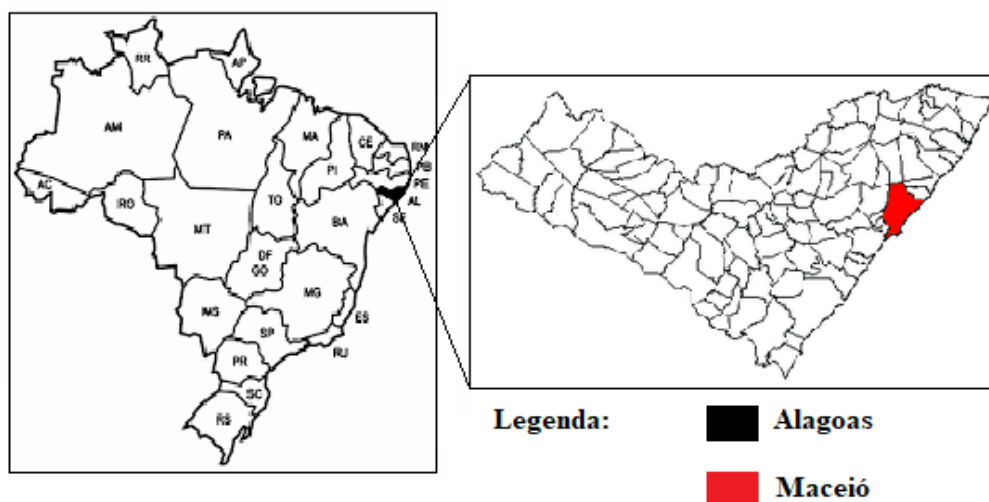


Figura 1. Localização do Município de Maceió

Inventário de Emissões de GEE

A metodologia utilizada para elaboração do inventário teve como base o Guia de Orientações do IPCC (2019a e 2019b) e o GHG Protocol adaptado ao contexto e cenário brasileiro (FGV, 2018). Estas metodologias serviram para estimar as emissões de GEE oriundas das atividades da unidade Capital da Casal.

Foram descritos três escopos, conforme metodologia apresentada pelo GHG protocol, com as seguintes definições:

- a) escopo 1: emissões diretas relacionadas ao processo produtivo de uma organização e cujas fontes podem ser controladas pela mesma;
- b) Escopo 2: emissões indiretas de GEE devido ao consumo de eletricidade; e
- c) Escopo 3: fontes indiretas relacionadas à operação da empresa, mas que não possuem controle.

Analisando os macroprocessos desenvolvidos pela empresa e seguindo as orientações para identificar potenciais fontes de emissão de GEE em empresas da área de saneamento, foram definidas as categorias para elaboração do inventário.

O processo de coleta de dados foi concedido pelos diferentes setores da Casal de acordo com as categorias identificadas no Quadro 01. A divisão em categorias foi necessária para possibilitar a identificação da parcela de contribuição de cada escopo nas emissões. Para coleta dos dados foram realizadas visitas às diferentes gerências e superintendências da empresa durante o ano de 2019.

Quadro 1. Fontes de emissões de GEE identificadas.

Escopo	Categoria	Descrição
1	Emissões de GEE no tratamento de efluentes	Inclui a emissão decorrente do tratamento do esgoto e do esgoto não tratado
	Combustão móvel	Refere-se ao consumo de combustível utilizado pelos veículos de terceiros durante o ano. Nesta categoria foram englobadas viagens a negócios terrestres e transporte de resíduos operacionais.
	Combustão estacionária	Refere-se ao consumo de combustível utilizado pelos motogeradores
	Emissões fugitivas	Refere-se à quantidade de gás aplicado na manutenção dos aparelhos de ar condicionado e extintores de incêndio
2	Consumo de energia elétrica	Inclui as atividades administrativas e operacionais da empresa
3	Viagens a negócios aéreas	Consideram-se as viagens realizadas por funcionários da empresa por meio de transporte aéreo
	Deslocamento de funcionários	Considera-se a distância percorrida pelo funcionário de sua residência ao trabalho durante 1 (um) ano

A exclusão de emissões decorrentes do processo de tratamento de água ocorreu por ausência de uma metodologia destinada a essa quantificação. Segundo Santos (2015), tais emissões são pouco significativas.

Para a elaboração deste inventário foram contabilizadas as emissões de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O), R-410A e HFC-143^a, provenientes da unidade capital da Casal durante o ano de 2018. O poder de aquecimento global para cada um dos referidos gases é 1, 25, 310, 2088 e 1430, respectivamente (FGV, 2018). A contabilização das emissões foi realizada para cada tipo de GEE e convertida para toneladas de gás carbônico equivalente (tCO₂e).

Escopo 1 - Emissões diretas

Tratamento de efluentes

Os efluentes coletados pela Casal na unidade Capital são encaminhados para diferentes unidades de tratamento. Como as tecnologias utilizadas, que produzam GEE durante o tratamento, a estimativa das emissões provocadas por essas unidades foi obtida para os gases metano e óxido nitroso.

A Figura 1 apresenta o fluxograma de composição dos sistemas de tratamento de fluentes utilizados pela Casal.

A estimativa das emissões de metano decorrentes do tratamento de esgoto e do lançamento bruto em corpos d'água foi realizada considerando as diretrizes do IPCC (2019b). Os passos para calcular as emissões de metano são:

- *Passo 1:* Estimativa do material degradável no esgoto doméstico realizado conforme equação 1.

$$Tow = P \times DBO \times 0.001 \times I \times 365$$

Equação (1)

Onde:

Tow = carga orgânica total do esgoto no ano do inventário (KgDBO.ano⁻¹)

P = População no ano do inventário

DBO = DBO per capita no ano do inventário (g.pessoa⁻¹.dia⁻¹)

0.001 = Conversão de grama DBO para kg DBO

I = Fator de correção para descarte de DBO comercial na rede coletora

O guia IPCC (2019b) informa que para o Brasil a DBO per capita é de 50 g.pessoa⁻¹.dia⁻¹ e o fator de correção recomenda 1.25 para coletado e 1.00 para não recolhido.

- *Passo 2:* Fator de emissão utilizado

O fator de emissão para um sistema de tratamento é função do potencial máximo de produção de metano e do fator de correção de metano conforme a equação 2.

$$EF = Bo \times FCM$$

Equação (2)

Onde:

EF = Fator de emissão [Kg de CH₄. (Kg de DBO)⁻¹]

Bo = Capacidade máxima de produção de CH₄

FCM = Fator de correção para o metano (tabela 1)

Se não houver dados da região de estudo para a capacidade de produção de metano, utiliza-se o valor padrão de 0.6 Kg de CH₄ (Kg de DBO)⁻¹ (IPCC, 2019b).

- *Passo 3*: Emissões totais de metano procedentes da unidade de tratamento de esgoto da Casal. Para estimativa das emissões totais foi utilizada a equação 3.

$$\text{Emissões de CH}_4 = EF \times TOW$$

Equação (3)

Onde:

Emissões de CH₄ = Emissões de CH₄ durante o ano do inventário (Kg de CH₄.ano⁻¹)

TOW = Total de matéria orgânica presente no esgoto no ano do inventário (Kg de DBO.ano⁻¹)

FE = Fator de emissão [Kg de CH₄.(Kg de DBO)⁻¹]

Tabela 1. Fator de correção para o metano de acordo com o tipo de tratamento.

Tipo de tratamento	FCM
Fossa Filtro	0.50
Lodo Ativado	0.03
Lagoa de estabilização	0.80
Reator UASB	0.80
Emissário Submarino	0.10

Fonte: IPCC (2019b)

A estimativa das emissões de óxido nitroso decorrentes do tratamento de esgoto e do lançamento bruto em corpos d'água foi realizada através da equação 4, adaptada de IPCC (2019b).

$$\text{Emissões de N}_2\text{O} = P \times N_E \times FE \times 44/28$$

Equação (4)

Onde:

Emissões de N₂O = Emissões de N₂O no ano do inventário (Kg N₂O.ano⁻¹)

P = População no ano do inventário

N_E = Carga unitária de nitrogênio no efluente doméstico (Kg N.habitante⁻¹.ano⁻¹)

FE = Fator de emissão para emissões de N₂O da descarga em águas residuais [Kg N₂O-N. (Kg N)⁻¹] (tabela 2)

44/28 = É a conversão de Kg N₂O-N em Kg N₂O

A carga unitária de nitrogênio adotada para efluente doméstico foi de $4.68 \text{ g.indivíduo}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (Sperling, 2014).

Tabela 2. Fator de emissão para emissões de N_2O da descarga em águas residuais de acordo com o tipo de tratamento.

Tipo de tratamento	FE
Fossa Filtro	0.0045
Lodo Ativado	0.0160
Lagoa de estabilização	0.0000
Reator UASB	0.0000
Emissário Submarino	0.0050

Fonte: IPCC (2019b)

Combustão móvel

Em relação à combustão móvel, suas emissões foram estimadas através da metodologia apresentada pela ferramenta GHG Protocol 2019.3 (FGV, 2018). As estimativas dessa categoria foram baseadas no consumo anual de combustíveis e o fator de emissão do tipo de combustível utilizado, com isso, proporcionando uma estimativa precisa. As emissões foram obtidas através da equação 5:

$$E_{GEE} = CB \times F_{GGG,c}$$

Equação (5)

Onde:

E_{GEE} = Emissão de GEE (tGEE.ano^{-1})

CB = Consumo de combustível ($\text{m}^3.\text{ano}^{-1}$)

$F_{GGG,c}$ = Fator de emissão do GEE (CH_4 , N_2O , CO_2) devido ao consumo do combustível [$\text{tGEE.m}^{3(-1)}$] (FGV, 2018).

Combustão estacionária

O cálculo das emissões referente à combustão estacionária foi realizado através da metodologia apresentada pela ferramenta GHG Protocol 2019.3 (FGV, 2018), no qual as estimativas dessa categoria foram baseadas no consumo anual de combustíveis e o fator de emissão devido ao consumo de diesel dos motogeradores da empresa. As emissões foram obtidas através da equação 6.

$$E_{GEE} = CB \times F_{GGG,d}$$

Equação (6)

Onde:

E_{GEE} = Emissão de GEE (tGEE.ano^{-1})

CB = Consumo de combustível (m^3/ano)

$F_{GGG,d}$ = Fator de emissão do GEE (CH_4 , N_2O , CO_2) devido ao consumo do diesel [$\text{tGEE}/\text{m}^{3(-1)}$] (FGV, 2018).

Emissões fugitivas

O cálculo das emissões desse item foi realizado através da estimativa da recarga anual dos gases liberados na atmosfera referente aos aparelhos de ares condicionados e extintores de incêndio. A ferramenta de cálculo GHG Protocol 2019.3 apresenta três opções de cálculo, no qual a utilizada foi pelo método de triagem.

De acordo com a empresa que presta serviço de manutenção nos aparelhos de ares condicionados da Casal, cada aparelho de ar condicionado proporciona 1 (uma) recarga de gás por ano. A capacidade de gás de cada aparelho de ar condicionado determinado pela empresa que realiza a manutenção dos mesmos, no qual sua capacidade altera de acordo com a potência.

Percebeu-se que os aparelhos de ares condicionados da empresa se dividem em dois tipos: os que utilizam gás R410-A; e gás HFC-134a. Assim, a estimativa da capacidade de gás das unidades em operação dos aparelhos de ar condicionado foi obtida através das equações 7 e 8.

$$C_{R-410A} = QTD_{ARC/R-410A} \times CG$$

Equação (7)

Onde:

C_{R-410A} = capacidade das unidades que utilizam o gás R-410A ($kg \cdot ano^{-1}$)

$QTD_{ARC/R-410A}$ = Quantidade de aparelhos de ar condicionado que utilizam o gás R-410A

CG = Capacidade de gás de cada aparelho (kg)

$$C_{R22} = QTD_{ARC/R22} \times CG$$

Equação (8)

Onde:

C_{R22} = capacidade das unidades que utilizam o gás R22 ($kg \cdot ano^{-1}$)

$QTD_{ARC/R22}$ = Quantidade de aparelhos de ar condicionado que utilizam o gás R22

CG = Capacidade de gás de cada aparelho (kg)

Satisfazendo as orientações da empresa que presta manutenção nos extintores de incêndio da Casal, apenas os extintores com carga de CO_2 emitem gases de efeito estufa na atmosfera, que neste caso é o próprio CO_2 . Durante a recarga desses extintores, é descarregado todo o gás presente nele e inserido um novo gás dentro do equipamento. A Casal possui extintores de gás carbônico com capacidade de 4Kg e 6Kg. A estimativa da capacidade total das unidades em operação dos extintores de incêndio é obtida através da equação 9.

$$E_{GEE} = QTD_{EX6} \times 6 + QTD_{EX4} \times 4$$

Equação (9)

Onde:

E_{GEE} = Emissão de GEE ($tCO_2 \cdot ano^{-1}$)

QTD_{EX6} = Quantidade de aparelhos extintores CO_2 de 6kg

6 = Capacidade do extintor (6kg)

QTD_{EX4} = Quantidade de aparelhos extintores CO_2 de 4kg

4 = Capacidade do extintor (4kg)

Escopo 2 - Emissões indiretas

Energia elétrica

A contabilização das emissões dos GEE provenientes do consumo de energia elétrica foi realizada através da equação 10. O consumo foi obtido por meio da supervisão de eficiência energética da companhia. Realizou-se o somatório do consumo total para empresa, considerando as atividades administrativas e operacionais. Para realização das estimativas, além do consumo da empresa, adotou-se o fator de emissão do sistema interligado nacional, divulgado pelo Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação – MCTI (Brasil, 2019).

$$EE = CE \times FE$$

Equação (10)

Onde:

EE: Emissões de GEE ($tCO_2 \cdot ano^{-1}$)

CE: Consumo de eletricidade ($KWh \cdot ano^{-1}$)

FE: Fator de Emissão do SIN ($tCO_2 \cdot MWh^{-1}$).

Escopo 3 - Emissões indiretas

Viagens a negócios aéreos

A estimativa das emissões das viagens a negócios realizados por transporte aéreo foi realizada através da distância percorrida durante o ano. Para isso, utilizam-se informações sobre a origem e destino do trajeto das viagens com objetivo de determinar a distância percorrida. A ferramenta de cálculo GHG protocol v2019.3 (FGV, 2018) quantifica automaticamente as distâncias percorridas entre os aeroportos de partida e chegada. Para contabilizar o trajeto de ida e volta da viagem foi adotado um coeficiente de valor 2 (dois) no momento da estimativa. Deste modo, a contabilização das emissões dessa categoria foi realizada através da equação 11.

$$E_{GEE-VA} = D \times 2 \times F_{GGG,k}$$

Equação (11)

Onde:

E_{GEE-VA} = Emissão de GEE das viagens aéreas ($tGEE \cdot ano^{-1}$)

D = Distância correspondente ao somatório dos valores encontrados na ferramenta entre os aeroportos ($m \cdot ano^{-1}$)

2 = Corresponde a ida e volta do percurso adotado

$F_{GGG,k}$ = Fator de emissão do GEE (CH_4 , N_2O , CO_2) devido a distância percorrida ($tGEE \cdot km^{-1}$) (Defra/DECC, 2012).

As estimativas das viagens a negócios terrestres foram inclusas no item combustão móvel. Esse fato ocorreu devido à organização na empresa quanto ao consumo de combustível.

Deslocamento de Funcionários da Residência ao Local de Trabalho

A estimativa das emissões dessa categoria foi realizada através da distância percorrida pelos funcionários da Casal no seu deslocamento ao trabalho durante o ano de 2018. Para isso, a supervisão de pessoal forneceu o endereço e seu posto de trabalho dos 800 funcionários ativos da UN Capital. Como as informações disponibilizadas não foram suficientes para o cálculo da estimativa das emissões dessa categoria, utilizaram-se os seguintes critérios:

- Os funcionários que recebem auxílio transporte, todos utilizam ônibus;
- Os funcionários que não recebem auxílio transporte, 70% utilizam carros e 30% utilizam motos (Santos, 2015).

Considerou-se que ambos são abastecidos por gasolina, pois o valor de gasolina para o ano de 2018 apresentava-se mais vantajoso economicamente e por se tratar do pior cenário de emissão.

Para estimativa da distância percorrida, utilizou-se o aplicativo Google Maps, para determinar a distância percorrida do logradouro do funcionário até o local de trabalho. Nos casos em que o aplicativo disponibilizou mais de uma opção de trajeto, foi utilizado o que apresentou maior quantidade de quilômetros percorridos. Considerou-se que cada funcionário desloca-se de casa ao trabalho duas vezes por dia, correspondendo ao trajeto de ida e volta, durante 250 dias, que é a quantidade de dias úteis trabalhados no ano, segundo calendário da Casal do ano de 2018 (Casal, 2018b).

Com isso, a estimativa de emissão dos GEE da categoria deslocamento de funcionários da residência ao local de trabalho do escopo 3 foi realizada através da equação 12. A tabela 3 apresenta os funcionários que recebem auxílio transporte.

$$E_{GEE-DF} = D \times 2 \times 250 \times F_{GGG,k}$$

Equação (12)

Onde:

E_{GEE-DF} = Emissão de GEE devido ao deslocamento dos funcionários ($tGEE.ano^{-1}$)

D = Distância correspondente ao somatório dos valores encontrados ao utilizar o aplicativo Google maps ($m.ano^{-1}$)

2 = Corresponde a ida e volta do percurso adotado

250 = Correspondente a dias do ano

$F_{GGG,k}$ = Fator de emissão do GEE (CH_4 , N_2O , CO_2) devido à distância percorrida ($tGEE.km^{-1}$) (FGV, 2018).

Tabela 3. Relação de funcionários que recebem vale transporte.

Vale transporte	Quantidade de funcionários	Distância percorrida estimada (km/ano)
Recebem	287	5,210.40
Não recebem	513	13,940.30

Os fatores de emissão utilizados para o transporte de passageiros e consumo de combustível foram baseados no inventário nacional de veículos terrestres preparados pelo Ministério do Meio Ambiente no Brasil, sendo apresentados na ferramenta de cálculo do GHG Protocol (FGV, 2018).

Resultados

O total de emissões estimado para UN Capital da Casal no ano de 2018 foi de 31,099.33 tCO₂e. As emissões diretas da empresa compreenderam 86.7% (26,980.70 tCO₂e), enquanto as indiretas representaram 13.3% (4,118.63 tCO₂e). Dentre as emissões indiretas, verifica-se que o escopo 2 foi responsável por 11.6% do valor total (3,596.91 tCO₂e) enquanto o escopo 3 compreende a 1.7% (521.72 tCO₂e), conforme verificado na tabela 4.

Com os resultados obtidos não foi possível realizar a calibração dos fatores de emissões utilizados para estimativa das emissões.

Tabela 4. Emissões por escopo.

Escopos	Categorias	Emissões (tCO ₂ e)	Emissão total (tCO ₂ e)
Escopo 1	Tratamento de Esgoto	26,445.13	26,980.70
	Combustão Móvel	503.07	
	Combustão Estacionária	8.54	
	Emissões Fugitivas	23.96	
Escopo 2	Consumo de energia	3,596.9	3,596.91
Escopo 3	Viagens a negócio aéreas	22.79	521.72
	Deslocamento de funcionários	498.93	
Total			31,099.33

Escopo 1 - Emissões diretas

Considerando o escopo 1, constata-se que o tratamento de esgotos corresponde a 98% das emissões diretas. Conforme pode ser verificado, constitui-se também a maior fonte de emissão da empresa. Uma das razões deve-se ao fato do potencial de aquecimento global do metano e do óxido nitroso serem muito superiores ao dióxido de carbono.

A UN Capital da Casal atende uma população, no ano do inventário, de 588.805 habitantes em relação a coleta e tratamento de esgoto. Para isso, a empresa opera com cinco tecnologias de tratamento de esgoto, sendo eles tratados por fossa-filtro, lodo ativado, lagoa de estabilização, reator UASB e Emissário.

Analisando somente as emissões, percebe-se que os tipos de tratamento de efluentes realizados por lagoa de estabilização e reator UASB, respectivamente, foram os que proporcionaram maior emissão per capita (tabela 5). Em contrapartida o tratamento por disposição oceânica proporciona a menor emissão per capita. Com isso, compreende-se que o fator de emissão dos sistemas de tratamento está relacionado com suas emissões per capita, no qual, processos de tratamento anaeróbio resultam em maiores emissões de GEE, fator de emissão e, conseqüentemente, maiores emissões per capita.

Tabela 5. Emissões de GEE das estações de tratamento de esgotos da Casal

Tipo de Tratamento	Emissões de GEE			População (hab)	Emissão per capita (tCO ₂ e/hab)
	Metano (tCH ₄ /ano)	Óxido Nitroso (tN ₂ O/ano)	Gás Carbônico Equivalente (tCO ₂ e)		
Fossa-Filtro	316.10	0.70	8,110.45	57,736	140.47
Lodo Ativado	6.90	0.90	441.13	20,995	21.01
Lagoa de Estabilização	70.92	0.00	1,773.02	8,096	219.00
Reator UASB	17.33	0.00	433.18	1,978	219.00
Emissário Submarino	547.50	6.71	15,687.31	500,000	31.37
Total	958.75	8.31	26,445.10	588,805	44.91

A redução das emissões da categoria de tratamento de efluentes ocorrerá com o aproveitamento do metano gerado nas estações de tratamento de esgoto para o aproveitamento energético e, conseqüentemente, reduzirá o consumo de energia da empresa.

Percebe-se que as emissões da Casal, UN Capital foram baixas em relação à Embasa (Santos, 2015), Copasa (Copasa, 2015) e Sanepar (Sanepar, 2018), que emitiram 865,465 tCO₂e, 554,820 tCO₂e e 1,093,944.19 tCO₂e, respectivamente. As variações das suas emissões totais ocorreram devido à diferença em relação à população atendida e a tecnologia de tratamento de esgoto associada, além da eficiência do sistema de tratamento adotado.

Na categoria de combustão móvel, a empresa teve um consumo de 58,785.72 litros de diesel, 214,785.72 litros de gasolina e 36.07 litros de etanol. Isso referente a uma frota de 110 carros

pequenos, 9 caminhões e 6 motos, totalizando 125 veículos. Utilizando esses dados de atividade e aplicando-se os correspondentes fatores de emissão obteve-se um total de 503.07 tCO₂e, representando 1.62% do total. Esse percentual apresentou-se semelhante em relação a outras empresas de saneamento, no qual a Embasa (Santos, 2015), Copasa (Copasa, 2015) e Sanepar (Sanepar, 2018), representam 2.3%, 1.0% e 0.56% do total emitido, respectivamente.

Na categoria de combustão estacionária, a empresa teve um consumo de 3,583.69 litros de diesel para abastecer 21 motogeradores, atuando apenas quando ocorreu interrupção de energia elétrica. Utilizando esses dados de atividade e aplicando-se os correspondentes fatores de emissão obteve-se um total de 8.57 tCO₂e, representando 0.027% total. Comparando com outra empresa de saneamento que computou essa categoria, o percentual da Casal apresentou resultados semelhante ao da Sanepar, que em 2018 emitiu 239.8 tCO₂e, que representou 0.022% de seu total de emissões (Sanepar, 2018).

Percebe-se que a utilização dos combustíveis representa uma parcela pequena no total de emissões na Casal, UN Capital. Com isso, uma maior utilização de combustíveis produzidos a partir de fontes renováveis, como etanol e o biodiesel, pode reduzir as emissões de GEE dessa categoria, além de buscar utilizar esses veículos em horários de menos tráfego. Como os carros utilizados nas atividades da empresa são locados é importante utilizar veículos novos em toda sua frota.

As Emissões Fugitivas foram responsáveis, em 2018, pela emissão de 23.96 tCO₂e (tabela 16), correspondendo a 0.077% das emissões do escopo 1. Considerando um total de equipamentos (121 ares condicionados e 122 extintores de incêndio) no cálculo das emissões desta categoria, é possível concluir que a emissão per capita dos aparelhos de ar condicionado e dos extintores de incêndio foram de 0.19 tCO₂e/ar condicionado e 0.79kgCO₂e/extintor, respectivamente.

Escopo 2 - Emissões indiretas

O total de emissões resultantes do consumo de energia elétrica foi de 3,596.9 tCO₂e em 2018 para um consumo de 46,617.81 MWh e um fator de emissão (tCO₂/MWh) de 0.074.

Do total de emissões relacionado ao consumo de energia na UN Capital da Casal no ano de 2018, 90.26% refere-se ao tratamento e abastecimento de água, 8.04% aos sistemas de tratamento e transporte de esgoto sanitário e 1.70% relativas às atividades administrativas. Assim, a empresa deve adotar medidas de eficiência energética para reduzir o consumo associado a essas atividades e, conseqüentemente, as emissões indiretas no escopo.

O resultado da Casal apresenta proporções parecidas com o consumo da Embasa em 2012, onde a parcela correspondente ao abastecimento de água foi de 89.62%, sistemas de esgotamento sanitário 9.63% e escritórios apenas 0.74% (Santos, 2015)

Escopo 3 - Emissões indiretas

Considerando o escopo 3, constata-se que sua emissão corresponde a 1.67% (521.72 tCO₂e) do total emitido pela empresa no ano de 2018, sendo o deslocamento de funcionários casa-trabalho seu maior percentual correspondendo a 95.63% das emissões deste escopo.

O deslocamento de viagens aéreas foi dividido em distâncias curtas, médias e longas para se aplicar o fator de emissão correto. No ano de 2018, foram realizadas 168 viagens para diferentes destinos, considerando trajeto de ida e volta. Suas emissões representam 22.79 tCO₂e, uma parcela infinitesimal do total da empresa. Para reduzir as emissões dessa categoria será necessário diminuir as viagens a negócios, sejam elas aéreas ou terrestres, para isso, deverá adotar sempre que possíveis reuniões ou eventos online para diminuir o deslocamento.

As emissões decorrentes do deslocamento de funcionários da residência ao local de trabalho da Casal, UN Capital, foram de 490.07 tCO₂e correspondendo a uma distância percorrida de 4,787,675 km. Sendo o total de emissões geradas pelos carros, motos e ônibus correspondem a 337.56 tCO₂e (67.64%), 46.80 tCO₂e (9.38%) e 114.71tCO₂e (22.98%), respectivamente, desta categoria. Com isso, é importante utilizar combustíveis produzidos a partir de fontes renováveis e incentivar caronas solidárias entre os colaboradores da empresa que estejam lotados no mesmo setor.

Fazendo referência a Santos (2015), nessa categoria a Embasa emitiu 5.657 tCO₂e, correspondendo a uma distância total percorrida pelos colaboradores de 22.489.660 km, divididos entre região metropolitana e interior. Comparando os resultados entre as empresas, percebe-se que a relação emissões por distância percorrida (CO₂/km), as empresas Casal e Embasa têm o percentual de 0.10 e 0.25.

Emissões biogênicas

As emissões de CO₂ biogênico devem ser contabilizadas de maneira separada em relação às outras emissões de GEE, pois estas não possuem impacto adicional nas concentrações de GEE na atmosfera.

Nas atividades da Casal, UN Capital, há emissão de CO₂ biogênico por conta das categorias combustão móvel e estacionária (escopo 1), referente ao consumo de combustível, e deslocamento casa-trabalho (escopo 3). A contabilização dessas emissões foi na ordem de 197.10 tCO₂ biogênico.

Conclusões

A estimativa mostra que as emissões na companhia em 2018 chegaram a 31,099.33 tCO₂e. As emissões diretas da empresa compreenderam 26,980.70 tCO₂e, enquanto as indiretas representaram 4,118.63 tCO₂e.

O inventário de emissões de GEE indicou que a principal fonte de emissão no sistema da Casal foi o processo de tratamento de esgoto, que contribuiu com 26,445.13tCO₂e, 85.03% do total de emissões devido às gerações de metano e óxido nitroso. A segunda maior fonte de emissão de GEE na companhia foi referente ao consumo de energia elétrica, que resultou em 3,596.9 tCO₂e, 11.56% do total, para um consumo anual de 48,617.806MW.

A principal dificuldade na elaboração do trabalho foi a coleta de dados devido à extensa área de cobertura e ausência de um sistema central de informações contendo os dados necessários para quantificar as emissões de GEE.

Com base nos resultados desse estudo, a redução das emissões de GEE na Casal será possível com a captura do biogás nas estações de tratamento de esgoto e o uso de combustíveis produzidos a partir de fontes renováveis nos veículos.

A elaboração de um inventário de GEE constitui-se um grande desafio para uma empresa, sendo fundamental na determinação dos níveis de emissões, suas principais fontes e as oportunidades para mitigar ou compensar essas emissões.

Agradecimentos

Agradeço à Casal pela licença para realização desse trabalho.

Referências Bibliográficas

- Brasil, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (2019) Fator de Emissão da Energia. Brasília, MCTI. Acesso em 20 de junho de 2019, disponível em: https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_despacho.html
- Brasil (2009) *Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009*. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMS e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 2009. 29 pp.
- Carvalho, J.P.A.F., Pereira, A.G.H.V.E., Romanel, C. (2017) Inventário de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Campus Gávea da PUC-Rio. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(3), 591-595. <https://doi.org/0.1590/S1413-41522017155865>
- CASAL, Companhia de Saneamento de Alagoas (2018a) *Estrutura Organizacional*. Acesso em 13 de fevereiro de 2019, disponível em: <https://www.casal.al.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/OrganogramaCompleto.pdf>
- CASAL, Companhia de Saneamento de Alagoas (2018b) *Casal*. Acesso em 12 de janeiro de 2019, disponível em: <https://www.casal.al.gov.br>
- COPASA, Companhia de Saneamento de Minas Gerais (2015) *Inventário de Emissões de Gases de Efeito estufa*. Belo Horizonte, MG. Acesso em 26 de agosto de 2019, disponível em: <http://www.copasa.com.br/wps/wcm/connect/29ef890d-dc2f-42da-884f-6b39dd4bc94e/RELatorio+e+anexos.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=29ef890d-dc2f-42da-884f-6b39dd4bc94e>

- SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná (2018) *Inventário de emissões de gases de efeito estufa: Programa Brasileiro GHG Protocol*. Acesso em 26 de agosto de 2019, disponível em: <http://registropublicodeemissoes.com.br/participantes/1183>
- DEFRA/DECC, Department of the Environment, Food and Rural Affairs and Department of Energy and Climate Change (2012) *Guidelines to Defra/DECC's GHG Conversion Factors for Company Reporting, version 1.1*. AEA, Defra, DECC, UK. Acesso em 07 de março de 2018, disponível em: https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69554/pb13773-ghg-conversion-factors-2012.pdf
- Estrela, D.A. (2011) *Quantificação da Pegada de Carbono da Empresa Vestas Portugal*, Tese de mestrado, Mestrado em Engenharia do Ambiente – Ramo de Gestão, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Porto, 99 pp.
- FGV, Fundação Getúlio Vargas (2018) *Programa Brasileiro GHG Protocol. Ferramenta Intersectorial GHG Protocol v2019.3 xlsx*, Acesso em 17 de agosto de 2019, disponível em: <http://www.ghgprotocolbrasil.com.br/ferramenta-de-calculo>
- FGV, Fundação Getúlio Vargas (2019) *Programa Brasileiro GHG Protocol. Membros do Programa Brasileiro GHG Protocol*, Acesso em 26 de agosto de 2019, disponível em: <http://registropublicodeemissoes.com.br/estatisticas/membros-do-programa>
- Galli, A., Wiedmann, T., Ercin, E., Knoblauch, D., Ewing, B., Giljum, S. (2012) Integrating Ecological, Carbon and Water Footprint into a “Footprint Family” of Indicators: Definition and Role in Tracking Human Pressure on the Planet, *Ecological Indicators*, **16**(4), 100-112. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.017>
- Gupta, D., Singh, S.K. (2012) Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants: A Case study in Noida, *Journal of Water Sustainability*, **2**(2), 131–139. <https://doi.org/10.1155/2016/3796352>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2019a) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, 1, Acesso em 28 de dezembro de 2019, disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol1.html>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change (2019b) *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, 5, Acesso em 28 de dezembro de 2019, disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol5.html>
- Leão, E.B.S., Nascimento, L.F.M., Andrade, J.C.S., Oliveira, J.A.P. (2020) Carbon accounting approaches and reporting gaps in urban emissions: An analysis of the Greenhouse Gas inventories and climate action plans in Brazilian cities. *Journal of Cleaner Production*, **245**. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118930>.
- Mengel, M., Nauels, A., Rogelj, J., Schleussner, C.F. (2018) Committed sea-level rise under the Paris Agreement and the legacy of delayed mitigation action, *Nature Communications*, **9** (601) <https://doi.org/10.1038/s41467-018-02985-8>
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2018) *Acordo de Paris*, Acesso em 19 de fevereiro de 2019, disponível em: <http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>
- OC, Observatório do Clima (2019) *Is Brazil on the way to meet its climate targets? Explainer note by the climate observatory*, Acesso em 31 de março 2020, disponível em: http://www.observatoriodoclima.eco.br/wp-content/uploads/2019/09/Is-Brazil-on-the-way-to-meet-its-climate-targets_-1.pdf
- ONU, Organização das Nações Unidas (2019) *High-level synthesis report of latest climate science information convened by the Science Advisory Group of the UN Climate Action Summit 2019*, 28 pp. Acesso em 26 fevereiro 2020, disponível em: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30023/climsci.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Santos, J.O. (2015a) *Inventário das emissões de gases de Efeito Estufa (GEE) na Embasa: oportunidades para o aprimoramento da gestão das emissões*, Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial, Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, 162 pp.

- Santos, J.O., Andrade, J.C.S., Marinho, M.M.O, Noyola, A., Güereca, L.P. (2015b) Greenhouse gas inventory of a state water and wastewater utility in Northeast Brazil. *Journal of Cleaner Production*, **104**, 168-176. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.085>
- SEEG, Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa (2019) *Análise das Emissões Brasileiras de Gases de Efeito Estufa e suas implicações para as metas do Brasil*. Observatório do Clima.
- Silva, K.R.G. (2017) *Inventário de gases de efeito estufa para o município de Maceió*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL, 82 pp.
- Timperley, J. (2018) *The carbon brief profile: Brazil*. Acesso em 31 de janeiro de 2021, disponível em: <https://www.carbonbrief.org/the-carbon-brief-profile-brazil>
- Von Sperling, M. (2014) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, 4ª ed., Editora UFMG, Belo Horizonte, 472 pp.

REVISTA AIDIS

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

POLÍTICAS PÚBLICAS RELATIVAS AO LODO DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA

* Shara Sonally Oliveira de Sousa¹
Milla Gomes Albuquerque¹
Rosângela Gomes Tavares¹
Soraya Giovanetti El-Deir¹

PUBLIC POLICIES RELATING TO SLUDGE OF WATER TREATMENT STATION

Recibido el 27 de enero de 2021. Aceptado el 18 de agosto de 2021

Abstract

The disposal of ETA sludge with high concentration of aluminum in the environment has as consequence the contamination of biota. This article aims at analyzing the public policies pertinent to the disposal of the sludge in the environment, performing a critical reading of international agreements, Brazilian legislation, having in mind the norms established in the State of Pernambuco. In the scope of international policies there is the Global Agenda 21. The MDGs cover specific actions with a deadline of 2015. A new sustainable development agenda was established, the ODS. Considering the national panorama, we have the environmental issue mentioned in the Federal Constitution. Law N° 6938, which establishes the National Environmental Policy. The Brazilian Agenda 21 was created in 1992. Law N° 9605 was created, known as the Environmental Crime Law. Law n°11445 was instituted, which establishes the guidelines for basic sanitation. Law N° 12305 was instituted, referring to the National Policy on Solid Waste. Recently, Law No. 14026 was established, updating the Sanitation Legal Framework. In State Law n° 14236, it is observed that sludge was classified as industrial waste. When performing the diagnosis of the state in the Solid Waste Plan, it was pointed out the existence of 187 ETA, which the destination of the sludge occurs in adjacent water bodies. In Brazil, a greater national effort is needed with the expansion of sanitation services. A greater deepening of the issue is indicated, seeking the definition of norms that assure the maintenance of environmental quality relative to the final disposal of the sludge.

Keywords: international agreements; national legislation; state legislation; solid waste.

¹ Departamento de Tecnologia da Rural, Brasil.

¹ Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil.

*Autor correspondente: Universidade Federal Rural de Pernambuco, Av. Manoel de Medeiros, s/n, Dois irmãos, Recife-PE, CEP: 52171-900. Email: sharaoliveirassos@gmail.com

Resumo

A disposição do lodo da ETA com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação da biota. Este artigo visa analisar as políticas públicas pertinentes à disposição do lodo no ambiente, realizando leitura crítica de acordos internacionais, legislação brasileira, tendo olhar as normativas estabelecidas no Estado de Pernambuco. No âmbito das políticas internacionais têm-se a Agenda 21 Global. Os ODM abrangem ações específicas com prazo para o alcance em 2015. Foi estabelecida uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, os ODS. Considerando o panorama nacional, têm-se a questão ambiental mencionada na Constituição Federal. A Lei nº6.938, que institui a Política Nacional do Meio Ambiente. Têm-se a criação da Agenda 21 brasileira no ano de 1992. Foi criada a Lei nº 9.605, conhecida como Lei de crimes ambientais. Foi instituída a Lei nº11.445, que estabelece as diretrizes para o saneamento básico. Foi instituída a Lei nº 12.305, referente à Política Nacional dos Resíduos Sólidos. Recentemente, foi estabelecida a Lei 14.026 que atualiza o Marco Legal do Saneamento. Na Lei estadual nº14.236, observa-se que o lodo foi classificado como resíduo industrial. Ao realizar o diagnóstico do estado no Plano de Resíduos Sólidos, foi apontada a existência de 187 ETA, o qual o destino do lodo ocorre em corpos de água adjacentes. No Brasil, é necessário um maior esforço nacional com a ampliação dos serviços de saneamento. Indica-se maior aprofundamento da questão, buscando a definição de normativa que assegure a manutenção da qualidade ambiental relativa à disposição final do lodo.

Palavras chave: acordos internacionais; legislação nacional; legislação estadual; resíduos sólidos.

Introdução

Uma das consequências do mundo em mudança é a crise da disponibilidade de água em termos quantitativos e qualitativos, no qual a poluição ambiental e o crescimento populacional têm andado juntos. As atividades antrópicas têm exercido sobre os mananciais efeitos adversos que ameaçam a saúde humana. Desta forma, faz-se necessário o uso de tecnologias de tratamento de água e de resíduos líquidos e sólidos resultantes desde tratamento (Sobrinho *et al.*, 2019).

A tecnologia responsável pelo abastecimento de tratamento da água é formada por componentes e etapas, tais como a captação da água, transporte de água via adutoras, passagem por reservatórios de regularização e estação de tratamento de água (ETA). Em especial, dentre as estruturas do sistema de abastecimento têm-se a ETA como sendo a estrutura responsável pelo tratamento da água captada no manancial. Após aplicação de produtos químicos na água para remoção das impurezas presentes na água, têm a geração do lodo residual. O resíduo gerado nos flotores, descargas de decantadores, lavagem de filtros, remoção de ferro e manganês e abrandamento é o lodo (Achon *et al.*, 2013).

O lodo possui características variadas, a depender das condições apresentadas na água bruta captada e da dosagem dos produtos químicos utilizados para floculação. Esse é constituído de resíduos sólidos de natureza orgânica e inorgânica, tais como bactérias, vírus, algas, colóides, partículas em suspensão, areias, soltes, argila, magnésio, cálcio, manganês e ferro. Além dos

elementos citados, o lodo da ETA também é composto pelos floculantes hidróxido de alumínio, ferro e, em alguns casos, polímeros condicionantes (Achon *et al*, 2013; Andrade *et al.*, 2014).

A disposição do lodo com alta concentração de alumínio no ambiente tem como consequência a contaminação do meio e da biota ali presente. Quanto há bioscenose, observa-se a bioacumulação deste metal pesado nos organismos, podendo ocasionar diferentes respostas fisiológicas, chegando a inibir o crescimento em certas espécies de peixes e outros organismos aquáticos (Sobrinho *et al.*, 2019). A presença de alumínio, oriundo do coagulante sulfato de alumínio utilizado na ETA, em elevadas concentrações pode culminar na toxicidade estimulando a toxicidade aos organismos aquáticos, aumentando a degradação desses ambientes (Tavares *et al.*, 2018).

Segundo a Lei 12,305 (BRASIL, 2010, Art. 3º, inciso XVI), que instituiu a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS), o lodo é classificado como resíduo sólido resultante de atividades humanas. Esta Lei dispõe dos objetivos, princípios, diretrizes e instrumentos referentes ao gerenciamento dos resíduos sólidos e gestão integrada, introduzindo a responsabilidade dos geradores, sendo esta uma característica socioeconômica. Desta forma, esta dinâmica reflete os pilares do desenvolvimento sustentável, em uma visão sistêmica e integradora, que permite a gestão desses resíduos para minimizar o impacto ambiental, social econômico.

Uma importante questão ambiental que vem sendo pesquisada atualmente é a disposição dos resíduos da ETA. Neste contexto, este artigo visa analisar as políticas públicas pertinentes à disposição do lodo no ambiente, realizando leitura crítica de acordos internacionais, legislação brasileira, tendo olhar particular as normativas estabelecidas no Estado de Pernambuco.

Material e métodos

A pesquisa foi de caráter dedutivo e descritivo, teve o referencial teórico elaborado por meio de pesquisas bibliográficas, utilizando-se de dados secundários através da leitura de artigos científicos, políticas globais que dizem respeito ao desenvolvimento sustentável e a forma como estas refletiram nas políticas nacionais e estaduais, no que diz respeito à disposição do lodo e sua problemática.

Resultados e discussão

Compreende-se por políticas públicas o processo que tem por objetivo resolver um problema público, ou seja, a área do conhecimento que busca “posicionar o governo em ação”, analisar essa ação e sugerir mudanças na direção dessas ações, quando necessário (Souza, 2006). De acordo com o âmbito geográfico do problema, estabelece-se o nível da política pública, podendo ser internacional, nacional, estadual ou municipal. No âmbito das questões ambientais, as

políticas públicas são amplamente discutidas na busca de minimizar os impactos ambientais causados pela atividade antrópica. Os impactos ambientais podem ser locais, regionais ou globais, necessitando o estabelecimento de Leis, Decretos e Agendas, com o objetivo de atender as demandas destas questões.

Dentre os impactos ambientais, destaca-se a disposição do lodo no meio ambiente. Sobrinho *et al.* (2019) apontaram que no Brasil a maioria das ETA lançam resíduos sem nenhum tipo de tratamento prévio nos corpos hídricos ou terrenos adjacentes. Desta forma, faz-se necessário o estabelecimento de políticas públicas que estão, direta e indiretamente, relacionadas à disposição do lodo das ETA no meio ambiente. Neste sentido, faz necessário os acordos internacionais e políticas públicas relativas ao tema.

Acordos internacionais

A discussão ambiental surge devido aos impactos decorrentes das atividades humanas nos ecossistemas, desde as atividades agrícolas, indústrias, prestação de serviços apresentam potenciais impactantes diversos, visto que no sistema do capitalista não há internalização destes recursos. Esta discussão chegou no âmbito internacional e nacional e em diversas Conferências como as que tiveram lugar em Estocolmo, Kyoto e Rio Janeiro. Todos estes são indutores de políticas públicas nacionais.

No âmbito das políticas internacionais com foco na sustentabilidade, têm-se a Agenda 21 Global, organizada pela Organização das Nações Unidas (ONU, 1992), elaborada durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CNUMAD), evento conhecido como ECO-92.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 1992), a Agenda 21 Global pode ser definida como uma ferramenta de planejamento para a criação de sociedades sustentáveis. Segundo a Agenda 21 Global, no Pré-âmbulo, *“A Agenda 21 está voltada para os problemas prementes de hoje e tem o objetivo, ainda, de preparar o mundo para os desafios do próximo século. Reflete um consenso mundial e um compromisso político no nível mais alto no que diz respeito a desenvolvimento e cooperação ambiental. O êxito de sua execução é responsabilidade, antes de mais nada, dos Governos. Para concretizá-la, são cruciais as estratégias, os planos, as políticas e os processos nacionais. A cooperação internacional deverá apoiar e complementar tais esforços nacionais (ONU, 1992, p. 5)”*.

Ainda que a Agenda 21 Global estabeleça a participação ativa de todos os seguimentos sociais, esta missão ficaria mais presentes nos governos. A importância da elaboração deste documento evidenciou-se pela repercussão midiática que a Rio-92 teve na época da elaboração. Desta forma, é possível encontrar diferentes obras que abordam a problemática do meio ambiente (Piga *et al.*, 2016), com relação a iniciativa privada, o setor público e a organizações não governamentais.

Os países membros da ONU assumiram um conjunto de objetivos focado no progresso rápido do mundo rumo à eliminação da extrema pobreza e da fome no planeta. Durante a 55ª sessão da Assembleia Geral, chamada de Cúpula das Nações Unidas, foram adotados os chamados Objetivos do Desenvolvimento do Milênio (ODM), de maneira unanime pelos altos representantes de 191 países e chefes de estado, realizada de 6 a 8 de setembro de 2000, em Nova York (Roma, 2019).

Os ODM abrangem ações específicas com prazo para o alcance em 2015. Estas ações focam em oferecer educação básica de qualidade; reduzir a mortalidade infantil; acabar com a fome e a miséria; promover a igualdade entre os sexos e autonomia as mulheres; garantir qualidade de vida; estabelecer parcerias para o desenvolvimento; e no que se refere ao meio ambiente, respeito ao meio ambiente. Para cada objetivo citado foram estabelecidas 21 metas globais com 60 indicadores.

A fim de renovar o compromisso de sustentabilidade e adotar uma nova agenda de desenvolvimento sustentável, ocorreu a Cúpula das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável, de 25 à 27 de Setembro de 2015 na sede da ONU em Nova York, com a participação de mais de 150 líderes mundiais (ONU, 2015). Resultante da Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável de 2002, esta nova agenda teve contou com a participação de pessoas de todo o mundo, validando a Agenda 2030. Esta Agenda é composta por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), destacando-se promover a agricultura sustentável, alcançar a segurança alimentar da melhoria da nutrição; assegurar a disponibilidade e gestão sustentável; assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades, dentro outros.

Nesta Agenda, a abordagem a respeito de saneamento foca no abastecimento de água, no tratamento de efluentes e na destinação adequada dos resíduos, visto que um dos pontos de discussão ambiental para formulação das políticas públicas internacionais é assegurar o saneamento para todos. A depender da concepção do sistema de abastecimento e considerando as etapas de tratamento e posterior distribuição da água à população, têm-se a formação de efluentes. Um dos resíduos deste tratamento é o lodo.

Política nacional

Considerando o panorama nacional, têm-se a questão ambiental mencionada na Constituição Federal (Brasil, 1988, Art. 225), sendo exposta a universalização do meio ambiente e da qualidade de vida, de forma simples e objetiva:

“Todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao poder público e à coletividade o dever de defende-lo para as presentes e futuras gerações (BRASIL, 1988, Art. 225)”.

A Lei nº6,938 (Brasil, 1981), que institui a Política Nacional do Meio Ambiente, tem como objetivo criar mecanismos de formulação e aplicação e dá outras providências. Esta Lei tem a definição do conceito de poluição:

“Art. 3. III- poluição, a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetam desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos” (Brasil, 1981, Art. 3º)”.

Em paralelo, têm-se a criação da Agenda 21 brasileira no ano de 1992, sendo reflexo da Agenda 21 Global. Como as responsabilidades da Agenda 21 foram transferidas aos governos nacionais, essa se desdobrou em Agendas 21 nacionais, Agendas 21 estaduais e Agendas 21 locais (MMA, 2020). Dentre as ações prioritárias da Agenda 21 brasileira, têm-se o objetivo 9: “Universalizar o saneamento ambiental protegendo o ambiente e a saúde”, implicando em prover recursos para o abastecimento e a disposição de esgoto e resíduos, também, nas zonas rurais (Agenda 21 Brasileira, 2004). Desta forma, as questões acerca da destinação adequada dos resíduos e atendimento de água potável as populações foram incluídas na Agenda 21 brasileira.

Com objetivo de fixar as normas e padrões ambientais a serem observadas pelas atividades que necessitam de recursos ambientais, foi criado o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Neste, a Resolução nº237 (CONAMA, 1997) estabelece as normas para Licenciamento Ambiental e, no Anexo I, existe a especificação de atividades passíveis desta normativa, inclusive as Estações de Tratamento de Água. Sendo assim, a atividade de tratamento de água passa a passível de fiscalização tanto em questões de concepção do projeto, como também na forma que os resíduos resultantes deste processo são destinados.

Segundo a Lei nº 9,433 (Brasil, 1997), estão sujeitos a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos o lançamento de esgotos em corpos hídricos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de disposição final e diluição. Desta forma, sabendo que o lodo possui características químicas que podem acarretar alteração nos corpos hídricos, ou seja, causar poluição, esta Lei estabelece no Art. 12 a autorização do Poder Público para disposição desse resíduo nos corpos hídricos em forma de outorga.

No ano seguinte, foi criada a Lei nº 9,605 (Brasil, 1998), que dispõe sobre as sanções administrativas e penais oriundas de atividades e condutas nocivas ao meio ambiente. Nesta Lei (Art.54), caso ocorra o lançamento de resíduos líquidos, sólidos ou gasosos, ou óleos ou substâncias oleosas, ou detritos que não estão em concordância com as exigências estabelecidas em leis e regulamentos, há uma pena de reclusão de um a cinco anos.

Segundo a Norma Brasileira (NBR) 10,004 (ABNT, 2004), o lodo das ETA tem recebido a classificação de “Resíduos Classe II A- não inertes”, que necessita de uma destinação adequada. Contudo, mesmo com essa classificação os lodos das ETA vêm sendo lançados nos corpos hídricos (Oliveira e Holanda, 2008; Silva *et al.*, 2012). Além da Lei de Outorga citado anteriormente, a Resolução nº 357 (CONAMA, 2005) regula o lançamento do lodo nos corpos hídricos, desde que o descarte obedeça as condições, padrões e exigências estabelecidas por essa Resolução. O descarte nos rios é vantajoso para as ETA porque é o método de disposição mais econômico, rápido e dinâmico, porém o que pode causar mais efeitos adversos.

Outra regulamentação que faz referência ao lodo é a Resolução nº 375 (CONAMA, 2006), que trata da aplicação do lodo da ETA na recuperação de áreas degradadas ou em solos agrícolas. Para Teixeira, Melo e Silva (2005), tal aplicação eleva os teores de macronutrientes e o valor do pH do solo. A aplicação deve estar adequada a um resíduo orgânico, para fins de recuperação, como compostos de serragem ou esterco bovino.

Segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2012), cerca de 3 mil municípios brasileiros, 44,8% do total, não possui coleta de esgoto. Logo observa-se que o Brasil ainda necessita de avanço no que diz respeito a um serviço sanitário adequado. Na intenção de reverter esse quadro, foi instituída a Lei nº11,445 (Brasil, 2007), a qual diz respeito às diretrizes nacionais para o saneamento básico no país. O Art. 52 estabelece a concepção do Plano Nacional de Saneamento Básico. A área de saneamento básico sempre foi escassa de planejamentos estratégicos nacionais de longo e médio prazo, transferindo a responsabilidade aos municípios e estados. Segundo esta Lei, o Plano deve englobar o manejo de resíduos sólidos, o esgotamento sanitário e o abastecimento de água; portanto estabelece o manejo adequado do lodo, com vistas à proteção da saúde pública.

Ainda na esfera nacional, foi instituída a Lei nº 12,305 (Brasil, 2010), referente à Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que dispõe de instrumentos relativos à gestão integrada e o gerenciamento dos resíduos sólidos e responsabiliza os geradores, o poder público e identifica os instrumentos econômicos aplicáveis. Porém, mesmo havendo penalidades para a disposição inadequada de resíduos, o lodo não é especificado nas Leis como resíduo e, por vezes, é descartado no meio ambiente, sem nenhum tratamento. O Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) registra que, em 67% dos casos, o lodo proveniente das ETA foi descartado nos rios e mares; já no ambiente terrestre, em 26% dos casos, tal disposição foi em aterro sanitário ou terrenos baldios. Desta forma, percebe-se que existe a necessidade da plena aplicação dos ditames legais para a diminuição de degradação do meio ambiente.

Com respeito aos projetos que tem por finalidade o tratamento do lodo da ETA, o trabalho “Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de água” do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico – PROSAB, trata da disposição adequada dos lodos de ETA e os

potenciais impactos ambientais da disposição em ambientes aquáticos e terrestres (Reali, 1999). Entretanto, anos após a promulgação do PROSAB, houve chamada pública para a formação de cooperativas de pesquisa relacionadas ao saneamento por parte da Financiadora de Estudos e Pesquisa, órgão do Ministério de Ciência e Tecnologia do Governo Federal (Fernandes, 2009).

Recentemente, foi estabelecida a Lei 14,026 (Brasil, 2020) que atualiza o Marco Legal do Saneamento e confere a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) o poder para editar as normas de referência de saneamento. Nesta Lei, a disposição final do lodo é atribuída aos serviços públicos de esgotamento sanitários.

Legislação do estado de pernambuco

Tratando-se da legislação do Estado de Pernambuco, têm-se o marco no Brasil relativo a Política Estadual de Resíduos Sólidos na Lei nº 12,008 (Pernambuco, 2001). Esta foi revogada pela Lei nº 14,236 (Pernambuco, 2010a), face a necessidade de adequação à Política Nacional de Resíduos Sólido (Brasil, 2010). Segundo esta nova Lei, os resíduos sólidos são enquadrados de acordo com sua origem. Portanto, considera-se:

“Art. 3. II- resíduos industriais: provenientes de atividades de pesquisa e de transformação de matérias-primas e substâncias orgânicas ou inorgânicas em novos produtos, por processos específicos, bem como, os provenientes das atividades de mineração e extração, de montagem de manipulação de produtos acabados e aqueles gerados em áreas de utilidade, apoio depósito e de administração das indústrias e similares, inclusive resíduos provenientes de Estações de Tratamento de Água–ETA e Estações de Tratamento de Esgoto - ETE (Pernambuco, 2010)”.

O Decreto nº 35,706 (Pernambuco, 2010b), que regulamenta a Lei nº14,236 (Pernambuco, 2010a), institui o Comitê Estadual de Resíduos Sólidos, sendo este composto por representantes das Secretarias do Estado. Este Comitê tem a competência de articulação junto aos órgãos ambientais e acompanhar as ações relativas à gestão regionalizada, integrada e consorciada de resíduos sólidos. Nesta Política, observa-se que o lodo foi classificado como resíduo industrial, uma vez que passa por procedimentos de alta complexidade, desde a captação da água até a geração do resíduo nos decantadores e filtros da ETA. Desta forma, este fica sujeito a todos os procedimentos de licenciamento e gerenciamento previstos nesta legislação.

O Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) (Pernambuco, 2012a) foi apresentado por meio do Decreto nº 38,483 (Pernambuco, 2012b), onde tornou obrigatória a elaboração deste trabalho. Este considera a importância do planejamento ambiental visando o alcance de padrões socioambientais fundamentais para a garantia da qualidade de vida e da conservação do meio. Ao realizar o diagnóstico, foi apontada a existência de 187 ETA no Estado, sendo estas distribuídas nas regiões de desenvolvimento da Região Metropolitana de Recife, Mata Sul, Mata Norte,

Agreste Central, Agreste Meridional, Agreste Setentrional, Sertão Central, Sertão de Itaparica, Sertão Pajeú e Sertão do Araripe. O destino do lodo das ETA operadas pela Companhia Pernambucana de Saneamento (COMPESA) ocorre em corpos de água adjacentes.

A fim de reverter o quadro apresentado no diagnóstico, foram estabelecidas metas gerais para o gerenciamento dos resíduos, através de uma matriz de componentes, diretrizes e estratégias. Neste caso, foram estabelecidas duas diretrizes, as quais indicam a criação de condições especiais para que micro e pequenos empreendedores possam se ajustar aos objetivos PERS e extinção da disposição inadequada dos resíduos no ambiente. Dentre as estratégias, foi indicada a realização de Plano de Gerenciamento de Resíduos para a iniciativa privada e, inclusive, as ETA do estado (Pernambuco, 2012a).

Considerações finais

A questão da responsabilidade socioambiental internacional está pactuada nos acordos liderados pela ONU, tais como Agenda 21 Global, Objetivos do Desenvolvimento do Milênio e Objetivos do Desenvolvimento Sustentável. Nestes, o saneamento é uma prioridade e deve ser universalizado. No Brasil, é necessário um maior esforço nacional com a ampliação dos serviços de saneamento, compreendendo desde o abastecimento de água, o tratamento do esgoto e destinação adequada dos resíduos sólidos. A fiscalização da qualidade dos serviços de saneamento ambiental deve seguir padrões rigorosos, independente do prestador ser o poder público, consórcios público/privado ou iniciativa privada. Entretanto, a destinação adequada do lodo é um dos problemas da deficiência do saneamento.

Com relação a classificação do lodo, constatou-se que na Legislação nacional, especialmente na Política Nacional dos Resíduos Sólidos e demais normativas, este é considerado como resíduo sólido. Porém, na legislação estadual de Pernambuco, particularmente Política Estadual de Resíduos Sólidos, o lodo é considerado um resíduo resultante de processos industriais. Este enquadramento descreve melhor a atividade, uma vez que na água bruta proveniente dos mananciais é adicionado reagente químico (coagulante) para formação dos flocos e posterior sedimentação. Além disso, tal direcionamento legal permite o melhor gerenciamento deste resíduo nos Planos de Gerenciamento dos Resíduos Sólidos do estado. Se observada a orientação normativa para construção dos Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos das estações de tratamento de água, percebe-se que o enquadramento realizado pela Legislação no Estado de Pernambuco exige maior cuidado na destinação e na disposição final do lodo.

Dessa forma, indica-se maior aprofundamento da questão nas esferas Federal e Estaduais, buscando a definição de normativa que assegure a manutenção da qualidade ambiental relativa à destinação e à disposição final do lodo. Especificar este resíduo na legislação nacional, como forma de orientação para o melhor gerenciamento deste, poderá propiciar a elevação da segurança sanitária e ambiental para todo o processo de tratamento das águas no país.

Referências

- Achon, C. L., Barroso, M. M., Cordeiro, S. J. Resíduos De Estações De Tratamento De Água E A Iso 24512: Desafio Do Saneamento Básico. (2013) *Engenharia Sanitária E Ambiental*. **18**(2), 115-122. São Paulo-Sp. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220130002000033>
- Agência Nacional De Águas. Plano Nacional De Saneamento Básico: O Que Falta Para Avançar?. (2012) Metrópolis. Acesso em 28 de agosto de 2020. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/noticias-antigas/plano-nacional-de-saneamento-ba-sico-o-que-falta.2019-03-15.466558100>
- Andrade, C. F., Silva, C. M., Oliveira, F. C. (2014) Gestão Ambiental Em Saneamento: Uma Revisão Das Alternativas Para Tratamento E Disposição Do Lodo De ETA e Seus Impactos Na Qualidade Das Águas. V Congresso Brasileiro De Gestão Ambiental, 24 a 27 de Novembro, Belo Horizonte, Minas Gerais.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas (2004) *Nbr 10.004: Resíduos Sólidos- Classificação*. Rio De Janeiro, 16 pp.
- Brasil (2004a) *Agenda 21 Brasileira*. Ações Prioritárias. Comissão De Políticas De Desenvolvimento Sustentável E Da Agenda 21 Nacional. 2 Ed. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente, 158 pp.
- Brasil (1988) *Constituição Da República Federativa Do Brasil: Promulgada Em 5 De Outubro De 1988*. 4 Ed. São Paulo: Saraiva, 1990.
- Brasil (1997) *Lei 9.433 De 08 De Janeiro De 1997. Política Nacional Dos Recursos Hídricos*. Brasília-Df.
- Brasil (1997) *Resolução Conama Nº 237 De 19 De Dezembro De 1997. Procedimentos E Critérios Utilizados No Licenciamento Ambiental Como Instrumento De Gestão Ambiental*. Ministério Do Meio Ambiente, Brasil.
- Brasil (1998) *Lei 9.605 De 12 De Fevereiro De 1998. Lei De Crimes Ambientais*. Brasília, 12 De Fevereiro De 1998.
- Brasil (2007) *Lei 11. 445 De 05 De Janeiro De 2007. Plano Nacional Do Saneamento Básico. Estabelece As Diretrizes Nacionais Para O Saneamento Básico*. Brasília, Df, 05 De Janeiro. 2007.
- Brasil (2010) *Lei 12.305 De 02 De Agosto De 2010. Política Nacional De Resíduos Sólidos*. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 fevereiro de 1998; e dá outras providências. Brasília, DF, 05 de Agosto de 2010.
- Brasil (2005) *Resolução Nº 357, De 17 De Março De 2005*. Ministério Do Meio Ambiente. Conselho Nacional Do Meio Ambiente. Diário Oficial Da União, Brasília, Df, 17 De Mar. 2005.
- Brasil (2006) *Resolução Nº 375, De 29 De Agosto De 2006*. Ministério Do Meio Ambiente. Conselho Nacional Do Meio Ambiente.. Diário Oficial Da União, Brasília, Df, 29 De Ago. 2006.
- Brasil (2019) *Decreto Nº 9.784, De 7 De Maio De 2019. Declara A Revogação, Para Fins Do Disposto No Art. 16 Da Lei Complementar Nº 95, De 26 De Fevereiro De 1998, E No Art. 9º Do Decreto Nº 9.759, De 11 De Abril De 2019, De Decretos Normativos*.
- Brasil (2020) *Lei 14. 026 De 15 De Julho De 2020. Marco Legal Do Saneamento Básico*. Brasília, Df.
- Fernandes, L. M. R(2009). Seleção Pública De Proposta Para Apoio A Projetos De Pesquisa Científica, Tecnológica E Inovação Nas Áreas De Saneamento Ambiental E De Habitação. Rio De Janeiro: Financiadora De Estudos E Projetos (Finep).
- ODM (2020) *Os Objetivos De Desenvolvimento Do Milênio*. Acesso Em 17 De Maio De 2020. Disponível em: <http://www.odmbrasil.gov.br/os-objetivos-de-desenvolvimento-do-milenio>
- Oliveira, E. M. S., Holanda, J. N. F. (2008) Influência Da Adição De Resíduo (Lodo) De Estação De Tratamento De Água Nas Propriedades E Microestrutura De Cerâmica Vermelha. *Cerâmica, São Paulo*, **54**(330), 167-173. <https://doi.org/10.1590/S0366-69132008000200006>
- ONU (1992) *Agenda 21 Global. Unced - Conferência Das Nações Unidas Sobre O Meio Ambiente E Desenvolvimento (1992), Agenda 21 (Global) (2020)* Ministério Do Meio Ambiente. Acesso em 17 de Maio de 2020. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/se/agen21/ag21global>
- ONU (2015). Conheça Os Novos 17 Objetivos De Desenvolvimento Sustentável Da Onu. (2015) Acesso Em 17 De Maio De 2020. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/conheca-os-novos-17-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-da-onu/amp>

- ONU (2015). Cúpula Das Nações Unidas Sobre O Desenvolvimento Sustentável. (2015) Acesso Em 09 De Julho De 2020. Disponível <https://Nacoesunidas.Org/Pos2015/Cupula>
- Pernambuco (2001) *Lei 12.008 De 01 De Junho De 2001. Política Estadual De Resíduos Sólidos*. Recife, Pe: Palácio Do Campo Das Princesas.
- Pernambuco (2010) *Lei 14.236 De 13 De Dezembro De 2010. Política Estadual De Resíduos Sólidos*. Recife, Pe: Palácio Do Campo Das Princesas.
- Pernambuco (2010) *Decreto 35.706 De 21 De Outubro De 2010*. Institui O Comitê Estadual De Resíduos Sólidos E Dá Outras Providências. Recife, Pe: Palácio Das Princesas.
- Pernambuco (2012) *Decreto 38.483 De 01° De Agosto De 2012*. Torna Obrigatório A Observância Do Plano Estadual De Resíduos Sólidos. Recife, Pe: Palácio Das Princesas.
- Piga, T. R., Mansano, S. R., Mostagi, N. C. A (2016) *Agenda 21 E Seus Limites: Uma Conversa Necessária*. Iv Congresso Brasileiro De Estudos Organizacionais, 19 a 21 de Outubro de 2016.
- MMA, Ministério Do Meio Ambiente. (2020) *Agenda 21*. Acesso em 17 de maio de 2020. Disponível em: <https://Www.Mma.Gov.Br/Responsabilidade-Socioambiental/Agenda-21>
- Reali, M. A. P., Patrizzi, L. J. Espessamento De Lodos De Etas. In: Reali, M. A. P. (Coordenador) (1999) *Noções Gerais De Tratamento E Disposição Final De Lodos De Estações De Tratamento De Água Projeto Prosab*, Rio De Janeiro: ABES, 240 pp.
- Roma, J. C. (2019) Os Objetivos De Desenvolvimento Do Milênio E Sua Transição Para Os Objetivos De Desenvolvimento Sustentável. *Cienc. Cult. São Paulo*, **71**(1), 33-39, <http://Dx.Doi.Org/10.21800/2317-66602019000100011>
- Silva, G.G., Naval, L.P., Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B. Tratamento De Água De Reservatórios Por Dupla Filtração, Oxidação E Adsorção Em Carvão Ativado Granular. (2012) *Engenharia Sanitária E Ambiental, Rio De Janeiro*, **17**(1), p. 71-80. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522012000100011>
- Sobrinho, M. A. M., Tavares, R. G., Arruda, V. C. M., Correa, M. M., Pereira, L. J. R. (2019) Geração, Tratamento E Disposição Final Dos Resíduos Das Estações De Tratamento De Água Do Estado De Pernambuco. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, **24** (4), 761-771. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019175810>
- Souza, C. Políticas Públicas: Uma Revisão Da Literatura. (2006) *Sociologias*,(16), 20-45, Porto Alegre- Rs. <https://Doi.Org/10.1590/S1517-45222006000200003>
- Tavares, R. G., Sobrinho, M. A. M., Pereira, L. J. R., Correa, M. M., Arruda, V. C. M., Melo, R. R. C. (2018) Avaliação Da Toxicidade Do Lodo De Estação De Tratamento De Água E Esgoto, Antes E Após Vermicompostagem, Usando Teste De Germinação Com Semente De Alfaca (Lactuca Sativa) *Revista Dae*, **67**(128), 156-167. <https://Doi.Org/10.4322/Dae.2019.040>
- Teixeira, S. T., Melo, W. J., Silva, E. T. (2005) Aplicação De Lodo Da Estação De Tratamento De Água Em Solo Degradado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília*, **40**(1), p. 91-94. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2005000100013>

REVISTA AIDIS

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

THERMAL POTENTIAL OF THE MACROPHYTES *Eichhornia crassipes* (WATER HYACINTH) AND *Pistia stratiotes* (WATER LETTUCE)

Tammy Scarlet Balbina Sales Rosa ¹
* Pedro Henrique Weirich Neto ¹
Eliane Nascimento dos Santos ¹
Bruno Felipe Malanowski ¹
Sandra Regina Masetto Antunes ²
Nátali Maidl de Souza ¹

Recibido el 10 de febrero de 2021. Aceptado el 9 de marzo de 2022

Abstract

Most of the world energy consumption comes from non-renewable sources, which are being depleted, so alternative sources are necessary. The purpose of this work was to evaluate the thermal energy potential of macrophytes *Eichhornia crassipes* (water hyacinth) and *Pistia stratiotes* (water lettuce). These macrophytes were evaluated by gravimetric analysis, growth temporal determination, immediate analysis, and determination of the calorific value, under Cfb climate, Campos Gerais Region of Paraná, Brazil. The upper calorific value of macrophytes ranged from 11,459 kJ kg⁻¹ for water lettuce to 14,158 kJ kg⁻¹ for water hyacinth, lower than the wood used (around 18,000 kJ kg⁻¹). As for the dry mass productivity, the macrophytes varied from 6,889 kg ha⁻¹ for water lettuce to 9,947 kg ha⁻¹ for water hyacinth, also lower than the commonly used woods. The water hyacinth showed a higher potential than water lettuce. The values determined are lower, however, macrophytes are considered invasive in lakes have a high cost for maintenance, therefore, according to logistics, they can be an option as thermal energy.

Keywords: biomass, renewable energy, calorific value, biofuel.

¹ Laboratório de Mecanização Agrícola, Universidade Estadual de Ponta Grossa, (Lama/UEPG), Ponta Grossa, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Análises de Combustíveis e Biocombustíveis, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, Paraná, Brasil.

*Autor correspondente: Laboratório de Mecanização Agrícola, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Avenida Carlsó Cavalcanti, 4748, Bairro Uvaranas, Ponta Grossa, Paraná, Brasil. CEP 84030-900. Email: lama1@uepg.br

Introduction

With a view to sustainable development, the search for energy alternatives occupies a prominent place on the world agenda. Energy from biomass is highlighted as a renewable source of energy. Biomass can be defined as organic matter originated from agricultural and livestock activities, forestry or industrial residues. In addition to economic and environmental importance, biomass energy can assume social importance, being produced in smallholder farming systems.

Crops intended for use as biofuel feedstocks must present energetic and dry mass accumulation potentials. In these aspects, aquatic macrophytes stand out due to their high growth rates.

Aquatic macrophytes have important functions, recycling nutrients, removing nutrients in eutrophic environments, favoring periphyton communities, promoting habitat heterogeneity, protecting water bodies from erosion, among others.

However, when in disequilibrium, they have disordered growth. In this case tend to cause problems in the environment such as the reduction of light penetration in aquatic environments; interference with the oxygenation of the environment; hinder power generation of hydroelectric plants; hinder river navigation; and fishing by increasing maintenance costs (Gastal Jr. *et al.*, 2003; Tarawou *et al.*, 2007; Tiwari *et al.*, 2007; Zheng *et al.*, 2009). In 2017, the detachment of macrophytes in a hydroelectric plant reservoir, in the state of Mato Grosso do Sul, paralyzed the operation of 10 generating units, causing a maintenance cost of US\$ 900 thousand (CTG Brasil, 2019).

Through transpiration process, it can increase water loss by eight times in a water body (Souza and Lorenzi, 2005). In addition, macrophytes can provide shelter to insects that transmit the diseases of encephalitis, filariasis, and malaria (Kissmann, 1997).

However, macrophytes can be beneficially used for phytoremediation and in the provision of minerals through composting. (Lu *et al.*, 2010; Zacarkim *et al.*, 2014; Barrionuevo *et al.*, 2020). Therefore, this work aimed to evaluate the energy potential of macrophytes in Cfb climate, Campos Gerais Region of Paraná, Brazil.

Material and methods

This work was carried out in an artificial tank with continuous flow of water, used for amateur fish farming, in Ponta Grossa, Paraná, Brazil with coordinates UTM 615249.00 m E, 7219495.00 m S, zone 22J and altitude of 805 m a.s.l.

The predominant climate is Cfb (Köppen), mesothermic (subtropical and temperate), always humid (without dry season) with mild summers, an average temperature in the warmer months (set-mar) being below 22 °C, and frequent frosts in the winter (Caviglione, 2000). The tank had a water surface of approximately 210 m² and depth ranging from 0.60 m to 1.50 m.

To start the experiment, the water body was depleted and all existing macrophytes were removed, then the tank was filled with water again. After ten days with water, the species of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Mart. (Solms)), covering approximately 50 m² of the tank surface, and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.), covering approximately 10 m² of the tank surface, were placed on opposite sides of the tank. These macrophytes were chosen, because even though they are not endemic to Brazil, they are distributed in all regions (Amaral *et al.*, 2013).

Evaluations began 20 days after implantation. The first assessment aimed to correlate the mass of the crop by area. For the collection and dimensioning of dry mass in agricultural cultures, it is common to use a sample area of 1 m x 1 m, however in the case in vogue, because the amount of mass was greater, two wires, 50 x 50 cm and 20 x 20 cm, were tested.

The 20 x 20 cm area was selected and then 10 replicates per species were collected randomly. This material was weighted and dried in the shade until excess water was lost. After that, the water hyacinth plants were split into leaf, stem and root parts and the water lettuce plants into leaf and root (stem and root). All the material was placed in a forced air oven at 40 °C until constant mass.

A point was marked (x = 416 m e y = 398 m, Figure 1) from which it was possible to visualize the entire body of water. This point was used as reference for the photographic shoots of growth evaluation captured by the NIKON D 3100 14.2 MP camera. Seven images of the experimental area were made according to the dates: September 19th, November, 11th, January 26th, February 8th, February 13th and February 19th (2017/2018). The images were captured on days without clouds, between 12:00 and 13:00 h.

Photographs were initially processed with Inkscape v.0.91. After that, in a Geographic Information System (GIS), using the ArcGis v.10.2 program, the coordinate system was corrected by setting the grid (georeferenced). With vectorization, tank delimitation, evaluation and correction of the parameters of the photographs were performed: color, shape and texture, which made it possible to classify the surface cover of the tank as water hyacinth, water lettuce and water. The two species studied have very different morphoanatomical characteristics, which allowed easy classification. The growth analysis considered the movement of the crop in the water body.

With the relative area, temporarily increased, for each macrophyte, multiplied by the dry mass of each macrophyte per unit area, determined as the first stage of the experiment, the temporal productivity of these cultures was obtained.

At the end of the experiment, February 19th, three samples of each species (20 cm x 20 cm) were collected and used for immediate analysis and calorific value.

Immediate analysis was carried out, where the content of volatile, fixed carbon and ash materials was determined. Samples were analyzed according to NBR 8112 (ABNT, 1986). In this case, to determine the moisture content, it was determined on an analytical scale (Quimis 500L210C), 1 gram (g) of the sample, in a porcelain crucible, was taken to the sterilization oven (Brasdonto), at a temperature of $100\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 5\text{ }^{\circ}\text{C}$. The sample used to determine the moisture content was used for analysis of volatile materials. The crucible was placed in a muffle furnace (HydroSan,) at $950\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 7 minutes. The content of volatile materials is the relative difference between the initial and final masses. After this procedure, a new sample of 1 g was dried and placed in a muffle oven (HydroSan,) at $700\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 10\text{ }^{\circ}\text{C}$ for 6 hours. In this case the remaining relative mass is the ash content. With the relative mass of volatile materials and ash in possession, the relative mass of fixed carbon is calculated by difference. For each plant component, three repetitions were performed.

For the upper calorific value, the samples were analyzed according to NBR 8633 (ABNT, 1984), using a calorimeter pump, IKA brand, model C200.

Results and discussion

Average values and dispersion of dry mass, according to the division among leaf, stem and root of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and of water lettuce (*Pistia stratiotes*) by area are presented in Table 1. The shoot (leaf and stem) of the water hyacinth shows values higher than the dry mass of the submerged part (root). Such division (morpho-anatomical) is more academic than practical, because at harvest, the available machines collect the entire plant.

The growth in area (two-dimensional) of macrophytes water hyacinth and water lettuce were followed for 153 days, where seven determinations (photographic images) were performed. It was observed that the temperature, tended to increase gradually as the temporal advance of the experiment (spring/summer in the southern hemisphere).

Between the experiment establishment and the first determination/imaging (Spring), the mean of the minimum air temperature was $15.3\text{ }^{\circ}\text{C}$, while the mean of the maximum temperature was $24.9\text{ }^{\circ}\text{C}$, although with a large variation (ranging from 16.2 to $33.1\text{ }^{\circ}\text{C}$). After the third determination/imaging

until the end of the experiment (Summer), the mean of the minimum temperature was 19.2 °C and the mean of the maximum temperature was 28.3 °C (ranging from 26.1 to 31.8 °C) [Weather Station of the Paraná Meteorological System (Simepar) of Ponta Grossa].

Table 1. Minimum, maximum, average values and coefficient of variation of dry mass* of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) Ponta Grossa – PR.

Sample	Water content (g kg ⁻¹)	Maximum (kg ha ⁻¹)	Minimum (kg ha ⁻¹)	Average (kg ha ⁻¹)	Coefficient of variation (%)
<i>Eichhornia crassipes</i>					
Leaf	518	2,695	1,152	1,751	30
Steam	840	6,890	3,225	4,433	33
Root	828	2,741	870	1,866	39
Total		12,326	5,247	8,050	
<i>Pistia stratiotes</i>					
Leaf	858	4,090	1,936	2,774	25
Root	842	5,132	918	2,810	67
Total		9,222	2,854	5,584	

*dry mass after pass by forced air oven at 40 °C, up to constant weight.

The Figure 1 (a) shows the areas occupied by the two macrophytes on September 19th (first analysis) and Figure 1 (b) represents the last analysis (February 19th). For the water hyacinth, the initial occupied area of water was 64.51 m² after 153 days the area had increased 80 % to 116.57 m². Thus, it can be affirmed that in 153 days (Spring-Summer period in Cfb climate), the water hyacinth would have dry mass production ranging from 4.234 to 9.947 Mg ha⁻¹ [Table 2 and Figure 1 (b)].

The relative growth measures according to dates of follow-up (70, 109, 129, 142, 147, 153 days) of the water hyacinth and water lettuce is showed at Table 2. The initial area of water lettuce was 10.31 m², reaching, after 153 days 18.03 m² an increase of 61%. Thus (spring/summer period in Cfb climate and 805 m.a.s.), water lettuce would have final dry mass production between 2,132 and 6,889 kg ha⁻¹ [Table 2 and Table 3].

Macrophytes showed lower dry mass yields than energy woods and higher than most of the sub (co) products of agricultural crops (Table 3). One advantage of macrophytes, when compared to other biofuel feedstocks, is the use of this biomass would not cause changes in soil use (Bergier *et al.*, 2012).

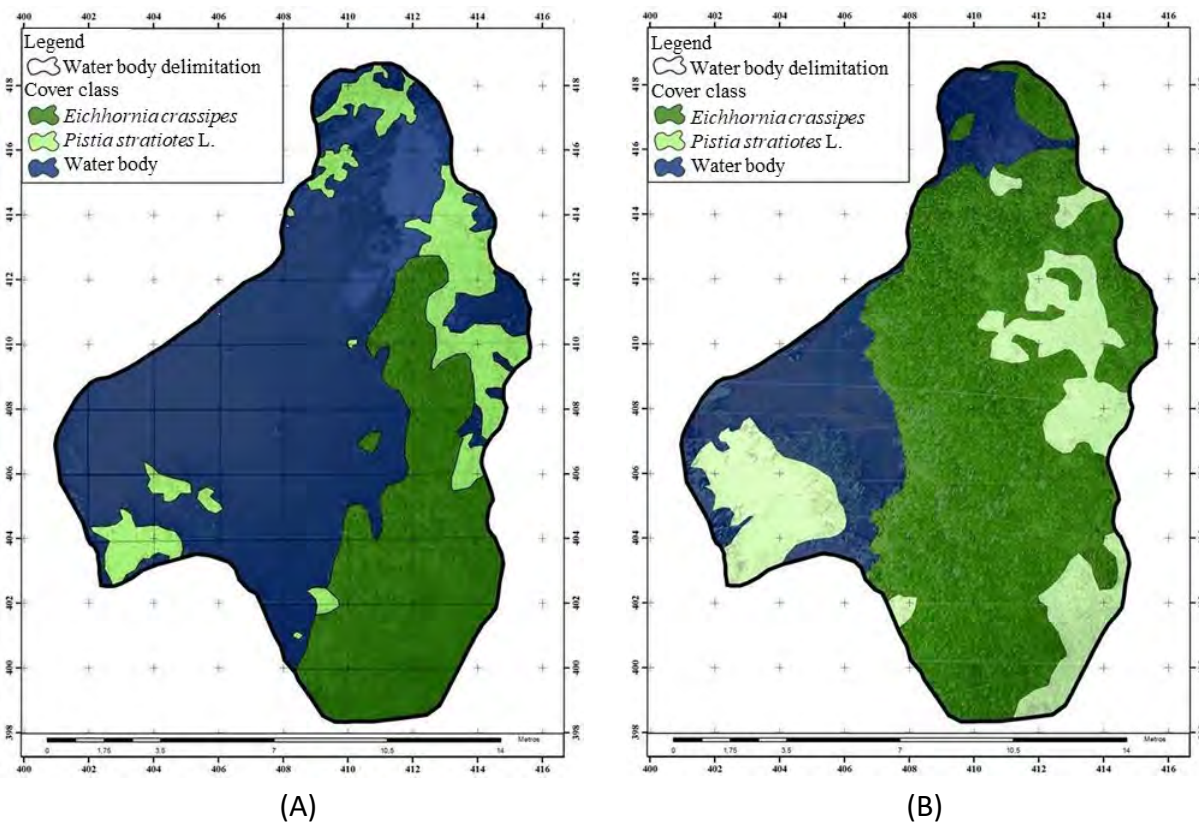


Figure 1. Mapping of the area filled with water hyacinth and water lettuce on 19/09/2015 (A) and on 19/02/2016 (B).

Table 2. Area growth and relative area growth to the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and for water lettuce (*Pistia stratiotes*) according to dates of follow-up, Ponta Grossa, Paraná, Brazil.

Day	Water hyacinth		Water lettuce	
	Area growth (m ²)	Relative area growth (m ² m ⁻²)	Area growth (m ²)	Relative area growth (m ² m ⁻²)
0	63.29	0	10.31	0
70	73.39	0.15	11.76	0.14
100	100.59	0.58	14.13	0.37
129	104.29	0.64	16.02	0.55
142	112.39	0.77	16.82	0.63
147	111.79	0.76	17.64	0.71
153	114.99	0.81	18.03	0.75

Table 3. Dry mass per area of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), water lettuce (*Pistia stratiotes*) and biomass used as energy source and alternative biomass.

Species	Dry mass ¹ (kg ha ⁻¹)	Author
<i>Eichhornia crassipes</i> ²	4,234 a 9,947	
<i>Pistia stratiotes</i> ²	2,132 a 6,889	
<i>Eucalyptus grandis</i> ³		
wood	91,000 a 272,000	Goulart <i>et al.</i> (2003)
bark	9,000 a 20,000	
<i>Pinus elliottii</i> ⁴		
shaft	161,300	Giongo <i>et al.</i> (2011)
twigs	15,800	
needles	7,700	
Sugar cane		
Straw ⁵	5,770	Molina Junior <i>et al.</i> (1995)

¹dry mass, dry mass after pass by forced air oven at 40 °C, up to constant weight

²initial area of 1 ha, yield in 153 days (spring/summer)(Cfb, Köppen); ³ inventory with 21.9 years; ⁴inventory with ten years; ⁵ inventory with 20 months.

The results of the immediate analysis are shown in Table 4. The mean values of fixed carbon and volatile materials were similar. The large ash content of the roots (Table 4) can be explained by the inorganic nature of the compounds that compose the ashes. These elements enter the plant by mass flow, through the roots being redistributed to the other tissues of the plant. Thus, it is reasonable that the roots, which constitute the gateway of these compounds, present higher concentrations.

The contents of volatile material found are high (Table 4). The samples had low fixed carbon content (0.12 for water hyacinth and 0.01 kg kg⁻¹ for water lettuce) compared to the content of most woods and their respective charcoals (Table 5). A low fixed carbon value accompanied with a high value of volatile material can be an advantage, since the fixed carbon provides slower combustion, requiring a greater time in the combustion chamber. Studies of the energy within agricultural by-products, such as soybean straw (without grains), maize rachis and sugarcane straw, showed volatile to carbon ratios similar to the macrophytes (Table 5).

Table 4. Mean and coefficient of variation of water content, volatile materials, ashes and fixed carbon of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*), Ponta Grossa, Paraná.

Samples	Water content		Volatile materials		Ashes		Fixed carbon	
	Average (kg kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)	Average (kg kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)	Average (kg kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)	Average (kg kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)
<i>Water hyacinth (Eichhornia crassipes)</i>								
Leaf	0.19	4.1	0.77	8.6	0.10	9.5	0.13	5.6
Stem	0.18	8.4	0.76	7.7	0.12	9.2	0.11	5.7
Root	0.16	15.0	0.73	6.7	0.16	4.0	0.11	3.9
Plant ¹			0.75		0.12		0.12	
<i>Water lettuce (Pistia stratiotes)</i>								
Leaf	0.19	4.8	0.73	1.7	0.14	6.2	0.13	8.1.1
Stem	0.17	1.9	0.73	2.9	0.20	25.1	0.06	4.6
Plant ¹			0.73		0.18		0.10	

¹ Average weight according to dry mass values (Table 1).

The direct burning and continuous feeding values would suggest the macrophytes will have a uniform and rapid combustion when compared to charcoal. Macrophytes can be considered high value biofuels, because the ashes influence transportation costs, the combustion process, and the ashes can contribute to the corrosion of equipment.

According to the ash analysis, the macrophytes could be tested used as fertilizer or as a component in the construction industry (Horta *et al.*, 2010; Gunnarsson and Petersen, 2007; Fiuza *et al.*, 2017).

The high values of ash are energetically worrying, but they are similar to the values of *Jatropha curcas* in natura, charcoal and the charcoal of press cake, which are considered as potential for energy use (Vale *et al.* 2011).

Table 5. Volatile, ash and fixed carbon content of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* and other materials used and with studies for energy utilization

Material	Volatile materials (kg kg ⁻¹)	Fixed carbon (kg kg ⁻¹)	Ashes (kg kg ⁻¹)	Author
<i>Eichhornia crassipes</i>	0.75	0.12	0.13	
<i>Pistia stratiotes</i>	0.73	0.10	0.18	
<i>Corymba citriodora</i>	0.20	0.80	0.01	Zanuncio <i>et al.</i> (2014)
<i>Eucalyptus paniculata</i>	0.23	0.76	0.01	
<i>Cupressus lusitanica</i>				Silva <i>et al.</i> (2014)
wood	0.17	0.18	0.01	
charcoal	0.29	0.70	0.02	
<i>Acacia auriculiformes</i>	0.84	0.15	0.01	Barros <i>et al.</i> (2009)
<i>Ormosia paraenses</i>	0.80	0.19	0.02	
<i>Jatropha curcas</i>				Vale <i>et al.</i> (2011)
Epicarp <i>in natura</i>	0.73	0.13	0.14	
Charcoal/epicarp	0.29	0.46	0.26	
Press cake <i>in natura</i>	0.74	0.14	0.08	
Charcoal/press cake	0.18	0.71	0.10	
Corn rachis	0.81	0.18	0.01	Paula <i>et al.</i> (2011)
Soybean plant	0.77	0.18	0.05	
Sugarcane plant	0.79	0.18	0.04	

The upper calorific value of the water hyacinth plant was higher than the water lettuce (Table 6), which may have relation considering the differences, albeit small, in the values of ash found in the two biomasses (Table 4). In terms of mass production (*Eichhornia crassipes*) also presented higher potential (Table 3).

The results of the upper calorific value for the water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), and for the water lettuce (*Pistia stratiotes*) are shown in Table 6. For both the water hyacinth and the water lettuce, the upper calorific value of the roots (submerged part) was lower than the leaf and stem (aerial part). In both cases, these results were expected due to the ash content (Table 3).

Table 6. Upper calorific value for botanical components, plant and coefficient of variation of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*)

	<i>Eichhornia crassipes</i>		<i>Pistia stratiotes</i>		
	Average upper calorific value (kJ kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)		Average upper calorific value (kJ kg ⁻¹)	Coefficient of variation (%)
Leaf	15,966	1.67	Leaf	13,028	0.87
Stem	14,522	0.52	Submerged part	9,886	1.04
Root	11,564	0.94	Total*	11,459	
Total*	14,158				

* weighted average according to dry mass averages (Table 1).

The upper calorific value (UCV) of the macrophytes was 25 to 50% lower than most of the presented sources (Table 7). Therefore, the use of this biomass as a heat source depends on the gravimetric yield and the logistical cost. The sources cited as having a better calorific value do not compete directly, however, they use soil as a substrate while macrophytes use water.

Although plant materials (by-products) from large-scale agricultural crops had similar volatile and fixed carbon values, the UCVs of these crops were higher than the macrophytes due to differences in the ash content (Table 5).

The macrophytes water hyacinth and water lettuce present intermediate energy potential compared to other feedstocks previously studied and those currently in use; due to the low immediate analysis values and average upper calorific values.

Therefore, additional studies of logistics and ash quality can help determine the feasibility of using macrophytes as biofuel feedstocks or fertilizers. Logistics is understood as the relationship between the amount of energy transported, which would be the dry mass of macrophytes minus the amount of water, and the distance to be transported.

Simple and inexpensive drying processes, using direct solar radiation, can greatly reduce the amount of water to be transported, which can enable longer transport distances, as well as the use of such biomass. The characterization of the ash may indicate its use as a fertilizer for traditional agricultural crops, as well as for organic production systems, as they have low solubility.

Table 7. Comparison of the upper calorific value of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) and water lettuce (*Pistia stratiotes*) with other sources

Material	Upper calorific value (kJ kg ⁻¹)	Author
Water hyacinth (<i>Eichhornia crassipes</i>)	14,158	
Water lettuce (<i>Pistia stratiotes</i>)	11,459	
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (alligator wood)	19,455	Damásio <i>et al.</i> (2013)
<i>Cupressus lusitânica</i> wood	19,292	Silva <i>et al.</i> (2014)
charcoal	27,421	
<i>Acacia auriculiformes</i>	18,338	Martins <i>et al.</i> (2016)
<i>Ormosia paraensis</i>	18,330	
<i>Corymbia citriodora</i>	19,238	Zanuncio <i>et al.</i> (2014)
<i>Eucalyptus urophylla</i>	19,794	
<i>Jatropha curcas</i> epicarp <i>in natura</i>	14,480	Vale <i>et al.</i> (2011)
charcoal/epicarp	16,543	
press cake <i>in natura</i>	21,430	
charcoal/press cake	26,078	
Corn rachis	19,309	Paula <i>et al.</i> (2011)
Soybean plant	18,848	
Sugarcane straw	18,053	
Sugarcane Straw	18,091	Molina Junior <i>et al.</i> (1995)

Conclusions

The water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) showed dry mass yield ranging from 4,234 to 9,937 kg ha⁻¹ while water lettuce (*Pistia stratiotes*) ranged from 2,132 to 6,889 kg ha⁻¹.

The water hyacinth content of fixed carbon was 0.12 kg kg⁻¹ and ash content 0.127 kg kg⁻¹, while the water lettuce presented fixed carbon contents of 0.01 kg kg⁻¹ and ash content 0.18 kg kg⁻¹.

The water hyacinth presented a higher mean of upper calorific value ($14,158 \text{ kJ kg}^{-1}$), then water lettuce ($11,459 \text{ kJ kg}^{-1}$).

The water hyacinth had a higher energy potential than the water lettuce.

Acknowledgments

Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) for the graduate scholarship of the first author. Sistema Meteorológico do Paraná (Simepar) for the meteorological dataset.

Literature cited

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1986) *Carvão Vegetal – análise imediata*. NBR 8112. Rio de Janeiro: ABNT, 5 pp.
- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1984) *Carvão Vegetal – determinação do poder calorífico-método de ensaio*. NBR 8633. Rio de Janeiro: ABNT, 13 pp.
- Amaral, M. C. E, Pellegrini, M. O. O, Sousa, D. J. L. (2013) *Pontederiaceae*. In: Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2013. Accessed on: 15 de jun de 2014. Available on: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB13742>
- Barrionuevo, M. E., Flores, L. B., Dussi, M. C. (2020) Caracterización de residuos de macrófitas acuáticas para la producción de compost. *Revista AIDIS*, **13**(3), 1022-1031. <https://doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.69832>
- Barros, S. V. S., Nascimento, C. C., Azevedo, C. P., Pio, N. S., Costa, S. S. (2009) Avaliação do potencial energético das espécies florestais *Acacia auriculiformis* e *Ormosia paraensis* cultivadas no município de Iranduba/Amazonas. *Madera y Bosques*, **15**(2), 59-69. <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1521191>
- Bergier, I., Salis, S. M., Miranda, C. H. B., Ortega, E., Luengo, C. A. (2012) Biofuel production from water hyacinth in the Pantanal wetland. *Ecohydrology & Hydrobiology*, **12**(1), 77-84. <https://doi.org/10.2478/v10104-011-0041-4>
- Caviglione, J. H., Kiihl, L. R. B., Caramori, P. H., Oliveira, D. (2000) *Cartas climáticas do Paraná*. IAPAR, Londrina, 44 pp.
- CTG Brasil (2019). *CTG Brasil investe R\$ 4,6 milhões em projeto para transformar plantas aquáticas em biocombustível*. Accessed on: 17 de abr. 2021. Available on: <https://www.ctgbr.com.br/ctg-brasil-investe-r-46-milhoes-em-projeto-para-transformar-plantas-aquaticas-em-biocombustivel>
- Fiu za, T. E. R., de Souza, E. C. F., Antunes, S. R. M., Costa, W., Arrúa, M. E. P., Antunes, A. C. (2017) Avaliação da utilização das cinzas da espuma gerada em Reator Anaeróbico de Manta de Lodo e Fluxo Ascendente como pigmento inorgânico de coloração alaranjada. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(6), 1163-1174. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017158707>
- Gastal Jr, C. V. de S., Irgang, B. E., Moreira, C. (2003) Problemas com infestação de macrófitas aquáticas na área de influência da usina hidrelétrica de itá. *Acta Scientiae*, **5**(1), 87-92. Accessed on: 17 de jan 2021. Available on: <http://www.periodicos.ulbra.br/index.php/acta/article/view/147/137>
- Giongo, M., Silva, D. B. da, Koehler, H. S., Marchetti, M. (2011) Inventário de biomassa em um plantio de *Pinus elliottii* engelm. aos 23 anos de idade. *Journal of Biotechnology and Biodiversity*, **2**(3), 81-86. <http://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v2n3.giongo>

- Goulart, M., Haselein, C. R., Hoppe, J. M., Farias, J. A., Paulesky, D. T. (2003) Massa específica básica e massa seca de madeira de *Eucalyptus grandis* sob o efeito do espaçamento de plantio e da posição axial no tronco. *Ciência Florestal*, **13**(2), p. 167-175. Accessed on: 17 de out 2020. Available on: <http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/12238>
- Gunnarsson, C. C., Petersen, C. M. (2007) Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, **27**(1), 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Horta, C., Lupi, S., Anjos, O., Almeida, J. (2010) Avaliação do potencial fertilizante de dois resíduos da indústria florestal. *Revista de Ciências Agrárias*, **33**(2), p. 147-159. Accessed on: 18 de out 2020. Available on: <https://revistas.rcaap.pt/rca/article/view/15878/12948>
- Kissmann, K. G. (1997) Plantas infestantes e nocivas. 2ªed. São Bernardo: BASF, 825 pp.
- Lu, Q., He, Z. L., Graetz, D. A., Stoffella, P. J., Yang, X. (2010). Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L). *Environmental Science Pollution Research*, **17**(1), 84-96. <http://doi.org/10.1007/s11356-008-0094-0>
- Martins, M. P., Benício, E. L., Dias Jr. A. F., Almeida, R. B. de, Carvalho, A. M. de, Ya, F. M. (2016) Produção e Avaliação de briquetes de finos de carvão vegetal compactados com resíduo celulósico proveniente da indústria de papel e celulose. *Revista Árvore*, **40**(1), 173-180. Accessed on: 18 de aug. 2020. Available on: <https://www.scielo.br/j/rarv/a/rPNwWm89Bv6tFgPf5xwGsWD/?format=pdf&lang=pt>
- Molina Junior, W. F., Ripoli, T. C., Geraldi, R. N., Amaral, J. R. do. (1995). Aspectos econômicos e operacionais do enfardamento de resíduos de colheita de cana de açúcar para aproveitamento energético. *STAB*, **13**(5), 28-31. Accessed on: 17 de aug. 2020. Available on: <http://stabregsul.ddns.net:8080/site/pdf/13.5.4.pdf>
- Paula, I. E. R., Trugilho, P. F., Napoli, A., Bianchi, M. L. (2011) Characterization of residues from plant biomass for use in energy generation. *Cerne*, **17**(2), 237-246. Accessed on: 17 de aug. 2020. Available on: <https://www.scielo.br/j/cerne/a/CY478JQ7bpBT36MwW7CGCgj/?format=pdf&lang=en>
- Silva, D. A., Almeida, V. C., Viana, I. C., Klock, U., Muñoz, G. I. B. de. (2014) Avaliação das propriedades energéticas de resíduos de madeiras tropicais com uso da espectroscopia NIR. *Floresta e Ambiente*, **21**(4), 561-568. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.043414>
- Souza, V. C., Lorenzi, H. (2005) Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação de famílias das Fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APGII. 2ª ed. Nova Odessa-SP: Instituto Plantarum, 704 pp.
- Tarawou, T. Horfall Jr., Vicente, J. C. (2007). Adsorption of Methyl red by water- hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Chemistry and Biodiversity*, **4**(9), 2.236-45. <http://doi.org/10.1002/cbdv.200790182>
- Tiwari, S., Dixit, S., Verma, N. (2007) An effective means of biofiltration of heavy metal contaminated water bodies using aquatic weed *Eichhornia crassipes*. *Environmental monitoring and assessment*, **129**(1-3), 253-256. <http://doi.org/10.1007/s10661-006-9358-7>
- Vale, A. T., Mendes, R. M., Amorim, M. R. S., Dantas, V. F. de. S. (2011). Potencial energético da biomassa e carvão vegetal do epicarpo e da torta de pinhão manso (*Jatropha curcas*). *Cerne*, **17**(2), 267-273. Accessed on: 26 de fev. 2020. Available on: <https://www.scielo.br/j/cerne/a/QmPhpmQs8Wkb8WZgW4sQh8N/?format=pdf&lang=pt>
- Zacarkim, C. E., Oliveira, L. C. de, Symanski, N., Quinões, F. R. E., Palácio, S. M., Damasceno, S. (2014) Analysis of a wetland system in the post-treatment of wastewater. *Revista Brasileira de Energias Renováveis*, **3**(1), 1-12. Accessed on: 26 de fev. 2020. Available on: https://revistas.ufpr.br/rber/article/view/35723/pdf_9
- Zanuncio, A. J. V., Lima, J. T., Monteiro, T. C., Trugilho, P. F., Lima, F. S. (2014) Secagem ao ar livre da madeira para produção de carvão vegetal. *Floresta e Ambiente*, **21**(3), 401-408. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.028713>
- Zheng, J. C., Feng, M. H., Lam, P. K., Ding, Y., Yua, H. (2009) Removal of Cu (II) in aqueous media by biosorption using water hyacinth roots as a biosorbent material. *Journal of Hazardous Materials*, **171**(1-3), 780-785. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.06.078>

REVISTA AIDIS

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

DEVELOPMENT OF SUNFLOWER AND CORIANDER GROWN IN HUMAN URINE

* Germário Marcos Araújo¹
Marianna Chaves da Silva¹
Ana Késia Pedrosa Viana¹
Luís Gonzaga Pinheiro Neto²
Iran Eduardo Lima Neto³

Recibido el 14 de marzo de 2021. Aceptado el 25 de octubre de 2021

Abstract

Most of the nutrients that are essential for crops, mainly nitrogen, phosphorus and potassium, are found in human urine in sufficient quantities, and in most cases, they are more adequate and sustainable even when compared to commercial chemical fertilizers. This work evaluated the growth of sunflower (*Helianthus annuus L.*) and coriander (*Coriandrum sativum*) submitted to the use of human urine as a biofertilizer. A treatment was carried out in the urine using the storage method, as a way to decontaminate pathogens. The experimental design used was a randomized block, with 5 treatments and 4 replicates, which were: T1 – only water; T2 – water + 15% urine; T3 – water + 30% urine; T4 – water + 45% urine; and T5 – water + 60% urine for sunflower cultivation. In relation to coriander, it was used in T1 – only water; T2 – water + 5% urine; T3 – water + 10% urine; T4 – water + 15% urine; and T5 – water + 20% urine. The experiment evaluated for sunflower and coriander the following: stem diameter (SD); Plant Height (PH); Leaf number (LN), Root length (RL) and Total Dry Mass of the Plant (PDM). The T1 and T2 treatments in sunflower cultivation showed higher mean values of SD, PH, LN and PDM. The T2 treatment in the cultivation of coriander showed greater development in relation to the variables SD, PH, LN and PDM. Thus, the results indicate that the crops were able to absorb the nutrients contained in human urine, demonstrating that it is possible to replace chemical fertilizers, causing a reduction in their consumption.

Keywords: natural fertilizer, nutrients, reuse.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Instituto Federal do Ceará, Campus Juazeiro do Norte, Brasil.

² Departamento de Construção Civil, Instituto Federal do Ceará, campus Fortaleza, Brasil.

³ Departamento de Recursos Naturais, Instituto Federal do Ceará, campus Sobral, Brasil.

⁴ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Corresponding author:* Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária, Instituto Federal do Ceará, Campus Juazeiro do Norte, Brasil. Av. Plácido Aderaldo Castelo, 1646 - Planalto, Juazeiro do Norte – Ceará, Brasil, Postal Code: 63040-540.

Email. germario@ifce.edu.br

Introduction

In Brazil, the sanitary sewage system does not attend the entire population, according to data from the Trat Brazil Institute. Only 52% of the population use a sewage collection network. A large part of untreated sewage reaches water resources, and even the treated ones, since the existing systems are not efficient in removing nutrients, therefore contributing to the supply of nutrients to water bodies, accelerating the eutrophication process.

This issue could be avoided if nutrients were seen as commodities, as they contain essential nutrients for crops. Thus, the agricultural use of organic waste is a sustainable alternative for recycling nutrients and minimizing the negative environmental impacts resulting from the final disposal of sewage. The use of residues as fertilizers in agricultural activity can bring benefits to the development of crop (Magalhães *et al.*, 2014; Araújo *et al.*, 2019; Chipako; Randall, 2020).

Among the residues, yellow water or human urine, stand out, since this liquid contains nitrogen, phosphate and potassium in the dissolved form in reasonable concentrations to meet the nutritional demands of the fertilized crops (Richert *et al.*, 2010; Karak; Bhattacharyya, 2011; Botto *et al.*, 2017). It accounts for approximately 56% of total phosphorus and 80% of total nitrogen found in domestic wastewater (Spångberg *et al.* 2014; Chipako; Randall, 2020).

It can be highlighted several studies on the use of human urine with different crops: barley (Rodhe *et al.*, 2004), wheat (Ganrot *et al.*, 2007); cucumber (Heinonen-Tanski *et al.*, 2007), tomato (Pradhan *et al.*, 2009); sorghum (Germer *et al.*, 2011); okra (Akpan-Idioka *et al.*, 2012); spinach (Sene *et al.*, 2012); pepper (Shrestha *et al.*, 2013); *Chrorella* cultivation (Zhang *et al.*, 2014). Oliveira *et al.* (2010a) and Freire *et al.*, (2017) studied the application of bovine urine in the cultivation of *Lactuca sativa L.*

However, there are few published studies on the use of human urine in Brazil as a biofertilizer. Araújo *et al.* (2015) investigated the application of human urine in the cultivation of corn by evaluating productivity. Botto *et al.* (2017) evaluated the productivity of castor bean cultivar using human urine in small farming.

Medeiros *et al.* (2020) evaluated the use of human urine as a fertilizer in the semiarid in relation to energy demand, environmental aspects and the impacts of crop fertilization, comparing them with the use of mineral fertilizers. Agricultural fertilization using human urine showed more advantages when compared to solid mineral fertilizer.

Assessing crop growth using parameters is extremely important, as it allows a first analysis of production estimates and does not require sophisticated equipment (Hortegal Filha *et al.*, 2018).

Thus, this work evaluates the use of human urine, in different concentrations, in the development of sunflower and coriander, as a biofertilizer.

Sunflower originated in North America, mainly southwestern United States and northern Mexico. It has great adaptability, so it is cultivated almost all over the world. The cultivation has been increasing because of the great capacity to produce high quality vegetable oil and biodiesel (Seabra Filho *et al.* 2021), in addition to the possibility of producing other products such as bran and cake. About 13% of the vegetable oil produced in the world corresponds to sunflower oil (AMABILE *et al.* 2002).

Coriander is an annual vegetable belonging to the Apicaceae family, considered easy to grow. In the Northeast region of Brazil, it is widely consumed, because of its flavor and aroma, and also because it is a source of iron, calcium and vitamins (Dias *et al.* 2021). It is grown mainly in Africa, Europe and Asia in Brazil in the northeast region has the largest plantations (LARIBI *et al.*, 2015).

Material and methods

This experiment was carried out in an experimental area of the IFCE, Fortaleza campus, Ceará State, Brazil within the geographical coordinates 3° 74' 48" Latitude (S) and 38° 53' 60" longitude (W).

The climate in Fortaleza is characterized, according to the Köppen's classification, as semi-humid tropical, with a rainy season from January to June and a dry season from August to December. The average monthly temperatures vary between 26°C and 28°C and the average annual rainfall is 1600 mm (IPECE, 2017).

The experimental period lasted from March to August 2019, and the collection, storage of urine and qualitative characterization were carried out firstly, followed by the planting and application of urine in sunflower and coriander crops, followed by the evaluation of the agronomic aspects.

The urine was stored in sealed containers for at least 30 days, a period reported in the literature as being sufficient to eliminate microorganisms. The samples were placed in previously cleaned plastic tanks and transported to the LSA (Laboratory of Environmental Sanitation at IFCE) for physical-chemical analysis, where the pH, electrical conductivity, ammonia and Total Phosphorus and Thermotolerant Coliforms (*E. coli*) were measured. All procedures for collection, conditioning, transportation and analysis of the samples followed the recommendations of APHA (2012).

The seedlings of sunflower (*Helianthus annuus* L.) and coriander (*Coriandrum sativum*) were produced in Styrofoam trays, with 100 cells, and the soil of the region, classified as sandy-loam, was used as substrate.

After 20 days of sowing, the seedlings were transplanted to plastic jars with a capacity of 950 mL, where the experiment was carried out, with three plants per pot. Concomitantly to germination, field capacity was defined using the method of Richards (1954) to determine the amount of water needed for irrigation. After such determination, 100 ml and 50 ml were used daily in each pot for sunflower and coriander crops, respectively.

The experimental design used in the experiment was a randomized block with five treatments and four replications, which were the following for sunflower: T1 – supply water; T2 – supply water + 15% human urine; T3 – supply water + 30% urine; T4 – supply water + 45% urine; T5 – supply water + 60% urine and, for coriander, they were: T1 – supply water; T2 – supply water + 5% urine; T3 – supply water + 10% urine; T4 – supply water + 15% urine; T5 – supply water + 20% urine. It is worth mentioning that irrigation was carried out daily in the morning, with the aid of a watering can.

The characterization of the culture growth was carried out from June to August 2019, using the classical non-destructive analysis method, following the methodology used by Silva *et al.* (2014), in which the plants are carefully removed and separated in properly identified paper envelopes. In the laboratory, the following parameters were analyzed: Stem diameter (SD), in mm; Plant height (PH), in cm; Root Length (RL), in cm and number of leaves (LN). For this, the following equipment was needed: graduated measuring tape to determine the stem height and digital caliper to check the diameter and leaf count.

The plants were removed from the jars and their stem, leaves and roots were separated. Then, the parts of the sunflower plants were subjected to drying in a greenhouse at a temperature of 65°C, for 24 h, until the constant weight of the dry mass of the plant (PDM) was obtained, which were determined with the aid of a digital precision scale.

The data were analyzed by the F test and when significant, they were submitted to the test of Tukey at the level of 1% and 5% probability. For crop growth analysis, they were submitted to regression analysis, seeking to fit equations with biological significances. The Assistat 7.7 Beta software (Silva and Azevedo, 2009) was used in the experiment.

Results and discussion

Table 1 shows the mean values of the parameters analyzed in the urine before and after the storage period. The pH is one of the most important parameters that influence the stabilization processes of human urine. According to Zancheta (2007); Zhang *et al.* (2014); Botto *et al.* (2017) and Chipako and Randall (2020) the formation results in the raise of pH. This is explained when the process of urea hydrolysis catalyzed by the enzyme urea occurs, releasing ammonia and

bicarbonate. This raise in pH is essential, as in samples with a pH above 8.0, there is trend towards nullity in relation to thermotolerant coliforms, which occurred after the storage period, which was the phase used in the experiments.

Table 1. Mean values obtained in the urine before and after storage.

Parameter	Urine without treatment	Urine after 30 days of storage
pH	6.3	9.0
Electric conductivity	16.2 mS.cm ⁻¹	47.6 mS.cm ⁻¹
Ammonia	80.1 mg.L ⁻¹	700.1 mg.L ⁻¹
Total phosphorus	1012.88 mg.L ⁻¹	304.45 mg.L ⁻¹
Thermotolerant coliforms	1.6 x 10 ² NMP.100mL ⁻¹	Absence

The pH is one of the most important parameters that influence the stabilization processes of human urine. According to Zancheta (2007); Zhang *et al.* (2014); Botto *et al.* (2017) and Chipako and Randall (2020) the formation results in the raise of pH. This is explained when the process of urea hydrolysis catalyzed by the enzyme urea occurs, releasing ammonia and bicarbonate. This raise in pH is essential, as in samples with a pH above 8.0, there is trend towards nullity in relation to thermotolerant coliforms, which occurred after the storage period, which was the phase used in the experiments.

Fresh stored human urine had an initial pH of 6.3 and after 30 days in a closed reservoir it increased to 9.0 units. Close results were obtained by Zhang *et al.* (2014); Qadir and Shukat (2019); Chipako and Randall, (2020), in which values close to neutrality was obtained for fresh urine. However, with the storage process, the pH tended to stabilize and reaching a value close to 9.0.

The raise in the pH, resulting from the hydrolysis of urea, also interferes with the values of electrical conductivity. Thus, an EC of 16.2 mS cm⁻¹, was observed in fresh urine, and after the storage period, there was a significant increase, reaching 47.6 mS cm⁻¹, an increase also observed by Martins (2016), with EC of 54 mS cm⁻¹ and by Zancheta (2007), who observed values between 17.3 and 49.0 mS cm⁻¹. High values of EC may hamper in the long run, the use of urine as a biofertilizer, since salts can fill empty spaces in the soil, negatively affecting the growth of the crop.

Botto (2013) and Chipako and Randall (2020) report that the increase in the concentration of ammonia occurs from the process that urine undergoes when it is stored, especially when storage occurs in a closed reservoir. As a result, urea is chemically hydrolyzed and biologically degraded. These reactions, as during hydrolysis, are responsible for increasing the pH and, as a consequence, the formation of bicarbonate ions occurs and the conversion of urea to ammonia, as a result.

An increase in ammonia of 80.1 mg L^{-1} was observed in fresh urine and 700.1 mg L^{-1} after the storage period. Under a high pH condition, ammonia is volatile. The high concentration was important to make nitrogen available to the soil, even though part of the ammonia was lost due to volatilization.

Phosphorus is found in human urine predominantly in the form of orthophosphate, as reported by Udert *et al.* (2003) and Zancheta (2007). For these authors, the decrease in the amount of P during the storage period is due to the precipitation in alkaline pH. The reduction is an indication that hydroxyapatite crystals are being formed and that their precipitation starts with the lowest pH and depending on the calcium already present in the urine. There is also the precipitation of struvite, which occurs with the raise in pH and after ammonification (Bichler *et al.*, 2002).

This fact can be evidenced with the reduction in levels of P, where fresh urine had a P content of $1012.88 \text{ mg/L}^{-1}$ and after 30 days in a closed reservoir, this value dropped to 304.45 mg L^{-1} , which is similar to that obtained by Martins (2016), that after four weeks, the P level was 300 mg L^{-1} .

The raise in urine pH, which occurs naturally after urea hydrolysis, destroys harmful pathogens in the urine (Von Münch; Winker 2011; Chipako; Randall, 2020). Thus, the presence of thermotolerant coliforms (TC) was observed in fresh human urine, however, it is noteworthy that humans do not excrete bacteria that belong to the coliform group through the urinary path, with the contamination of the urine occurring at the exit of the urethra, except the cases in which there is urinary infection (Martins, 2016).

The presence of TC was found in fresh urine, but after the 30-day storage period they were eliminated, which is caused by the adverse conditions for microorganisms, in which the raise in pH is one of them. Similar results were obtained by Zancheta (2007), Rios (2008) and Martins (2016).

Table 2 shows the mean values, statistical differences by the test of Tukey and the coefficients of variation of the parameters studied in sunflower and coriander crops, respectively. Significant differences were found, and in some cases, similarities between the treatments used in the two crops, according to the test of Tukey.

The results will be better discussed with the presentation of Figures 1 to 5 where each agronomic aspect will be approached separately.

Table 2. Mean values of SD, PH, RL, LN and PDM for different dilutions of human urine in natural water.

Water-diluted urine	SD (mm)	PH (cm)	RL (cm)	LN	PDM (g)
Sunflower					
0%	0.0414 ab	30.48 a	5.47 a	12.58 a	0.64 a
15%	0.0604 a	19.51 b	5.3 a	9.25 ab	0.44 ab
30%	0.0577 ab	13.27 bc	3.47 a	6.92 bc	0.33 bc
45%	0.0375 ab	10.73 c	4.23 a	3.83 cd	0.19 c
60%	0b	10.23 c	3.99 a	2.58 d	0.12 c
CV	59.12	20.62	18.33	25.49	29.84
Coriander					
0%	0.013 a	16.93 a	13.41 a	22.81 a	0.70 ab
5%	0.014 a	18.78 a	11.86 ab	26.13 a	0.922 a
10%	0.011 ab	14.88 a	9.39 abc	19.36 a	0.452 bc
15%	0.006 bc	6.68 b	6.04 bc	7.4 b	0.153 c
20%	0.002 c	4.82 b	3.48 c	6.13 b	0.129 c
CV	33.44	19.44	34.32	23.96	11.40

Means followed by the same letter in the column are not statistically different by the test of Tukey at 5% probability.

Stem diameter (SD)

The results of the analysis for SD in the cultivation of sunflower and coriander are shown in Figure 1. It was observed that during the experiment, the stem diameter showed a quadratic behavior in relation to the dilutions used in the experiment. It was observed that T2 obtained the best result, even when compared with T1. Then, the second-best dose observed was T3, also higher when compared to T1. The other dilutions were smaller and decreasing, reaching zero in treatment T5, where, it is statistically equal to treatments T1, T3 and T4.

The comparison between the treatments allowed to observe small variations between the dilutions used, however, it is observed that the largest dilutions were not well absorbed by the crops as they may be used in an excess of volume.

In sweet pepper grown with human urine, Muller *et al.* (2019) reported the smallest SD value of 8.84 mm for 8% dilution of urine and the highest was 15.58 mm for dilution of 30%. The percentage of urine used in the experiment directly influences productivity, and it can be beneficial or harmful according to the concentration used, thus, in the cultivation of sunflower, which reached 0.0604 mm as the best SD, for a 15% dilution, which shows that the optimal dosage of urine depends on the culture and on the amount applied per day.

In the analysis of the use of waste water and organic fertilization in the cultivation of sunflower, carried out by Souza *et al.* (2010), the SD found was 9.41 mm, which was irrigated at two different periods, using 10 mL in the morning and 10 mL in the afternoon, totaling a volume of 20 mL per day, for 28 days.

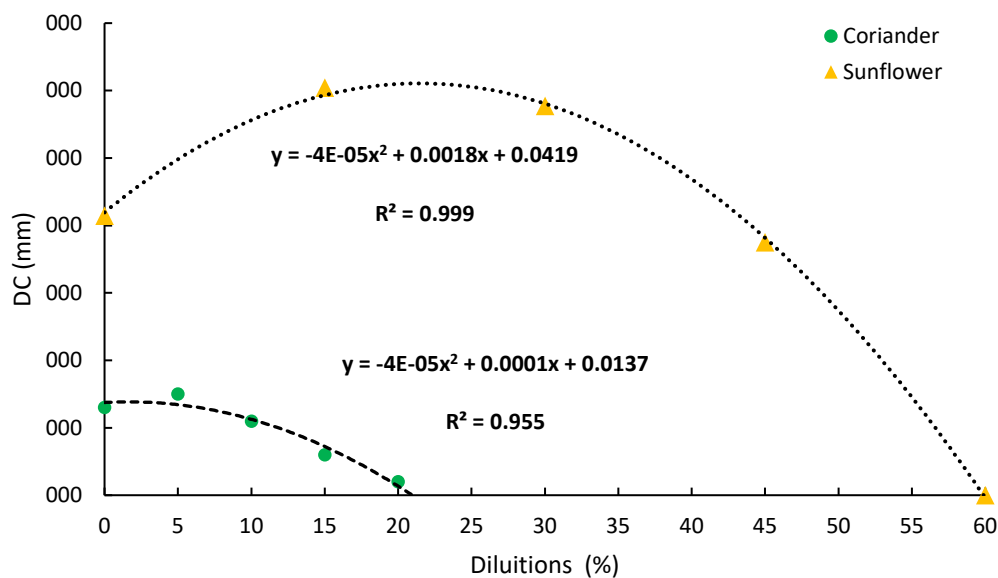


Figure 1. SD of sunflower and coriander according to the dilution of human urine in natural water.

Although the duration of the studies was similar, a factor that may have had a negative impact on the SD was the volume used for irrigation, 100 mL. Although the pot used in the study had a drain at the bottom, this volume (water + urine) may have caused a leaching of micronutrients present in the soil, since, at the beginning of the study, the plants showed an adequate initial growth; however, the plants did not grow over time and with the greatest dilutions.

Coriander (Figure 1) showed similarities between the T1 (0%), T2 (5%) and T3 (10%) treatments, which did not differ statistically from each other in relation to the SD, where the treatment that used 5% of human urine obtained the best result. The other dilutions also produced good results, but were reduced as the concentrations were increased, results similar to those obtained by Rios (2008) regarding the application of urine in *Lactuca Sativa L.* plantation, where the results of treatments with 0%, 5 %, and 10% did not differ from each other, however there was a difference between 15% and 20% of human urine.

The regression analysis in both crops showed that the equation with the best fit was the second-degree polynomial, with R^2 of 0.99 for sunflower and 0.96 for coriander. This fact demonstrates that the increase in dosages does not always mean an increase in the level of nutrients in the crop phytomass.

Plant height (PH)

It can be seen in Figure 2 the results obtained in the period studied for PH. It was possible to observe a decreasing behavior in the cultivation of sunflower, as the dilution values were increased. The T1 treatment showed the best result, reaching a value equal to 30.48 cm and with statistically differences from the other dilutions. The T2 and T3 treatments also showed the results, 19.51 cm and 13.27 cm, respectively and did not present any statistical differences between them. The other treatment continued in a decreasing way, obtaining a value of 10.23 cm for T5 (Figure 2).

The fact that the highest result was obtained using the T1 treatment (water only) indicates that the dilutions used in the experiment may have been high, since the use of urine may have hampered the growth of the plant.

In the regression analysis, the equation with the best fit for sunflower data was the quadratic polynomial, with a coefficient of determination (R^2) of 0.99, showing a decrease in PH as dilutions were incremented. This reinforces the idea that it was used high dilutions in this crop.

In the study by Freitas *et al.* (2012), a linear behavior was observed in the growth of sunflower under irrigation with different types of water and fertilization, with a determination coefficient (R^2) of 0.87, and the highest mean for PH equal to 112.4 cm. While in the study by Freitas *et al.* (2012) the best means of PH were for irrigation with reused water, in the period of 90 days. The best means for this study were observed when irrigation with water was performed.

Although the studies had similar cultivation periods, this experiment obtained better means for PH when irrigated with water; however, with the dilutions of 15% and 30%. This reinforces the idea that dilutions or the amount of urine applied were high for sunflower cultivation.

Souza *et al.* (2010) found, for the PH variable, a value of 81.00 cm for the sunflower irrigated with 20 mL of supply water. The factors that may have influenced Souza *et al.* (2010) to obtain a higher PH than that of the present study were the irrigation volumes that they used and the fact that they carried out the experiment in a local that was covered and protected from the weather.

For the cultivation of coriander, a result similar to that obtained in the stem diameter parameter was observed. The 0%, 5% and 10% dilutions did not differ statistically in relation to the height of

the coriander plants, where it was used the treatment with 5 % urine. The other dilutions also showed good results, but reduced as the concentrations were increased, confirmed in the regression analysis, where the equation with the best fit for the data was the polynomial, with a coefficient of determination (R^2) of 0.87 (Figure 2).

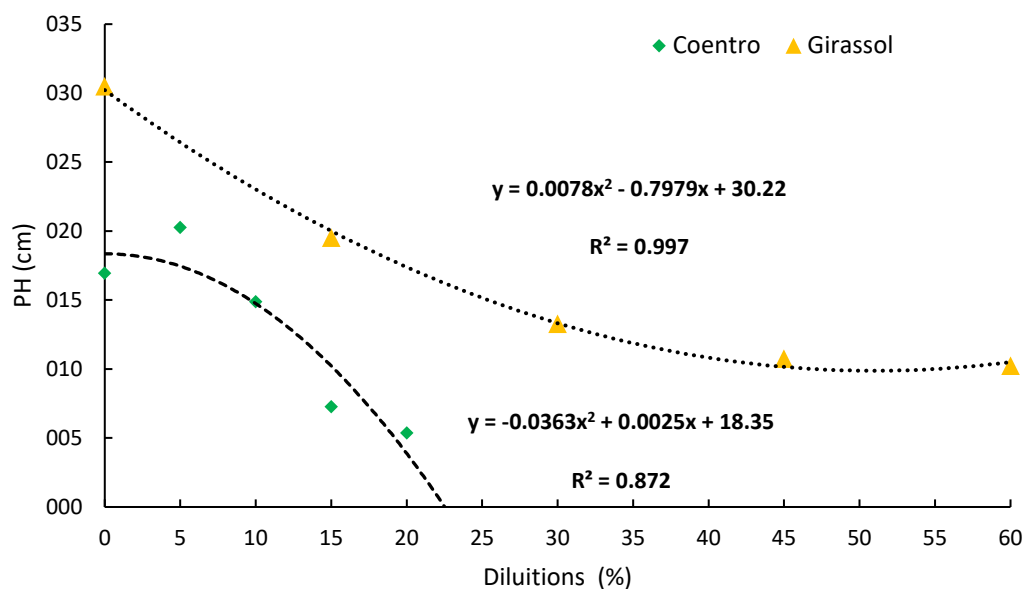


Figure 2. PH development in sunflower and coriander crops according to the dilutions used in the treatments.

As in this study, Rios (2008) also obtained similar results regarding the application of urine in *Lactuca sativa* plantations, where the results of treatments with 0%, 5%, and 10% did not differ, however, a difference between 15% and 20% in human urine was found.

In a study by Silva (2010) on the use of bovine urine for irrigation of coriander, the best results were obtained for plant height when the plants received 100% urine, achieving 46.75 cm, differing from the results obtained in this research. However, the coriander evaluated by Silva (2010) was irrigated every 7 days with different dilutions (0.25%; 50%; 75% and 100%), which may have contributed to the better absorption of nutrients by the crop.

Leaf number (LN)

It can be seen in Figure 3 the values obtained during the evaluated period for LN. Likewise, the behavior during the experiment was a decrease for the cultivation of the sunflower. The highest LN obtained was with the T1 treatment, presenting a value of 12.58 leaves. Then, the second-best

treatment observed was T2, with a value of 9.25 leaves. Both T1 and T2 did not differ statistically. As dilutions increased, the LN values decreased, with an inversely proportional behavior. The T5 treatment was, again, the one with the lowest value, with LN equal to 2.58 leaves, statistically differing among the other dilutions.

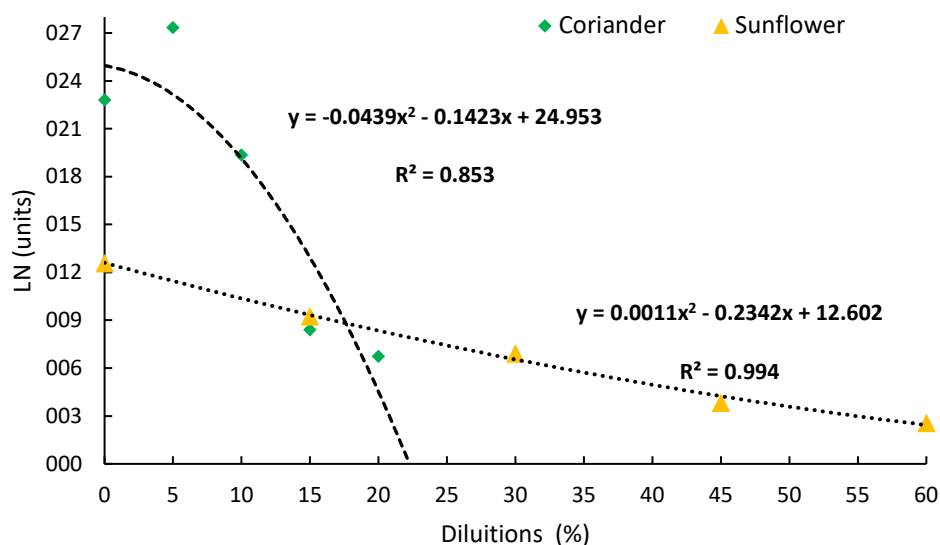


Figure 3. Development of the LN in the cultivation of sunflower and coriander according to the dilutions used in the treatments.

In the cultivation of coriander, like the SD and PH parameters, the LN obtained the same statistical design, where the dilutions 0%, 5%, 10% did not differ statistically, but showing that 5% of urine was a result that stood out in relation to the other dilutions.

It was observed in the regression analysis of sunflower cultivation the equation with the best data fit was the polynomial, with a determination coefficient (R^2) of 0.99 and for the coriander cultivation, the equation with the best data fit was also the polynomial, with a coefficient of determination (R^2) of 0.85. Despite being different cultures, this behavior observed in most of the analyzed parameters reinforces the idea that smaller dilutions can act more efficiently in terms of nutrient use by the crops.

Root length (RL)

Figure 4 shows the values obtained in the evaluated period for RL, in sunflower cultivation. The best results were for treatment T1 and T2, with a RL equal to 5.47 cm and 5.3 cm, respectively. In

the T3 treatment, the lowest mean value was 3.47 cm. Then, there was a growth in the following dilutions, with 4.23 cm for T4 and 3.99 cm for T5. The values obtained in this analysis showed a different behavior from the other variables under study. All results obtained in the experiment did not differ statistically.

Seeking the best fit of the data in the regression analysis, the polynomial equation was the one with the best fit, with (R^2) of 0.69 for sunflower cultivation.

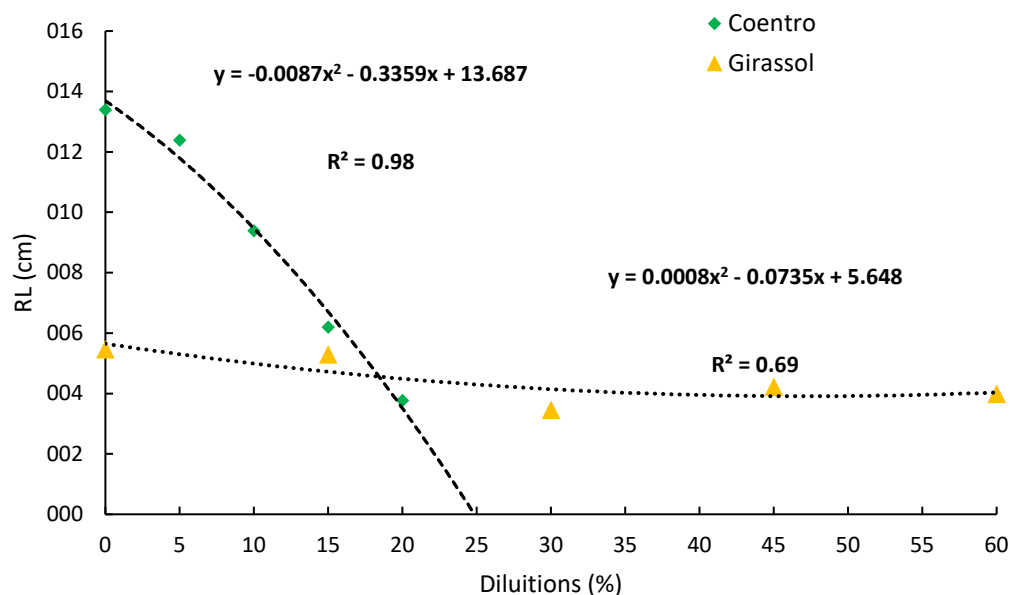


Figure 4. RL development in sunflower and coriander cultivation according to the dilutions used in the treatments.

The results of the RL analysis for the cultivation of the coriander are shown in Figure 4. It could be observed that there was a similarity between the results of the irrigation only with water and those with 5% and 10% of urine, which did not differ statistically between each other where T1 (0% dilution) obtained a better result compared to the others. Then, the second-best result was 5%. The other dilutions were smaller and decreasing.

According to the regression analysis, the equation with the best data fit was the quadratic polynomial, with a coefficient of determination (R^2) of 0.98, showing to be constant and decreasing, where the 0% dilutions were observed as a value greater than the 20%, the lowest value referring to the root length.

Another factor that may have contributed to the reduction in the length of the root is related to the matter of the electrical conductivity of the samples, which for treatments that use urine, even diluted, present high concentrations, considering the high value in the stored urine.

This fact is corroborated by Oliveira *et al.* (2010) who used salt substances for irrigation of coriander, observing that the root lengths were affected as the salinity of the irrigation water increased (0.5; 1.5; 3.0; 4.5 and 6.0 dS.m⁻¹). Like this study, the length of the coriander root was reduced as human urine concentration were increased.

Plant dry matter (PDM)

Figure 5 shows the mean values obtained during the evaluated period for PDM regarding sunflower cultivation. The results were similar to those obtained in most of the evaluated parameters, with a decreasing behavior. The highest mass was obtained in the treatment (T1), which presented a value equal to 0.64 g. Then, the T2 treatment, presenting PDM equal to 0.44 g. The T1 and T2 treatments did not differ statistically. With an inversely proportional behavior between the dilutions and the PDM, the lowest value obtained was for T5, with 0.12g, followed by the T4 treatment, with 0.19g. Both treatments were statistically different from each other.

The equation with the best data fit was the quadratic polynomial with a determination coefficient (R²) of 0.99.

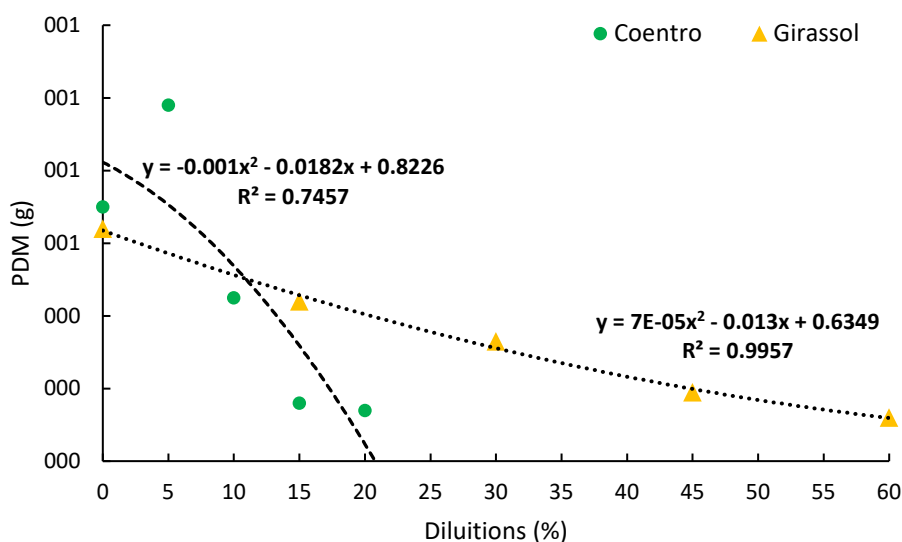


Figure 5. Development of PDM in sunflower and coriander cultivation according to the dilutions used in the treatments.

For the cultivation of coriander, a similarity in the behavior was observed with the other evaluated parameters. The treatments T1 and T2 did not differ statistically, but T2 showed a dry mass higher than the control T1. However, the other treatments did not differ and obtained results with lower values when compared with T2. In the regression analysis, the equation with the best data fit was the polynomial, with a coefficient of determination (R^2) of 0.75.

Rios (2008) obtained results similar to those of this experiment in the analysis of the use of human urine in *Lactuca sativa*, where it was observed that in the summer cultivation, dry and wet mass showed better results in treatments with smaller levels of urine, as well as Araújo (2017) who also obtained better results at lower dosages in fertigation with urine and cassava waste water.

Oliveira *et al.* (2010) and Rebouças *et al.* (2013) in their studies with the application of salt water in the cultivation of coriander, also obtained a reduction in the volume of dry mass of plants irrigated with a greater amount of salts, which may also have occurred in this study considering that the increase in amount of urine hampered the amount of dry mass of the plant.

It is important to highlight that urine can be collected in urinals or in separating vessels, which, even though it is not so widespread, the separation technique has been used in other parts of the world for many years. Sweden is one of the pioneers in formulating these urine-diverting systems, they started to develop this technique and in the 90's they built the first porcelain urine-diverting system. Another example we have is in China, where urine is separated in simple toilets and after being collected, it is used as fertilizer on the property where the collection took place (Jönsson, 2004; Zancheta, 2007). After collected and stored, these can be sent to the cultivation fields.

The commercialization of human urine-based fertilizers has shown a self-sustainable economic potential. The financial payback of 7.8 years was estimated in a business model of struvite production from human urine in Brazil (Oyama, 2013). The costs of labor and transportation of residential human urine stored and delivered to a farm of up to 56 km in the United States showed feasibility (Atlee *et al.*, 2019). As well as in South Africa (Etter *et al.*, 2015). In places with limited access to mineral fertilizers and sanitation, the economics of recovering nutrients from human excreta can be estimated based on the increased production of the fertilized crop (Medeiros *et al.* 2020).

Conclusions

This study shows that human urine can be used in the cultivation of coriander as the nutrients were assimilated by the crop. However, for the cultivation of sunflower, the dosages used for the cultivation were high, which had a negative impact on the evaluated agronomic aspects. Another factor that may have contributed to the worsening of the results was the amount of 100 mL of urine used daily. This may have caused a leaching of micronutrients present in the soil, restricting the growth of the crop.

In the stored urine, hydrolysis of urea occurred, producing ammonia, therefore increasing the pH and creating favorable conditions for the elimination of thermotolerant coliforms.

The values of agronomic aspects obtained in the cultivation of coriander were higher in the T2 treatment (5%) in the following aspects: LN; PH; SD and PDM when compared to the control 0% (water only). The 0% control obtained better results only in the RL parameter.

References

- Akpan-Idiok A. U., Udo I. A., Braide E. I. (2012) The use of human urine as an organic fertilizer in the production of okra (*Abelmoschus esculentus*) in *South Eastern Nigeria. Resources, Conservation and Recycling*, **62**, 14-20.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th Edn, Washington, D.C. American Society of Civil Engineers/Water Environment Federation.
- Amabile, R. F., Fernandes, F. D., Sanzonowicz, C. (2002) Girassol com alternativa para o sistema de produção do cerrado. Embrapa Cerrados-Circular Técnica. <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/559946/1/cirtec20.pdf>
- Araújo, N. C. de., Lima, V. L. A., Sena, L. F., de Lima, G. S.; Andrade, E. M. G., Cardoso, J. A. F. E., Oliveira, S. J. C. (2019) Produção de milho Potiguar fertirrigado com água amarela e manipueira. *Revista de Ciências Agrárias*, **42**(1), Lisboa mar. <http://dx.doi.org/10.19084/RCA18170>.
- Araújo, N. C., Coura, M. de A., Oliveira, R., Sabino, C. M. B., Oliveira, S. J. C. (2015). Cultivo Hidropônico de Milho Fertirrigado com Urina Humana como Fonte Alternativa de Nutrientes. *Revista Irriga, Botucatu*, **20**(4), p. 718-729, outubro – dezembro. ISSN ONLINE 1808-8546/ISSN CD 1808-3765.
- Araújo, N. C., de Lima, V. L. A., Sena, L. F., Ramos, J. G., Borges, V. E., Bandeira, F. A., (2017) Produção Orgânica da Alface Em Substrato Fertilizado Com Água Amarela e Manipueira. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, Fortaleza, **11**(8), p.2111-2119, 30 dez. 2017. INOVAGRI. <http://dx.doi.org/10.7127/rbai.v11n800689>.
- Atlee, J., Noe-Hays, A., Nace, K., Schreiber, T., Davis, A., Lally C., Dotson S. (2019). Guide to Starting a Community-scale Urine Diversion Program (first ed.), Rich Earth Institute, Brattleboro.
- Bichler, K. H.; Eipper, E.; Naber, K.; Braun, V.; Zimmermann, R.; Lahme, S. (2002). Urinary infection stones. *International Journal of Antimicrobial Agents*. **19**, p. 488-498.
- Botto, M. P. (2013) *Utilização da Urina Humana como Biofertilizante para Produção de Alimentos e Energia: Caracterização, uso na agricultura e recuperação de nutrientes*. Tese (Doutorado em Eng. Civil) – Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Fortaleza – CE, 270 pp.
- Botto, M. P., Muniz, L. F., Aquino, B.; Dos Santos, A. B. (2017). Produtividade da Mamona Cultivar BRS Nordestina Fertilizada com Urina Humana na Agricultura de Pequeno Porte. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. **10**(1), 113 – 124.
- Chipako T.L., Randall D.G. (2020). Urine treatment technologies and the importance of pH, *Journal of Environmental Chemical Engineering*. **8**. Issue1. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103622>
- Dias, F. H. C., Abreu, K. G., Lima, M. A. D. C., Lopes, A. S., Silva, E. G. D. F. (2021). Fitonematoides associados à cultura do coentro (CORIANDRUM SATIVUM). *Revista Multidisciplinar de Educação e Meio Ambiente*, **2**(2), 68. <https://doi.org/10.51189/rema/1086>
- Etter B., Udert, K. M., Gounden, T. (2015) VUNA Final Report Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag) Dübendorf Switzerland.

- Freire, J. L. de O., Silva J. E., Lima J. M., Arruda, J. A., Rodrigues C. R. (2017). Desempenho fitotécnico e teores clorofilianos de cultivares de alfaces crespas produzidas com fertilização à base de urina de vaca no Seridó paraibano. *Revista Agropecuária Científica no Semiárido ACSA*, Patos-PB, **12**(3), 258-267.
- Freitas, C. A. S. de., Silva, A. R. A da., Bezerra, F. M. L., Andrade, R. R. de., Mota, F. S. B., Aquino, B. F. (2012). Crescimento da Cultura do Girassol Irrigado com Diferentes Tipos de Água e Adubação Nitrogenada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. **16**(10), 1031-1039.
- Ganrot, Z., Dave, G., Nilsson, e., Li, B. (2007) Plant availability of nutrients recovered as solids from human urine tested in climate chamber on *Triticum aestivum* L. *Bioresource Technology*, **98**(16), 3122–3129.
- Germer, J., Addaib, S., Sauerborn, J. (2011) Response of grain sorghum to fertilisation with human urine. *Field Crops Research*, **122**(3), 234-241.
- Heinonen-Tanski, H., Sjöblom, A., Fabritius, H., Karinen, P. (2007) Pure human urine is a good fertiliser for cucumbers. *Bioresource Technology*, **98**(1), 214–217.
- IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (2017). Perfil Básico Municipal – Fortaleza. Secretaria de Planejamento e Gestão – Governo do Estado do Ceará. Acesso em: 02 de abril de 2020. Disponível em http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2017/Fortaleza.pdf.
- Jönsson H., Stinzing, A. R., Vinneras, B., Salomon, E. (2004) Guidelines of the Use of Urine and Faeces in Crop Production, EcoSanres Publication Series 2004-2 Stockholm Environment Institute Sweden.
- Karak, T., Bhattacharyya, P. (2011) Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. *Resource Conservation and Recycling*, **55**(4), 400 – 408.
- Laribi, B., Kouki, K., M'hamdi, M., Bettaieb, T. (2015). Coriander (*Coriandrum sativum* L.) and its bioactive constituents. *Fitoterapia*. Jun;103:9-26. <http://doi.org/10.1016/j.fitote.2015.03.012>. Epub 2015 Mar 14. PMID: 25776008.
- Magalhães, A.G., Rolim, M. M., Duarte, A. S., Bezerra Neto, E., Tabosa, J. N., Pedrosa, E. M. R. (2014) - Desenvolvimento inicial do milho submetido à adubação com manipueira. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **18**(7), 675–681. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662014000700001>
- Martins, E. S. C. S. (2016). *Efeito do armazenamento sobre as características de urina e águas amarelas*. Dissertação (Mestrado Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, Campina Grande, 86 pp.
- Medeiros, D. L., Queiroz, L. M., Cohim, E., de Almeida Neto, J. A., Kiperstok, A. (2020). Human urine fertiliser in the Brazilian semi-arid: Environmental assessment and water-energy-nutrient nexus. *Science of Total Environment* 136145. **713** April.
- Muller, P., Freitas, C. H. C., Pedro, J. P. B. (2019). Urina humana como fertilizante: Experimento com pimenta de cheiro (*Capiscum spp.*) na Amazônia Central. Meio Ambiente em Foco, volume 7, 1ª edição, Belo Horizonte, editora Poisson.
- Oliveira N. L. C., Puiatti, M., Santos R. H. S., Cecon, P. R., Bhering, A. S. (2010a). Efeito da urina de vaca no estado nutricional da alface. *Revista Ceres* **57**(4), Viçosa July/Aug. <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2010000400011>
- Oliveira, K. P., Freitas, R. M. O., Nogueira, N. W., Praxedes, S. C., Oliveira, F. N. (2010b). Efeito da irrigação com água salina na emergência e crescimento inicial de plântulas de coentro cv. verdão. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, Mossoró, v. **5**(2), 201-208.
- Oyama, C. (2013) Nutrientes da urina humana como fertilizante agrícola: análise de viabilidade econômica de modelo de produção baseado na Economia Solidária e na Agricultura Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), São Paulo.
- Pradhan S. K., Holopainen J. K., Heinonen-Tanski H. (2009) Stored Human Urine Supplemented with Wood Ash as Fertilizer in Tomato (*Solanum lycopersicum*) Cultivation and Its Impacts on Fruit Yield and Quality. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **57**(16), 7612–7617.
- Qadir, M. I., Shaukat, H. (2019). Muster of Urine pH with exercise. *Journal of Medical Practice and Review* **3**(5), 537-538.

- Rebouças, J. R. L., Neto, M. F., Dias, N. S., Sousa Neto, O. N. de., Diniz, A. A., Lira, R. B. de., (2013). Cultivo hidropônico de coentro com uso de rejeito salino. *Revista Irriga, Botucatu*, **18**(4), 624-634, dez. 2013. ISSN: 1808-3765.
- Richards, L. A. (1954) ed. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington – DC, US Department of Agriculture, 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).
- Richert, A., Gensch, R., Joensson, H., Stenstroem, T.A., Dagerskog, L. (2010) Practical Guidance on the Use of Urine in Crop Production. Stockholm: Stockholm Environment Institute (SEI). Disponível em: http://www.ecosanres.org/pdf_files/ESR2010-1-
- Rios, E. C. (2008). *Uso de águas amarelas como fonte alternativa de nutriente em cultivo hidropônico da alface (Lactuca sativa)*. Dissertação (Mestrado)-Curso de Engenharia Ambiental, Departamento de Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008, 85 pp.
- Rodhe, L., Stintzing, A. R., Steineck, S. (2004) Ammonia emissions after application of human urine to a clay soil for barley growth. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **68**(2), 191–198.
- Seabra Filho, M., Vieira, L. R., Menezes, A. S., Pinheiro Neto, L. G., Azevedo, B. M. de., Sousa, P. G. R. (2021) Produção de óleo e produtividade de girassol sob diferentes frequências de irrigação no semiárido cearense. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, **14**, 4297-4304.
- Sene, M., Hijikata, N., Ushijima, K., Funamizu, N. (2012) Adequate human urine application pattern for agriculture. *International Research Journal of Agricultural Science and Soil Science*, **2**(1), 38-45.
- Shrestha, D., Srivastava, A., Man Shakya, S., Khadka, J., Sharma Acharya, B. (2013) Use of compost supplemented human urine in sweet pepper (*Capsicum annuum L.*) production. *Scientia Horticulturae*, **153**, 8–12. <http://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.01.022>
- Silva, F. A. S., Azevedo, C. A. V. (2009). Principal components analysis in the software assistant statistical attendance. In: World Congress on Computers in Agriculture, 7. Reno- NV-USA. American Society of Agriculture and Biological Engineers.
- Silva, L. V. B., Lima, V. L. A., Silva, V. N. B., Sofiatti, V., Pereira, T. L. P. (2014). Torta de mamona residual irrigação com efluente sobre crescimento e produção do algodoeiro herbáceo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. **17**(12), 1264 – 1270.
- Souza, R. M., Nobre, R. G., Gheyi, H. R., Dias, N. S., Soares, F. A. L. (2010). Utilização da água residuária e de adubação orgânica no cultivo do girassol. *Revista Caatinga, Mossoró*. **23**(2), 125 – 133.
- Spångberg, J., Tidåker, p. and Jönsson, H. (2014) Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. *Science of The Total Environment* **493**, 209-219.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Biebow, M. and Gujer, W. (2003) Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. *Water Research* **37**(11), 2571-2582.
- Von Münch, E. And Winker, M. (2011) Technology review of urine diversion components: overview of urine diversion components such as waterless urinals, urine diversion toilets, urine storage and reuse systems, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany.
- Zancheta, P. G. (2007) Recuperação e Tratamento da Urina Humana Para Uso Agrícola. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Curso de pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória.
- Zhang, S., Lim, C. Y., Chen, C. L., Lui, H., Wang, J. Y. (2014) Urban nutrient recovery from fresh human urine through cultivation of *Chlorella sorokiniana*. *Journal of Environmental Management*. **145**, 129-136.

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DE SISTEMAS DE MICRODRENAGEM APLICADOS A BACIA HIDROGRÁFICA DO ONÇA NO TRECHO DO PARQUE DO BREJINHO

* Igor Guilherme Tameirão de Jesus¹
Fernanda Silva Lage¹
Lucas Vassalle de Castro²

EVALUATION OF MICRODRAINAGE SYSTEMS APPLIED TO THE ONÇA WATERSHED IN THE PARQUE DO BREJINHO SECTION

Recibido el 15 de marzo de 2021. Aceptado el 11 de octubre de 2021

Abstract

The city of Belo Horizonte developed unexpectedly in the 1950s. The arrival of automobiles resulted in the enlargement of roads, the population of the "cidade jardim" followed the drastic change, with the growth of its population and the construction of skyscrapers. The peak of population growth migrating from rural to urban space, resulted in an inadequate and inefficient infrastructure. The effects of this process are felt on all urban equipment related to water resources: water supply, transport and sewage treatment. From the perspective of transportation, looking for alternatives for surface rainfall runoff, This study proposes to carry out an environmental diagnosis of the Brejinho Park, sub basin of the stream Engenho Nogueira, aiming at a microdrainage solution, to delay the flood wave in the Ribeirão do Onça Hydrographic Basin. With the function of cushioning the flood flows and reducing the risk of flooding. Where a hydraulic modeling was performed using the Storm Water Management Model (SWMM) software, in order to simulate compensatory device interference in the basin. The implantation of the infiltration trenches proved to be technically feasible for the current scenario, reducing impacts caused by high local sealing. This makes it an alternative to flood reduction.

Keywords: microdrainage, Ribeirão do Onça Basin, SWMM.

¹ Departamento de Engenharia, Centro Universitário de Belo Horizonte, Brasil.

² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia, Centro Universitário de Belo Horizonte – UniBH. Av. Prof. Mário Werneck, 1685, Bunitis, Belo Horizonte - MG. CEP 30575-180. Brasil. Email: igorguilherme2012@gmail.com

Resumo

A cidade de Belo Horizonte se desenvolveu de maneira inesperada nos anos 50. A chegada dos automóveis resultou na ampliação e alargamento de vias, a população da “cidade jardim” acompanhava a mudança drástica, com crescimento de sua população e a construção de arranha céus. O pico de crescimento da população migrando do espaço rural para o urbano, resultou em uma infraestrutura inadequada e ineficiente. Os efeitos desse processo, fazem-se sentir sobre todo o aparelhamento urbano relativo a recursos hídricos: abastecimento de água, transporte e tratamento de esgotos. Sob a ótica do transporte, buscando alternativas para o escoamento superficial, o estudo propõe realizar um diagnóstico ambiental do Parque Brejinho, pertencente a sub bacia do córrego Engenho Nogueira visando uma solução de microdrenagem, para amortecer as vazões de cheia e reduzir os riscos de inundações. Foi realizada uma modelagem hidráulica utilizando o software *Storm Water Management Model (SWMM)*, com o intuito de simular a interferência de dispositivo compensatório na bacia. A implantação das trincheiras de infiltração se mostrou tecnicamente viável para o panorama atual, reduzindo impactos causados pela alta impermeabilização local.

Palavras chave: microdrenagem, Bacia Ribeirão do Onça, SWMM.

Introdução

Nas últimas décadas a cidade de Belo Horizonte vem sofrendo com grandes enchentes causadas por severas chuvas sazonais e impulsionadas pela ocupação desordenada dos leitos de rios combinadas as ideias conservacionistas de canalização. Diversos eventos resultantes da aceleração dos escoamentos demonstram que as canalizações convencionais dos sistemas de drenagem são intensificadoras das inundações, até mais que a impermeabilização da bacia (Canholi, 2014).

A Bacia Hidrográfica do Ribeirão Onça ocupa toda a região Norte de Belo Horizonte e é responsável por uma área de drenagem de 212 km². Atualmente possui algumas medidas de tratamento do efluente doméstico e dispositivos de macrodrenagem, porém ainda são insuficientes, inclusive a Bacia está sujeita a inúmeras áreas suscetíveis a inundação, de acordo com a carta de inundação de Belo Horizonte de 2014.

O Brejinho é um parque concebido em 2007 através do Decreto Municipal 12830 de 31 de agosto, localizado no Bairro São Francisco, é pertencente a sub-bacia do Engenho Nogueira, um dos efluentes do Ribeirão Onça. O panorama ambiental atual não é satisfatório, o que deveria ser uma Área de Proteção Permanente (APP), está distante desta realidade, uma vez que o local é utilizado como residência para moradores de rua, depósito de resíduos, bota fora de veículos e travessia de pedestres, os quais circulam por áreas alagadas, cujo componente hídrico provém de nascentes locais. Portanto, a implantação de conceitos inovadores e reconhecidos em diversas literaturas de drenagem urbana é essencial para o momento, principalmente frente a este panorama.

Tendo em vista a grande consternação causada por essas enchentes, a adoção de medidas compensatórias, como a trama verde-azul, que consiste em ações que integralizam o cotidiano da população, o patrimônio cultural e a preservação do meio ambiente físico, é essencial para manter a qualidade dos corpos hídricos e reduzir os riscos à vida e aos bens materiais. Em consonância com o problema apresentado, delimitou-se o trecho do Parque Brejinho pertencente à bacia hidrográfica do ribeirão do Onça para desenvolver este trabalho.

Neste sentido, medidas de microdrenagem surgem no contexto como dispositivos para favorecer a reserva dos escoamentos e retardar as ondas de cheia, conseqüentemente podem contribuir para reduzir a frequência de enchentes urbanas, principalmente em bacias com um alto nível de impermeabilização e densidade demográfica. Consiste em sistemas pontuais para reservar a água superficial que escoar pela bacia, diminuindo assim os impactos que são transferidos para a jusante em períodos críticos. Podem ser associadas a áreas de convívio urbano como pontos de recreação ou paisagísticos, como as valas e trincheiras de infiltração.

Silva (2007) aponta que um dispositivo de drenagem eficiente não deve ser considerado como um simples sistema destinado ao escoamento do excesso de água para um ponto a jusante, pois se trata de um conjunto de medidas que visam a atenuação dos riscos e dos prejuízos provenientes das inundações.

Exposta às necessidades de melhoria no que tange às questões de drenagem no local de estudo, o objetivo desta pesquisa foi realizar um diagnóstico ambiental do parque Brejinho visando uma solução de microdrenagem, para retardar a onda de cheia na Bacia Hidrográfica do Onça.

Metodologia

A modelagem matemática da bacia hidrográfica e redes de macrodrenagem é uma importante ferramenta disponível para o campo da Engenharia de Recursos Hídricos. Tal ferramenta permite que diversos cenários sejam analisados antes de se iniciar a execução do projeto, a fim de identificar quais são as melhores opções para a área de estudo. Portanto, quanto mais os dados inseridos forem próximos da realidade mais os resultados serão próximos ao desejado.

Optou-se nesta pesquisa pela aplicação de sistemas de microdrenagem em uma sub-bacia de Belo Horizonte, com o intuito de realizar um estudo de caso da área. Desse modo, o desenvolvimento do projeto se deu a partir dos passos abaixo, utilizados para a aplicação de um sistema de drenagem da área urbana na cidade de Goiânia e indicado para Bacias Hidrográficas em situações semelhantes (Silva, 2007):

- escolha do modelo computacional;
- definição da área trabalhada;
- obtenção de dados do projeto executivo;
- incorporação de dados no modelo;
- simulação do cenário atual com duas discretizações espaciais diferentes de área;
- definição dos dispositivos a serem simulados;
- simulação de cenários.

Modelo computacional

A simulação de modelos matemáticos demanda o uso de ferramentas computacionais para o processamento dos dados (Canholi, 2014). Portanto, a escolha do software mais adequado para a análise desejada deve-se considerar alguns critérios técnicos.

O *Storm Water Managment Model - SWMM* (Modelo de Gestão de Drenagem Urbana) é uma ferramenta desenvolvida pela *U.S Environmental Protection Agency - Usepa* em 1971 para a modelagem hidrológica-hidráulica. É um modelo dinâmico chuva-vazão que integra os sistemas de micro e macrodrenagem da rede com o escoamento superficial, possibilitando a simulação de alagamentos, que são fenômenos hidráulicos muito comuns em bacias urbanas, decorrentes da sobrecarga nos sistemas de drenagem que aumentam o nível d'água na rua sem que tenha havido o transbordamento dos córregos (Canholi, 2014).

Quando se faz a modelagem empregando dispositivos LID (*Low Impact Development*) o software SWMM realiza o balanço hídrico, determinando o que escoar de uma camada para a outra e o que é armazenado em cada camada, para assim imprimir resultados mais precisos.

O software foi escolhido para a modelagem da pesquisa pois é muito utilizado para projetos em diversas partes do mundo, permite a divisão da área de estudo de modo a possibilitar a representação da melhor forma possível, é de fácil entendimento e acesso, exige um menor número de dados de entrada pois trabalha com modelação unidimensional (Silva, 2007) e permite a integração com o sistema de informações geográficas disponíveis.

Definição da área de estudo

A área de estudo para implantação do dispositivo de drenagem é o Parque do Brejinho, localizado na regional Pampulha, situado na Rua Alcobaça número 43, no Bairro São Francisco desde o ano de 2007. O parque do Brejinho possui cerca de 9 nascentes catalogadas, ao longo de 57600 m². O local conta com dois cursos d'água, que convergem no parque, se tornando apenas um único canal, que abastece a sub bacia do córrego Engenho Nogueira pertencente a Bacia do Onça (Figura 1).



Figura 1. Mapa delimitação da área de influência.

Parâmetros de entrada para o modelo

A determinação da dimensão da drenagem da bacia foi realizada através do GOOGLE EARTH PRO 2018, que forneceu a medida da área de 1.57km², com um perímetro da bacia 4.92km. Para os dados de declividade, foi utilizado a base de declividade da sub bacia do Córrego Engenho Nogueira com desnível total de 23 m e declividade média igual a 0.015 m/m (1.5%) (Reis, 2017). A definição da porcentagem de área permeável foi feita de forma empírica, utilizando a tabela 3.2 fornecida por Campana e Tucci (1994 apud Canholi, 2014). Para uso da tabela aplicou-se a equação (1) de Conte que relaciona a área impermeabilizada com a área total:

$$\frac{A_{imp}}{A_{total}} \% = -3.86 + 0.55 \cdot d \quad \text{Equação (1)}$$

d=Densidade demográfica. (para $7 \leq d \leq 115$ hab/ha)

O coeficiente de Manning (n) utilizado como dado de entrada no SWMM foi adotado com base em Chow; Walesh (1973; 1989 apud Canholi, 2014), sendo o valor de 0.011 para superfícies de asfalto liso e 0.15 para superfícies gramadas.

A equação de infiltração utilizada foi a de Horton, devido a maior disponibilidade de dados na literatura. Os parâmetros de entrada foram obtidos através das estimativas dos parâmetros de Horton recomendadas por Porto (1997 p. 161 apud Tomaz, 2010).

$$f_p = f_f + (f_0 - f_f)e^{(-kt)}$$

Equação (2)

f_f = 120 mm/h (capacidade de infiltração inicial).

f_0 = 88 mm/h (capacidade de infiltração final).

k = 25 (constante que representa a taxa de decréscimo na capacidade I_t).

Para o tempo de concentração, na presente pesquisa foi utilizada a equação indicava pelos métodos mais adequados da literatura, todas tratadas com enfoque cinemático (3) (Canholi, 2014):

$$tc = t_s + t_n + t_q$$

Equação (3)

Em que, tc é o tempo de concentração (horas); t_s é o tempo de escoamento em superfície (horas); t_n é o tempo de escoamento em canais rasos (horas); t_q é o tempo de escoamento em canais ou galerias definidos (horas).

O tempo de escoamento em canais ou galerias definidas foi calculado cinematicamente, como no caso anterior, supondo regime uniforme, a velocidade média de escoamento foi obtida através pela fórmula de Manning (4), que consiste em:

$$V = \frac{1}{n} \cdot S^{1/2} \cdot Rh^{2/3}$$

Equação (4)

Onde, V é a velocidade média do escoamento (m/s); n é o coeficiente de rugosidade de Manning ($s/m^{5/2}$); S a declividade longitudinal de fundo do canal (m/m) e $Rh^{2/3}$ o raio hidráulico do canal (m).

Medidas para microdrenagem superficial

Buscando a amortização das inundações a montante, o controle moderno e sustentável são propostas medidas que podem ser adotadas de acordo com o estágio de desenvolvimento da área de estudo. Estas medidas podem ser aplicadas na microdrenagem, em nível de loteamento (Tucci, 2003).

Método de Franco para canaletas de infiltração

Franco (2004) em seus estudos elaborou uma pesquisa a respeito do dimensionamento de bacias para a detenção das águas pluviais com base no método racional. O método racional é discutido em diversas literaturas como o mais difundido para a determinação de vazões de pico em bacias com área menor do que 3.5 km² (Canholi, 2014; Franco, 2004; Silva, 2007; Pinto, 1975), em grande parte devido a sua simplicidade e qualidade dos dados obtidos, portanto, considerando as características da área analisada, é o método utilizado para a modelagem.

A precipitação utilizada nesta pesquisa foi definida através de uma tormenta padronizada elaborada através do método do SCS (Soil Conservation Service), cuja intensidade de chuva foi

determinada pela equação (5) do tipo IDF para Belo Horizonte, definida por Pinheiro e Naghettini (1998), válida para $T \leq 200$ anos e $10 \text{ min} \leq d \leq 24\text{h}$, para o dimensionamento de estruturas hidráulicas.

$$\hat{i}_{T,d,j} = 0.76542d^{-0.7059}P_j^{0.5360}\mu_{Td} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que, $\hat{i}_{T,d,j}$ é a intensidade de precipitação média de duração d , do local j , associada ao período de retorno T (mm/h ou mm/min); d é a duração da precipitação (h ou min, coerente com as unidades de intensidade); P_j é a precipitação total anual média do local j , extraída do mapa isoietal elaborado pelos autores; μ_{Td} é o quantil adimensional regional, obtido através da tabela elaborada pelos autores.

Volume de detenção

Para a definição dos volumes de detenção, considerando que a vazão efluente varia linearmente de zero até um ponto máximo, o que descreve melhor o caso de descarga livre, vertedores ou descargas de fundo, Franco (2004) estipulou a equação:

$$Vd = \frac{CA}{k_1} \left[\frac{aT^m}{(t_d+b)^n} - \frac{i_s}{2} \right] t_d k_2 \quad \text{Equação (6)}$$

sendo Vd o volume de detenção da bacia; i_s a intensidade efluente equivalente; k_1 e k_2 os fatores de conversão de unidades; C o coeficiente de escoamento (adimensional); A a área da bacia (km^2); T o tempo de recorrência (anos); t_d a duração da chuva (min); a , b , m , n são parâmetros das relações de chuva obtidos da equação idf.

Resultados e discussões

Nesta Etapa serão mostrados resultados preliminares à simulação, são definidos os parâmetros como tempo de concentração, área das sub-bacias e precipitação de projeto. Em seguida são apresentados os resultados encontrados na simulação do escoamento antes e depois da implantação das medidas de controle.

Parâmetros de entrada no Modelo

O tempo de concentração encontrado para a área de estudo foi de 52 minutos, portanto o tempo de simulação e precipitação foi calculado respeitando o mesmo intervalo como limite, a série foi dividida de minuto em minuto pois alguns testes indicam que períodos maiores podem não representar bem os resultados (Silva, 2007). Com t_s igual a 0.07 h, t_n igual a 0.5556 h e t_q igual a 0.25 h.

No local de estudo foi definido um valor aproximado de 55 hab/ha, que gerou uma área permeável de 26.4%, que se enquadra na categoria de área residencial tipo 3 com 25% de área permeável segundo Canholi (2014 apud Campana e Tucci 1994).

O Hietograma de projeto foi construído através do método do SCS (Figura 2), onde a precipitação foi calculada através da equação do tipo IDF, com intervalos de 1 minuto até o tempo de concentração calculado para a área e o tempo de retorno considerado é de 10 anos. Após a apuração dos dados, a precipitação acumulada total do evento foi de 229 mm.

A precipitação excedente foi obtida através do método de SCS (Figura 3) e para o período analisado, 90 minutos, o total acumulado é de 275.21mm.

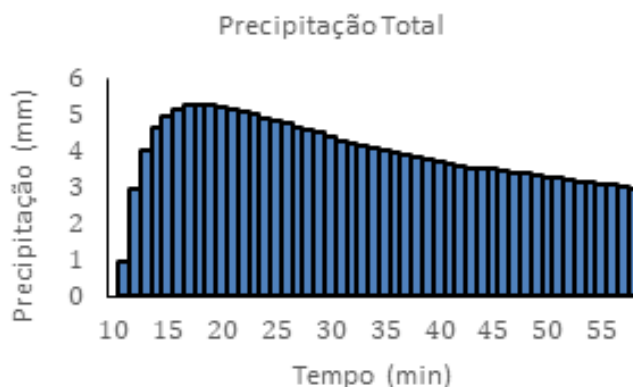


Figura 2. Hietograma da Precipitação de Projeto.

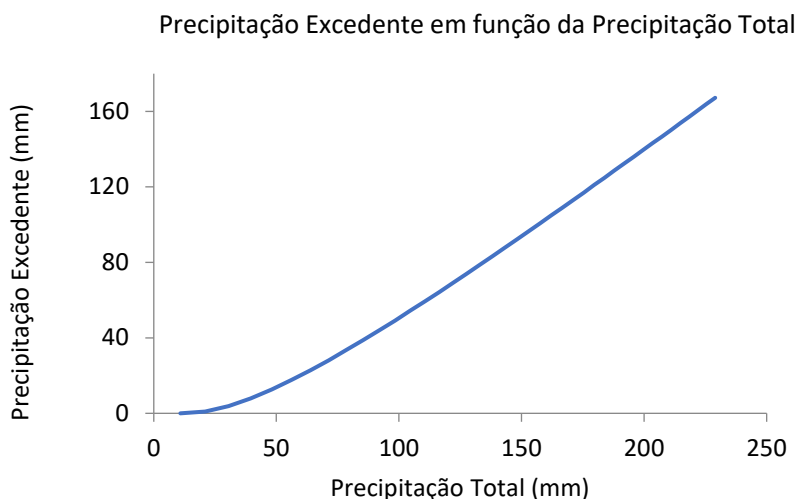


Figura 3. Precipitação Excedente.

A vazão de pico foi calculada através do método do SCS, a partir dos dados obtidos um Hidrograma Unitário (Figura 4) foi construído para a dada precipitação de projeto. Pode-se observar que a vazão de pico é 7.079 m³/s para a área de drenagem analisada que equivale a 1570000 m², com o tempo de ocorrência de 13 minutos e o tempo de resposta da bacia de 28.8 minutos.

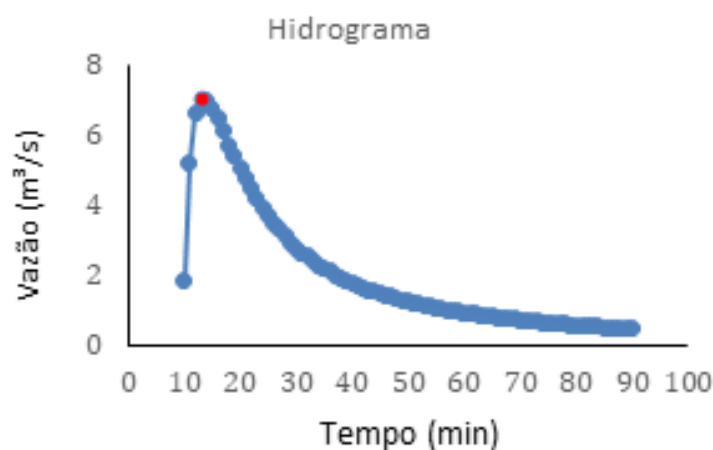


Figura 4. Hidrograma de projeto.

O volume de detenção, foi dimensionado para uma área de 1.57 km², 1.5% de inclinação, com tempo de retorno igual a 10 anos e coeficiente de escoamento adotado de 0.75.

$$Vd = \frac{0.75 \cdot 1.57}{3.6} \left[\frac{1447.87 \cdot 10^{0.1}}{(13+20)^{0.84}} - \frac{21.64}{2} \right] 13 \cdot 60 \quad \text{Equação (7)}$$

Com isto, considerando que a área de estudo possui somente um ponto de descarga (exutório) e que toda a água da bacia escoar para tal, o volume de detenção necessário encontrado para este estudo foi de 21895.65 m³. Portanto, os dispositivos de microdrenagem escolhidos para a simulação, serão responsáveis por reter toda esta água, de acordo com as características da chuva de projeto (Figura 2) e o uso da Bacia Hidrográfica.

Simulação de Cenários

Para as simulações dos cenários atual e após a alocação dos sistemas de microdrenagem, a área de estudo foi dividida em 11 sub-bacias, de acordo com a Figura 5, onde os círculos pretos são os poços de visita, os trechos de conexão entre eles são os condutos, os quadrados vermelhos são os pontos médios das sub-bacias.

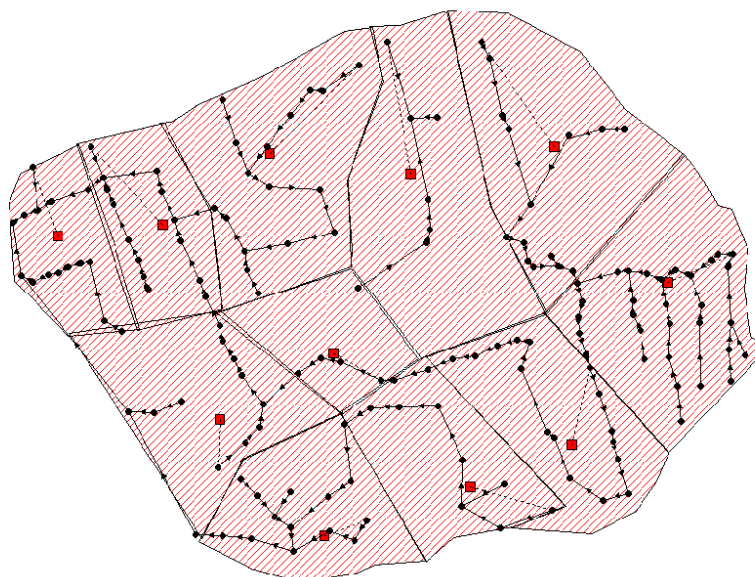


Figura 5. Mapeamento da área de estudo no SWMM

Cenário sem dispositivo

Os dados obtidos após a simulação do cenário, de acordo com a delimitação de projeto foi idêntica ao calculado anteriormente, destacando que a vazão de pico para a bacia é de 7079 L/s.

Foram utilizados dados obtidos de 155 poços de visita (nós), interligados por 197 condutos (trechos) considerados convencionais. A partir do relatório retirado, identificou-se que todos os trechos estão estáveis, porém 42 trechos apresentaram sobrecarga, o que ocorre quando a água ultrapassa a geratriz superior do conduto mais alto, cujo diâmetro é de 1.50 metros.

Quanto ao obtido a respeito dos nós, de 155, 60 sofrem sobrecarga durante o percurso e 43 (27.74%) são inundados com a atual situação, que neste caso se refere a todo nó cuja água transborda, alagando ou não a área.

Cenário com dispositivo

A simulação foi realizada com 17 trincheiras de infiltração de mesmo volume, que consiste em valas escavadas preenchidas com pedra e cascalhos, permitindo assim o armazenamento e posterior infiltração do solo, da água da chuva escoada, instaladas na mesma sub-bacia do parque do Brejinho. Este dispositivo foi escolhido pois constituem de estruturas simples que não demandam grandes áreas para implantação, são de fácil construção e economicamente mais viável.

Após a implantação dos dispositivos, houve uma redução de 7.14% na vazão de pico do sistema, sendo assim, a vazão calculada seria de 6.5937 m³/s (figura 6). Quanto aos alagamentos, houve uma redução de 7.21% no volume de água que inunda os nós, portanto diminui a chance de alagamento da área.

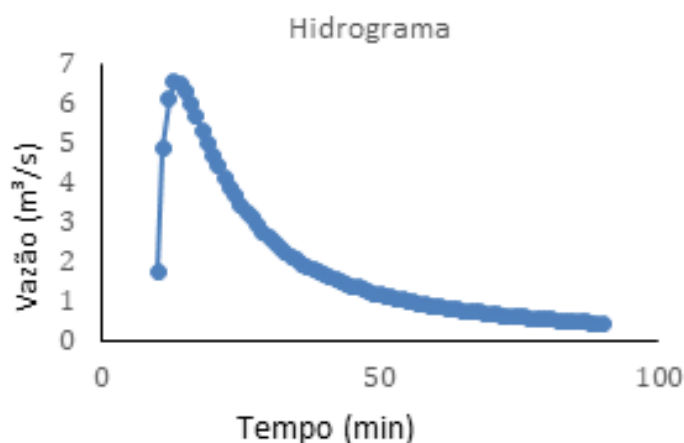


Figura 6. Hidrograma após a implantação do LID

Discussões

A análise da eficiência do dispositivo LID implantado levou em conta dois parâmetros principais, a redução no pico de cheia e a diminuição no volume que alaga os nós do sistema. Após os dados obtidos tem-se que ambos os parâmetros tiveram resultados positivos, o que para a Bacia Hidrográfica como um todo é um ganho, apesar de não reduzir o tempo de pico. Foi identificado uma redução de 486 L/s na vazão de pico após a instalação dos dispositivos de micro drenagem (figura 7), onde a linha azul é o hidrograma com o dispositivo e a vermelha o panorama atual.

Com isto, a implantação das trincheiras de infiltração é tecnicamente possível para o panorama atual, afim de reduzir os impactos causados pelo grau de impermeabilidade que já se encontra na área. Portanto, os dispositivos devem ser implantados na área de pesquisa de forma que atuem em conjunto para aumentar a eficiência hidrológica de todo o percurso.

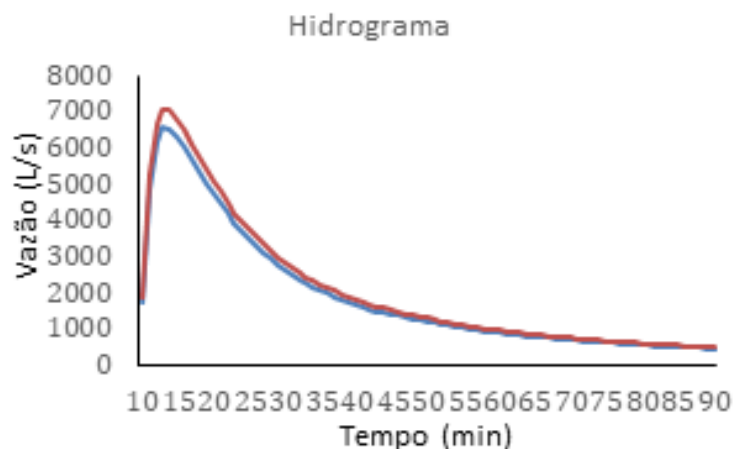


Figura 7. Comparação de Resultados.

Conclusão

A presente pesquisa contemplou o estudo de avaliação da viabilidade técnica de um conjunto de sistemas de microdrenagem aplicados a parte de uma Bacia Hidrográfica em Belo Horizonte. Esta bacia apresenta diversos problemas de alagamento, principalmente nas proximidades de seu exutório, isto se deve a fatores como o alto grau de impermeabilidade, a baixa presença de áreas verdes e dispositivos de drenagem para detenção do escoamento superficial insuficientes.

O modelo matemático foi aplicado na área, através do software *Storm Water Management Model (SWMM)*, e mostrou resultados satisfatórios, com uma possível redução de 7.14% na vazão de pico, além da diminuição do volume de água nos nós dos condutos, acarretado pelo retardamento e reserva da água pluvial nas trincheiras de infiltração experimentadas, as inundações continuariam ocorrendo, mas com uma frequência muito menor.

Portanto, os dados obtidos no estudo foram um sucesso e servem como base para a efetivação do Parque do Brejinho como um local ambientalmente saudável e hidrológico contribuinte, assim como confirma a proposta de que medidas de microdrenagem são satisfatórias para a redução de enchentes em grandes centros urbanos.

Referências

- Canholi, A.P. (2014) *Drenagem Urbana e Controle de Enchentes*. 2a ed., Oficina de Textos, São Paulo, Brasil, 384 pp.
- Franco, J.E. (2004) *Dimensionamento de bacias de detenção das águas pluviais com base no método racional*, Tese de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná, Departamento Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 143 pp.

- Pinheiro, M.G., Naghettini, M. C. (1998). Análise Regional de Frequência e Distribuição Temporal das Precipitações Intensas na Região Metropolitana de Belo Horizonte. *RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **3**(4), 73-88. Acesso em: 09 nov. 2018, disponível em https://www.researchgate.net/publication/224857852_PINHEIRO_M_G_NAGHETTINI_M_C_Analise_Regional_de_Frequencia_e_Distribuicao_Temporal_das_Precipitacoes_Intensas_na_Regiao_Metropolitana_de_Belo_Horizonte_Revista_Brasileira_de_Recursos_Hidricos_v_3_n_4_/download
- Pinto, N.L.S., Holtz, A. C. T., Massucci, C. J. J. (1975) *Vazão de dimensionamento de bueiros*. 1ª ed., Instituto de Pesquisa Rodoviária, Rio de Janeiro, Brasil, 62 pp.
- Reis, A.R., Jardim, F.B., Guimarães, J.I., Moraes, M.A.A., Baptista, M.B., Pádua, V.L. (2017) Restauração Fluvial: Estudo do Córrego Engenho Nogueira em Belo Horizonte/MG – Trecho bacia de detenção da Pampulha ao campus UFMG, *XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Florianópolis, Brasil.
- Silva, Karla A.DA. (2007) *Análise da eficiência de métodos de controle de Enchentes na atenuação de picos de cheias utilizando o modelo computacional SWMM – Storm Water management model*, Teste de Mestrado, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente da Escola de Engenharia Civil da Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 126 pp.
- Tomaz, P. (2010) *Cálculos Hidrológicos e Hidráulicos para Obras Municipais: Piscinões, Galerias, Bueiros, Canais, Métodos SCS, Denver, Santa Bárbara, Racional, TR-55*, 2ª ed., Navegar, São Paulo, Brasil, 478 pp.
- Tucci, Carlos E.M. (1999) Aspectos institucionais no controle de inundações. *I Seminário de Recursos Hídricos do Centro-Oeste*, Brasília, Brasil.
- Tucci, Carlos E.M. (2003). Drenagem Urbana, *Ciência e Cultura*, **55**(4), 36-37. Acesso em 18 nov. 2018, disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0009-67252003000400020

REVISTA AIDIS

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

APLICAÇÃO DA FRONTEIRA INVERTIDA EM ANÁLISE ENVOLTÓRIA DE DADOS PARA MEDIR O DESEMPENHO RELATIVO DA PRODUÇÃO DE ENERGIA EÓLICA NOS ESTADOS BRASILEIROS ENTRE OS ANOS DE 2015 A 2019

* Marcus Vinícius Sousa Rodrigues¹
Marisete Dantas de Aquino²
Antônio Clécio Fontelles Thomaz³
Rejane Felix Pereira⁴

APPLICATION OF INVERTED FRONTIER IN DATA ENVELOPMENT ANALYSIS TO MEASURE THE RELATIVE PERFORMANCE OF WIND ENERGY PRODUCTION IN THE BRAZILIAN STATES BETWEEN THE YEARS FROM 2015 TO 2019

Recibido el 20 de marzo de 2021. Aceptado el 8 de septiembre de 2021

Abstract

Wind energy is energy from the air currents that circulate through the atmosphere. It is a source considered clean, renewable and available everywhere. Currently the use of wind energy to generate electricity is already a reality in Brazil. It is known that multiple are the criteria that can be used to carry out the analysis of the efficiency of the wind power generation sector. The multicriteria tool adopted in this research will be the data envelopment analysis. The main objective is to assess the relative efficiency of wind energy production in Brazilian states between 2015 and 2019 and then apply the inverted frontier model, in order to order the analyzed set and identify the falsely efficient units. The efficiency analysis indicated that of the 58 (fifty-eight) units analyzed, 9 (nine) were classified as efficient. The application of the inverted frontier model ordered the units according to the standardized efficiency measure and identified 8 (eight) units with false efficiency. It was possible to conclude that the FCM product (average annual capacity factor) had a significant weight in the calculations of efficiency measures of the UTDs (decision making unit).

Keywords: efficiency, false efficiency, DEA, wind generation.

¹ Universidade Federal do Maranhão - UFMA, São Luís (MA), Brasil.

² Universidade Federal do Ceará – UFC, Fortaleza (CE), Brasil.

³ Universidade Estadual do Ceará – UECE, Fortaleza (CE), Brasil.

⁴ Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira (UNILAB), Redenção - CE, Brasil

* *Autor correspondente:* Universidade Federal do Maranhão - UFMA, Centro de Ciências Exatas e Tecnologia - CCET, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Avenida dos Portugueses, 1966, Vila Bacanga, CEP: 65080-805, São Luís - MA. Email: rodrigues.marcus@ufma.br

Resumo

A energia eólica é a energia proveniente das correntes de ar que circulam pela atmosfera. É uma fonte considerada limpa, renovável e disponível em todos os lugares. Atualmente o uso da energia eólica para a geração de energia elétrica já é uma realidade no Brasil. Sabe-se que múltiplos são os critérios que podem ser usados para a realização da análise da eficiência do setor de geração de energia eólica. A ferramenta multicritério adotada nesta pesquisa será a análise envoltória de dados. O objetivo principal consiste em avaliar a eficiência relativa da produção de energia eólica nos estados brasileiros entre 2015 e 2019 e em seguida aplicar a modelo da fronteira invertida, de modo a ordenar o conjunto analisado e identificar as unidades falsamente eficientes. A análise da eficiência indicou que das 58 (cinquenta e oito) unidades analisadas, 9 (nove) foram classificadas como eficientes. A aplicação do modelo da fronteira invertida ordenou as unidades de acordo com a medida da eficiência normatizada e identificou 8 (oito) unidades com falsa eficiência. Foi possível concluir que o produto FCM (fator de capacidade médio anual), teve um peso significativo nos cálculos das medidas de eficiências das UTDs (unidade tomadora de decisão).

Palavras chave: eficiência, falsa eficiência, DEA, geração eólica.

Introdução

A energia eólica é definida como a energia proveniente das correntes de ar, os ventos que circulam pela atmosfera, devido ao aquecimento desigual dela. Em outras palavras, é a energia cinética contida nos ventos. De acordo com Magalhães *et al.* (2019), energia eólica é uma fonte de energia considerada limpa, renovável e abundante.

A energia eólica é utilizada há muito tempo, para atividades essenciais como a caça, irrigação, grandes navegações, ou ainda a moagem de grãos e o bombeamento de água que usava mecanismo de grandes moinhos (Mendonça; Lopes; Santos, 2019). Entretanto, de acordo com Castro, Souza e Castro (2019), somente no século XIX, a energia eólica passou a ser usada na conversão em corrente elétrica.

O uso da energia eólica, tanto na geração residencial/comercial quanto nos grandes parques eólicos ou complexos eólicos, é uma realidade, o que torna necessário a adoção de políticas que visem o incentivo e ampliação da participação dessa fonte na matriz energética nacional (Rodrigues; Aquino; Thomaz, 2015; Rodrigues; Aquino; Thomaz, 2021).

A energia eólica tem uma função altamente relevante dentro dos aspectos que provocam a alteração do clima e ainda é uma alternativa para continuidade segura da geração de energia elétrica minimizando os impactos das atividades econômicas na natureza (Lima; Santos; Moizinho, 2018). Dessa forma, conforme Silva, Alves e Ramalho (2018), buscar melhorar a eficiência energética no uso de recursos renováveis vem sendo ressaltada em avaliações sobre o desenvolvimento sustentável.

A eficiência pode ser entendida como a capacidade de minimizar a quantidade de insumos mantendo-se a produção ou a capacidade de maximizar a produção mantendo-se a mesma quantidade de insumo (Fernandes; Resende Filho, 2018). Em termos energéticos, Salgado Júnior *et al.* (2017), afirma que a eficiência pressupõe a adoção de estratégias e medidas para diminuir o desperdício no processo de produção energética.

De acordo com Rodrigues, Aquino e Thomaz (2015), a técnica para conversão da energia dos ventos em energia eólica é simples, bastando que se tenha um bom potencial eólico e resistir aos caprichos da natureza. Dar-se o nome de turbina eólica (ou aerogerador) ao equipamento que converte energia eólica em energia elétrica.

O conjunto de turbinas eólicas instaladas em uma mesma área e ligadas a uma rede de transmissão de energia é chamado de parque eólico. Para Gorayeb e Brannstrom (2016), as turbinas eólicas são instaladas ordenadamente em que se consideram a velocidade do vento, as condições de operação, a rugosidade do terreno e a estabilidade térmica vertical da atmosfera.

De acordo com Rodrigues, Aquino e Thomaz (2021), múltiplos são os critérios que podem ser usados para um estudo da análise da eficiência (ou desempenho) do setor eólico, requerendo para isso, uma ferramenta de análise multicritério.

Será adotada como ferramenta de análise multicritério a Análise Envoltória de Dados (AED), também identificada como *Data Envelopment Analysis* (DEA) que pode ser empregada para avaliar um conjunto de unidades, chamadas de Unidades Tomadoras de Decisão (UTD) ou ainda *Decision Making Unit* (DMU) objetivando classificá-las conforme as suas performances.

O objetivo principal desta pesquisa consiste em avaliar a eficiência relativa da produção de energia eólica dos estados brasileiros produtores desta fonte durante o período entre os anos 2015 e 2019. Para isso, aplicou-se a análise por envoltória de dados para calcular a medida de eficiência convencional das unidades analisadas, e posteriormente, aplicou-se o modelo da fronteira invertida, de modo a ordenar o conjunto analisado e identificar as unidades com falsa eficiência.

Material e métodos

Como dito anteriormente, para analisar a eficiência na produção de energia eólica nos estados brasileiros que apresentam parques eólicos operando em seus territórios será aplicada a ferramenta da análise envoltória de dados – AED. Assim, nesta seção será apresentada uma introdução da ferramenta multicritério que será usada nesta pesquisa, a AED, descrevendo os modelos matemáticos clássicos dessa ferramenta.

Em seguida, será descrita a metodologia desta pesquisa, descrevendo o conjunto de unidades a serem avaliadas, UTDs, e as variáveis, de insumo e de produto, usadas para medir a eficiência relativa desse conjunto. Além, será feita uma descrição do método da fronteira invertida que objetiva ordenar as unidades avaliadas identificando as falsas UTDs eficientes.

Análise Envoltória de Dados

Segundo Rodrigues, Aquino e Thomaz (2021), a AED é uma ferramenta de programação matemática que avalia o grau de eficiência de um conjunto de unidades semelhantes, ou seja, que apresentam os mesmos insumos e produtos. Conforme Banker (1993), na AED consideram-se os recursos que se dispõe e os produtos alcançados.

A AED possibilita o cálculo da eficiência comparativa de um conjunto de UTDs, demonstrando como cada unidade opera em relação as demais do conjunto, obtendo um diagnóstico completo desse conjunto e identificando as ineficiências nos usos de recursos de cada unidade (Barbosa; Bastos, 2014; Qingxiam; Yan; Liang, 2016).

Do fato de não exigir uma relação funcional entre insumos e produtos, a AED é dita ser uma técnica não paramétrica em que o cálculo da eficiência é dado pela razão entre a soma ponderada dos produtos e a soma ponderada dos insumos (Cherchye; De Rock; Walheer, 2016; Lourenço; Ferreira; Sugahara, 2020).

A AED é usada para a construção de uma fronteira linear por partes, chamada de fronteira eficiente, construída pelos insumos e produtos de cada UTD avaliada, em seus vértices se encontram as unidades eficientes do conjunto analisado (Rodrigues *et al.*, 2017; Park *et al.*, 2015).

Na Figura 1 tem-se ilustrada a fronteira eficiente de um conjunto de UTD em que é possível identificar as unidades eficientes, na fronteira, e as unidades não eficientes (ditas ineficientes), que se situam abaixo desta fronteira. Singh, Mittal e Upadhyay (2014) afirmam que as UTDs com alta performance, quando comparadas às UTDs analisadas, estão localizadas na fronteira eficiente.

Convém ressaltar que, a medida da eficiência é uma medida relativa que depende do modelo de AED adotado, sendo determinada por três componentes: a superfície envoltória, a orientação do modelo e o peso das variáveis avaliativas (Rodrigues; Aquino; Thomaz, 2021).

A grande vantagem de se usar um modelo AED é que ele não necessita a priori do conhecimento dos pesos (multiplicadores) dos insumos e dos produtos de cada UTD. Isto é, o próprio modelo é capaz de definir para cada UTD o conjunto de pesos para os seus fatores (insumos e produtos).

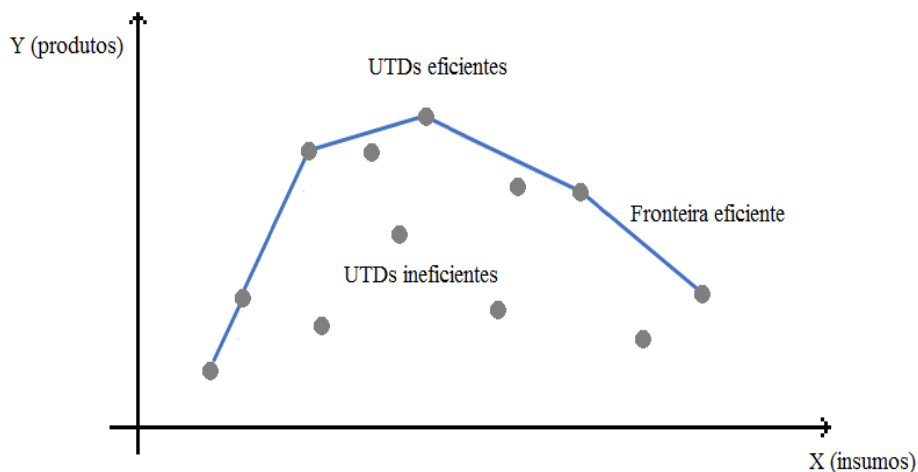


Figura 1. Fronteira eficiente formada pelas UTDs eficientes (Fonte: Rodrigues, Aquino e Thomaz, 2021).

Conforme Rodrigues, Aquino e Thomaz (2017), as unidades classificadas eficientes, chamadas de *benchmarks*, são usadas como modelo de referência para as unidades que apresentam algum grau de ineficiência, de modo a melhorarem suas performances e atingirem a fronteira de eficiência. Ou seja, de acordo com Ramos *et al.* (2020), a AED identifica para cada unidade ineficiente um conjunto de *benchmarks* que servirão de modelo para a obtenção da eficiência.

Assim, metas são estabelecidas de modo que cada UTD ineficiente seja projetada em direção a fronteira de eficiência. Duas são as formas básicas que uma unidade ineficiente pode se tornar eficiente. Conforme Azevedo, Leite e Andrade (2019), a primeira consiste em diminuir os insumos, mantendo constante os produtos, sendo chamada de “orientação a insumo”, enquanto a segunda consiste em elevar os produtos, mantendo-se constante os insumos, sendo chamada de “orientação a produto”.

Pode-se afirmar que o principal objetivo na orientação a insumo é o ganho de eficiência com a redução do consumo de insumos, mantendo a produção constante. Enquanto, na orientação a produto, o principal objetivo é o ganho de eficiência por meio do aumento da produção mantendo-se constante o consumo de insumos.

Existem dois modelos mais comuns de análise por envoltória de dados, que são: o modelo CCR, que também pode ser identificado como *Constant Return to Scale* (CRS), que admite retornos de escala constante; e o modelo BCC, que é comumente apresentado como *Variable Return to Scale* (VRS), que admite retornos variáveis de escala. O cálculo da eficiência desses modelos pode usar tanto com orientação a insumo como com orientação a produto.

Em seguida, será feita uma descrição de cada um dos modelos matemáticos de AED considerados clássicos, CCR e BCC, tanto com orientação a insumo como com orientação a produto.

Modelo CCR

A AED teve início com a publicação por Charnes, Cooper e Rhodes (1978) da pesquisa que almejava realizar a análise da eficiência de programas escolares no Estado do Texas – EUA. Este modelo ficou conhecido por CCR (iniciais dos autores) e trabalha com retornos constante de escala, além de originalmente ter sido desenvolvido para orientação a insumo.

Considere que existam n unidades semelhantes entre si, empregando m insumos para resultar em s produtos. Dessa forma, em um modelo CCR, com orientação a insumo, os pesos dos produtos e dos insumos de uma unidade objeto, UTD_O , são determinados por meio da resolução da equação (1).

$$\max E_{fO} = \sum_{i=1}^s U_i Y_{iO} \quad \text{Equação (1)}$$

Sujeito a:

$$\sum_{j=1}^m V_j X_{jO} = 1$$

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} \leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \quad \text{Equação (2)}$$

$$U_i \geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m)$$

Onde: E_{fO} é a eficiência relativa da UTD_O ; Y_{ik} e X_{ij} são as quantidades de produto observado i da unidade k e de insumo observado j da unidade k , respectivamente; U_i e V_j são os pesos dados ao produto i e ao insumo j , respectivamente; e, Y_{iO} e X_{iO} são as quantidades do produto i e do insumo j da unidade objeto, respectivamente.

As formulações do modelo CCR orientado a produto estão apresentadas nas equações (3) e (4). Nesse tipo de orientação ocorre a maximização dos produtos, enquanto os insumos permanecem inalterados.

$$\min h_O = \sum_{j=1}^m V_j X_{jO} \quad \text{Equação (3)}$$

Sujeito a:

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} = 1$$

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} \leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \quad \text{Equação (4)}$$

$$U_i \geq 0 \quad (i = 1, \dots, s); \quad V_j \geq 0 \quad (j = 1, \dots, m)$$

Onde: $h_0 = 1/Ef_0$.

Na modelagem AED dos multiplicadores, tanto com orientação a produto como com orientação a insumo, as incógnitas de decisão são os pesos V_j e U_i . Com isso, o conjunto dos pesos encontrados para cada unidade analisada deve proporcionar a eficiência máxima.

Modelo BCC

Este modelo foi desenvolvido por Banker, Charnes e Cooper (1984), onde os retornos de escala são considerados variáveis, sendo conhecido como modelo BCC em homenagem aos autores.

Este modelo adota tecnologias com retornos de escala variáveis, proporcionando uma fronteira formada por combinações convexas de UTDs eficientes (Rodrigues; Aquino; Thomaz, 2017). De acordo com Gomes Júnior, Soares de Mello e Ângulo Meza (2013), este modelo adota o axioma da convexidade ao invés do axioma da proporcionalidade do modelo CCR.

A adição de uma variável livre U_* , para orientação a insumo, e V_* para orientação a produto faz com que a suposição de retornos constantes do modelo CCR seja relaxada para retorno variáveis do modelo BCC. Logo, o modelo BCC, orientado a insumo pode ser dado pelo problema de PML seguinte.

$$\max E_{f0} = \sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} + U_* \quad \text{Equação (5)}$$

Sujeito a:

$$\sum_{j=1}^m V_j X_{j0} = 1$$

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} + U_* \leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \quad \text{Equação (6)}$$

$$U_i \geq 0 \ (i = 1, \dots, s); \ V_j \geq 0 \ (j = 1, \dots, m); \ U_* \in \mathbb{R}$$

Se a variável livre U_* for positiva, então, o modelo apresenta rendimentos de escala não decrescente (RND), enquanto se a variável for negativa, o modelo se apresenta com rendimentos de escala não crescente (RNC).

A modelagem AED dos multiplicadores para o modelo BCC, orientado a produto, é representada pela equação 7.

$$\min h_0 = \sum_{j=1}^m V_j X_{j0} + V_* \quad \text{Equação (7)}$$

Sujeito a:

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{i0} = 1$$

$$\sum_{i=1}^s U_i Y_{ik} - \sum_{j=1}^m V_j X_{jk} + V_* \leq 0, \quad (k = 1, \dots, n) \quad \text{Equação (8)}$$

$$U_i \geq 0 \ (i = 1, \dots, s); \ V_j \geq 0 \ (j = 1, \dots, m); \ V_* \in \mathbb{R}$$

Se a variável livre V_* for positiva, então, o modelo apresenta rendimentos de escala não crescente (RNC), enquanto se esta variável for negativa, o modelo se apresenta com rendimentos de escala não decrescente (RND).

Metodologia

A aplicação da ferramenta de análise envoltória de dados nesta pesquisa, que objetiva analisar o desempenho da geração de energia eólica nos estados brasileiros produtores durante o período entre os anos de 2015 e 2019, será composta basicamente dos seguintes estágios a serem desenvolvidos:

- 1) Seleção e definição das UTDs a serem avaliadas.
- 2) Definição dos insumos e produtos (variáveis de avaliação).
- 3) Seleção do modelo AED na análise da eficiência do conjunto de UTDs.
- 4) Aplicação do modelo AED por meio da ferramenta SIAD.
- 5) Análise e interpretação dos resultados obtidos.

Nesta seção será descrita a metodologia da pesquisa por meio da descrição das unidades tomadoras de decisão e da seleção das variáveis avaliativas, tanto de insumo como de produto, que serão usadas para realizar os cálculos das medidas de eficiência.

Em seguida será definido o modelo AED a ser aplicado para o cálculo das medidas de eficiência do conjunto analisado e por fim será realizada uma descrição do método da fronteira invertida que visa ordenar o conjunto de UTDs avaliadas, identificando as unidades com falsa eficiência.

Unidades tomadoras de decisão – UTDs

Atualmente, o Brasil apresenta 12 (doze) estados produtores de energia eólica, com parques eólicos em operação gerando energia elétrica em seus territórios. Assim, os estados brasileiros que produzem energia eólica são: Paraíba, Bahia, Maranhão, Ceará, Paraná, Piauí, Pernambuco, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul, Rio Grande do Norte, Sergipe e Santa Catarina.

Na Figura 2 são apresentados, para cada estado brasileiro produtor de energia eólica, a potência instalada, em MW, e a quantidade de parques eólicos em operação em seu território. Segundo ABEEólica (2021), o Brasil apresenta uma potência instalada (capacidade instalada) de 18,0 GW distribuída em 695 parques eólicos em operação, sendo a maioria instalados no litoral nordestino.

Conforme os dados apresentados na Figura 2, dos cinco maiores produtores de energia eólica, que são Rio Grande do Norte (5.154,2 MW), Bahia (4.879,5 MW), Piauí (2.275,9 MW), Ceará (2.179,3 MW) e Rio Grande do Sul (1.835,9 MW), apenas o Rio Grande do Sul, ocupando a quinta posição, não se encontra na Região Nordeste.

Este fato mostra a força dos ventos nordestino, ou seja, os estados nordestinos juntos (excetuando Alagoas, que não possui parques eólicos em operação) representam cerca de 88,3% de toda a capacidade instalada no país, com 599 parques em operação, a grande maioria localizados no litoral nordestino.

Dessa forma, as UTDs desta pesquisa serão representadas pelo setor de geração de energia eólica dos 12 (dozes) estados brasileiros que possuem parques eólicos convertendo energia eólica em energia elétrica durante os anos 2015, 2016, 2017, 2018 e 2019. Então, na Tabela 1 estão listadas todas as UTDs a serem avaliadas nesta pesquisa, um total de 58 (cinquenta e oito) UTDs.

Assim, cada UTD identificada na Tabela 1 representa um ano específico (entre 2015 e 2019) da energia eólica produzida em grande porte nos parques eólico de cada um dos estados produtores dessa fonte de energia renovável. É importante destacar que o Estado do Maranhão só passa a ter parque eólico em operação comercial gerando energia elétrica a partir do ano de 2017.

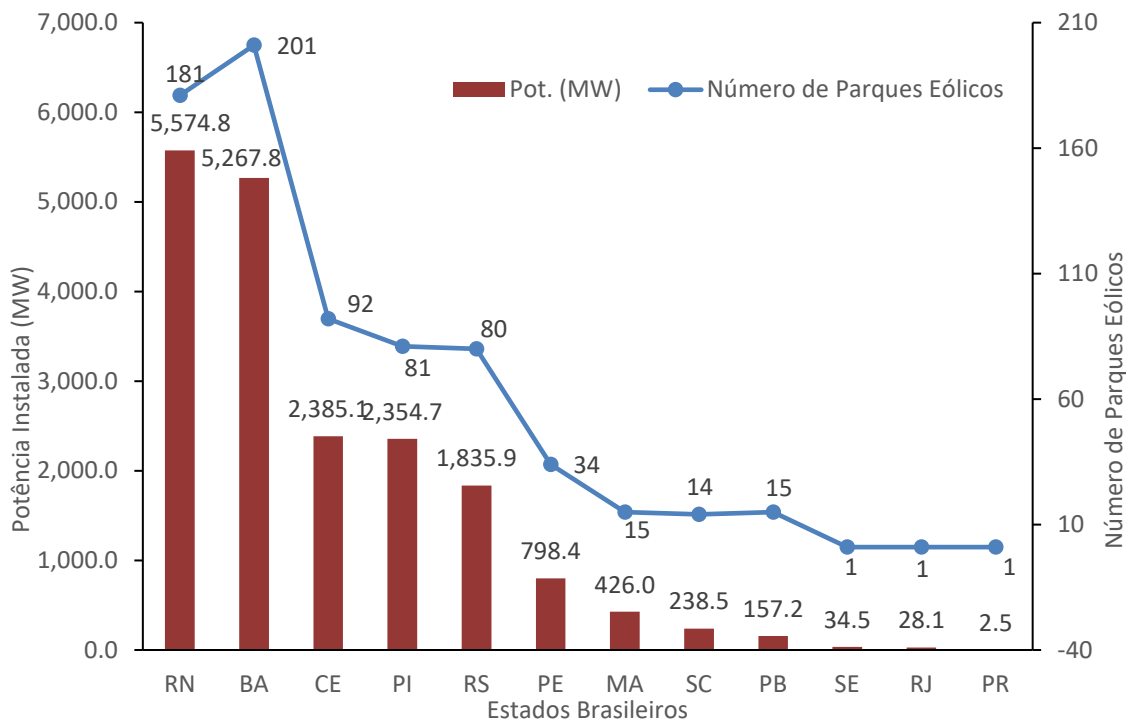


Figura 2. Capacidade instalada por cada estado em fevereiro de 2021. Fonte: Adaptado de ABEEólica, 2021.

Tabela 1. Conjunto de UTDs analisadas na pesquisa

Unidade Tomado de Decisão – UTD							
1	RN (2015)	16	PI (2016)	31	PB (2017)	46	PR (2018)
2	BA (2015)	17	PE (2016)	32	SE (2017)	47	RN (2019)
3	CE (2015)	18	SC (2016)	33	RJ (2017)	48	BA (2019)
4	RS (2015)	19	PB (2016)	34	PR (2017)	49	CE (2019)
5	PI (2015)	20	SE (2016)	35	RN (2018)	50	RS (2019)
6	PE (2015)	21	RJ (2016)	36	BA (2018)	51	PI (2019)
7	SC (2015)	22	PR (2016)	37	CE (2018)	52	PE (2019)
8	PB (2015)	23	RN (2017)	38	RS (2018)	53	MA (2019)
9	SE (2015)	24	BA (2017)	39	PI (2018)	54	SC (2019)
10	RJ (2015)	25	CE (2017)	40	PE (2018)	55	PB (2019)
11	PR (2015)	26	RS (2017)	41	MA (2018)	56	SE (2019)
12	RN (2016)	27	PI (2017)	42	SC (2018)	57	RJ (2019)
13	BA (2016)	28	PE (2017)	43	PB (2018)	58	PR (2019)
14	CE (2016)	29	MA (2017)	44	SE (2018)		
15	RS (2016)	30	SC (2017)	45	RJ (2018)		

Fonte: Autoria própria, 2021.

Variáveis de avaliação (insumos e produtos)

As variáveis (ou fatores) que serão usadas para a análise da eficiência das UTDs descritas na Tabela 1 estão relacionadas diretamente a produção de energia eólica nos estados brasileiros produtores desta fonte durante o período entre os anos 2015 e 2019. Assim, na Tabela 2 são apresentadas as variáveis, de insumo e de produtos, selecionadas para serem usadas no cálculo das medidas das eficiências relativas das UTDs desta pesquisa.

Tabela 2. Variáveis de avaliação usadas na pesquisa

Insumos	Produtos
PIN – Potência instalada durante o ano, em MW	GEM – Geração eólica média anual, em MW
NPE – Número de parques eólicos operando ao ano	FCM – Fator de capacidade médio anual, em %

Fonte: Autoria própria, 2021.

O insumo PIN é potência instalada, em MW, durante o ano, e se refere a capacidade instalada nos parques eólicos em operação comercial ao final do respectivo ano de cada UTD. Enquanto o insumo NPE é o número de parques eólicos em operação ao final do respectivo ano em cada UTD.

O produto GEM é a geração de energia eólica média ao longo de cada ano de uma UTD. Representa em média o quando de potência elétrica é gerada nos parques eólicos durante o ano. Já o produto FCM é o fator de capacidade médio anual de cada ano de uma UTD. “O fator de capacidade da fonte eólica representa a proporção entre a geração efetiva da usina em um intervalo de tempo e a capacidade total no mesmo íterim” (ABEEólica, 2020).

Em seguida, segue na Tabela 3 os dados das variáveis, de insumo e de produto, para cada UTD analisada na pesquisa. Vale salientar que esses dados foram obtidos junto a Associação Brasileira de Energia Eólica – ABEEÓLICA.

Tabela 3. Dados de insumos e produtos para cada UTD analisada

(continua)

UTD	PIN	NPE	GEM	FCM
Rio Grande do Norte (2015)	2,699.6	97	803.8	37.9
Bahia (2015)	1,470.1	55	448.8	46.0
Ceará (2015)	1,256.3	45	517.1	42.7
Rio Grande do Sul (2015)	1,467.9	60	373.0	31.5
Piauí (2015)	503.1	18	90.9	43.8
Pernambuco (2015)	406.6	19	46.2	44.0
Santa Catarina (2015)	238.5	14	35.4	15.2
Paraíba (2015)	69.0	13	16.0	25.6
Sergipe (2015)	34.5	1	7.4	21.5
Rio de Janeiro (2015)	28.1	1	8.7	31.2

UTD	PIN	NPE	GEM	FCM
Paraná (2015)	2.5	1	0.4	16.6
Rio Grande do Norte (2016)	3,408.1	125	1.208.0	41.8
Bahia (2016)	1,897.8	73	6925	40.6
Ceará (2016)	1,759.1	67	668.0	47.6
Rio Grande do Sul (2016)	1,644.4	69	518.2	34.1
Piauí (2016)	869.9	31	330.9	43.8
Pernambuco (2016)	650.9	29	169.4	31.7
Santa Catarina (2016)	238.5	14	31.3	13.4
Paraíba (2016)	69.0	13	18.6	29.7
Sergipe (2016)	34.5	1	7.2	20.8
Rio de Janeiro (2016)	28.1	1	7.8	27.8
Paraná (2016)	2.5	1	0.4	15.3
Rio Grande do Norte (2017)	3,625.5	133	1,510.0	44.4
Bahia (2017)	2,344.3	90	889.1	48.5
Ceará (2017)	1,935.8	74	581.2	34.1
Rio Grande do Sul (2017)	1,831.9	80	635.6	37.1
Piauí (2017)	1,443.1	52	522.6	46.1
Pernambuco (2017)	782.0	34	335.3	48.3
Maranhão (2017)	220.8	8	125.5	68.0
Santa Catarina (2017)	238.5	14	28.8	12.6
Paraíba (2017)	157.2	15	28.5	31.4
Sergipe (2017)	34.5	1	8.4	24.3
Rio de Janeiro (2017)	28.1	1	8.8	31.5
Paraná (2017)	2.5	1	0.4	17.0
Rio Grande do Norte (2018)	3,980.1	147	1,553.6	42.0
Bahia (2018)	3,525.0	133	1,253.5	46.2
Ceará (2018)	2,049.9	80	628.8	33.6
Rio Grande do Sul (2018)	1,831.9	80	633.5	35.6
Piauí (2018)	1,584.1	58	636.2	44.3
Pernambuco (2018)	781.3	34	373.7	47.8
Maranhão (2018)	274.8	10	112.2	50.8
Santa Catarina (2018)	238.5	14	19.6	10.2
Paraíba (2018)	156.9	15	64.8	41.7
Sergipe (2018)	34.5	1	9.1	26.4
Rio de Janeiro (2018)	28.1	1	5.9	21.1
Paraná (2018)	2.5	1	0.3	13.7
Rio Grande do Norte (2019)	4,159.5	154	1,604.0	39.6
Bahia (2019)	4,074.4	165	1,914.2	49.1
Ceará (2019)	2,045.5	79	685.5	37.1
Rio Grande do Sul (2019)	1,831.9	80	598.4	33.7
Piauí (2019)	1,638.1	60	720.8	44.0
Pernambuco (2019)	782.0	34	368.0	47.1
Maranhão (2019)	426.0	15	176.4	49.7
Santa Catarina (2019)	238.5	14	41.6	29.7
Paraíba (2019)	157.2	15	63.0	40.6
Sergipe (2019)	34.5	1	7.8	22.4
Rio de Janeiro (2019)	28.1	1	6.9	24.7
Paraná (2019)	2.5	1	0.4	14.7

PIN (MW); GEM (MW); FCM (%). Fonte: Autoria própria, 2021.

Seleção do modelo AED e fronteira invertida

De acordo com os dados apresentados na Tabela 3 verifica-se que as UTDs apresentam diferentes tamanhos, o que faz com que elas possam ter rendimentos de escalas variáveis. Dessa forma, o método AED, escolhido para determinar as eficiências, será o modelo BCC (retornos de escala variáveis), orientado a produto, apresentados nas equações (7) e (8).

Os modelos AED resultam em um elevado número de unidades eficientes, contudo, por causa das propriedades matemáticas do modelo DEA, as UTDs que mostram valor menor de um dos insumos ou o maior de um dos produtos serão consideradas eficientes, e portanto, identificadas como falsas eficientes.

Assim, o método da fronteira invertida identifica essas unidades com falsa eficiência. A fronteira invertida consiste em considerar os insumos como produtos e os produtos como insumos para cada UTD, e depois, resolve-se o modelo BCC do AED, com uma orientação a insumo (Ângulo Meza *et al.*, 2007).

De acordo com Ângulo Meza *et al.* (2007), o método da fronteira invertida constrói um índice de eficiência composta, cuja definição é dada pela média aritmética Ef_{Conv} (fronteira AED convencional), e o complemento da eficiência em relação à Ef_{Inv} (fronteira invertida) Isto é,

$$Ef_{Comp} = \frac{Ef_{Conv} + (1 - Ef_{Inv})}{2} \quad \text{Equação (9)}$$

Em seguida é feito a normalização da eficiência composta, dividindo os valores da equação (9) obtida em cada UTD pela maior de todas as medidas de eficiência compostas, indicada por $Máx(Ef_{Comp})$. Assim, a eficiência composta normalizada, indicada por Ef_{Norm} , é definida pela equação

$$Ef_{Norm} = \frac{Ef_{Comp}}{Máx(Ef_{Comp})} \quad \text{Equação (10)}$$

Para a perspectiva da fronteira invertida, a unidade mais eficiente será aquela que produzirá muitos de todos os seus produtos gastando pouco de todos os seus insumos, sem que haja destaque nem nos insumos e nem nos produtos. Assim, a metodologia objetiva excluir do grupo de unidades eficientes as UTDs com falsa eficiência. (Brochado; Mariano; Rebelatto, 2008).

Por fim, pode-se afirmar que com a medida da eficiência composta normalizada, calculadas pelas equações (9) e (10), será possível então o ordenamento das UTDs avaliadas.

Todos os cálculos das eficiências relativas das UTDs determinadas neste trabalho foram realizados com auxílio do Sistema Integrado de Apoio à Decisão (SIAD), que é uma ferramenta computacional. De acordo com Ângulo Meza *et al.* (2005), o SIAD permite se trabalhe com o máximo de 150 (cento e cinquenta) UTDs e 20 (vinte) variáveis avaliativas, entre insumos e produtos.

Resultados e discussão

É importante salientar que o cálculo das eficiências em relação à fronteira AED convencional, indicadas por Ef_{Conv} , das unidades descritas na Tabela 1, foi realizado por meio da aplicação do modelo AED-BCC, com orientação a produto. Já na metodologia da fronteira invertida, os insumos e produtos são invertidos, então foi aplicado o modelo AED-BCC com orientação a insumo.

Em seguida, na Tabela 4 são apresentadas, para UTD, os valores da eficiência em relação a fronteira convencional, Ef_{Conv} , da eficiência em relação a fronteira invertida, Ef_{Inv} , do índice de eficiência composta, Ef_{Comp} , e da eficiência composta normalizada, Ef_{Norm} .

Tabela 4. Medidas das eficiências das unidades avaliadas (continua)

UTD	Ef_{Conv}	Ef_{Inv}	Ef_{Comp}	Ef_{Norm}
1ª Maranhão (2017)	1.000000	0.151547	0.924226	1.000000
2ª Rio de Janeiro (2017)	1.000000	0.415589	0.792206	0.857155
3ª Rio de Janeiro (2015)	0.990476	0.419622	0.785427	0.849821
4ª Sergipe (2018)	1.000000	0.490344	0.754828	0.816713
5ª Pernambuco (2018)	0.968979	0.465042	0.751969	0.813620
6ª Maranhão (2018)	0.756170	0.254522	0.750824	0.812381
7ª Pernambuco (2019)	0.953396	0.472743	0.740326	0.801023
8ª Maranhão (2019)	0.857824	0.392502	0.732661	0.792729
9ª Rio de Janeiro (2016)	0.886356	0.470803	0.707777	0.765804
10ª Sergipe (2017)	0.923069	0.532630	0.695220	0.752218
11ª Piauí (2019)	1.000000	0.632518	0.683741	0.739798
12ª Paraíba (2018)	0.746365	0.388875	0.678745	0.734392
13ª Pernambuco (2017)	0.868679	0.513526	0.677576	0.733128
14ª Paraíba (2019)	0.725605	0.399874	0.662866	0.717211
15ª Ceará (2015)	0.941759	0.618041	0.661859	0.716122
16ª Sergipe (2019)	0.857136	0.577558	0.639789	0.692242
17ª Rio de Janeiro (2019)	0.784127	0.530003	0.627062	0.678472
18ª Piauí (2016)	0.851068	0.597084	0.626992	0.678396
19ª Piauí (2018)	0.912354	0.669806	0.621274	0.672209
20ª Sergipe (2015)	0.813358	0.602149	0.605605	0.655256
21ª Paraná (2017)	1.000000	0.805637	0.597182	0.646142
22ª Paraná (2015)	1.000000	0.824965	0.587517	0.635685
23ª Sergipe (2016)	0.791202	0.622205	0.584499	0.632419
24ª Piauí (2017)	0.832203	0.699126	0.566538	0.612986

UTD	Ef _{Conv}	Ef _{Inv}	Ef _{Comp}	Ef _{Norm}
25 ^a Ceará (2016)	0.836742	0.710854	0.562944	0.609098
26 ^a Paraná (2016)	1.000000	0.894730	0.552635	0.597943
27 ^a Rio Grande do Norte (2017)	0.973881	0.872209	0.550836	0.595997
28 ^a Paraná (2019)	1.000000	0.931070	0.534465	0.578284
29 ^a Rio de Janeiro (2018)	0.670449	0.620401	0.525024	0.568068
30 ^a Bahia (2017)	0.838950	0.808990	0.514980	0.557201
31 ^a Bahia (2016)	0.798227	0.787547	0.505340	0.546770
32 ^a Bahia (2019)	1.000000	1.000000	0.500000	0.540993
33 ^a Santa Catarina (2019)	0.436765	0.471154	0.482805	0.522389
34 ^a Rio Grande do Norte (2018)	0.908741	0.968837	0.469952	0.508481
35 ^a Bahia (2015)	0.731935	0.832820	0.449558	0.486415
36 ^a Rio Grande do Norte (2019)	0.896502	1.000000	0.448251	0.485001
37 ^a Paraíba (2016)	0.756745	0.860532	0.448107	0.484845
38 ^a Bahia (2018)	0.857468	1.000000	0.428734	0.463884
39 ^a Rio Grande do Norte (2016)	0.827945	0.986108	0.420918	0.455428
40 ^a Ceará (2019)	0.732509	0.891040	0.420734	0.455229
41 ^a Paraná (2018)	0.805882	1.000000	0.402941	0.435977
42 ^a Rio Grande do Sul (2017)	0.727803	0.941473	0.393165	0.425399
43 ^a Rio Grande do Sul (2018)	0.725398	0.945601	0.389898	0.421865
44 ^a Piauí (2015)	0.645651	0.871457	0.387097	0.418834
45 ^a Pernambuco (2016)	0.521012	0.784303	0.368355	0.398554
46 ^a Rio Grande do Sul (2016)	0.659050	0.932968	0.363041	0.392805
47 ^a Ceará (2017)	0.661350	0.952294	0.354528	0.383594
48 ^a Rio Grande do Norte (2015)	0.705059	1.000000	0.352529	0.381432
49 ^a Paraíba (2017)	0.561182	0.874386	0.343398	0.371552
50 ^a Rio Grande do Sul (2019)	0.685206	1.000000	0.342603	0.370692
51 ^a Ceará (2018)	0.663955	0.987461	0.338247	0.365979
52 ^a Paraíba (2015)	0.652279	1.000000	0.326139	0.352878
53 ^a Pernambuco (2015)	0.647059	1.000000	0.323529	0.350054
54 ^a Santa Catarina (2015)	0.264741	0.671048	0.296846	0.321184
55 ^a Rio Grande do Sul (2015)	0.529560	1.000000	0.264780	0.286488
56 ^a Santa Catarina (2016)	0.234079	0.761189	0.236445	0.255830
57 ^a Santa Catarina (2017)	0.215382	0.809518	0.202932	0.219570
58 ^a Santa Catarina (2018)	0.150118	1.000000	0.075059	0.081213

Fonte: Autoria própria, 2021.

Conforme os dados apresentados na Tabela 4, percebe-se que, de acordo com as medidas de eficiência em relação a fronteira convencional foram identificadas 9 (nove) UTDs consideradas eficientes (*benchmarks*), a saber: Bahia (2015); Maranhão (2017); Paraná (2015); Paraná (2016); Paraná (2017); Paraná (2019); Piauí (2019); Rio de Janeiro (2017) e Sergipe (2018).

Como dito anteriormente, as unidades eficientes, as *benchmarks*, servem como modelo para as unidades ineficientes. Portanto, o modelo AED aplicado na pesquisa definiu para cada uma das UTDs ineficientes um conjunto de *benchmarks*.

Assim, na Tabela 5 tem-se o número de vezes que uma *benchmark* foi citada como referência para uma unidade ineficiente. Conforme os dados apresentados, o setor eólico do Estado do Maranhão no ano de 2017 se mostrou como modelo para 33 (trinta e três) unidades ineficientes, seguido do Estado da Bahia no ano de 2019 que foi modelo para um total de 29 (vinte e nove) unidades. Enquanto isso, o setor eólico do Estado do Paraná, nos anos de 2016, 2017 e 2019, não foi modelo para nenhuma unidade ineficiente.

Ao se aplicar um modelo AED pode ocorrer de se ter muitas unidades do conjunto classificadas como eficientes. Além disso, quando se aplica o modelo AED-BCC com orientação a insumo algumas unidades, que apresentam os maiores produtos ou os menores insumos, serem classificadas como eficientes, mesmo não sendo, que são as chamadas unidades falsamente eficientes.

Tabela 5. Número de referências de uma *benchmark* para as UTDs ineficientes

Benchmarks	Nº
Maranhão (2017)	33
Bahia (2019)	29
Piauí (2019)	20
Paraná (2015)	6
Rio de Janeiro (2017)	4
Sergipe (2018)	5
Paraná (2016)	0
Paraná (2017)	0
Paraná (2019)	0

Fonte: Autoria própria, 2021.

Assim, a aplicação do método da fronteira invertida neste trabalho além de ordenar as UTDs conforme a medida da eficiência normalizada, indica por Ef_{Norm} , identificou as unidades falsamente eficientes.

A Tabela 4 apresentou o ordenamento das UTDs, do maior valor da medida de eficiência normalizada ao menor valor. O maior destaque se deve a unidade Maranhão (2017), representando o setor eólico do Maranhão durante o ano de 2017, que foi classificada como a mais eficiente de todo o conjunto, com a medida $Ef_{Norm} = 1.0$. Já as demais *benchmarks* são identificadas como unidades falsamente eficientes.

Analisando os dados do Maranhão (Tabela 3), verifica-se que ao final do ano de 2017 o estado tinha um total de 8 (oito) parques eólicos em operação, com uma potência instalada de 220.8 MW, o que resultou em uma geração eólica média anual de 125.5 MW e um fator de capacidade de 68.0 %.

É importante destacar que das 5 (cinco) unidades referentes ao Estado do Paraná, 4 (quatro) unidades foram classificadas conforme a medida da eficiência convencional como *benchmarks*, que são as UTDs: Paraná (2015), Paraná (2016), Paraná (2017) e Paraná (2019). Isto se deve pelo fato de que os insumos, PIN e NPE, respectivamente iguais a 2.5 GW e 1 são os menores valores de todo o conjunto analisado. Daí, o fato de três unidades referentes ao Paraná, conforme Tabela 5, não foram referências para nenhuma unidade ineficiente.

Já a unidade mais ineficiente do conjunto analisado foi unidade Santa Catarina (2018), representando o setor eólico de Santa Catarina durante o ano de 2018, com medida da eficiência convencional, $Ef_{Conv} = 0.150118$, e com medida de eficiência normalizada, $Ef_{Norm} = 0.081213$. Conforme a Tabela 3, verifica-se que o Estado de Santa Catarina ao final do ano de 2018 tinha um total de 14 (quatorze) parques eólicos em operação, com uma potência instalada de 238.5 MW, o que resultou em uma geração eólica média anual de apenas 19.6 MW e um fator de capacidade de apenas 10.2 %.

Pode-se observar que o Maranhão (2017), classificada como a mais eficiente, e Santa Catarina (2018), classificada como a menos eficiente, tiveram, respectivamente, o maior e o menor valor para o produto FCM (fator de capacidade médio anual). Dessa forma, pode-se concluir que este produto teve um peso significativo nos cálculos das medidas de eficiências dessas UTDs.

Conclusões

Esta pesquisa, além da eficiência convencional, estudada em outros trabalhos, analisou os estados produtores de energia eólica no Brasil aplicando a ferramenta da fronteira invertida em AED identificando, assim, as unidades com falsa eficiência dentre as unidades classificadas como *benchmarks* de acordo com a eficiência convencional. Este fato pode ser considerado como uma melhoria da análise da eficiência relativa das unidades analisadas na pesquisa, visto que outros trabalhos

Dessa forma, pode-se afirmar que o objetivo proposto nesta pesquisa foi atendido, ou seja cada unidade, que representava o setor de energia eólica, teve seu desempenho avaliado, por meio da análise envoltória de dados, e o método da fronteira invertida conseguiu ordenar o conjunto analisado identificando as unidades com falsa eficiência.

Das 9 (nove) unidades classificadas inicialmente como *benchmarks*, de acordo com a medida da eficiência convencional, 8 (oito) foram identificadas como falsamente eficientes. O setor eólico do Estado do Maranhão, durante o ano de 2017, foi considerado como o mais eficiente de todo o conjunto, enquanto o setor eólico do Estado de Santa Catarina, durante o ano de 2018, foi considerado o oposto, ou seja, a unidade com maior ineficiência de todas as UTDs analisadas na pesquisa.

Pode-se afirmar que uma análise como a realizada neste trabalho é muito importante do ponto de vista científico uma vez que possibilita determinar melhores práticas para o setor de geração eólica de modo a favorecer o desenvolvimento sustentável. Desse modo, se propõe para trabalhos futuros uma análise de eficiência para o setor eólico em que sejam acrescentadas além de variáveis técnicas, como as usadas nesta pesquisa, variáveis de natureza ambiental, social e econômica.

Por fim, recomenda-se o uso desta ferramenta de análise envoltória de dados para a realização da análise do setor de produção de energia eólica no Brasil buscando assim uma melhoria nas práticas desse tipo de fonte de energia.

Referências bibliográficas

- ABEEólica, Associação Brasileira de Energia Eólica. *Boletim Anual de Geração Eólica 2019*. ABEEólica, 2020.
- ABEEólica, Associação Brasileira de Energia Eólica. *Energia Eólica: Os bons ventos no Brasil. Infovento 19, de 11 de fevereiro de 2021*. ABEEólica, 2021.
- Ângulo Meza, L., Biondi Neto, L., Soares de Mello, J. C. C. B., Gomes E. G. (2005) ISYDS – Integrated System for Decision Support (SIAD – Sistema Integrado de Apoio à Decisão): A software package for data envelopment analysis model, *Pesquisa Operacional*, v. 25, n. 3, p. 493-503.
- Ângulo Meza, L., Soares de Mello, J. C. C. B., Gomes E. G., Fernandes A. J. S. (2007) Seleção de variáveis em DEA aplicada a uma análise do mercado de energia elétrica, *Investigação Operacional*, **27**, 21-36.
- Azevedo, A. A. de, Leite, C. M. de O., Andrade, L. A. de. (2019) Análise da eficiência energética dos estados brasileiros com a utilização do método análise envoltória de dados, *Brazilian Journal of Production Engineering*, **5**(3), 196-213.
- Banker, R. D. (1993) Maximum likelihood, consistency and Data Envelopment Analysis: A statistical foundation, *Management Science*, **39**(10), 1265-1273.
- Banker, R. D., Charnes, A., Cooper, W. W. (1984) Some models for estimating technical and scale inefficiencies in Data Envelopment Analysis, *Management Science*, **30**(9), 1078-1092.
- Barbosa, R. de P., Bastos, A. P. V. (2014) Utilização da análise por envoltória de dados (DEA) na mensuração da eficiência das prestadoras de serviços de água e esgotamento sanitário: Um enfoque no desempenho da companhia de saneamento do estado do Pará, *Revista Economia e Gestão*, **14**(35), 151-181.
- Brochado, M. R. de; Mariano, E. B.; Rebelatto, D. A. do N. (2008) Análise de eficiência dos aeroportos internacionais. *Revista Produção Online*, **7**(4). <https://doi.org/10.14488/1676-1901.v7i4.51>
- Castro, M. T. de, Souza, M. G. de; Castro, A. de O. (2019) Renewable energy: Wind energy, its effects and environmental gains, *Journal of Engineering and Technology for Industrial Applications*, **5**(19), 103-108.
- Charnes, A., Cooper, W. W., Rhodes, E. (1978) Measuring the efficiency of decision making units, *European Journal of Operational Research*, **2**(6), 429-444.
- Cherchye, L., De Rock, B., Walheer, B. (2016) Multi-output profit efficiency and directional distance functions, *Omega*, **61**, 100-109.
- Fernandes, D. de P., Resende Filho, M. de A. (2018) Eficiência de custos operacionais das companhias de distribuição de energia elétrica (CDEES) no Brasil: Uma aplicação (DEA & TOBIT) em dois estágios. *Revista Planejamento e Políticas Públicas*, **51**, 139-164.
- Gorayeb, A., Brannstrom, C. (2016) Caminhos para uma gestão participativa dos recursos energéticos de matriz renovável (parques eólicos) no Nordeste do Brasil, *Revista Mercator*, **15**(1), 101-115.

- Gomes Júnior, J. F., Soares de Mello, J. C. C. B., Ângulo Meza, L. (2013) DEA nonradial efficiency based on vector properties, *International Transactions Inoperational Research*, **20**, 341-364.
- Lima, E. C. de, Santos, I. A., Moizinho, L. C. S. (2018) Energia eólica no Brasil: Oportunidades e limitações para o desenvolvimento sustentável, *Revista Estudo & Debate*, **25**(1), 216-236.
- Lourenço, A. P., Ferreira, D. H. L., Sugahara, C. R. (2020) Uma análise da eficiência de portos europeus por meio da ferramenta análise envoltória de dados, *Revista Produção Online*, **20**(4), 1260-1278.
- Magalhães, J. V. M., Góes, M. de F. B., Silva, M. S., Andrade, J. C. S. (2019) Análise estratégica do setor de energia eólica no Brasil, *Revista Eletrônica Estratégia & Negócios*, **12**(1), 4-25.
- Mendonça, I. M., Lopes, I. F., Santos, J. L. de C. (2019) Perspectivas de geração de energia eólica no Brasil, *Brazilian Journal of Development*, **5**(10), 18598-18611.
- Park, J., Yoo, S. K., Lee, J. S., Kim, J., Kim, J. J. (2015) Comparing the efficiency and productivity of construction firms in China, Japan and Korea using DEA and DEA based malmquist, *Journal of Asian Architectures and Building Engineering*, **14**(1), 57-64.
- Qingxian, A., Yan, H., Liang, L. (2016) Internal resource waste and centralization degree in two-stage systems: An efficiency analysis, *Omega*, **61**, 89-99.
- Ramos, J. E., Borba, M. da C., Melo, A. P. S. de, Xavier, L. F., Carvalho, D. M. de. (2020) Benchmarks em sistemas de produção de leite: Uma aplicação da Análise Envoltória de Dados (DEA), *Revista em Agronomia e Meio Ambiente*, **13**, (2), 449-474.
- Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. de, Thomaz, A. C. F. (2015) Análise da eficiência na produção de energia eólica nos principais estados brasileiros produtores, por meio da aplicação de análise por envoltória de dados, *Revista Tecnologia Fortaleza*, **36**, (1 e 2), 18-33.
- Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. de, Thomaz, A. C. F. (2017) Seleção de variáveis em análise por envoltória de dados na análise da eficiência do instrumento da cobrança pela água bruta no setor do abastecimento público nas bacias cearenses por meio da ferramenta computacional SIAD (Sistema Integrado de Apoio à Decisão), *Revista DAE*, **65**(208), 5-20.
- Rodrigues, M. V. S.; Aquino, M. D. de; Thomaz, A. C. F. (2021) Aplicação da análise envoltória de dados para analisar a eficiência do setor de energia eólica dos estados produtores entre os anos de 2015 a 2019. In: Mello, R. G.; Freitas, P. G. de (org.). *Variantes do Meio Ambiente: Atuação, Interdisciplinaridade e Sustentabilidade* volume 2. 1. ed. Rio de Janeiro – RJ: e-Publicar, 62-79.
- Rodrigues, M. V. S., Aquino, M. D. de, Thomaz, A. C. F., Pereira, R. F. (2017) Multicriteria Method in Data Envelopment Analysis: an application to measure the performance of the instrument of charging for water in the State of Ceará basins, *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, **22**(8).
- Salgado Júnior, A. P.; Pimentel, A. dos S.; Oliveira, M. M. B.; Novi, J. C. (2017) O impacto nas variações das matrizes energéticas e o uso da terra: Estudo sobre a eficiência ambiental do G20. *Revista Eletrônica de Administração (REAd)*, edição **86**(2), p. 306-332.
- Silva, S. S. F. da; Alves, A. C.; Ramalho, A. M. C. (2018) Energia eólica e complementaridade energética: Estratégia e desafio para o desenvolvimento sustentável na região Nordeste do Brasil. *Qualitas Revista Eletrônica*, **19**(3), 53-72.
- Singh, M., Mittal, A. K., Upadhyay, V. (2014) Efficient water utilities: Use of performance indicator system and data envelopment analysis, *Water Science: Technology*, **14**(5), 787-794.



REVISTA AIDIS

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

YARD WASTE COMPOSTING AS A VIABLE COST REDUCTION PROCESS

Paula von Randow Cardoso¹

Arthur Couto Neves¹

* Marcos Paulo Gomes Mol¹

Recibido el 23 de marzo de 2021. Aceptado el 8 de septiembre de 2021

Abstract

Yard waste consist of garden waste, generated by public parks and private gardens routine maintenance such as grass clippings, leaves from deciduous trees, flowers, fallen fruits, branches, twigs and logs and its composition vary greatly depending on the original location due to climate and other environmental conditions. Yard waste may represent a problem to Municipal Solid Waste Management Programs due to its large volume thus, it is necessary to incentivize local composting programs. In this study we show a brief disposal cost estimation from different cities from United States of America and Canada and we discuss how this biowaste can be managed in order to reduce costs with storage, transportation and disposal fees, encouraging the utilization of the final product as a soil amendment, stimulating and reinforcing the circular economy concept. The composted yard waste may not substitute the use of commercial products but it can reduce the cost of acquisition of this soil conditioner as well costs waste management. Update in environmental public policies is essential to foment sustainable economy in this context.

Keywords: composting, landfill fees, yard waste, yard waste disposal.

¹ Research and Development Board, Ezequiel Dias Foundation [FUNED], Brazil.

* *Corresponding author:* Marcos Paulo Gomes Mol, Research and Development Board. Ezequiel Dias Foundation [FUNED], Conde Pereira Carneiro st., 80, Gameleira, Belo Horizonte/MG, CEP 30510-010, Brazil. Email: marcos.mol@funed.mg.gov.br

Introduction

Organic waste comprises a larger percentage of the solid waste generated in low-income countries, about 50 to 70% (Modak *et al.*, 2015). A Municipal Solid Waste (MSW) environmental impact analysis in Algeria showed that biodegradable waste, specifically food waste, represents 69.4% of the total waste sent to landfills (Mouhoun-Chouaki *et al.*, 2019). The Brazilian Solid Waste Management Diagnostic Report informed that organic degradable waste corresponded to almost 50% of the total solid waste in the studied country (Brasil, 2015). A preliminar National Plan for Solid Waste does not contemplate specific programs or strategies to improve the correct disposal of biodegradable waste although it advises public institutions to implement composting systems for organic solid waste (Brasil, 2020).

Yard waste consist of plant-based material, gardens and parks maintenance waste such as trees pruning, wood and bark, leaves and grass clippings. This waste represents a major problem for MSW management due to its large volume (Kalamdhad *et al.*, 2009; Manu *et al.*, 2021) and because of its low bulk density and low value, it's not financially attractive to manage (López *et al.*, 2010).

For a complete and stable composting process and to achieve a good final compost it is important to prepare the feedstock prior to composting to create optimized conditions for microbial activity. Reyes-Torres *et al.* (2018) stated that it is important to conduct studies on starting materials impacts, identifying the physicochemical quality as a function of the physical composition, to improve and optimize the process. Blending the right amounts of nitrogen and carbon sources is one of the most important pre-processing step as it defines many parameters along the process such as moisture content, pH, temperature, electrical conductivity, solubility and biological properties (Mohee, 2007).

Once as up to 70% by weight of the solid waste generated in developing countries is organic materials suitable for composting, local composting systems should be incentivized and achieved through segregation at source, not only as an alternative treatment but as a policy, incorporated in municipal strategies of solid waste management (Moretti *et al.*, 2015). Most of the organic biodegradable waste, mainly from municipal collections, local parks, gardens and community initiatives, is currently composted in simple outdoor turned windrow systems (Michie *et al.*, 2011). Composting should be decentralized in small scales, with low cost of implementation and reduction of collection, transportation and disposal costs (Kalamdhad *et al.*, 2009).

The characterization of yard waste is challenging because of its diversity, high variability in the composition, climate and geographic local properties (Boldrin and Christensen, 2009). The decomposition of yard waste is an important ecological process for the cycling of organic matter, in which carbon and other nutrients are recycled to the atmosphere or back to the plants (Kalamdhad *et al.*, 2009). According to Reys-Torres *et al.* (2018), although the diversity limits the

categorization of this type of waste, it is possible to establish predominant features such as a C:N ratio higher than 25, a deficiency of important nutrients such as nitrogen, phosphorus and potassium and a high content of recalcitrant organic compounds like lignin.

In the context of negative impacts of improper destination of biodegradable waste, this study aims to discuss the yard waste composting as an option to public and private institutions with area availability to endure such process and we encourage the application of the produced compost as a soil conditioner on the same garden that generated this waste, recycling organic matter, reducing waste disposal, eliminating costs with storage, transportation and the environmental impacts caused by improper waste destination, focusing on the circular economy.

Materials and methods

Using the keyword “leaves composting”, the search led to a limited number of articles related to the composting process of dry leaves only. We included in the search the following keywords “green waste”, “yard waste”, “yard trimmings”, “plant waste”, “grass clippings” and “tree prunings”, and it resulted in an increased number of articles but, yet, just a few specifically to the management of yard waste and yard waste composting. Databases accessed until August 2021 included Web of Knowledge, SciELO and Google Scholar. Papers published in English, Portuguese and Spanish were included, when discussed management of composting wastes topic.

The majority of the articles found explore the utilization of this type of waste as an amendment of other composting starting material such as food waste and sewage sludge. To ensure the accomplishment of an overview of yard wastes composting, the information was withdrawn from these articles, partially related to the initial main search. Furthermore, due to the low number of articles published in the field and even to the commonsense knowledge’s features of this theme, the search was amplified once more, by screening reports and public documents published by non-governmental organizations (NGO), municipalities websites and National Agencies from different countries in order to expand the literature database.

Results and discussion

Yard waste – economic and environmental burden

According to the USEPA (2020), the generation of yard wastes in MSW was 35.4 million tons in 2018, approximately 12% of the total MSW in the United States. The agency estimated that yard wastes are composed of 50% grass clippings, 25% brush and 25% leaves. About 10.5 million tons of yard trimmings were sent to landfills, comprising 29.7%, and 22.3 million tons were recovered for composting, approximately 69% of all yard waste. Wood is accounted separately and it

represents 8.31% of the total MSW, more than 12 million tons in 2018. Hanc *et al.* (2011) study showed that in Prague, grass clippings are the main biowaste collected material from family houses as a seasonal garden component, ranging from 71%, in the summer, and 45.2% in the spring. The autumn and winter collections, comprised of leaves from deciduous trees, were 74.5% and 35.8% respectively. In a study about composting process conducted in a university facility, in Indonesia, yard waste, comprised mainly by leaves, represented 40% of the total solid waste by weight (Budihardjo *et al.*, 2018).

Once the generation of yard waste is significant, composting is recommended rather than landfill disposal. Since 2004, the landfill tipping fees average is increasing by about one percent per year. Tipping fees usually increase as landfills capacities decrease and, in 2018, the average value was U\$55.11 per ton. With a total of 292 million tons of MSW generated in 2018, and 50% of this total waste was landfilled, it is presumed that the costs with landfilling reached approximately 8 billion dollars (USEPA, 2020). As can be seen in Table 1, the disposal fees of yard waste vary greatly from city to city.

In Belo Horizonte, Brazil, an annual report of a public health institution, showed that the average cost with the rent of large containers to store the yard waste generated within its facility is of approximately 3 thousand US dollars per year (FUNED, 2020). It is important to highlight that costs of handling these wastes are associated with other factors such as the area of disposal and physical variables.

The destination of yard waste to landfills aggravates this serious environmental problem and contributes to severe pollution due to the leachate or biogas produced. The leachate is formed of heavy metals, organic matter, pathogenic microorganisms and, when it is inappropriately treated, can leach and percolate through the waste, dragging suspended and soluble compounds and infiltrate through the ground, contaminating surface and groundwater (Ng *et al.* 2020).

The biogas emission, mainly CO₂ and methane, is a process within the organic matter degradation and contributes to atmospheric pollution and, especially, to greenhouse effect and global warming (Mouhoun-Chouaki *et al.*, 2019; Riaz, 2021). Other gases are produced in the decomposition process of organic matter such as ammonia, sulfide, and 94 non-methane volatile organic compounds were found in air emissions from MSW landfills such as benzene, toluene and chloroform (Zhentong *et al.*, 2013; Fan *et al.*, 2021). Landfills are great contributors to global warming. Globally, 20% of anthropogenic methane emissions are originated in landfills (Damgaard *et al.*, 2011; Danthurebandara *et al.*, 2012). In Jordan, according to the Ministry of Environment, the waste sector contributes to more than 10% of the total greenhouse gas emissions (Qdais *et al.*, 2019).

Table 1. Disposal fees in different cities of United States of America and Canada

City/Country	Yard waste characterization	Disposal fees/ton (\$US)
Calgary, Canada (2021).	Yard Waste – Leaves, plants, brushwood, branches, hedgerow prunings, grass clippings, cold barbeque or fire place ashes	\$40.00
	Wood Waste – Untreated lumber and other wood item made of raw and wood (unprocessed)	\$72.00
Cedar Falls, USA (2021).	Yard waste - landfilling	\$29.50
	Yard waste – compost facility	Free disposal
Council Bluffs, USA (2021).	Yard Waste – Branches and logs	\$24.00
Edmonton, Canada (2021).	Yard waste – leaves, twigs, branches, fallen fruit, dead plants, grass. Branches should be no more than 4 feet long and 2 inches in diameter	Free disposal
Fairfax County, USA (2021).	Yard Waste – bagged leaves and/or grass	\$62.00
Hillsborough, USA (2021).	Yard and wood waste	\$35.00
King County, USA (2021).	Yard waste	\$75.00
Osceola County, USA (2021).	Yard Waste – green materials from maintenance of landscaping, as tree trimmings, grass clippings and stumps	\$38.62
Pierce County, USA (2021).	Yard waste – brush and roots, leaves, grass clippings, vegetable and fruit trimmings, flowers, and plants	\$100.00
Seattle, USA (2021).	Yard Waste	\$113.00
	Clean wood waste	
Springfield, USA (2021).	Yard waste – bulk or grass clippings, leaves, garden and flowerbed vegetation and small, non-woody shrub trimmings	\$15.00
Toronto, Canada (2021).	Yard Waste	\$96.00

Yard waste composting as a viable cost reduction solution

The best alternative for recycling yard waste is the composting process which is technologically and economically viable (Riaz, 2021; Zuberer and Zibilske, 2021). Compost helps strengthen soil's ability to retain water, reducing costs of irrigation and preserving water bodies. The use of organic mulch can significantly improve water infiltration (Barskov *et al.*, 2019). Compost use also restores topsoil and builds a stable soil structure, reducing soil erosion, improving porosity and soil aggregation, increasing gas and water permeability (Gomiero, 2016; Mohee, 2007).

Alluvione *et al.* (2010) observed that the substitution of synthetic urea fertilizer by compost helps to reduce the CO₂ emission from soils up to 49%. Compost also enhances carbon sequestration, removing carbon dioxide from the atmosphere and stored in the soil's carbon pool. Solid organic carbon increments nutrient cycling improves water dynamics, microbial activity and biodiversity (Tautges *et al.*, 2019).

The composting process is able to eliminate allelopathic effects or toxic substances from different plant species. Rajbanshi and Inubushi (1997) demonstrated that allelopathic molecules with significant phytotoxic activity were inactivated by composting. Reports show that after 60 days of composting, the concentrations of grayanotoxins, heat stable, non-volatile diterpenes, water and lipid soluble substances present in *Rhododendron* species were almost undetectable (Michie *et al.*, 2011). Monoterpenes from fresh conifer bark, toxic compounds with growth inhibitory effects, are also broken down or rendered non-toxic during composting (Aaron, 1982).

Microorganisms require some nutrients in larger quantities such as carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), and potassium (K). The relative amounts of carbon and nitrogen have an important effect on the composting process (Graves and Hattemer, 2000). According to Epstein (2011), a C:N ratio higher than 30 slows the decomposition rate because there is not enough nitrogen to be immobilized by the microorganisms and a C:N ratio lower than 20, promotes an excessive release of nitrogen in the form of gaseous ammonia, resulting in nutrients loss. Silva *et al.* (2018) demonstrated that the microbiological activity was different in distinct starting materials. Leaves, composed of cellulose fibers, lignin, waxes and oils were difficult to decompose, taking a longer period to mature in comparison to the composting of grass clippings and aquatic plants, materials with less complex carbohydrate structures, thinner and less lignified cell walls. Lim *et al.* (2019), observed in a pilot scale digester study that different combinations of dry leaves, fruit, meat and vegetable wastes exhibited different values of C:N ratio, pH, and electrical conductivity on the final compost. Vegetables and fruit wastes contributed to a reduction in pH value and electrical conductivity, while meat waste increased pH and electrical conductivity values. The C:N ratio significantly increased with the addition of fruit waste.

About physicochemical properties of the composting process, the increase of temperature substantially accelerates the mineralization of organic nitrogen. For each 10°C increase in temperature, there is an increase of 2 to 3 times fold in the mineralization rate of organic nitrogen, considering a 10-40°C interval (Cantarella, 2007). Silva *et al.* (2018) showed that in the first three days of composting the pile with plant litter exclusively, achieved only 43°C as the peak temperature, while the shredded waste with manure pile achieved 53°C and the aquatic plant pile, reached 58°C. Most weed seeds are destroyed under high temperature, ranging from 40° to 70°C. This thermophilic phase from the composting process also kills undesirable insect larvae (Abdellatif *et al.*, 2011). Pile temperature depends on many factors including moisture content, C:N ratio, aeration, solar incidence and humidity and the temperature may vary greatly throughout the pile, resulting in partial or poor sanitation due to the fact that some areas may not achieve the required conditions to inactivate pathogens (Turner *et al.*, 2005).

Using compost amendments suppress widespread soilborne pathogens (Neher *et al.*, 2015). The composting process provides a consortium of microorganisms that are antagonistic to pathogens that are killed by competition and antibiotic effect of inhibiting substances produced by compost microorganisms. High temperatures and microbial diversity in the composting process kill weed seeds and eliminate most pests, human and plant pathogens, parasites and undesirable insect larvae (Hadar and Papadopoulou, 2012; Fan *et al.*, 2021; Abdellatif *et al.*, 2011).

The composting process may save money by cutting back on landfill fees, storage, transportation and disposal costs as shown in Figure 1.

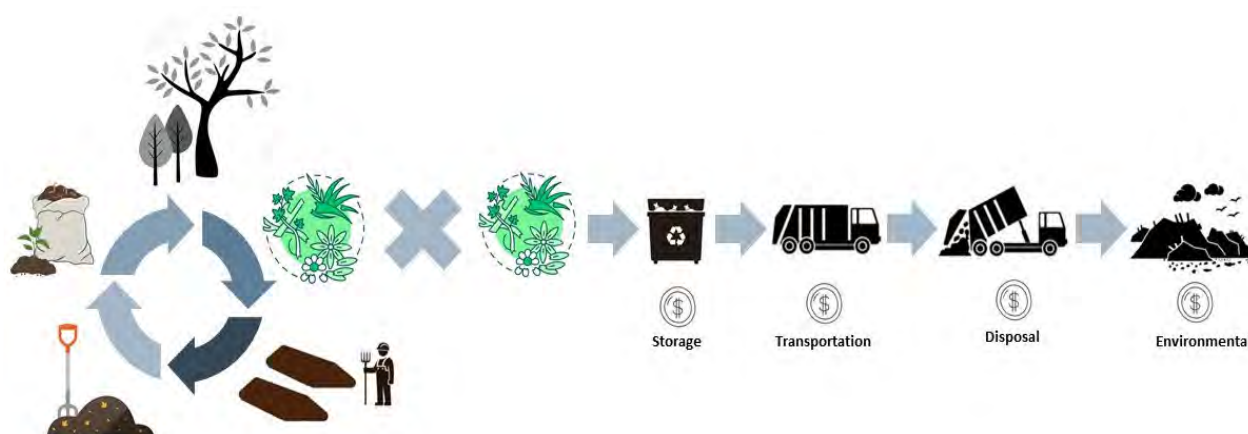


Figure 1. Infographic showing the cycling of the composting of yard waste versus the disposal in landfills, that results in storage, transportation, disposal costs and environmental impacts. *Source: authors.*

The San Francisco Rate Board has approved a commercial rate structure designed to promote recycling and composting by offering up to 75% discount on the volume-based commercial garbage fees for diverting materials to recycling and composting (USEPA, 2021). In Seattle, in the autumn, when there is an increase of leaf fall, households are encouraged by local government to keep fall leaves out of drains to reduce the risk of flooding by allowing the deposit of 10 bags of extra yard waste per collection day for free (Seattle, 2021).

Finally, similar studies showed potential viability of yard waste composting, with a final compost presenting properties that potentially benefit soil and plants. It is a simple, low cost and with an easy implementation and maintenance process that helps divert tons of this type of waste from landfills, especially in developing countries (Costa *et al.*, 2018; Costa *et al.*, 2020; Neves *et al.*, 2020).

Conclusions

The utilization of locally composted yard waste may not substitute the use of commercial products but it can reduce the cost of acquisition of this soil conditioner as well costs with transportation, storage and municipal disposal fees. Companies and institutions, as waste producers, should be able to process this biodegradable waste through composting and become the final users of this compost, completing the cycle. Finally, we recommend an update in the environmental public policies and incentives strategies and initiatives such as fees discounts around the world to increase this type of composting process, aiming for fomenting sustainable economy.

Acknowledgment

We greatly appreciate the technical support provided by Ezequiel Dias Foundation (FUNED).

References

- Aaron J.R. (1982) *Conifer bark: Its properties and uses*, Forestry Commission Forest Record 110, 2nd Edition, HMSO, London.
- Abdellatif S.M., Elsaadany M.A., Shalaby S.M.S. (2011) Composting of deciduous trees leaves and cattle dung: effect of turning operation in process performance, *Journal of Soil Sciences and Agricultural Engineering*, **2**(3), 357-378.
- Alluvione F., Bertora C., Zavattaro L., Grignani C. (2010) Nitrous oxide and carbon dioxide emissions following green manure and compost fertilization in corn, *Soil Science Society of America Journal*, **74**, 384–395.
- Boldrin A., Christensen T.H. (2009) Seasonal generation and composition of garden waste in Aarhus (Denmark), *Waste Management*, **30**(4), 551–557.
- Barskov, S., Zappi, M., Buchireddy, P., Dufreche, S., Guillory, J., Gang, D., Hernandez, R., Bajpai, R., Baudier, J., Cooper, R. and Sharp, R. (2019) Torrefaction of biomass: A review of production methods for biocoal from cultured and waste lignocellulosic feedstocks. *Renewable Energy*, **142**, 624-642.

- Brasil (2015) Ministério das Cidades, Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos – 2015. Brasil: Ministério das Cidades. Acesso em 15 de fevereiro de 2021, disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>
- Brasil (2020) Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Versão Preliminar. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Acesso em 9 de fevereiro de 2021, disponível em: <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>
- Brown M.J., Robbins C.W., and Freeborn L.L. (1998) Combining cottage cheese whey and straw reduces erosion while increasing infiltration in furrow irrigation, *Journal of Soil and Water Conservation*, **53**(2), 152-156.
- Budihardjo M.A., Sutrisno E., Purwono, Fatimah M. (2018) Leaves composting process and the influence of rumen content and bran addition, *MATEC Web of Conferences 159, The 2nd Int. Joint Conference on Advanced Engineering and Technology (IJCAET 2017) and Int. Symp. on Advanced Mechanical and Power Engineering (ISAMPE 2017)*.
- Calgary (2021) *Landfill information*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.calgary.ca/uep/wrs/landfill-information/landfill-rates.html>
- Cantarella H (2007) *Nitrogen*. In: Soil Fertility 2: 375-470. Ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo.
- Cedar Falls (2021) *Yard waste collection information*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.cedarfalls.com/156/Yard-Waste-Collection-Information>.
- Council Bluffs (2021) *Recycling Trees*. Acesso em 09 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.councilbluffs-ia.gov/2231/Recycling-Trees>
- Costa P., Neves A.C., Valladão S.A., Mol M.P.G. (2018) Avaliação do processo de compostagem de resíduos de folhas de árvores e jardins em uma instituição pública de Belo Horizonte (Brasil), *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **11**(3), 389-400. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2018.11.3.61179>
- Costa P., Neves A.C., Valladão S.A., Pereira F.R., Silva C.A.O., Viana F.R., Mol M.P.G. (2020) Addition of adapted microorganisms for leaf composting, *Environmental Engineering and Management Journal*, **19**(6), 977-984.
- Damgaard A., Manfredi S., Merrild H., Stensøe S., Christensen T.H. (2011) LCA and economic evaluation of landfill leachate and gas technologies, *Waste Management*, **31**(7), 1532-1541.
- Danthurebandara M., Passel S.V., Nelen D., Tielemans Y. (2012) Environmental and socio-economic impacts of landfills, *Linnaeus ECO-TECH*.
- Edmonton (2021) *Waste rates and fees*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: https://www.edmonton.ca/programs_servicHies/garbage_waste/rates-fees.aspx
- Epstein E (2011) *Industrial Composting: Environmental engineering and facilities management*. CRC Press. Taylor & Francis Group.
- Fairfax County (2021) *Residential disposal fees and regulations*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.fairfaxcounty.gov/publicworks/recycling-trash/residential-disposal-fees-and-regulations>
- Fan, S., Li, A., ter Heijne, A., Buisman, C.J. and Chen, W.S., (2021). Heat potential, generation, recovery and utilization from composting: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, **175**, 105850.
- FUNED, Fundação Ezequiel Dias (2020) *Annual budget report*. Acesso em 24 de fevereiro de 2021, disponível em: <http://www.transparencia.mg.gov.br/planejamento-e-resultados/proposta-lei-orcamentaria/proposta-orcamentaria/proposta-orgaos/2020/7703/7703>
- Gomiero T. (2016) Soil degradation, land scarcity and food security: Reviewing a complex challenge, *Sustainability*, **8**(3), 281.
- Graves RE, Hattermer GM (2000) *Composting*. Chapter 2, Part 637. National Engineering Handbook United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service.
- Hadar Y., Papadopoulou K.K. (2012) Suppressive composts: microbial ecology links between abiotic environments and healthy plants, *Annual Review of Phytopathology*, **50**, 133-153.

- Hanc A., Novak P., Dvorak M., Habart J., Svehla P. (2011) Composition and parameters of household bio-waste in four seasons, *Waste Management*, **31**(7), 1450–1460.
- Hillsborough County (2021) *Solid waste rates and fees*. Acesso em 24 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.hillsboroughcounty.org/library/hillsborough/media-center/documents/solid-waste/trash-and-recycle/solid-waste-rates-and-fees.pdf>
- Kalamdhad A.S., Singh Y.K., Ali M., Khwairakpam M. (2009) Rotary drum composting of vegetable waste and tree leaves, *Bioresource Technology*, **100**(24), 6442–6450.
- King County (2021) *Department of Natural Resources and Parks, Solid Waste Division, Disposal fees*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://kingcounty.gov/depts/dnrp/solid-waste/facilities/disposal-fees.aspx>
- Lim WJ, Chin NL, Yusof YA et al. (2019) Modelling of pilot-scale anaerobic food wastes composting process with dry leaves or cow manure. *Pertanika Journal of Science and Technology* **27**(1): 421-442.
- López M., Soliva M., Martínez-Farré F.X., Bonmatí A., Huerta-Pujol O. (2010) An assessment of the characteristics of yard trimmings and recirculated yard trimmings used in biowaste composting, *Bioresource Technology*, **101**(4), 1399–1405.
- Manu, M.K., Kumar, R. and Garg, A. (2021). Decentralised composting of garden waste in modified plastic drums-waste and product characterisation. *International Journal of Environment and Waste Management*, **28**(2), 165-179.
- Michie D., Litterick A., Crews C. (2011) The influence of outdoor windrow composting on the concentration of Grayanotoxins in Rhododendron leaves, *Compost Science and Utilization*, **19**(1), 44-51.
- Modak P., Wilson D.C., Velis C. (2015) Waste management: Global status, Chapter 3, In: *Global Waste Management Outlook*, UNEP (United Nations Environment Programme) Athens, Greece, pp. 51–119. Acesso em 21 de janeiro de 2021, disponível em: <https://www.unclearn.org/wp-content/uploads/library/unep23092015.pdf>
- Mohee R. (2007) Waste management opportunities for rural communities. Composting as an effective waste management strategy for farm households and others, *Agricultural and Food Engineering Working Document*, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Moretti S.M.L., Bertoncini E.I., Abreu-Junior C.H. (2015) Composting sewage sludge with green waste from tree pruning, *Scientia Agricola*, **72**(5), 432-439.
- Mouhoun-Chouaki S., Arezki D., Tazdaït D., Salah-Tazdaït R. (2019) A Study of the impact of municipal solid waste on some soil physicochemical properties: The case of the landfill of Ain-El-Hammam municipality, Algeria, *Applied and Environmental Soil Science*, **2019**(5), 1-8.
- Neher D.A., Weicht T.R., Dunseith P. (2015) Compost for management of weed seeds, pathogen, and early blight on brassicas in organic farmer fields, *Agroecology and Sustainable Food Systems*, **39**(1), 3–18.
- Neves A.C., Costa P., Ribas N.G., Mol M.P.G., (2020), Análise da viabilidade de mini composteiras como método alternativo de descarte de folhas em locais de pequena geração de resíduos orgânicos, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, **13**(2), 251-262. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.2.65081>
- Ng, C.G., Yusoff, S., Zaman, N.S.B.K. and Siewhui, C. (2021). Assessment on the Quality and Environmental Impacts of Composting at Institutional Community using Life Cycle Assessment Approach. *Polish Journal of Environmental Studies*, **30**(3), 2232–2244.
- Osceola County (2021) *Yard waste disposal site*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.osceola.org/agencies-departments/public-works/solid-waste/yard-waste-disposal-site.stml>
- Pierce County (2021) *Yard Waste*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.piercecountywa.org/3137/Yard-Waste>
- Qdais H.A., Wuensch C., Dornack C., Nassour A. (2019) The role of solid waste composting in mitigating climate change in Jordan, *Waste Management & Research*, **37**(8), 833-842.

- Rajbanshi S.S., Inubushi K. (1997) Chemical and biochemical changes during laboratory-scale composting of allelopathic plant leaves (Eupatorium adenophorum and Lantana camara), *Biology and Fertility of Soils*, **26**, 66–71.
- Reyes-Torres M., Oviedo-Ocaña E.R., Dominguez I., Komilis D., Sánchez A. (2018) A systematic review on the composting of green waste: Feedstock quality and optimization strategies, *Waste Management*, **77**, 486-499.
- Riaz, U., Iqbal, S., Rafi, F., Batool, M., Manzoor, N., Ashraf, W. and Murtaza, G. (2021). Values of Composting. In *Microbiota and Biofertilizers*, **2**, 175-193.
- Schwarz I.E., Labandeira S.S., Núñez-Delgado A., López-Mosquera E. (2012) Production and characterization of compost made from garden and other waste, *Polish Journal of Environmental Studies*, **21**(4), 855-864.
- Seattle (2021) *Collection and disposal transfer stations and rates*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.seattle.gov/utilities/your-services/collection-and-disposal/transfer-stations/rates>
- Silva CHC, Rocha FC and Silva LLGG (2018) Production of organic compost from different plant waste generated in the management of a green urban space. *Revista Ciência Agronômica* **49**(4): 558-565.
- Springfield (2021) *Yard waste recycling center*. Acesso em 5 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.springfieldmo.gov/491/Yardwaste-Recycling-Center>.
- Tautges N., Chiartas J.L., Gaudin A.C.M., O'Geen A.T., Herrera I., Scow K.M. (2019) Deep soil inventories reveal that impacts of cover crops and compost on soil carbon sequestration differ in surface and subsurface soils, *Global Change Biology*, **25**(11), 3753-3766
- Toronto (2021) *Recycling organics garbage*. Acesso em 9 de fevereiro de 2021, disponível em: <https://www.toronto.ca/services-payments/recycling-organics-garbage/drop-off-depots/fees-for-drop-off-depots>
- Turner C, Williams A, White R *et al.* (2005) Inferring pathogen inactivation from the surface temperatures of compost heaps. *Bioresource Technology* **96**(5): 521–529.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (1991) *Air emissions from municipal solid waste landfills: Background information for proposed standards and guidelines*. Acesso em 21 de janeiro de 2021, disponível em: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/9100AEYT.PDF?Dockey=9100AEYT.PDF>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2020) *National waste statistics summary report for 2018*. Acesso em 21 de janeiro de 2021, disponível em: https://www.epa.ie/pubs/reports/waste/stats/wastereport2020/EPA_Nat_Waste_Stats_Report_Web.pdf
- USEPA, United States Environmental Protection Agency (2021) *Examples and resources transforming waste streams communities*. Acesso em 21 de janeiro de 2021, disponível em: <https://www.epa.gov/transforming-waste-tool/examples-and-resources-transforming-waste-streams-communities-1-50>.
- Zhentong L., Hongwei L., Lixia R., Li H. (2013) Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review, *Chemosphere*, **93**(7), 1247–1257.
- Zuberer, D.A. and Zibilske, L.M. (2021). Composting: the microbiological processing of organic wastes. In *Principles and Applications of Soil Microbiology* (pp. 655-679). Elsevier.



REVISTA AIDIS

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

CARACTERIZAÇÃO FISIAGRÁFICA E DO USO E OCUPAÇÃO DE BACIAS URBANAS EM JUAZEIRO DO NORTE/CE

Pedro André de Sousa Gonçalves ¹
* Renato de Oliveira Fernandes ¹

PHYSIOGRAPHIC CHARACTERIZATION AND LAND USE AND OCCUPATION STUDY OF URBAN BASINS IN JUAZEIRO DO NORTE, CE

Recibido el 26 de marzo de 2021. Aceptado el 14 de septiembre de 2021

Abstract

The characterization of watersheds is essential for the implementation of solutions that minimize urban drainage problems. This work presents the characterization of the watersheds of Riacho dos Macacos and Timbaúbas, which are the main basins in the city of Juazeiro do Norte, Ceará. Physical, hydraulic, and hydrological characterizations and land use and occupation studies were performed by geoprocessing techniques using Sentinel-2 satellite images, Shuttle Radar Topography Mission data, and QGIS processing. Thirteen sub-basins were delimited with a total area of 57.3 km², flat to smooth-wavy relief, and concentration time ranging from 19 to 121 min. The two less urbanized sub-basins, SB1 and SB2, presented 71% and 61% of vegetation, respectively. On the other hand, intense urbanization generated 72.5% of impermeable areas in one of the sub-basins (SB10). In agreement with the waterproofing rates of the basins and soil type, the Curve Number, of the method Natural Resources Conservation Service (NRCS), ranged from 70 (SB1) to 90 (SB10) and averaged 79. Indicators of susceptibility to floods agree with the frequent occurrences of floods in the SB3, SB6, and SB11 sub-basins that mainly include the neighborhoods of Lagoa Seca and Jardim Gonzaga.

Keywords: geoprocessing, hidrologia urbana, urbanização.

¹ Departamento de Construção Civil. Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Regional do Cariri, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Construção Civil. Centro de Ciências e Tecnologia. Universidade Regional do Cariri. Av. Leão Sampaio, 107. Triângulo, Juazeiro do Norte - CE, CEP: 63.041-145. Brasil. Email: renato.fernandes@urca.br

Resumo

Estudos de caracterização de bacias hidrográficas são essenciais para implantação de soluções que minimizem os problemas na drenagem urbana. Este trabalho apresenta a caracterização das bacias hidrográficas do Riacho dos Macacos e das Timbaúbas, que são as principais bacias da cidade de Juazeiro do Norte, Ceará. A caracterização física, hidráulica, hidrológica e o uso e ocupação do solo foi realizado usando técnicas de geoprocessamento com as imagens do satélite Sentinel 2, do *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) e processadas no QGIS. Foram delimitadas 13 sub-bacias com área total de 57.3 km², relevo plano a suave-ondulado e tempo de concentração que variaram de 19 minutos a 121 minutos. As duas sub-bacias menos urbanizadas (SB1 e SB2) apresentaram percentuais de 71% e 61% de vegetação, respectivamente. Por outro lado, a intensa urbanização gerou 72.5% de áreas impermeáveis em uma das sub-bacias (SB10). Em concordância com as taxas de impermeabilização das bacias e do tipo do solo, o Número da Curva (CN), do método do *Natural Resources Conservation Service* (NRCS), variou de 70 (SB1) a 90 (SB10) e média de 79. Os indicadores de susceptibilidade as enchentes concordam com as ocorrências frequentes de cheias nas sub-bacias SB3, SB6 e SB11 que atingem principalmente os bairros Lagoa Seca e Jardim Gonzaga.

Palavras chave: geoprocessamento, hidrologia urbana, urbanização.

Introdução

O desenvolvimento urbano, na maioria das cidades, está associado a ocupação desordenada do solo com substituição de ambientes naturais por áreas construídas que, geralmente, reduz a capacidade de infiltração de água no solo e obstrui rios e várzeas (Brown; Keath; Wong, 2009; Guan; Sillanpää; Koivusalo, 2015).

As consequências mais evidentes da urbanização nos recursos hídricos é o aumento das cheias e alagamentos com prejuízos sociais e econômicos (Christofidis; Assumpção; Kligerman, 2020).

Para minimizar os problemas da urbanização na drenagem urbana é comum a adoção de medidas estruturais, associadas às obras de engenharia, e/ou medidas não estruturais que estão relacionadas ao planejamento da ocupação do espaço urbano. Recentemente, estudos de drenagem urbana tem focado em soluções sustentáveis que tornam o ambiente urbano adaptado e resiliente as águas especialmente no contexto das mudanças climáticas (Fletcher *et al.*, 2015; Wong; Brown, 2009).

Independente das medidas a serem adotadas são necessários estudos de caracterização física (De-Carvalho; Henry-Silva, 2020), hidrológica e hidráulica das bacias hidrográficas (Araujo *et al.*, 2019), a determinação de áreas prioritárias a serem preservadas, identificação e projeção do uso e ocupação do solo (Fernandes; Costa; Studart, 2017), entre outros aspectos, necessários no fornecimento de informações para a tomada de decisão.

A sede do município de Juazeiro do Norte, Ceará, é um exemplo de região que sofreu um rápido processo de urbanização desordenada e que gerou, como consequência direta, alagamentos e cheias, principalmente no primeiro semestre do ano quando as chuvas diárias acumuladas podem ultrapassar a 160 mm (ANA, 2021).

Com o objetivo de gerar subsídios para o planejamento de medidas estruturais e não estruturais e minimizar os problemas de drenagem, este estudo apresenta a caracterização das principais bacias hidrográficas da cidade de Juazeiro do Norte, Ceará, incluindo o modelo numérico do terreno com a delimitação das sub-bacias e da rede de drenagem, declividades dos rios principais, tempos de concentração, uso e ocupação do solo e estimativa do valor da Curva Número (CN) do Natural Resources Conservation Service (NRCS) que geralmente é utilizado para estimativa da vazão máxima.

Metodologia

Área de estudo

A área de estudo está localizada na sede do município de Juazeiro do Norte, Ceará (Figura 1) que tem área territorial da ordem de 248.8 km² e população superior a 250000.00 habitantes (IBGE, 2020).

O município de Juazeiro do Norte é o terceiro mais populoso do Ceará e tem sua área urbana drenada pelos Riachos dos Macacos e das Timbaúbas, que são afluentes do Rio Batateiras. Ao longo do riacho do Macacos encontra-se o Parque Ecológico das Timbaúbas que possui vegetação e várzea que contribui na redução das ondas de cheias.

No período chuvoso a área de estudo apresenta diversos pontos de inundação (Figura 1) com destaque para áreas localizadas nos bairros Lagoa Seca e Jardim Gonzaga. Os alagamentos é uma das consequências direta da ocupação de áreas ribeirinhas e das elevadas taxas de impermeabilização do solo devido à falta de zoneamento das áreas de riscos de inundação em áreas de várzeas e rios. Neste sentido, O Plano Municipal de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte, CE, aprovado através do Decreto nº 219, em dezembro de 2015 (PMJN, 2021), apresenta cinco programas, entre os quais o Programa de Drenagem Urbana e Manejo de Águas Pluviais que busca promover a gestão deste serviço e prever a elaboração de um manual de execução de obras de drenagem e o zoneamento das áreas com riscos de alagamento.

Outros problemas na área de estudo e que causam impactos nos recursos hídricos é a baixa cobertura do serviço de coleta de esgoto, com apenas 22.71% (SNIS, 2019), e ausência de um programa efetivo de gestão dos resíduos sólidos e de um aterro sanitário público para o destino adequado dos rejeitos dos resíduos sólidos. A ineficiência nos serviços de coleta de esgoto e dos resíduos sólidos geram diversos problemas ambientais, entre os quais; redução da qualidade da água e obstrução dos dispositivos de drenagem urbana.

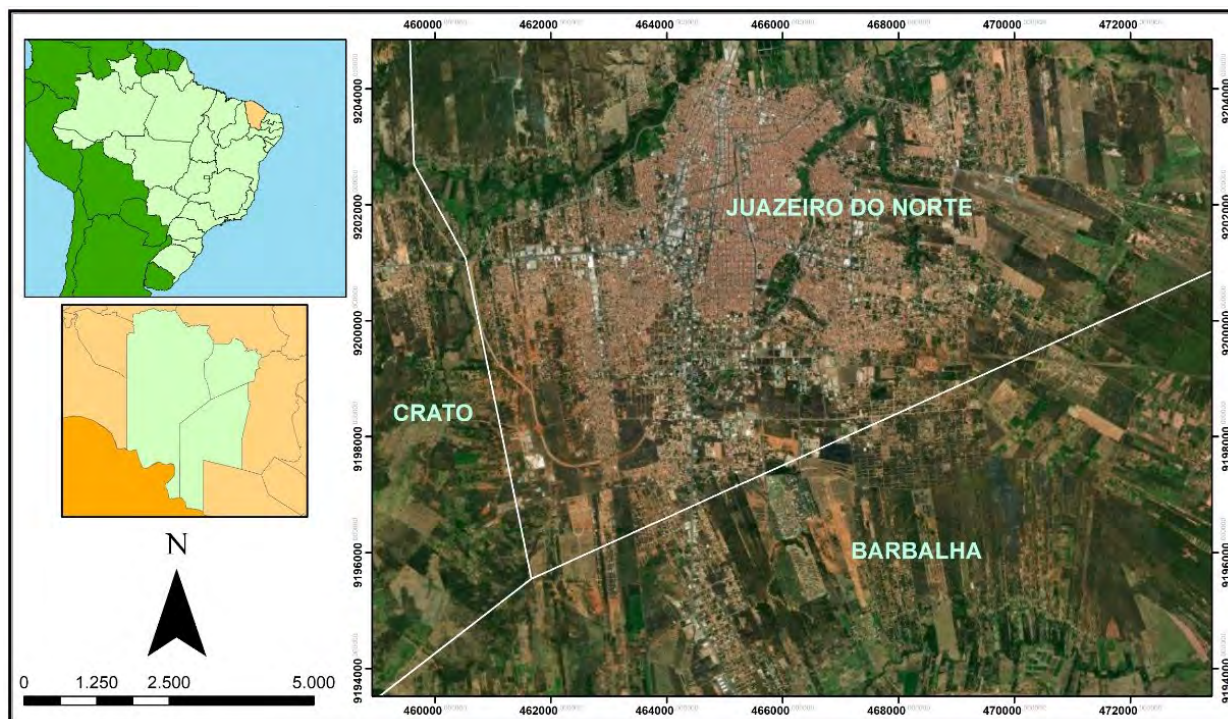


Figura 1. Mapa de localização da área urbana do município de Juazeiro do Norte, Ceará (Fonte: elaboração própria).

Modelo Digital de Elevação (MDE)

A delimitação das bacias do Riacho dos Macacos e das Timbaúbas, área urbana de Juazeiro do Norte, foi feita através do Modelo Digital de Elevação (MDE) gerado a partir da *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), disponibilizado pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE) através do projeto TOPODATA (INPE, 2021). A imagem do sensor SRTM disponibilizada pela TOPODATA tem uma resolução espacial de 30m, oriundo do pós-processamento dos dados originais do SRTM que tem uma resolução espacial de 90m.

A acurácia desses dados está ligada com a topografia local, apresentando distorções em relevos acidentados com inclinação acima de 20°. Segundo Valeriano (2003) essas distorções também podem ser encontradas em imagens com resolução espacial inferiores a 40m.

O processamento do MDE, a caracterização e a delimitação das bacias citadas foram realizadas no QGIS 3.2. Bonn (https://docs.qgis.org/3.10/en/docs/user_manual/) e no GRASS GIS 7 (<https://grass.osgeo.org/grass7/>) que é uma um *plugins* incorporado no QGIS e são ferramentas de livre acesso (Bruno, 2017). A Figura 2 resume as etapas gerais da metodologia adotada com as referências das fontes de dados e informações.

Direção do Fluxo

A direção de fluxo foi determinado através do algoritmo *r.watershed* presente no GRASS GIS 7. Esse algoritmo apresenta duas opções para a determinação da direção do fluxo, que são: SFD – (*Single-flow-direction*), nessa opção o fluxo é calculado e direcionado apenas para uma das células vizinhas de menor elevação em relação a célula de origem do fluxo. Já a opção MFD – (*Multi-flow-directions*) o fluxo é direcionado e calculado uniformemente para todas as células vizinhas de menor elevação em relação a célula de origem do fluxo.

O algoritmo utiliza o modelo D8, aplicado por O’Callaghan e Mark (1984) e proposto por Jenson & Domingue (1988) para ambos padrões de direção de fluxo. O modelo propõe que a direção do fluxo de uma célula é dada pela orientação com que a água flui para uma das 8 células vizinhas em relação a célula principal. O modelo D8 é melhor exemplificado na Figura 3, onde cada pixel de maior elevação direciona o fluxo para o pixel de menor elevação, simulando o comportamento natural do escoamento superficial da água.

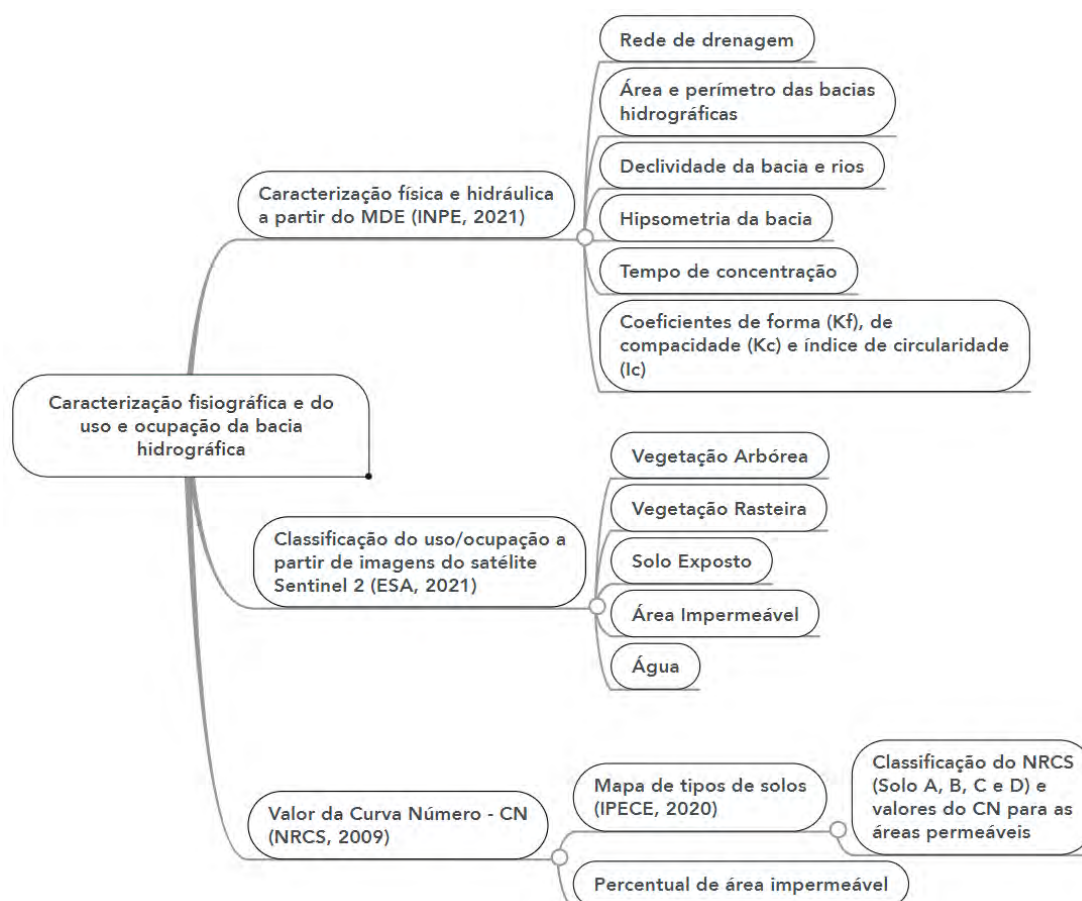


Figura 2. Fluxograma das etapas gerais da metodologia adotada (Fonte: elaboração própria).

Para a realização da delimitação da bacia foi utilizado o algoritmo *r.water.outlet* que também faz parte do GRASS GIS 7. Esse algoritmo toma como base a direção da drenagem superficial e o par de coordenadas do exutório da bacia. Com base nesses parâmetros, foi calculado os valores de maior altitude e identificado os divisores de água, considerando a área a montante do exutório da área de contribuição da bacia hidrográfica. Esse processo foi repetido para todas as sub-bacias de contribuição.

A caracterização topográfica da bacia hidrográfica foi realizada no QGIS através do MDE. A declividade foi classificada conforme as orientações da (EMBRAPA, 1999) que divide o relevo em classes de porcentagem, e a altimetria foi dividida em cinco classes em relação ao nível do mar pelo DATUM SIRGAS 2000 e fuso 24S.

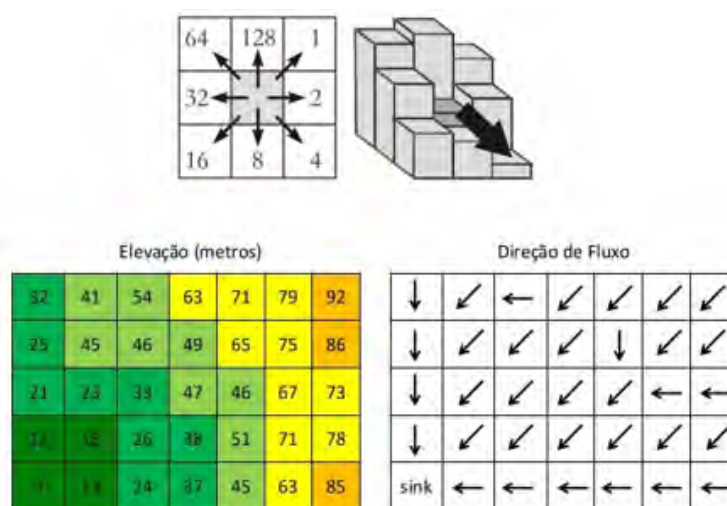


Figura 3. Direção do fluxo a partir do MFD (Fonte: Jensen & Domingue, 1988).

Caracterização do uso e ocupação do solo

Para a determinação do uso e ocupação do solo foi utilizado uma imagem registrada pelo satélite *Sentinel 2* disponibilizada pela Agência Espacial Europeia (ESA, 2021). A imagem contém 13 bandas espectrais, sendo elas 4 bandas no visível e no infravermelho, 6 bandas no *Red Edge* e no infravermelho de ondas curtas e 3 bandas destinadas a correções atmosféricas. As imagens geradas pela plataforma podem chegar até 15m de resolução espacial nas bandas referentes ao visível e infravermelho.

Foi realizado um pré-processamento com a imagem do satélite Sentinel 2 com ajustamento do DATUM para o SIRGAS 2000 e o fuso 24S. Em seguida, realizado uma mesclagem das bandas 2, 3, 4 e 8 referentes aos comprimentos de onda do verde, vermelho, azul e infravermelho próximo. Após o pré-processamento foi definida cinco classes de mapeamento de uso e ocupação do solo seguindo as recomendações de Tucci (2004) para áreas urbanas (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação recomendada de uso e ocupação do solo segundo Tucci (2004).

Cobertura urbana	Classificação utilizada
Bosques ou zonas com coberturas ruins	Vegetação Arbórea
Terrenos Baldios em boas condições	Vegetação Rasteira
Terra	Solo Exposto
Ruas asfaltadas, telhados, viadutos e	Área Impermeável
Água	Área Impermeável

A classificação da imagem foi realizada através do *Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)*. O SCP permite que seja criada feições de treinamentos ou de áreas de interesses *Region Of Interest (ROI)* com cálculo automático das assinaturas espectrais das feições de treinamento. Para maior precisão e acurácia na classificação, foram coletadas 20 amostras para o treinamento do algoritmo.

O cálculo das áreas foi feito através do algoritmo *r.report* que estar presente no GRASS GIS 7. O resultado gerado desse processo é um arquivo de texto contendo o valor de cada área.

Classificação hidrológica do solo

O valor da Curva Número (CN) do método do *Natural Resources Conservation Service (NRCS)* do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos apresenta os tipos de solos, o uso e ocupação da superfície e a umidade antecedente devido às chuvas dos últimos dias. Neste estudo a condição de umidade considerada foi a II, situação em que às chuvas dos últimos cinco dias totalizam entre 1 mm e 40 mm, muito comum no período chuvoso. O tipo de solo nesse método é classificado em grupos hidrológicos A, B, C e D (Tabela 2), com maior e menor capacidade de infiltração de água, respectivamente (NRSC, 2009). Para a bacia em estudo, os tipos de solos foram obtidos do portal do Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará - IPECE (IPECE, 2020) e associados a classificação do NRSC a partir de Sartori *et al.* (2005).

Tabela 2. Taxas de infiltração utilizadas para identificar o grupo hidrológico dos solos (Fonte: NRSC, 2009).

Grupo Hidrológico dos Solos	Taxa de infiltração (cm/h)
A	1.20 – 0.80
B	0.80 – 0.40
C	0.40 – 0.15
D	0.15 – 0.00

No Brasil, vários esforços têm sido feitos nas últimas décadas para adaptar o modelo para as condições nacionais (ex. Setzer & Porto, 1979; Sartori *et al.*, 2005; Sartori *et al.*, 2011). Neste estudo, a estimativa do CN de cada sub-bacia (CN_{bacia}) levou em consideração o CN da área permeável ($CN_{\text{permeável}}$), definido no método do NRCS (2009) para as condições médias de “espaços abertos, parques e jardins” ou “terrenos baldios” com valores de $CN=49$ para o solo A, $CN=69$ para solo B, $CN=79$ para solo C e $CN=84$ para o solo D. O CN do solo impermeável geralmente é de 98 e está incluído na Equação 1.

$$CN_{\text{Bacia}} = CN_{\text{permeável}} + \left(\frac{A_{\text{impermeável}}}{A_{\text{Bacia}}} \right) \times (98 - CN_{\text{permeável}}) \quad \text{Equação (1)}$$

Em que: $CN_{\text{permeável}}$ = CN da área permeável da metodologia do SCS

$A_{\text{impermeável}}$ = área impermeável da bacia (km^2)

A_{Bacia} = área da bacia (km^2).

Caracterização física e hidráulica

O processamento do modelo digital de elevação (MDE) possibilitou a determinação de características físicas e hidráulicas da bacia tais como; áreas de drenagem das sub-bacias, comprimento e declividade média dos rios, altitude média das sub-bacias que foram dados básicos para a determinação de coeficientes e índice físicos.

A forma da bacia exerce influência direta no tempo de concentração e conseqüentemente na possibilidade de ocorrência de enchentes. Foi utilizado três coeficientes que indica a forma das sub-bacias e sua propensão a inundações, que são eles (Tucci, 2004): o fator de forma - K_f (Equação 2), o coeficiente de compacidade (K_c) e o índice de circularidade (I_c).

$$K_f = \frac{A}{L^2} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

L = Comprimento axial do rio principal (km);

A = Área da bacia (km^2)

O valor do K_f superior a 0.75 indica alta susceptibilidade a enchentes. Por outro lado, K_c (Equação 3) superior a 1.5 indica baixa susceptibilidade da bacia hidrográfica a enchentes.

$$K_c = 0,282 * \frac{P}{\sqrt{A}} \quad \text{Equação (3)}$$

Em que:

P = Perímetro da bacia (km);

A = Área da bacia (km^2).

O Índice de circularidade (I_c) representa a relação entre a área total da bacia e a área de um círculo de perímetro igual ao da área total da bacia (Equação 4). Valores menores que 0.51 sugerem bacias alongadas o que contribui para reduzir os picos de vazões e, portanto, minimizar as cheias. O índice de circularidade juntamente com o coeficiente de compacidade (K_c) tende ao valor de 1 quando a bacia se aproxima da forma circular e, portanto, apresenta alta propensão a enchentes.

$$I_c = 12,57 * \frac{A}{P^2} \quad \text{Equação (4)}$$

Em que:

A = Área da bacia (km^2);

P = Perímetro da bacia (km).

O tempo de concentração foi determinado pela Equação de Kirpich (Equação 5), como recomendado por Fernandes, Costa e Studart (2017) para a bacia do Riacho dos Macacos.

$$t_c = 57 \left(\frac{L^2}{I} \right)^{0,385} \quad \text{Equação (5)}$$

Em que, L é o comprimento do rio principal (km) e I a declividade do rio principal (m/m) entre a cabeceira e exutório de cada sub-bacia que levou em consideração, para sua delimitação, os principais locais de ocorrência de inundações.

Resultados e discussão

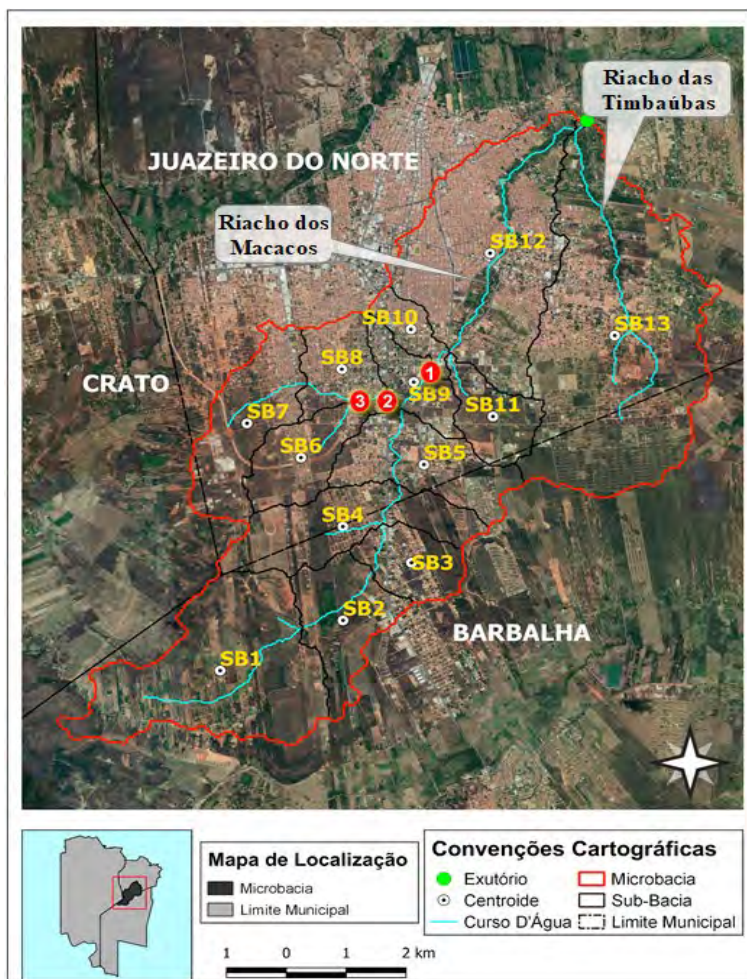
Características física e hidráulica da bacia hidrográfica

Com o uso de técnicas de geoprocessamento foi possível delimitar a bacia hidrográfica, as sub-bacias de contribuição, a rede de drenagem principal (Figura 4), determinar a declividade (Figura 5A) e altimetria (Figura 5B). A Figura 4 mostram três pontos de alagamento frequentes na Av. Plácido Aderaldo Castelo (1), Av. Leão Sampaio (2) e Rua Padre Manoel Germano (3).

A bacia hidrográfica do Riacho dos Macacos foi dividida em 12 sub-bacias e a bacia do Riacho das Timbaúbas está representada pela SB13. Nas sub-bacias SB1 e SB2 é possível identificar as maiores áreas de vegetação (Figura 4) e estão totalmente inseridas no município de Barbalha, CE.

As características físicas e o respectivo tempo de concentração das sub-bacias estão na Tabela 3. As três sub-bacias com maiores áreas são SB13 (14.51 km^2), SB12 (9.37 km^2), e SB1 (8.42 km^2) que representam 56% da área total. Todas as sub-bacias apresentaram baixa susceptibilidade para enchentes segundo o coeficiente de forma (K_f) com valores inferiores a 0.75 (Tabela 3).

As sub-bacias SB3, SB6 e SB11 apresentaram coeficientes de compacidade (K_c) inferior a 1.5, sugerindo um formado mais circular e, portanto, mais susceptível a enchentes que as outras sub-bacias. Além disso, os índices de circularidade (I_c) destas sub-bacias apresentaram valores superiores a 0.51 reforçando a hipótese de alta susceptibilidade a enchentes sugerido pelo coeficiente de compacidade (K_c).



Av. Plácido Aderaldo Castelo



Av. Leão Sampaio



Rua Padre Manoel Germano



Fotos: <http://blogs.diariodonordeste.com.br>

Figura 4. Delimitação das bacias do Riacho dos Macacos e das Timbaúbas, área urbana de Juazeiro do Norte, Ceará, com indicação de sub-bacias, rede de drenagem principal e três locais de ocorrência de inundações frequentes (Fonte: autores).

Os tempos de concentração das sub-bacias SB6 ($t_c=23$ min) e SB11 ($t_c=19$ min) são os menores da área de estudo. As duas sub-bacias citadas possuem os rios com as maiores declividades, o que influenciou na redução dos tempos de concentração, demandando intervenções estruturais (ex. reservatórios de amortecimento da onda de cheia) e não-estruturais (ex. sistema de alerta de cheias) capaz de responder a intervalos curtos de tempo.

As sub-bacias com os maiores tempos de concentração foram SB12 ($t_c=121$ min), SB13 ($t_c=117$ min) e SB1 ($t_c=96$ min). Estes resultados foram influenciados pelo comprimento longo do rio (4 km a 7 km) e baixas declividades (0.4% a 0.7%) que caracterizaram estes trechos como plano.

Na SB12 está localizado o Parque Natural Municipal das Timbaúbas que é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral com 0.23 km² e foi criado pelo Decreto municipal nº 352 de 23 de outubro de 2017. A área possui vegetação e várzeas ao longo da calha do Riacho dos Macacos o que contribui no amortecimento da onda de cheia.

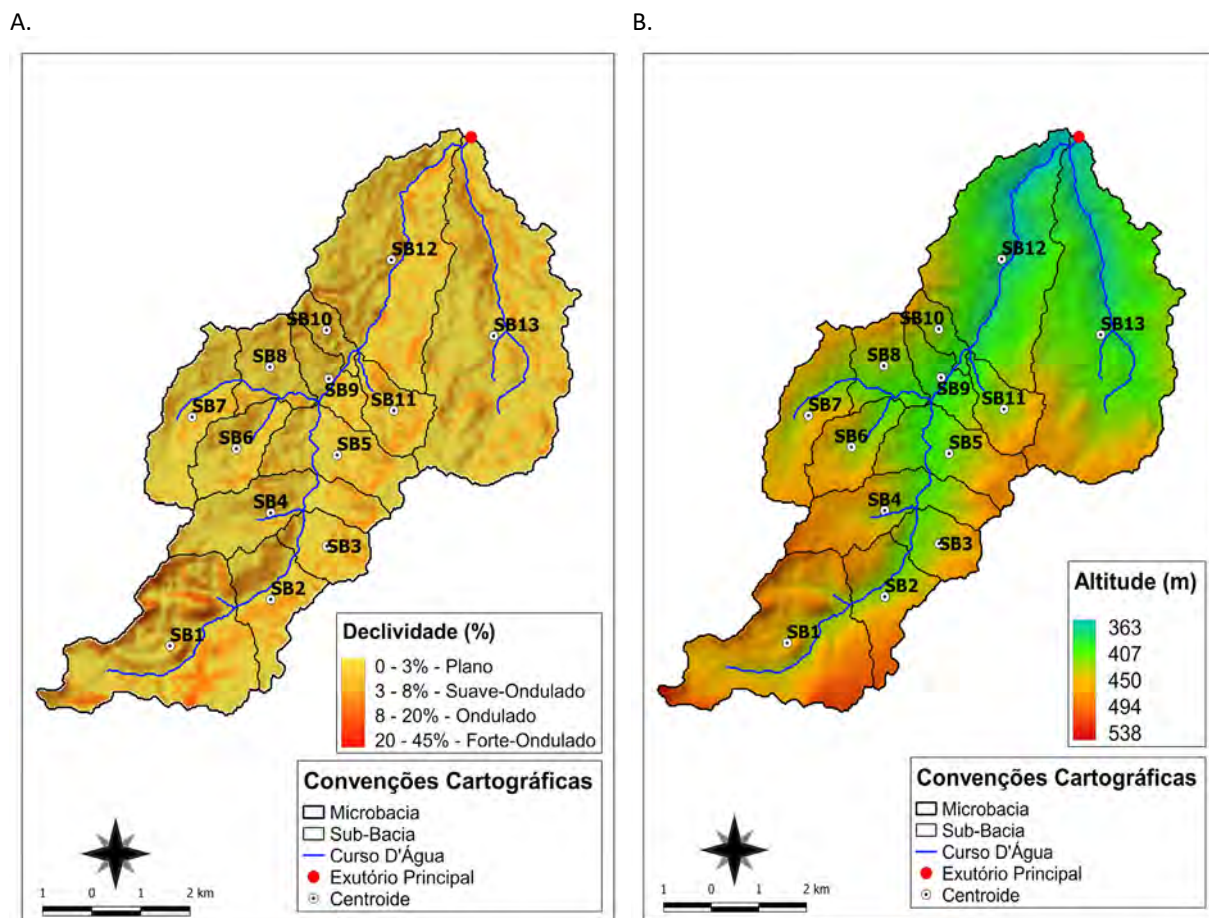


Figura 5. Mapas de declividades (A) e hipsométrico (B) da bacia Racho dos Macacos e das Timbaúbas (Fonte: autores).

Como identificado através dos coeficientes Kf, Kc e Ic, a maioria das sub-bacias tem formas alongadas. O relevo é pouco acidentado e a declividade média é de 1.24% apontando para um relevo plano e pequenas variações entre o relevo suave-ondulado. Na SB1, principalmente, existem pequenas áreas com características de relevo ondulado e forte-ondulado. De acordo com o mapa hipsométrico (Figura 5B) a bacia tem variação altimétrica de 175m, com altitude de 538m, na sub-bacia SB1, e 363m no exutório em SB13.

Tabela 3. Caracterização física e tempo de concentração das sub-bacias hidrográficas da área de estudo.

Bacia	A (Km ²)	P (Km)	Coeficiente			Rio		t _c (min)
			Kf	Ic	Kc	Declividade (%)	Comprimento (m)	
SB1	8.42	15.59	0.35	0.44	1.52	0.416%	4017.75	96
SB2	3.00	9.73	0.31	0.40	1.58	0.587%	1704.70	44
SB3	1.90	6.04	0.46	0.66	1.23	0.297%	1010.47	38
SB4	4.02	12.39	0.19	0.33	1.74	0.563%	888.84	27
SB5	3.42	9.94	0.31	0.44	1.51	0.296%	1690.91	56
SB6	2.34	7.38	0.33	0.54	1.36	1.365%	1131.18	23
SB7	3.73	11.20	0.27	0.37	1.64	0.895%	1675.57	37
SB8	2.13	7.79	0.46	0.44	1.51	0.799%	1877.94	42
SB9	1.58	7.52	0.20	0.35	1.69	0.589%	951.31	28
SB10	0.96	5.47	0.26	0.41	1.57	0.177%	574.58	30
SB11	1.88	6.69	0.36	0.53	1.38	1.579%	950.20	19
SB12	9.37	16.19	0.34	0.45	1.49	0.447%	5598.65	121
SB13	14.51	21.56	0.30	0.39	1.60	0.682%	6598.42	117

Tipos de solos, uso e ocupação da bacia hidrográfica

Através de técnicas de classificação supervisionada a partir da assinatura espectral dos alvos imageados e utilizando um ambiente SIG, foi possível caracterizar o uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica (Figura 6A e 6B).

A Figura 6A e 6B mostram que as bacias hidrográficas são caracterizadas por atividades antrópicas intensas. A área impermeável predomina (Figura 7) e ocupa 26.51 km², correspondendo a 46.3% da área total. A “vegetação rasteira” ocupa 14.71 km² (25.68%), “vegetação arbórea” ocupa 11.60 km², (20.25%), “solo exposto” apresentou 4.39 km² de área (7.68%) e a água superficial representa o menor percentual de área da bacia com ocupação de 0.07 km² (0.12%).

A Figura 7 apresenta os percentuais de solo exposto, vegetação (arbórea + rasteira) e área impermeável por sub-bacias. As sub-bacias SB1 e SB2 apresentaram os maiores percentuais de vegetação, com 71.1% e 61.3% respectivamente. Por outro lado, as sub-bacias SB10 e SB12 apresentaram os maiores percentuais de áreas impermeáveis, com 72.5% e 68.3% respectivamente. As áreas mais impermeabilizadas incluem os bairros; João Cabral, Romeirão, Santa Tereza, Pirajá, Franciscanos, Limoeiro e Pio XII. O percentual máximo de solo exposto foi de 10.5% e ocorreu na sub-bacia SB5.

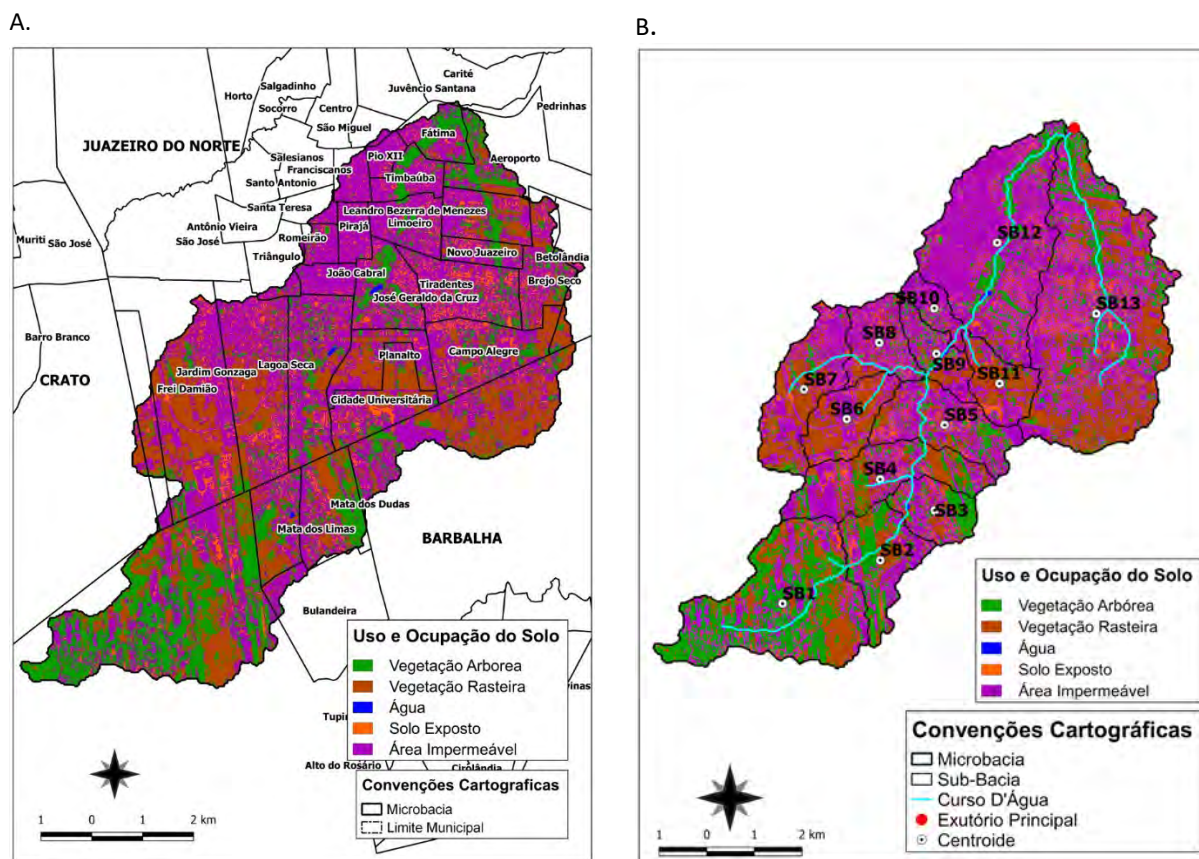


Figura 6. Mapa de uso e ocupação do solo da bacia Riacho dos Macacos e das Timbaúbas com sobreposição dos bairros (A) e sub-bacias (B). (Fonte: autores com dados do IPECE e do satélite Sentinel 2 para o ano de 2019).

A caracterização do uso e ocupação e os tipos de solos serviram de base para a estimativa do valor do CN de cada sub-bacia (Tabela 4). Os tipos de solos encontrados na bacia foram os solos “B” (Argissolo + Latossolo) e “C” (Neossolo) classificados no método do NRCS segundo Sartori *et al.* (2005). O solo B corresponde a aproximadamente 87% da área total com 49,6 km² (Tabela 4).

O valor médio do CN das bacias do Riacho dos Macacos e das Timbaúbas foi de 79 (Tabela 4). O CN mínimo foi 70 para SB1, que apresentou a maior área vegetada (71.1%) e menor superfície impermeabilizada (24.3%). Por outro lado, SB10 apresentou CN de 90, que é o valor máximo para área de estudo e está associado a intensa urbanização, revelado no alto percentual de área impermeável (72.5%) e menor área vegetada (16.6%). Valores elevados do CN estão associados a solos com baixa taxa de infiltração ou pouco permeável.

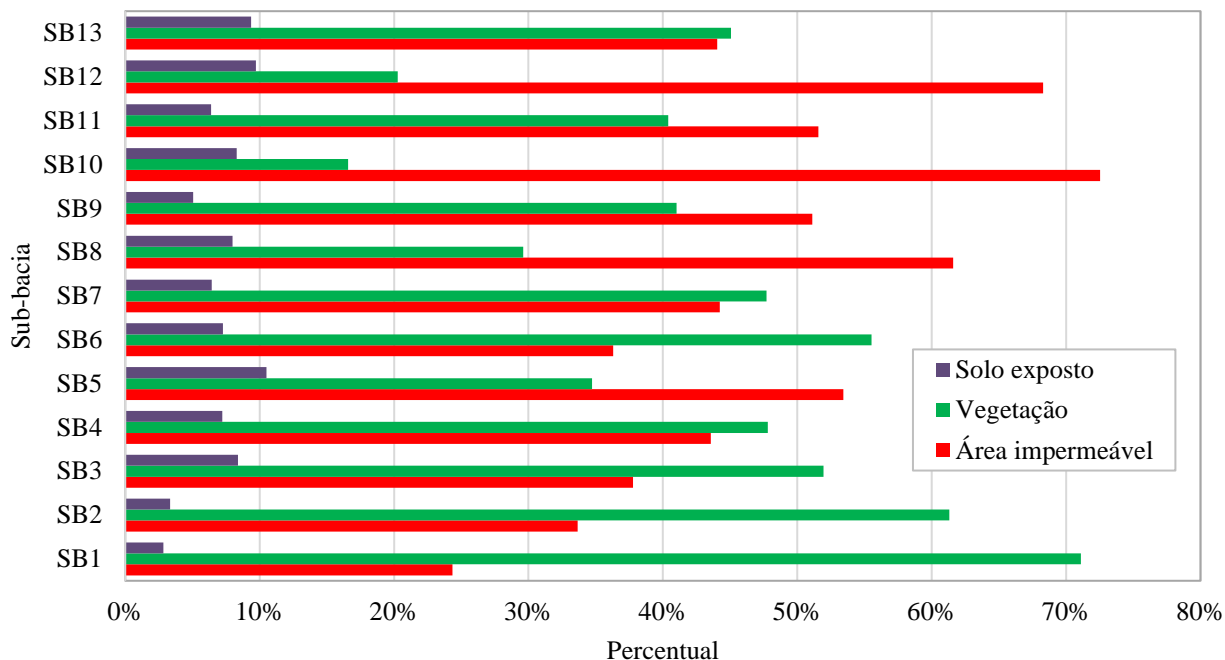


Figura 7. Percentual de solo exposto, vegetação (arbórea + rasteira) e área impermeável na bacia do Riacho dos Macacos e das Timbaúbas para o ano de 2019 (Fonte: autores).

Tabela 4. Valores das áreas impermeáveis e do CN por sub-bacia.

Sub-bacia	Área (km ²)	Porcentagem da área impermeável (%)	Tipo de solo (km ²)		CN
			Solo B	Solo C	
SB1	8.42	24.3	8.42	0.00	70
SB2	3.00	33.7	3.00	0.00	74
SB3	1.91	37.8	1.91	0.00	75
SB4	4.02	43.6	4.02	0.00	77
SB5	3.43	53.4	3.43	0.00	77
SB6	2.34	36.3	2.32	0.02	74
SB7	3.73	44.2	3.73	0.00	77
SB8	2.13	61.6	1.27	0.86	86
SB9	1.58	51.1	0.45	1.13	84
SB10	0.97	72.5	0.42	0.55	90
SB11	1.88	51.6	1.88	0.00	83
SB12	9.37	68.3	4.57	4.80	88
SB13	14.51	44.0	14.19	0.31	77
Total / Média	57.29	47.9	49.6	7.7	79

Conclusão

A caracterização física identificou que a bacia do Riacho dos Macacos, composta pelas sub-bacias SB1 a SB12, possui área de 42.75 km² e a bacia do Riacho das Timbaúbas (SB13) possui área de 14.51 km². As duas bacias hidrográficas se caracterizam por possuir baixa declividade (plano e suave-ondulado) o que favorece os eventos de alagamentos nas áreas urbanizada. O tipo de solo predominante em 87% da área estudada é classificado como solo “B” do método do *Natural Resources Conservation Service* (NRCS) e que apresenta taxa de infiltração moderada.

O intenso processo de urbanização na cidade de Juazeiro do Norte, Ceará, foi evidenciado através dos altos percentuais de impermeabilização do solo que alcançou 72.5%, para o ano de 2019, na sub-bacia SB10, 68.3% na sub-bacia SB12 e 61.6% na sub-bacia SB8. Os bairros mais afetados pela impermeabilização do solo são: João Cabral, Romeirão, Santa Tereza, Pirajá, Franciscanos, Limoeiro e Pio XII. Por outro lado, as sub-bacias com as maiores áreas de vegetação são; SB1 (71.1%), SB2 (61.3%) e SB6 (55.5%). A alta impermeabilização do solo na área de estudo foi representado no valor elevado do Número da Curva (CN) do método do NRCS em algumas sub-bacias. O valor do CN variou de 70, em SB1 que é a sub-bacia menos urbanizada, a 90 em SB10 que se encontra densamente urbanizada.

Os resultados também mostraram que as sub-bacias SB3, SB6 e SB11 apresentam maior susceptibilidade as enchentes, segundo o coeficiente de compacidade e o índice de circularidade. Além disso, duas das sub-bacias citadas (SB6 e SB11) apresentaram os menores tempos de concentração exigindo intervenções na drenagem urbana capaz de responder a pequenos intervalos de tempo. No exutório da sub-bacia SB6, que drena parte dos bairros Jardim Gonzaga e Frei Damião, apresenta frequentemente problemas de enchentes ao longo da Rua Padre Manoel Germano no bairro Lagoa Seca, corroborando com a susceptibilidade as cheias sinalizadas pelos indicadores físicos.

A sub-bacia SB9 reúne as vazões proveniente de 30.5 km² de área a montante e apresenta problemas frequentes de alagamentos no cruzamento da Av. Plácido Aderaldo Castelo necessitando de intervenções capaz de reduzir as vazões, principalmente nas sub-bacias a montante.

O estudo apresenta informações importantes para estimativa das vazões máximas por sub-bacia e conseqüentemente para a tomada de decisão sobre as melhores intervenções estruturais e não estruturais na drenagem da cidade de Juazeiro do Norte, Ceará. Para indicação das intervenções na bacia que possibilite solucionar os problemas recorrentes de cheias, são necessários estudos adicionais, com a geração dos hidrogramas de vazões máximas para diferentes períodos de retornos e avaliação dos impactos ambientais, sociais e econômicos das intervenções. Os resultados reforçam a necessidade de planejamento do espaço urbano com preservação do curso natural dos rios e de áreas permeáveis para infiltração de água no solo.

Agradecimentos

Agradecemos ao Laboratório Integrado de Recursos Hídricos e Construções Sustentáveis (LIRC) do Departamento de Construção Civil da Universidade Regional do Cariri pela infraestrutura fornecida.

Referências bibliográficas

- ANA, Agência Nacional de Água (2021) *Catálogo de Metadados da ANA*. Acesso em 25 fevereiro de 2021, Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br>
- Araujo, M. M. F., Dall'Agnol, A. L. B., Leandro, D., Castro, A. S., Quadro, M. S., Lima, G. F. (2019) Caracterização hidrológica e suscetibilidade de risco à inundação nas bacias do município de Arroio do Padre/RS. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, **10**(01), 283–296. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2019.001.0024>
- Brown, R. R., Keath, N., Wong, T. H. F. (2009) Urban water management in cities: historical, current and future regimes. *Water Science and Technology*, **59**(05), 847–855.
- Bruno, L. O. (2017) Aplicabilidade de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs) livres nas ciências ambientais: o uso do QGIS. *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, **4**(8), 321-326. <https://dpi.org/10.21438/rbgas.040807>
- Christofidis, D., Assumpção, R. Dos S. F. V., Kligerman, D. C. A (2020) evolução histórica da drenagem urbana: da drenagem tradicional à sintonia com a natureza. *Saúde em Debate*, **43**, 94–108. <https://doi.org/10.1590/0103-11042019s307>
- De-Carvalho, H. R. L., Henry-Silva, G. H. G. Da S. (2020) Caracterização morfométrica das bacias de contribuição dos reservatórios umari e mendubim, semiárido do Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista De Geografia*, **37**(03), 221–238. <https://doi.org/10.51359/2238-6211.2020.246125>
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999) Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília, Brasil. *Serviço de Produção de Informação*, 412p.
- ESA, European Space Agency (2021) *Sentinel Data Access Overview - Sentinel Online - Sentinel*. Acesso em: 26 mar. 2021. Disponível em: <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/sentinel-data-access>.
- Fernandes, R. De O., Costa, C. T. F. Da, Studart, T. M. De C. (2017) Análise de sensibilidade em hidrogramas de cheias máximas obtidos pelo método do SCS em uma bacia urbana. *Águas Subterrâneas*, **31**(03), 243–254. <https://doi.org/10.14295/ras.v31i3.28812>
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Hunt, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M. (2015) SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, **12**(07), 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Guan, M., Sillanpää, N., Koivusalo, H. (2015) Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrological Processes*, **29**(13), 2880–2894. <https://doi.org/10.1002/hyp.10410>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2010) *Panorama de Juazeiro do Norte*. Acesso em: 26 mar. 2021. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/juazeiro-do-norte/panorama>
- INPE, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2008) *TOPODATA - Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil*. Acesso em: 26 mar. 2021. Disponível em: <http://www.dsr.inpe.br/topodata>
- IPECE, Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará (2018) *Ceará em Mapas Interativos*. Acesso em: 20 julho 2020, disponível em: http://mapas.ipece.ce.gov.br/i3geo/ogc/index.php?rodovias_pavimentadas
- Jenson, S. K., Domingue, J. O. (1998) Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **54**(11): 1593-1600.

- NRCS, Natural Resources Conservation Service (2009) Chapter 10: Estimation of Direct Runoff from Storm Rainfall. *National Engineering Handbook: Part 630, Hydrology*. 2009. Acesso em: 26 de janeiro de 2021, Disponível em: <http://directives.sc.egov.usda.gov>
- O'Callaghan, J. F., Mark, D. M. (1984) The Extraction of Drainage Networks From Digital Elevation Data. *Computer Vision, Graphics and Image Processing*, **28**(3): 328-344. [http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X\(84\)80011-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0734-189X(84)80011-0)
- PMJN, Prefeitura Municipal de Juazeiro do Norte (2015). *DECRETO Nº 219, Dispõe sobre a aprovação do Plano Municipal de Saneamento Básico e aprova o Planejamento da Gestão do Plano Municipal de Saneamento Básico e institui Estrutura Administrativa para Execução do Plano Municipal de Saneamento Básico*. Acesso em: 20 dezembro. 2020. Disponível em: <https://encurtador.com.br/kwDN7>
- Sartori, A., Hawkins, R. H., Genovez, A. M. (2011) Reference Curve Numbers and Behavior for Sugarcane on Highly Weathered Tropical Soils. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, **137**, 705-711. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000354](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000354)
- Sartori, A., Neto, F. L., Genovez, A. M. (2005) Classificação hidrológica de solos brasileiros para a estimativa da chuva excedente com o método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, **10**(04), 05-18. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v10n4.p5-18>
- Setzer, J., Porto, R. L. (1979) Tentativa de avaliação do escoamento superficial de acordo com o solo e seu recobrimento vegetal nas condições do Estado de São Paulo. *Boletim Técnico DAAE*, **2**(02), 81-104.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2020) *Diagnósticos*. Acesso em: 26 mar. 2021. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnosticos>
- Tucci, C., E., M., *Hidrologia: Ciência e Aplicação*, Acesso em: 21 julho. 2020, 4ª ed. - Oficina de Texto. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/SGCv3/publicacao.php?PUB=4&LIVRO=102>
- Valeriano, M. M. (2003) Mapeamento de declividade em microbacias com Sistemas de Informação Geográfica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **7**(02): 303-310. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662003000200020>
- Wong, T. H. F., Brown, R. R. (2009) The water sensitive city: principles for practice. *Water Science and Technology*, **60**(03), 673–682. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.436>



REVISTA AIDIS

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

IMPLEMENTACIÓN DE LA DESNITRIFICACIÓN BIOLÓGICA HETEROTRÓFICA PARA REMEDIAR AGUAS SUBTERRÁNEAS PARA CONSUMO HUMANO

Cristián Dotto¹
Fernando Scolari²
Leonardo Erijman^{1,3}
* Eva Figuerola³

IMPLEMENTATION OF HETEROTROPHIC BIOLOGICAL DENITRIFICATION FOR GROUNDWATER REMEDIATION FOR HUMAN CONSUMPTION

Recibido el 13 de abril de 2021. Aceptado el 14 de septiembre de 2021

Abstract

Nitrate pollution of drinking water sources is widespread in Buenos Aires Province. Its main causes are agriculture, livestock farming, or the poor design and operation of septic systems. High nitrate concentration in drinking water is detrimental for human health, for this reason, standards have been set for this ion. Biological denitrification, carried out ex-situ by bacteria indigenous to the aquifer, has been shown to be a suitable form of treatment for water for human consumption. The objective of the project described here was to establish the local conditions for the configuration of an heterotrophic biological denitrification pilot plant for groundwater in the province of Buenos Aires. For this purpose, laboratory tests were carried out in a batch and two continuous systems, including a 10X pre-scaling. The results obtained allowed the design and implementation of the proposed pilot plant, which is currently in the testing phase.

Keywords: biological denitrification, groundwater, nitrate.

¹ Instituto de Investigaciones en Ingeniería Genética y Biología Molecular (INGEBI-CONICET), Buenos Aires, Argentina.

² Agua y Saneamientos Argentinos (AySA), Buenos Aires, Argentina.

³ Departamento de Fisiología y Biología Molecular y Celular, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

* *Autor correspondiente:* Departamento de Fisiología y Biología Molecular y Celular, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Instituto de Biociencias, Biotecnología y Biología traslacional (IB3), Universidad de Buenos Aires, Intendente Güiraldes 2160 - Ciudad Universitaria - C1428EG, Buenos Aires, Argentina. Email: efiguerola@fbmc.fcen.uba.ar

Resumen

La presencia de nitratos en las fuentes de agua subterránea es común en la Provincia de Buenos Aires. Puede atribuirse a labores agrícola-ganaderas o al mal diseño o funcionamiento de los sistemas sépticos. La presencia de dicho ion es perjudicial para la salud, por lo que su concentración máxima en agua potable está regulada. La desnitrificación biológica, llevada a cabo en forma *ex-situ* por bacterias indígenas del acuífero ha demostrado ser una forma de tratamiento conveniente para el agua de consumo humano. El objetivo del proyecto descrito consistió en establecer las condiciones locales para la configuración de una planta piloto de desnitrificación biológica heterótrofa de agua subterránea en la provincia de Buenos Aires. Para esto se realizaron ensayos en laboratorio en sistemas discontinuos y continuos. Los resultados obtenidos permitieron el diseño y puesta en marcha de la planta piloto propuesta, la cual se encuentra en fase de prueba.

Palabras clave: agua subterránea, desnitrificación biológica, nitrato.

Introducción

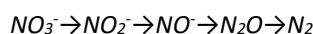
La contaminación con nitratos de las aguas subterráneas es un problema de impacto mundial (WHO, 2007; Lasagna *et al.*, 2016) que tiene su correlato en Argentina, especialmente en la región pampeana (Pessolano *et al.*, 2005; Leanza *et al.*, 2005). El nivel de contaminación se encuentra asociado a actividades antrópicas como las filtraciones de sistemas sépticos, lavado de fertilizantes o acumulación de heces de ganado en zonas agropecuarias (Debernardi *et al.*, 2008). En particular, en la Provincia de Buenos Aires, la provisión de agua potable depende de la explotación de los acuíferos Pampeano y Puelche, ambos mostrando contaminación de este tipo (Leanza *et al.*, 2005; Debernardi *et al.*, 2008; ACUMAR, 2015). Los riesgos asociados a la ingesta de agua contaminada con nitratos responden a la posible generación de metahemoglobinemia o el desarrollo de cáncer en el aparato digestivo (WHO, 2007) habiéndose establecido, por lo tanto, en Argentina, un límite de 45 mg/L (equivalente a 10 mg de N de nitrato/L) en el agua de bebida (ANMAT, 2012).

En aquellos casos en los que se dispone de fuentes cercanas de agua no contaminada, el tratamiento consiste en una simple dilución hasta alcanzar los valores permitidos (Jensen *et al.*, 2014). Si esto no es posible, existen métodos alternativos de tratamiento. Los más utilizados son el intercambio iónico, la ósmosis inversa y la electrodiálisis, los cuales comparten dos serias desventajas: el alto costo operativo y la generación de una corriente concentrada en sales que termina siendo descartada en el ambiente (Jensen *et al.*, 2014). Por el contrario, la desnitrificación presenta la ventaja de transformar el nitrato en N₂ cuya descarga a la atmósfera es completamente inocua, así como también, una alta recuperación de agua, baja cantidad de barro de descarte, menores costos operativos y baja utilización de químicos, entre otros. (Upadhyaya *et al.*, 2010; WA DOH, 2005).

La desnitrificación biológica (DB) para el tratamiento de agua subterránea es un proceso bien establecido a escala industrial (Mohseni-Bandpi *et al.*, 2013) con varios sistemas en funcionamiento

en Francia, Alemania, Austria, Polonia, Italia y Gran Bretaña y dos proyectados en Estados Unidos (Seidel *et al.*, 2011). En la mayoría de ellos se emplean reactores de lecho fijo, en los cuales un material inerte actúa como soporte de la biopelícula desnitrificante (Jensen 2014, Mohseni-Bandpi *et al.*, 2013).

La DB es una vía natural del ciclo del nitrógeno que involucra una serie de pasos metabólicos catalizados por diferentes enzimas, en la que los electrones de un dador son transferidos al nitrato (Bothe *et al.*, 2007) (Ecuación 1, Pasos del proceso de desnitrificación).



Ecuación (1)

La DB puede realizarse en forma heterotrófica o autotrófica, siendo la vía heterotrófica la más eficiente en cuanto a la velocidad y capacidad de remoción de nitrato (Resvani, 2019). Un número importante de procariontes heterótrofos son capaces de utilizar nitrato como aceptor final de electrones en la respiración anóxica. Sin embargo, no todos los microorganismos son capaces de transformar nitrato en nitrógeno gaseoso (desnitrificación completa) y por lo tanto, la selección de las cepas adecuadas en el reactor es de suma importancia. En este tipo de sistemas la inoculación con cepas específicas no es habitual (Webster y Togna, 2009) por lo que el desarrollo de la comunidad desnitrificante depende de la selección natural a partir de la manipulación de las condiciones ambientales. Para ello, resulta necesario adaptar las condiciones utilizadas en las plantas industriales establecidas en otros países, a las condiciones locales. Esto incluye la selección del material de soporte disponible, la fuente de carbono utilizada como dador de electrones, y la composición del agua y de la microbiota del acuífero.

El tipo de medio soporte empleado puede afectar la eficiencia de la denitrificación debido a su capacidad de facilitar la adhesión de las células microbianas, siendo la superficie de la fase sólida un factor determinante de la colonización microbiana (Zhu *et al.*, 2010). Entre los soportes más adecuados para el crecimiento de microorganismos en biopelículas se encuentra el carbón granular activado (Di Capua *et al.*, 2015), la grava silícica (Karanasios *et al.*, 2016), la arena y los soportes plásticos (Evans *et al.*, 2010). Los microorganismos que llevan a cabo la desnitrificación heterotrófica utilizan compuestos carbonados como fuente de energía y carbono para el metabolismo y la síntesis de biomasa. La fuente de carbono utilizada afecta la diversidad funcional de las comunidades microbianas (Hallin *et al.*, 2006). Las más utilizadas son los alcoholes metílico y etílico, así como también el ácido acético (Mohseni-Bandpi *et al.*, 2013), aunque en algunos países el metanol se encuentra prohibido para el tratamiento de agua potable (Resvani 2019). También se ha reportado el uso de polímeros biodegradables o materiales de descarte del tipo lignocelulósicos, que podrían actuar al mismo tiempo como soporte (Magram, 2010; Shen *et al.*, 2013; Luo y Angelidaki, 2014). La relación entre la fuente de carbono dadora de electrones y el aceptor final de los mismos (relación C:N) es determinante de la eficiencia del sistema, involucrando un equilibrio complejo que debe permitir la respiración del nitrato disponible

evitando favorecer procesos competitivos como la reducción desasimilatoria de nitrato a amonio (RDNA) (van den Berg *et al.*, 2016). Al mismo tiempo, ha sido demostrado que tanto las características del agua a tratar como la microbiota del acuífero influyen en la composición de la comunidad microbiana de los sistemas de tratamiento (Albers *et al.*, 2015).

El objetivo de este trabajo fue estudiar las condiciones necesarias para el establecimiento del proceso de DB heterotrófica aplicado a la remoción de nitratos en agua de consumo proveniente de napas subterránea de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Para ello, se analizó inicialmente el uso de distintos materiales de bajo costo, disponibles localmente (arena, plásticos y carbón granular activado) como soporte para la formación de biopelículas desnitrificantes, en sistemas discontinuos. Por otra parte, teniendo en cuenta su accesibilidad, se estudió el uso de acetato o etanol como fuentes de carbono y electrones y se evaluó el efecto de las diferentes relaciones C/N y N/P. Los ensayos se llevaron a cabo empleando sistemas continuos con biorreactores de columna de vidrio con lecho fijo. En cada caso, la eficiencia del proceso de DB, se determinó mediante la cuantificación de las concentraciones de nitrato, nitrito y amonio a través del tiempo.

Materiales y métodos

Todos los ensayos se realizaron con agua suministrada por la empresa Agua y Saneamientos Argentinos S.A. (AySA) proveniente de un pozo sito en la localidad de Llavallol, Pcia. de Buenos Aires, Argentina, afectado por contaminación con nitrato conteniendo en promedio (99 +/- 12) mg/ml de nitrato.

Sistema discontinuo

100 ml de agua de pozo suministrada por AySA se incubaron con 100 ml de 3 clases de material de soporte: arena de granulometría 1 mm, carbón granular activado y soportes plásticos autoclavados en sendos matraces erlenmeyers de 250 ml, sellados con tapones de goma dentro de un agitador orbital con regulación de temperatura a 20°C (Figura 1A).

El agua de pozo se suplementó con diferentes concentraciones de KCO_2CH_3 (pH=9.7) como fuente de C y $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{K}_2\text{HPO}_4$ (1:1) (pH=6.8) como fuente de P para lograr relaciones C:N 1:1, 2:1 y 4:1 y relaciones N:P 10:1 y 20:1. Las relaciones C:N=4:1 y N:P=10:1 fueron las elegidas inicialmente en base a trabajos previos referidos en bibliografía (Mohseni-Bandpi *et al.*, 2013; Calderer *et al.*, 2010). El medio se cambió en forma semanal mientras que las mediciones se realizaron en forma diaria. Ensayos en las mismas condiciones, exceptuando el agregado de nutrientes, se utilizaron como controles de desnitrificación abiótica.

Sistema continuo

Se utilizaron biorreactores de lecho fijo constituidos por columnas de vidrio de 50 ml con 30 ml de arena (volumen efectivo 13 ml) (Figura 1B). Se utilizó arena aclimatada (AA) con biomasa

bacteriana con capacidad desnitrificante proveniente de las incubaciones en modo discontinuo o arena nueva (AN). La alimentación se efectuó, de manera ascendente, mediante 2 bombas peristálticas en forma continua por 8 h diarias, con agua subterránea, suplementada con KCO_2CH_3 o $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ y $\text{KH}_2\text{PO}_4/\text{K}_2\text{HPO}_4$, en relaciones C:N 1:1, 2:1, 3:1 y 4:1 con N:P 20:1. Además, se incluyeron biorreactores de las mismas características alimentados con agua de pozo sin nutrientes, como controles abióticos. El flujo se ajustó en 30 ml/h, determinando un tiempo de residencia hidráulica (TRH) igual a 26 min. Posteriormente, se realizó un escalado 10X, en columnas de vidrio con 300 ml de AN como material de soporte (Figura 1C), ajustando el flujo a 300 ml/h, determinando un TRH de 60 min. Cada columna contó con un duplicado experimental. En todos los casos, la temperatura de trabajo fue la ambiental y la toma de agua para el análisis químico se realizó diariamente luego de 4 h de funcionamiento continuo.

Sistema continuo en Planta Piloto

Los biorreactores de fibra de vidrio de 100 L de capacidad, se alimentaron en forma continua las 24 h (Figura 1D). El material de soporte elegido fue arena y etanol como fuente de C. La relación inicial C:N se fijó en 4:1, el flujo ascendente se ajustó en 100 l/h, determinando un tiempo de residencia de 60 min.

Cuantificación de nitrato, nitrito y amonio y medición del pH

La cuantificación de NO_3^- y NO_2^- en los diferentes sistemas se realizó espectrofotométricamente. En el primer caso, a partir de la medición de la absorbancia a 220 nm (APHA, 1999) y, en el segundo, utilizando el kit comercial Nitrite test (Merck) según las instrucciones del proveedor. La cuantificación de la concentración de NH_4^+ se realizó por el método del fenato (APHA, 1999). El pH se midió con un pHmetro Hanna HI 221.

Visualización de biopelículas por microscopía

Para microscopía confocal, los biopelículas se tiñeron con los fluoróforos SYTO9 e ioduro de propidio LIVE/DEAD BaLight Bacterial Viability (Molecular Probes) según las indicaciones del fabricante. Los biopelículas se visualizaron con un microscopio de escaneo láser confocal Leica, modelo SP5.

Para microscopía electrónica de barrido, los biopelículas se fijaron con formaldehído 4% a 4°C durante 2 h y luego se deshidrataron con etanol. Posteriormente, los granos de arena se montaron sobre soportes de aluminio, se cubrieron con una capa metálica de oro-paladio y se examinaron en un microscopio de escaneo Philips XL30 TMP.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron con el programa Graphpad (v5.0). Las diferencias con los valores límites de los iones se analizaron mediante la prueba *t de Student* no pareada considerando valores de $p < 0.05$ como significativos.

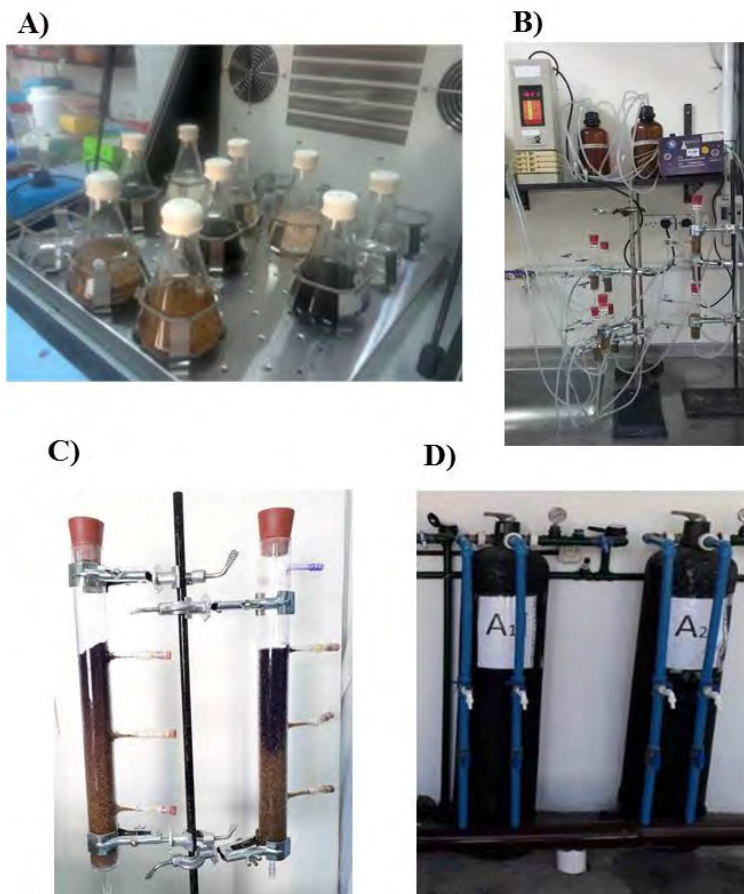


Figura 1. Imágenes de los distintos sistemas utilizados. A) Matracos erlenmeyers con incubaciones en discontinuo, B) Biorreactores de lecho fijo en columna 1X, C) Biorreactores de lecho fijo en columna 10X y D) Biorreactores de lecho fijo en la Planta Piloto.

Resultados

Selección del material soporte para el crecimiento bacteriano y determinación de la relación C:N

En la Figura 2, se observa que el uso de carbón activado implicó la reducción de la concentración de NO_3^- por debajo del límite permitido para agua potable en forma casi instantánea (10 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$).

En los ensayos control para carbón activado los niveles de nitrato descendieron un $(72 \pm 3)\%$ en los primeros 10 minutos de incubación. Por el contrario, al utilizar soportes plásticos como superficie para el crecimiento bacteriano, la concentración de nitrato se mantuvo por encima del valor límite mencionado la mayor parte tiempo. En el caso de la arena, se determinó que luego

de un período de aproximadamente 2 semanas, en el que las bacterias se adaptaron a las condiciones de crecimiento, la concentración de nitrato disminuyó hasta niveles cercanos a 0. Así, los tiempos de aclimatación (tiempo en disminuir la concentración de nitrato a menos de 10 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$) para los 3 soportes fueron de 1 día para la arena y el carbón activado ($p=0.0069$ y $p=0.0003$, respectivamente) y de 22 días para el plástico ($p=0.0006$).

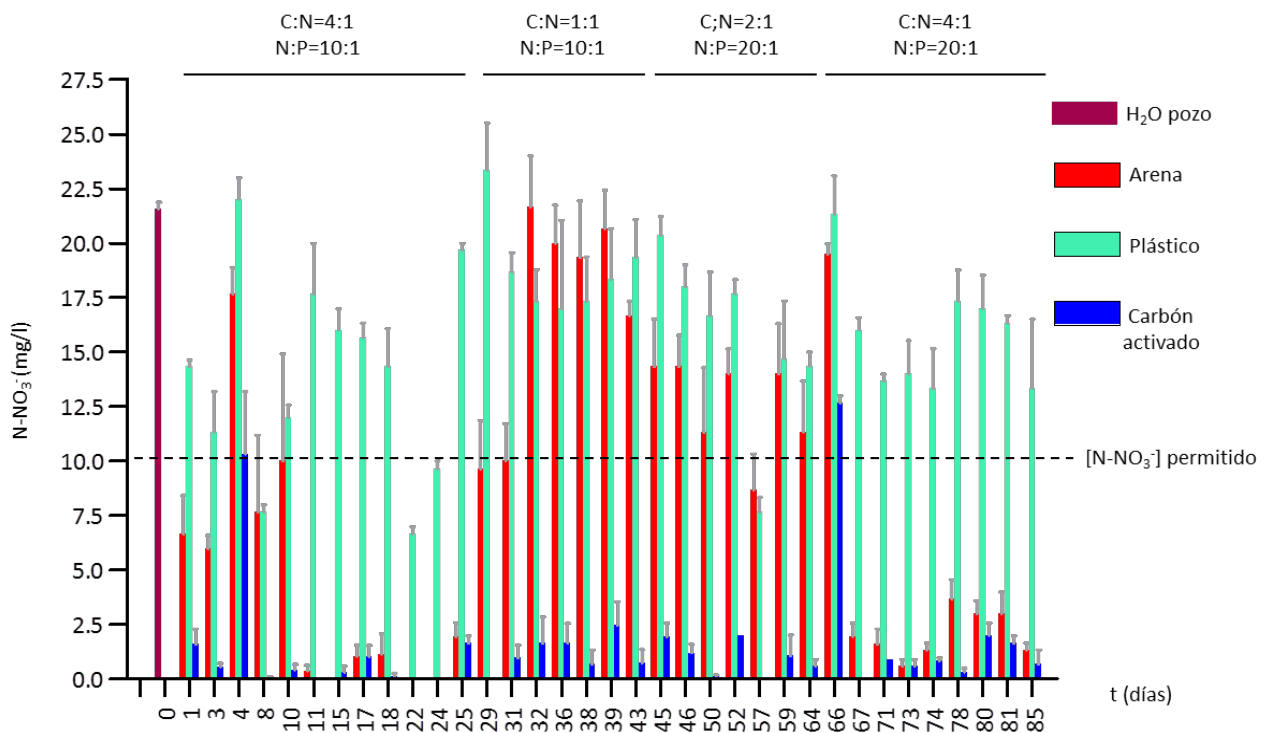


Figura 2. Evolución del proceso de desnitrificación a través del tiempo, utilizando arena, carbón activado o plásticos como material de soporte y diferentes relaciones C:N y N:P. Las barras representan el error estándar.

La relación C:N se redujo a 1:1, manteniendo la relación de N:P (10:1). Bajo esta condición, la concentración de nitrato fue superior al límite permitido al usar arena o plástico como soporte, mientras que con carbón activado se mantuvo por debajo de dicho límite, aunque con valores más altos que los de la relación 4:1. Detectándose, además, concentraciones elevadas de P residual. Debido a la posibilidad de que en estas condiciones las bacterias no tuvieran suficiente disponibilidad de electrones, y con el objeto de reducir el exceso de PO_4^{3-} , respectivamente, se incrementaron las relaciones C:N a 2:1 y N:P a 20:1. Sin embargo, la concentración de nitrato fue superior al límite establecido, por lo que se incrementó la relación C:N a 4:1 manteniendo la relación N:P en 20:1.

En estas condiciones, los niveles de nitrato se redujeron por debajo del límite permitido cuando el medio soporte fue arena o carbón activado. El uso de plástico, en cambio, no permitió tal reducción, encontrándose los niveles de nitrato por encima del límite establecido durante toda esta etapa.

Para todos los soportes de crecimiento bacteriano, la concentración de amonio fue despreciable. La detección infrecuente de amonio se relacionó a un período de carencia de nutrientes, reduciéndose inmediatamente luego del recambio del medio de incubación.

Ajuste de las condiciones para sistema continuo a escala de laboratorio

Se realizaron ensayos en sistema continuo utilizando arena proveniente de las incubaciones en el sistema discontinuo, con biomasa desnitrificante (aclimatada), y arena estéril, para estudiar el tiempo necesario para la colonización del sistema continuo por la microbiota del acuífero.

En la Figura 3 puede observarse el balance de masas de N, evidenciándose un descenso gradual de la concentración de N a través del tiempo. En los biorreactores con arena aclimatada, la concentración de nitrato e encontró por debajo del límite permitido en agua potable (10 mg N-NO₃⁻ /L) a partir del día 1 ($p=0.0292$).

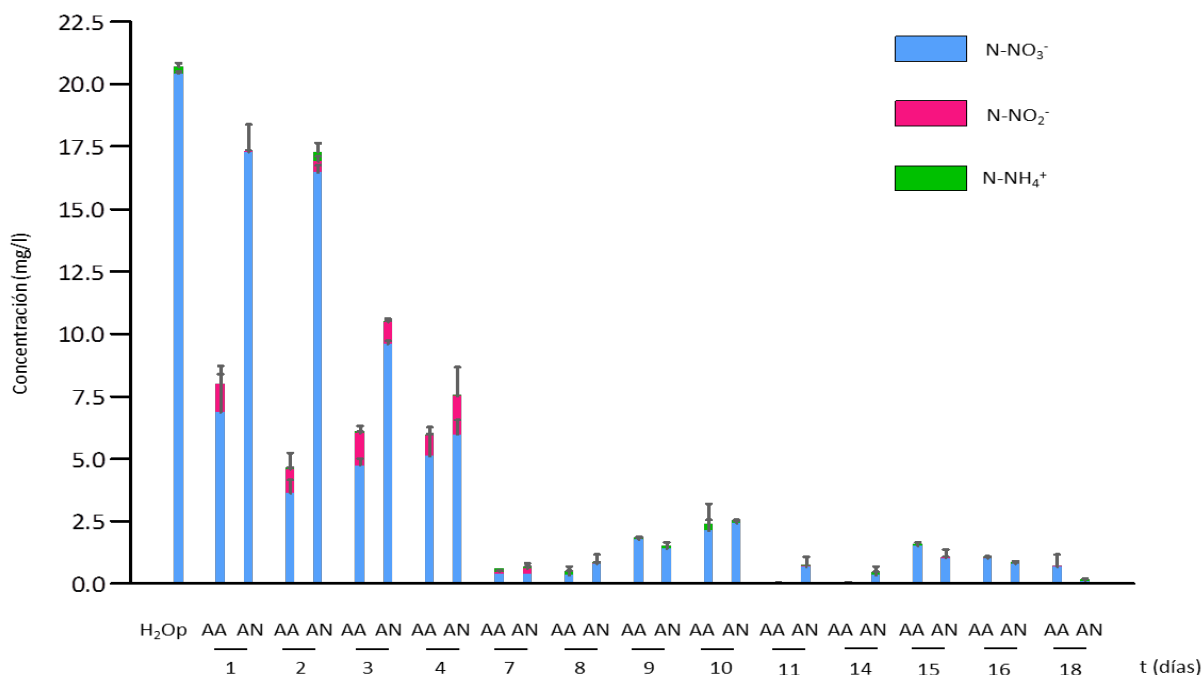


Figura 3. Variación en la concentración de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ en función del tiempo en los biorreactores alimentados con agua de pozo suplementados con acetato y fosfato. AA: Arena aclimatada, AN: Arena Nueva. Las barras representan el error estándar.

Por su parte, los biorreactores con arena nueva redujeron los niveles de nitrato a partir del día 3 ($p=0.0151$) (Figura 4). Los reactores control presentaron niveles de nitrato que no difieren significativamente de los del agua de pozo ($p>0.05$), indicando la ausencia de procesos abióticos involucrados en la reducción del contenido de nitratos del agua.

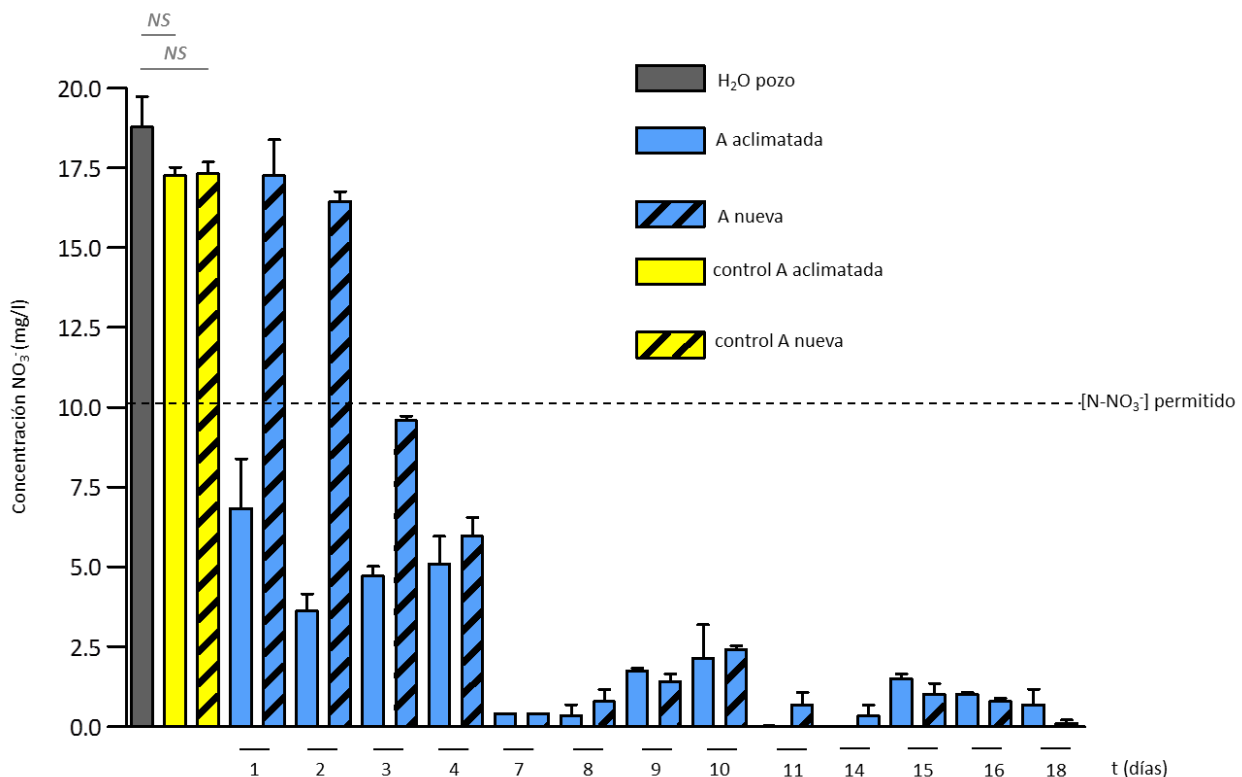


Figura 4. Concentración de N-NO₃⁻ en función del tiempo en los biorreactores alimentados con agua de pozo suplementados con acetato y fosfato. Las barras representan el error estándar.

La concentración de nitrito se incrementó por encima del límite permitido en agua potable (30 µg N-NO₂⁻ /L) a partir del día 1 en los biorreactores con arena aclimatada ($p=0.0424$) y a partir del día 2 en los biorreactores con arena nueva como soporte bacteriano ($p=0.0387$). A partir del día 7, los niveles de nitrito comenzaron a disminuir hasta caer por debajo de dicho límite en ambos tipos de biorreactores (Figura 5).

En la Figura 6 se observa que los niveles de amonio se mantuvieron en todo el experimento por debajo del límite permitido para agua potable (0.16 mg N-NH₄⁺/L). El pH del agua tratada osciló

superando ligeramente los límites permitidos para agua potable ($6.5 < \text{pH} < 8.5$) en ambos tipos de biorreactores, siendo en promedio 8.5 ± 0.2 para la arena aclimatada y 8.5 ± 0.1 para la arena nueva.

El desarrollo de la comunidad desnitrificante se visualizó mediante microscopía electrónica de barrido y confocal de fluorescencia (Figura 7). En ambos casos pudo observarse la formación de una biopelícula mixta compuesta por microorganismos de diversas morfologías.

El uso de una relación C:N menor (1:1) resultó en una adecuada reducción de nitrato, aunque a expensas de un aumento de la concentración del intermediario nitrito, que alcanzó niveles no aceptables para consumo (Figura 8).

Adicionalmente, se evaluó el uso de etanol como fuente de carbono y electrones alternativa al acetato. Estos ensayos se hicieron en sistema continuo en columna, utilizando relaciones C:N 4:1, 3:1 y 2:1. Los cambios en la concentración de nitrato, nitrito y amonio fueron similares a los obtenidos usando acetato como fuente de carbono, lográndose la reducción satisfactoria de la concentración de los 3 iones medidos para todas las relaciones evaluadas (Figura 9).

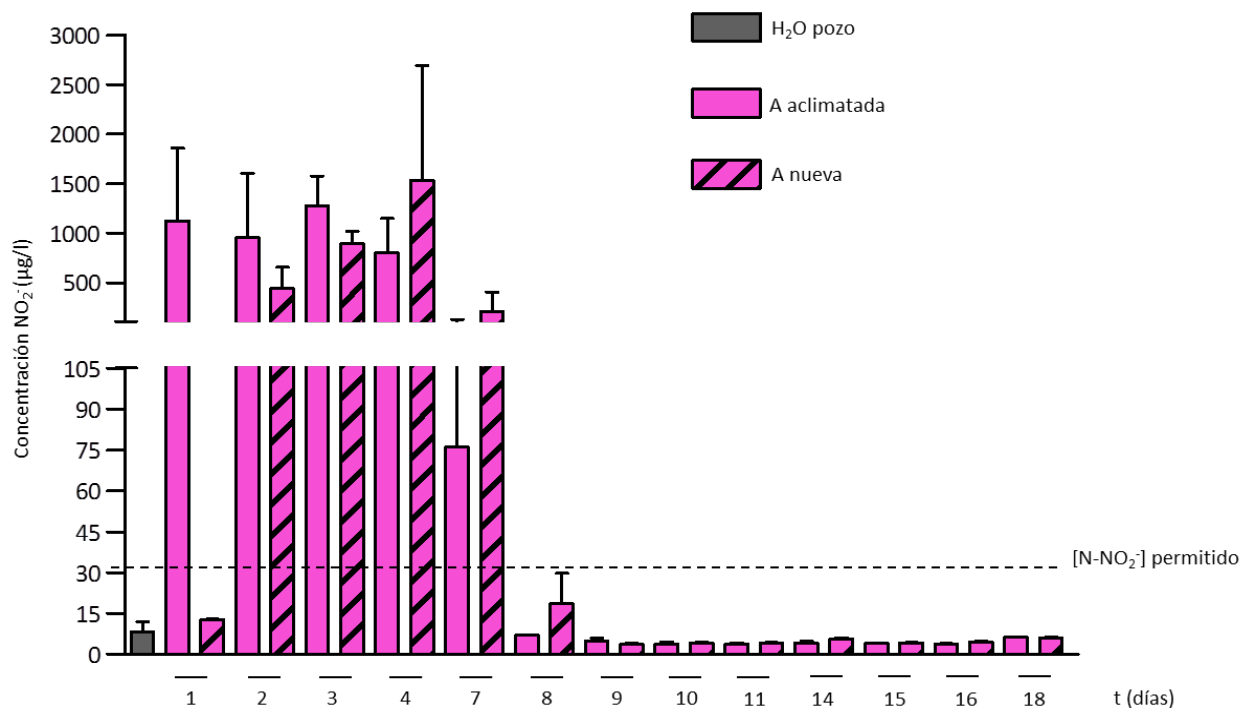


Figura 5. Concentración de N-NO_2^- en función del tiempo en los biorreactores alimentados con agua de pozo suplementados con acetato y fosfato. Las barras representan el error estándar.

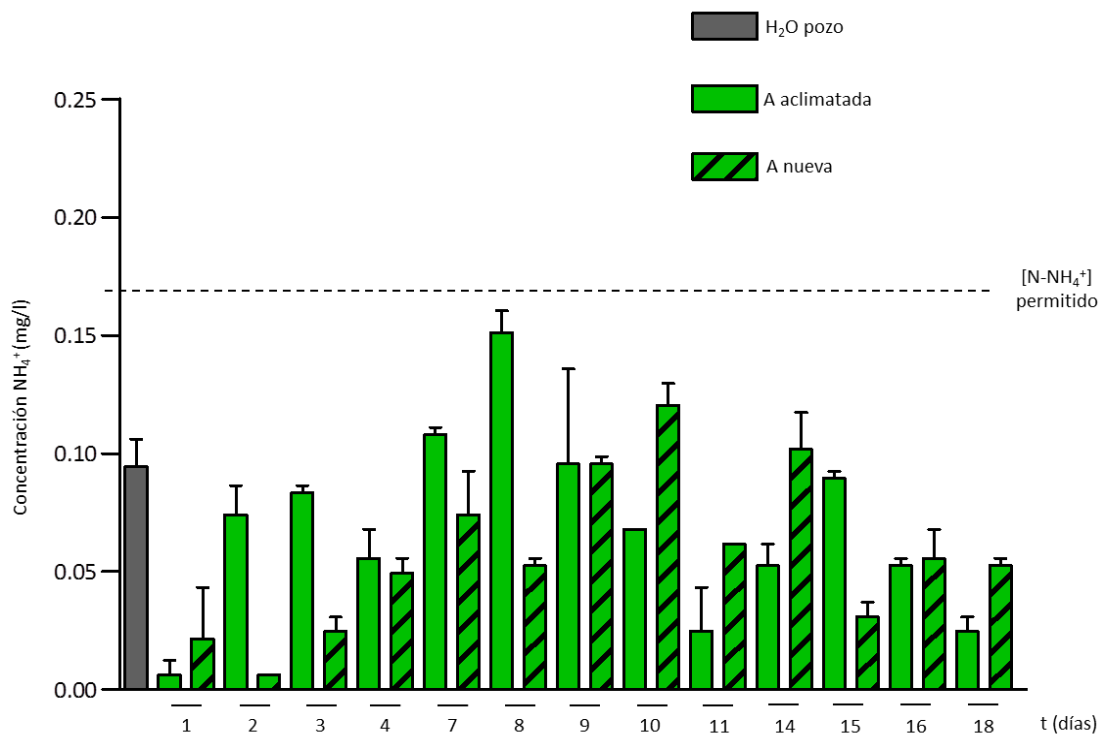


Figura 6. Concentración de $N-NH_4^+$ en función del tiempo en los biorreactores alimentados con agua de pozo suplementados con acetato y fosfato. Las barras representan el error estándar.

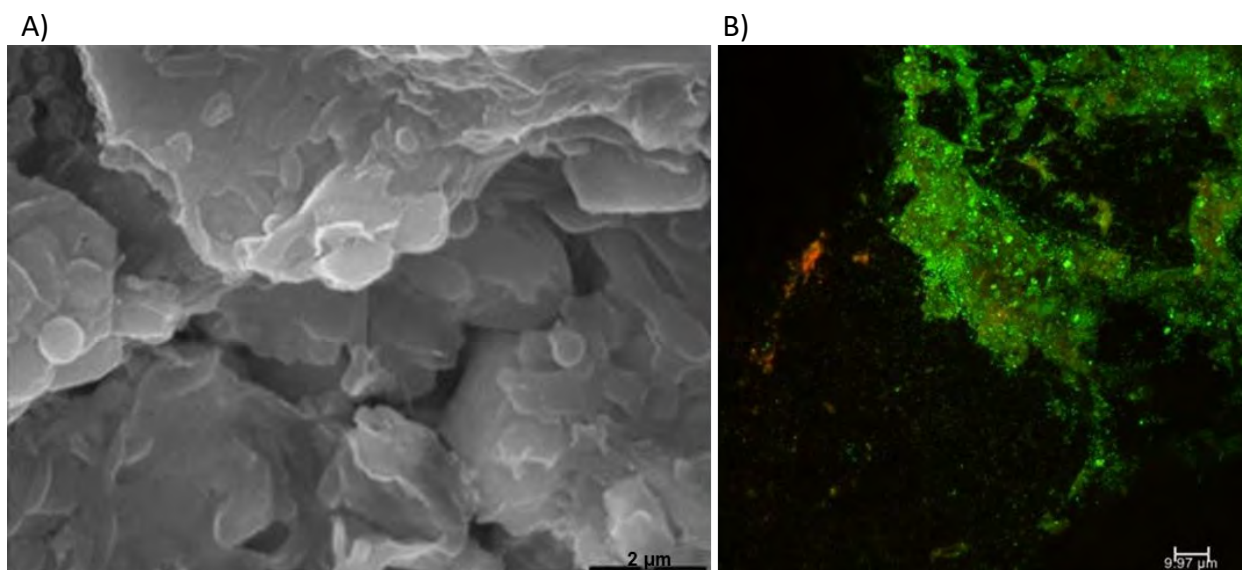


Figura 7. A) Microfotografía electrónica de barrido de un grano de arena. B) Microfotografía de fluorescencia confocal de una sección de un grano de arena, en verde células intactas, en rojo células con membrana dañada.

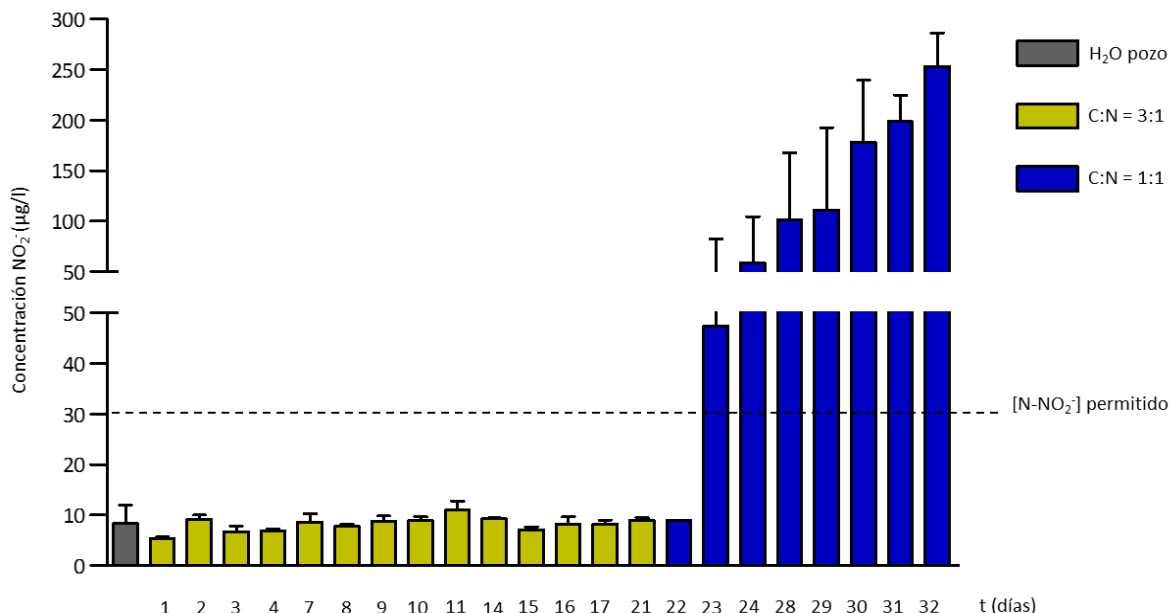


Figura 8. Concentración de N-NO₂⁻ en función del tiempo en el sistema continuo para distintas relaciones de C:N. Las barras representan el error estándar.

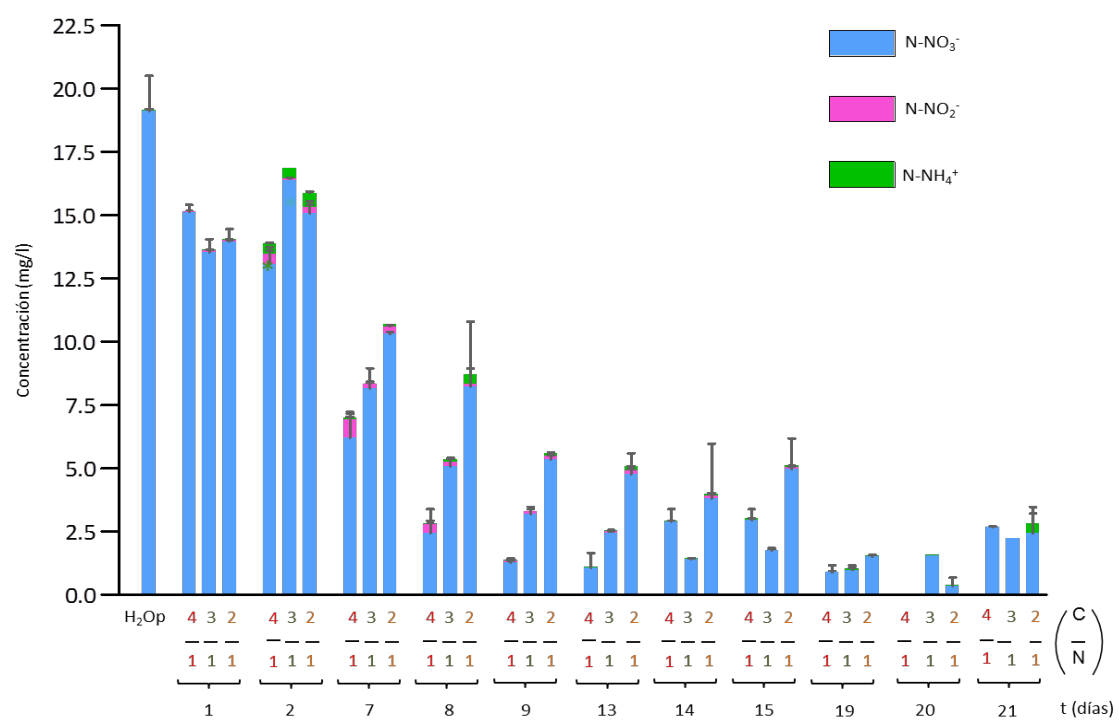


Figura 9. Concentración de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ en función del tiempo en el sistema continuo para distintas relaciones de C:N. Las barras representan el error estándar.

Pre-escalado: Diseño del conjunto de material de relleno y fuente de carbono y dimensiones de un sistema de tratamiento a escala piloto

Con la información recolectada se realizó un escalado 10X del proceso. El sistema se inició con una relación C:N (4:1) y etanol como fuente de carbono. Luego de 100 h de alimentación, equivalentes a 100 TRH, todos los iones alcanzaron valores de concentración inferiores a los límites establecidos para agua potable. A partir de ese momento se disminuyó la relación C:N a (2:1), manteniéndose la eficiencia de remoción por un período similar (Figura 10).

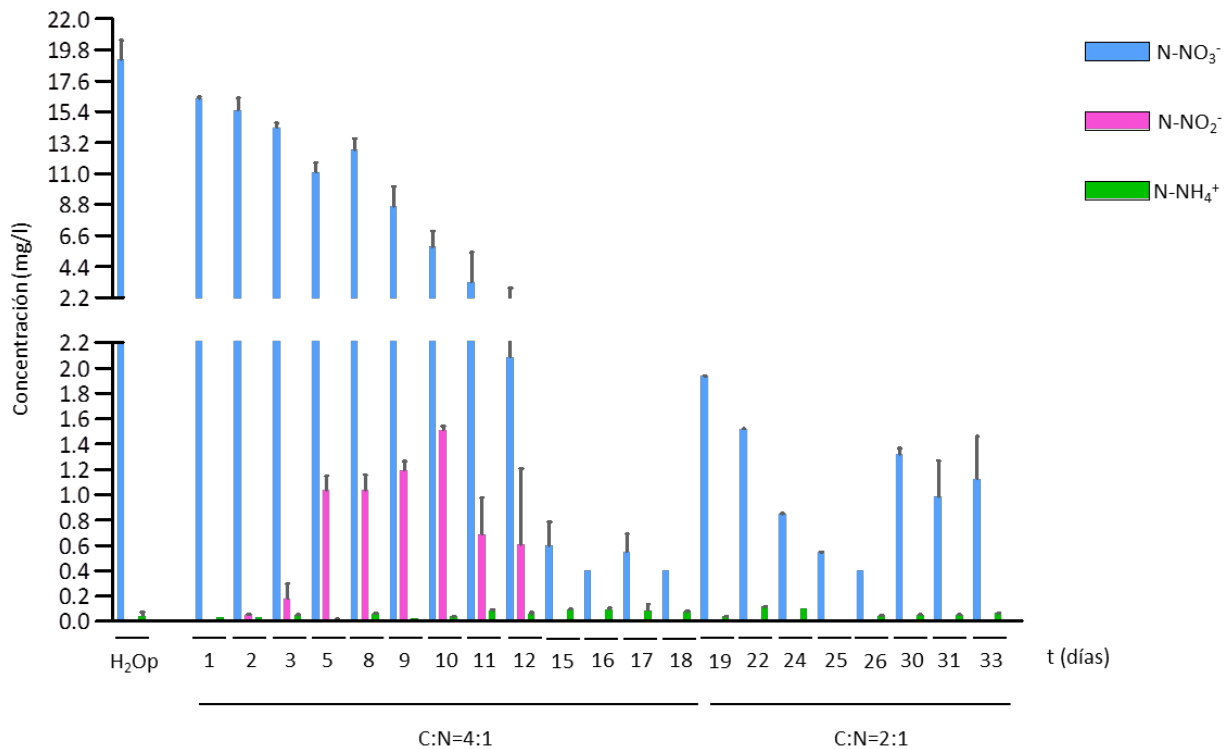


Figura 10. Variación en la concentración de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ en función del tiempo en los biorreactores a escala laboratorio 10X. Las barras representan el error estándar.

Debido a la reproducibilidad observada en los tiempos de aclimatación (Tabla 1) y la consistencia de los datos obtenidos a escala laboratorio, se procedió al escalado a Planta Piloto en un pozo de agua de la provincia de Buenos Aires con elevado contenido de nitratos, en el cual se montaron las instalaciones pertinentes. Los biorreactores de la Planta Piloto ya se encuentran en funcionamiento en sistema continuo, siendo la arena y el etanol, el material soporte y la fuente de C elegidas. La relación inicial C:N se fijó en 4:1. La Figura 11 muestra resultados preliminares de uno de los 4 biorreactores.

Tabla 1. Tiempos de aclimatación de biorreactores a escala laboratorio

Biorreactor	Tiempo de aclimatación
1X (acetato, C:N 4:1)	102 ± 0 TRH (n=2)
1X (etanol, C:N 4:1)	102 ± 0 TRH (n=2)
10X (etanol, C:N 4:1)	100 ± 0 TRH (n=2)

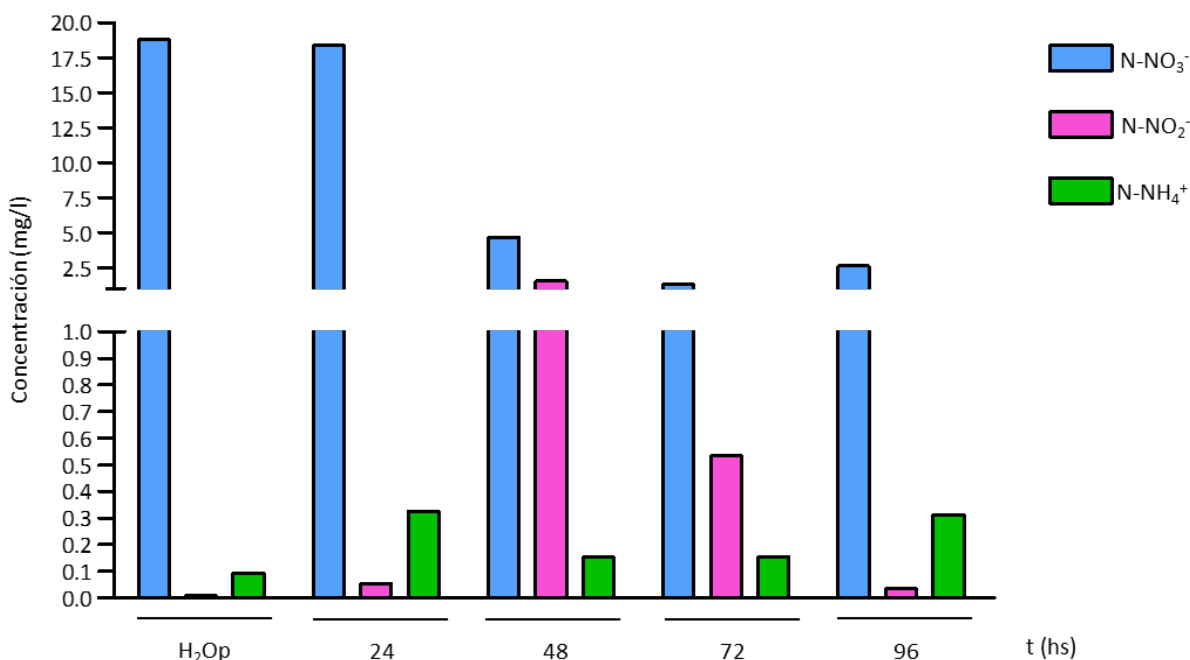


Figura 11. Variación de la concentración de N-NO₃⁻, N-NO₂⁻ y N-NH₄⁺ en la Planta Piloto. Ensayo en proceso.

Discusión

En este trabajo se demostró la factibilidad de utilización de DB para el abatimiento de nitrato en agua subterránea proveniente de pozos dedicados al suministro de agua potable. Se seleccionaron las condiciones óptimas en el contexto local que permitieron el desarrollo de una comunidad microbiana desnitrificante, funcionalmente estable en un medio soporte accesible y disponible localmente. En dichas condiciones, se verificó no solo la disminución de la concentración del anión nitrato por debajo de los límites establecidos por el Código Alimentario Argentino, sino también que alcanzan las especificaciones para productos intermediarios o alternativos como nitrito y amonio.

En primer lugar, se definió la utilización de arena como soporte para el crecimiento bacteriano, ya que los soportes plásticos requirieron tiempos de aclimatación demasiado prolongados y debido a que el carbón activado granular mostró una respuesta prácticamente instantánea, no compatible con un

proceso biológico, probablemente asociada a un fenómeno de adsorción, el cual ha sido mencionado en distintas ocasiones (Moşneag 2013, Bhatnagar 2011). La relación C:N se considera determinante para el proceso, en caso de que sea baja puede dar lugar a una menor eficiencia de remoción, asociada a la formación de nitritos (Karanasios *et al.*, 2016; Gavazza *et al.*, 2004), mientras que una alta relación C:N podría devenir en un aumento del carbono orgánico disuelto y generar competencia con la RDNA (Rezvani *et al.*, 2019; Kraft *et al.*, 2014; Tugtas y Pavlostathis, 2007). En concordancia con estos resultados, en este trabajo se encontró que el empleo de una relación C:N (1:1) dio lugar a una desnitrificación incompleta con aumento en la concentración de nitrito. Adicionalmente, se detectó un incremento de la concentración de amonio en los ensayos continuos con relación C:N (4:1) atribuible a la RDNA y en alguna ocasión posterior a un período de carencia de nutrientes, posiblemente por lisis celular. Teniendo en cuenta estos datos se propuso el arranque de la escala piloto con una relación C:N 4:1, para luego llevar a 2:1 con la perspectiva de reducir parcialmente este valor, algo superior al óptimo descrito en literatura (Aslan, 2005) hasta llegar al límite para un funcionamiento confiable.

Al igual que lo observado por Webster y Togna (2009) y Jensen y Darby (2012), las condiciones establecidas permitieron la generación de una biopelícula desnitrificante a partir de las bacterias indígenas provenientes del acuífero. La comunidad desnitrificante fue moderadamente diversa en coincidencia a lo informado para un biofiltro a escala piloto alimentado con acetato, donde se detectaron alrededor de 10 géneros diferentes (Jensen y Darby, 2012). El tiempo requerido para alcanzar condiciones de desnitrificación fue de alrededor de 100 TRH en los ensayos de laboratorio continuos e incluso en la Planta Piloto. Un período de tiempo similar fue necesario cuando se trabajó con arena aclimatada. Los períodos de aclimatación reportados en bibliografía a escala piloto, fueron entre 10 días en Los Angeles (Los Angeles County Department of Public Works Water Works Division, 2013) y 2 a 3 semanas en Arlington (Jensen y Darby, 2012).

Actualmente se continúa trabajando en confirmar los parámetros operacionales, optimizar el consumo de reactivos químicos utilizados, determinar el balance de masa de materia orgánica y analizar la calidad microbiológica del agua desnitrificada para planificar el post-tratamiento de la misma.

Conclusiones

El presente estudio ha permitido establecer las condiciones a utilizar en la Planta Piloto para DB de agua subterránea. Se ha seleccionado arena (granulometría 1mm) como soporte adecuado para la formación de biopelículas microbianas activas capaces de producir desnitrificación. La utilización de acetato o etanol como fuente de carbono y electrones con una relación C:N de 2:1, favoreció la DB sobre la RDNA, obteniendo en consecuencia, valores aceptables para agua de consumo. Los excelentes resultados a escala laboratorio, promovieron el escalado a Planta Piloto, la cual se encuentra en funcionamiento con resultados preliminares prometedores que propician su aplicabilidad a escala industrial.

Agradecimientos

Agradecemos la confianza y colaboración del Lic. Omar Fioravanti y el Lic. Elio Mauro. LE y EF son miembros de la carrera de investigador científico y CD becario de CONICET.

Referencias bibliográficas

- Albers, C.N., Ellegaard-Jensen, L., Harder, C.B., Rosendahl, S., Knudsen, B.E., Ekelund, F., Aamand, J. (2015) Groundwater chemistry determines the prokaryotic community structure of waterworks sand filters, *Environ. Sci. Technol.*, **49**(2), 839–846. <https://doi.org/10.1021/es5046452>
- ANMAT, Administración Nacional de Medicamentos, Alimentos y Tecnología Médica, (2012) Bebidas hídricas, agua y agua gasificada, en: *Código Alimentario Argentino*, La Rocca, Buenos Aires, 7–21.
- APHA, (1999) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, en: *Stand. Methods Exam. Water Wastewater*, American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation, Washington, 733.
- Aslan, S. (2005) Combined removal of pesticides and nitrates in drinking waters using biodenitrification and sand filter system, *Process Biochem.*, **40**(1), 417–424.
- Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo, (2015) P13- Evolución de la concentración de nitratos en aguas subterráneas de la Cuenca Matanza Riachuelo, Consultado el 2015, Sist. Indicadores ACUMAR.
- Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2011) A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water. *Chemical Engineering Journal*, **168**(2), 493-504.
- Bothe, H., Ferguson, S.J., Newton, W. (Eds.) (2007) *Biology of the nitrogen cycle*, 2007th ed. Elsevier Science. Ámsterdam, Países Bajos, 452 pp.
- Calderer, M., Gibert, O., Martí, V., Rovira, M., de Pablo, J., Jordana, S., Duro, L., Guimerà, J., Bruno, J. (2010) Denitrification in presence of acetate and glucose for bioremediation of nitrate-contaminated groundwater, *Environ. Technol.* **31**(7), 799–814. <https://doi.org/10.1080/09593331003667741>
- Debernardi, L., De Luca, D.A., Lasagna, M. (2008) Correlation between nitrate concentration in groundwater and parameters affecting aquifer intrinsic vulnerability, *Environ. Geol.*, **55**, 539–558.
- Di Capua, F., Papirio, S., Lens, P.N.L., Esposito, G. (2015) Chemolithotrophic denitrification in biofilm reactors, *Chem. Eng. J.*, **280**, 643–657.
- Evans, P.J., Opitz, E.M., Daniel, P. A., Schulz, C.R. (2010) Biological Drinking Water Treatment Perceptions and Actual Experiences in North America, Water Research Foundation and Department of Defense, 1–330.
- Gavazza Dos Santos, S., Amâncio Varesche, M.B., Zaiat, M., Foresti, E. (2004) Comparison of Methanol, Ethanol, and Methane as Electron Donors for Denitrification, *Environ. Eng. Sci.*, **21**(3), 313–320.
- Hallin, S., Throbäck, I.N., Dicksved, J., Pell, M. (2006) Metabolic profiles and genetic diversity of denitrifying communities in activated sludge after addition of methanol or ethanol, *Appl. Environ. Microbiol.*, **72**(8), 5445–5452. <https://doi.org/10.1128/AEM.00809-06>
- Jensen, V.B., Darby, J.L. (2012) Drinking Water Treatment for Nitrate. Technical Report 6, en: *Addressing Nitrate California's Drink*. Water with a Focus Tulare Lake Basin Salinas Val. Groundwater. Rep. State Water Resour. Control Board Rep. to Legis., Center for Watershed Science Sciences, University of California, Davis., Davies, California, 182 pp.
- Jensen, V.B., Darby, J.L., Seidel, C., Gorman, C. (2014) Nitrate in potable water supplies: Alternative management strategies, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, **44**, 2203–2286.
- Karanasios, K.A., Vasiliadou, I.A., Tekerlekopoulou, A.G., Akratos, C.S., Pavlou, S., Vayenas, D. V. (2016) Effect of C/N ratio and support material on heterotrophic denitrification of potable water in bio-filters using sugar as carbon source, *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, **111**, 62–73.

- Kraft, B., Tegetmeyer, H.E., Sharma, R., Klotz, M.G., Ferdelman, T.G., Hettich, R.L., Geelhoed, J.S., Strous, M. (2014) The environmental controls that govern the end product of bacterial nitrate respiration, *Science*, **345**(6197), 676–679. <https://doi.org/10.1126/science.1254070>
- Lasagna, M., De Luca, D.A., Franchino, E. (2016) The role of physical and biological processes in aquifers and their importance on groundwater vulnerability to nitrate pollution, *Environ. Earth Sci.*, **75**, 961.
- Leanza, L.N., Parente, J.R., Varanese, C.T., Echeverría, P.L. (2005) Presencia de nitratos en el agua subterránea del norte Bonaerense, *Av. en Energías Renov. y Medio Ambient.*, **9**, 13–17.
- Luo, G., Angelidaki, I. (2014) Analysis of bacterial communities and bacterial pathogens in a biogas plant by the combination of ethidium monoazide, PCR and Ion Torrent sequencing, *Water Res.*, **60**, 156–163.
- Magram, S.F. (2010) Drinking Water Denitrification in a Packed Bed Anoxic Reactor: Effect of Carbon Source and Reactor Depth, *J. Appl. Sci.* **10**(7), 558-563. doi: 10.3923/jas.2010.558.563.
- Mohseni-Bandpi, A., Elliott, D.J., Zazouli, M.A. (2013) Biological nitrate removal processes from drinking water supply- a review. *J. Environ. Heal. Sci. Eng.*, **11**, 35. <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-35>
- Moşneag, S. C., Popescu, V., Dinescu, A., & Borodi, G. (2013) Utilization of granular activated carbon adsorber for nitrates removal from groundwater of the Cluj region. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **48**(8), 918-924.
- Pessolano, B., Ruiz de Galarreta, A., Varni, M., Barranquero, R.S., Larsen, A., Schulz, C.J., Fernández, M.A., Castro, E.C., Silva Busso, A., Santa Cruz, J., Zhu, I.X., Getting, T., Bruce, D. (2005) Los nitratos y su evolución en el acuífero que provee de agua potable a General Acha, La Pampa, Argentina. *Águas Subterráneas*
- Rezvani, F., Sarrafzadeh, M.H., Ebrahimi, S., Oh, H.M. (2019) Nitrate removal from drinking water with a focus on biological methods: a review, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **26**, 1124–1141.
- Seidel, C., Groman, C., Darby, J.L., Jensen, V.B. (2011) An assessment of the state of nitrate treatment alternatives - final report, *Am. Water Work. Assoc.*
- Shen, Z., Zhou, Y., Hu, J., Wang, J. (2013) Denitrification performance and microbial diversity in a packed-bed bioreactor using biodegradable polymer as carbon source and biofilm support, *J. Hazard. Mater.* **250**, 431-438.
- Tugtás, A.E., Pavlostathis, S.G. (2007) Electron donor effect on nitrate reduction pathway and kinetics in a mixed methanogenic culture, *Biotechnol. Bioeng.*, **98**(4), 756–763.
- Upadhyaya, G., Jackson, J., Clancy, T.M., Brown, J., Hayes, K.F., Raskin, L. (2010) Microbial Community in a Fixed-bed Bioreactor System used for Simultaneous Removal of Nitrate and Arsenic from Drinking Water, *IWA Water Res. Conf.*, <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135410005051> (accessed July 20, 2016)
- van den Berg, E. M., Boleij, M., Kuenen, J.G., Kleerebezem, R., van Loosdrecht, M. C. M. (2016) DNRA and denitrification coexist over a broad range of acetate/N-NO₃⁻ ratios, in a chemostat enrichment culture. *Front. Microbiol.* **7**:1842. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01842>
- WA DOH, Washington State Department of Health, Guidance Document: *Nitrate Treatment Alternatives for Small Water Systems*, (2005) 331–309. Acceso 8 de septiembre de 2021, disponible en: <https://www.doh.wa.gov/portals/1/Documents/pubs/331-309.pdf>
- WQTS, Water Quality & Treatment Solutions, inc. (2013) *Application of Biological Denitrification for Nitrate Removal from District 37 Groundwater*.
- Webster, T.S., Togna, P. (2009) *Demonstration of a Full-Scale Fluidized Bed Bioreactor for the Treatment of Perchlorate at Low Concentrations in Groundwater, Rialto CA*. Acceso 8 de septiembre de 2021, disponible en: https://www.serdp-estcp.org/content/download/5076/72370/file/ER-0543_FR_PMA_Final.pdf
- WHO, World Health Organization (2007) *Nitrate and Nitrite in Drinking Water*.
- Zhu, I.X., Getting, T., Bruce, D. (2010) Review of biologically active filters in drinking water applications, *J. Am. Water Work. Assoc.*, **102**, 67–77.



REVISTA AIDIS

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

REÚSO DE ÁGUAS NO BRASIL: SITUAÇÃO ATUAL E PERSPECTIVAS

* Suetônio Mota ¹

WATER REUSE IN BRAZIL: CURRENT SITUATION AND PERSPECTIVES

Recibido el 6 de abril de 2021. Aceptado el 27 de julio de 2021

Abstract

This paper discusses the current situation of water reuse in Brazil and presents the perspectives for its use. A discussion is made about the federal and some states' laws, which establish the criteria, procedures and quality standards for the various modalities of reuse, emphasizing that the legal framework at the federal level is still very incipient. It is highlighted that the modalities of industrial and urban reuse were the ones that developed the most in the country, not having news about the use of treated sewage in medium or large systems in irrigation and fish farming. The paper presents the perspectives for the reuse of waters in Brazil, highlighting the proposals for direct or indirect drinking reuse. It is also emphasized the need for a broad program of awareness of the population to face the existing resistance to this practice. The necessary instruments for water reuse in Brazil are discussed, including a legal and institutional framework.

Keywords: population awareness, reuse modalities, use of treated wastewater, wastewater, sanitation.

¹ Universidade Federal do Ceará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Campus do Pici. CEP: 60455.760 Fortaleza – Ceará, Brasil. Email: suetonio@ufc.br

Resumo

Neste trabalho discute-se a situação atual do reúso de água no Brasil e apresentam-se as perspectivas para sua utilização. É feita uma discussão sobre as legislações federal e de alguns estados, que estabelecem os critérios, procedimentos e padrões de qualidade para as diversas modalidades de reúso, ressaltando-se que o aparato legal no nível federal ainda é muito incipiente. É destacado que as modalidades de reúso industrial e urbano foram as que mais se desenvolveram no país, não se tendo notícias da utilização de esgotos tratados em sistemas de portes médio ou grande na irrigação e na piscicultura. O trabalho apresenta as perspectivas para o reúso de águas no Brasil, destacando-se as propostas para o reúso potável direto ou indireto. Ressalta-se, também, a necessidade de um amplo programa de conscientização da população para enfrentar as resistências existentes a essa prática. São discutidos os instrumentos necessários para o reúso de água no Brasil, incluindo um arcabouço legal e institucional.

Palavras chave: conscientização da população, modalidades de reúso, uso de esgotos tratados, águas residuárias, saneamento.

Introdução

A água doce é um recurso precioso e sua escassez pode levar ao estresse hídrico, impactando a agricultura, a indústria e outros setores. O aproveitamento de águas residuárias é cada vez mais considerado como uma oportunidade para atender à demanda de água doce (Dingemans *et al.*, 2020).

As motivações para a busca de soluções alternativas que podem diminuir o estresse hídrico são evidentemente importantes. Mesmo que renováveis, os recursos hídricos de qualidade e potabilidade são escassos. Como alternativa, o reúso pode ajudar a diminuir a utilização de águas potáveis para atividades que não necessitam de potabilidade (Moura *et al.*, 2020).

À medida que as populações e a demanda por água aumentam, são necessárias fontes de água mais sustentáveis. O reúso de águas é uma grande oportunidade para suprir as demandas. As águas residuárias tratadas estão disponíveis para aplicações não potável e potável (Cutrovo, 2015).

O potencial de reutilização de águas residuárias tratadas ainda não foi explorado em muitas áreas. Uma transição para uma economia circular poderia criar sinergias significativas para a ampla adoção do reúso como um abastecimento de água alternativo (Voulvoulis, 2018).

O reúso de água completa o ciclo do abastecimento de água e esgotamento sanitário, fornecendo uma fonte alternativa de água. As águas residuárias tratadas com o nível de qualidade adequado podem repor o abastecimento de água e reduzir a demanda. A transição para uma economia circular tem o potencial de transformar barreiras atuais relacionadas ao reúso da água (Giakoumis *et al.*, 2020).

O reúso de água pode ser direto ou indireto. O reúso é direto quando há o uso planejado de esgoto tratado, conduzido diretamente ao local de utilização, sem lançamento ou diluição prévia em corpos hídricos superficiais ou subterrâneos. O reúso é indireto quando o esgoto tratado é lançado de modo planejado no ambiente (águas superficiais ou subterrâneas), passando por um processo de diluição e depuração, antes de ser utilizado. As modalidades de reúso são: na irrigação, na aquicultura, para fins industriais, para fins urbanos, para fins ambientais, para a recarga de aquíferos e para fins potáveis. Ressalte-se que no Brasil não é permitido o uso de águas de reúso para fins potáveis e para recarga de aquíferos.

O Brasil ainda luta para superar as barreiras relacionadas à coleta e tratamento de esgoto, mas tem grande potencial para o aproveitamento de águas residuárias, o qual ainda não foi totalmente alcançado, apesar de várias iniciativas promissoras iniciais (Stepping, 2016).

Este trabalho teve como objetivo realizar uma ampla discussão sobre o reúso de água no Brasil. São discutidas a legislação existente e as modalidades de reúso mais utilizadas no país, e apresentadas as perspectivas de adoção dessa prática a médio e longo prazos. Ênfase especial é dada ao reúso potável da água, considerando a perspectiva de sua adoção, especialmente em grandes centros urbanos.

Metodologia

O trabalho foi desenvolvido a partir de pesquisa bibliográfica sobre a situação atual do reúso de águas no Brasil. Foram levantados os dispositivos legais que regem a matéria no país, com ênfase para os estados que já possuem legislação própria sobre o reúso de água. Os dispositivos legais estaduais foram discutidos e comparados. Na busca de referências foram realizadas pesquisas em periódicos, dissertações, legislação vigente e outras publicações, utilizando palavras chave, buscando-se, principalmente, os trabalhos a partir de 2016.

Em seguida, levantaram-se informações sobre algumas experiências exitosas de práticas de reúso no Brasil, destacando-se que, embora algo já tenha sido feito, muito ainda deve ser realizado para disseminar o aproveitamento de esgotos tratados em todo o país.

Por fim, discutem-se as perspectivas para o reúso planejado de água no Brasil, a médio e longo prazos, ressaltando-se que práticas como a utilização de esgotos tratados na irrigação e na piscicultura devem ser bastante difundidas. Ênfase especial é dada ao reúso potável, o qual, embora ainda não estabelecido para o país, deve ser discutido visando a sua utilização, devido à crescente escassez de água nos grandes centros urbanos.

Resultados e discussão

Reúso de águas no Brasil

Aspectos legais

No Brasil não existe uma legislação em nível federal que estabeleça os procedimentos e padrões de qualidade para o reúso de água.

No nível nacional podem ser destacadas duas resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), citadas a seguir:

- Resolução nº 54/ 2005 – CNRH: estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água.
- Resolução nº 121/2010 – CNRH: estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54/2005.

No entanto, essas duas resoluções não detalham os procedimentos para a adoção da prática de reúso, sendo bastante genéricas. Observe-se que, de acordo com a Resolução nº 54/2005, não estão previstas as modalidades de reúso potável e de recarga de aquíferos, no Brasil.

Em 2019, a Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT) editou a Norma Brasileira ABNT NBR 16783:2019 (ABNT, 2019), tratando do “Uso de fontes alternativas de água não potável em edificações”, a qual contém diretrizes para caracterização, projeto, uso, operação e manutenção de sistemas alternativos de água não potável em edificações. Como fontes alternativas de águas não potáveis, a NBR 16783:2019 considera: água de chuva; água pluvial; água de rebaixamento de lençol; águas cinzas; águas cinzas escuras; águas negras e esgoto sanitário.

Os seguintes usos foram contemplados: descarga em bacias sanitárias e mictórios; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental; sistemas de resfriamento (torres de resfriamento); arrefecimento de telhados.

Os parâmetros de qualidade para uso da água não potável estabelecidos pela NBR 16783:2019 constam da Tabela 1.

Alguns estados brasileiros editaram seus próprios documentos legais relacionados ao reúso de água, conforme mostrado na Tabela 2.

Tabela 1. Parâmetros de qualidade para uso da água não potável estabelecidos pela NBR 16783:2019 no Brasil.

Parâmetro	Limite
pH	6.0 a 9.0
<i>E. coli</i>	≤ 200 NMP/100 mL
Turbidez	≤ 5 uT
DBO _{5,20}	≤ 20 mg O ₂ /L
CRL (Cloro Residual Livre)	0.5 a 5.0 mg/L (máximo recomendado de 2.0 mg/L)
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 2.0x10 ³ mg/L
ou	ou
Condutividade Elétrica ¹	≤ 3.2x10 ³ mg/L
Carbono Orgânico Total ²	< 4 mg C/L

¹Os valores de condutividade apresentam correlação com os sólidos dissolvidos totais.

²Somente para água de rebaixamento de lençol.

Tabela 2. Documentos legais de disciplinamento do reúso de águas de alguns estados do Brasil.

Estado	Documento Legal	Objetivo
Ceará	Resolução COEMA nº 2/2017.	Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras e para reúso de águas.
São Paulo	Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01/2020	Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário.
Rio Grande do Sul	Resolução CONSEMA nº 419/2020	Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais.
Minas Gerais	Deliberação Normativa CERH-MG nº 65/2020	Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados.

As modalidades de reúso definidas nas legislações dos quatro estados estão especificadas na Tabela 3.

Acessando-se os documentos legais dos quatro estados, constata-se que há variações quanto às exigências de padrões de qualidade para as diversas modalidades de reúso, sendo algumas mais restritivas que outras. Isso ressalta a necessidade de uma legislação nacional que defina diretrizes para os estados e municípios visando uniformizar os padrões a serem estabelecidos para os diversos parâmetros.

Tabela 3. Modalidades definidas nas legislações estaduais.

Modalidades de reúso	CE	SP	RS	MG
Urbano				
Irrigação paisagística	X	X	X	
Lavagem de logradouros	X	X	X	X
Abatimento de poeiras			X	X
Construção Civil	X	X	X	X
Desobstrução de tubulações	X	X	X	X
Lavagem de veículos	X	X	X	X
Combate a incêndios	X	X		X
Estações de tratamento de efluentes			X	
Em edificações	X			X
Agrícolas e Florestais	X	X	X	X
Fins ambientais	X			X
Aquicultura	X			
Fins industriais	X		X	X

CE – Estado do Ceará; SP – Estado de São Paulo; RS – Estado do Rio Grande do Sul; MG – Estado de Minas Gerais.

Exigências muito restritivas dificultam o cumprimento da legislação, pois resultam na necessidade da implantação de tratamentos mais sofisticados, muitas vezes sem necessidade, o que encarece os sistemas de tratamento de esgoto, tornando, em alguns casos, inviável a prática de reúso.

Por exemplo, no Estado do Ceará é exigido que não sejam detectados coliformes tolerantes na água de irrigação de culturas a serem ingeridas cruas cuja parte consumida tenha contato direto com a água, enquanto a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006b) recomenda para irrigação irrestrita um valor de Número Mais Provável (NMP) igual ou inferior a 1.0×10^3 / 100 mL.

Em 2018, o Ministério das Cidades e o Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura desenvolveu o trabalho “Elaboração de proposta do plano de ação para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil”, conhecido como Programa de Desenvolvimento do Setor de Águas - INTERÁGUAS. O Produto III – Critério de Qualidade da Água (MCID / IICA, 2018) contém propostas de padrões de qualidade para a água de reúso, definindo valores para cada modalidade. Ressalte-se que referido documento consta apenas de proposta de padrões, não tendo a mesma, até o momento, sido transformada em um dispositivo legal. Neste documento, são incluídas as modalidades de reúso para recarga de aquíferos e para fins potáveis, não estabelecidas na Resolução nº 54/2005, antes referida.

Exemplos de reúso de água no Brasil

A prática de reúso de forma planejada ainda não está amplamente difundida no Brasil. Na realidade, tem-se praticado o reúso indireto não planejado, sendo comum a captação e utilização de águas de recursos hídricos que receberam esgotos precariamente tratados ou, mesmo, não tratados, para uso em irrigação, piscicultura, industrial, outros, e até mesmo como água para abastecimento humano.

De forma planejada, no entanto, ainda são poucos os sistemas em escala real que utilizam esgoto tratado, sendo que as modalidades que mais utilizam o reúso de água no país são os usos industrial e urbano. Muitas indústrias no Brasil já utilizam esgotos tratados como forma de reduzir os custos com a captação de águas doces e minimizar as despesas com lançamentos em corpos receptores, além de adotar prática considerada ambientalmente correta.

Os usos urbanos mais comuns são a lavagem de vias e logradouros públicos, irrigação paisagística e utilização em edificações, onde as águas de reúso são utilizadas nas descargas de aparelhos sanitários, na irrigação de jardins e na lavagem de pisos.

O maior sistema de reúso do Brasil é o projeto Aquapolo, que foi concebido e implantado para produzir água de reúso para as empresas do Polo Petroquímico de Capuava, utilizando o esgoto tratado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da região do ABC, no estado de São Paulo. Este projeto é considerado o 5º maior empreendimento de recuperação de água para fins industriais do mundo e tem capacidade de fornecer uma vazão de 1.0 m³/s. Em 2015, o Aquapolo ampliou sua atuação para fora do Polo Petroquímico do ABC e passou a atender às empresas da região, as quais deixaram de utilizar água potável em seus processos produtivos. A adução da água é feita através de tubulação de aço com cerca de 17 km de extensão (Lima *et al.*, 2017).

Outro exemplo que se destaca é o caso da cervejaria AMBEV, que, por meio do reúso, junto a outras iniciativas de uso racional da água, conseguiu reduzir o consumo de água por litro envasado de bebida, de 5.0 litros em 2002 para 3.04 litros em 2017, por meio de um investimento de R\$ 150 milhões ao longo desses 15 anos (Confederação Nacional da Indústria, 2020).

O Plano de Gestão Estratégica e de Negócios (2019-2023) da Companhia de Água e Esgoto do Ceará (Cagece, 2019) faz referência a dois importantes projetos de reúso:

- Em parceria com a Companhia Estadual de Recursos Hídricos (COGERH) e a Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH), está em construção uma Estação Produtora de Água de Reúso (EPAR) com capacidade inicial de tratamento de 1.15 m³/s, com possibilidade de expansão para 1.60 m³/s, com o objetivo de suprir a demanda hídrica do Complexo Industrial e Portuário do Pecém (CIPP). Esta estação utilizará como fonte 10 (dez) Estações de

Tratamento de Esgoto (ETE) existentes, localizadas em Fortaleza e Caucaia, que serão transformadas em estações elevatórias para o transporte dos efluentes até a EPAR.

- Outro importante projeto, em parceria com a Vicunha Serviços, é o reúso industrial no eixo Pacajus-Horizonte, com investimentos previstos na ordem de R\$ 27 milhões. A concepção a ser adotada contempla a instalação de uma ETE com capacidade de 75.0 m³/h para o tratamento avançado dos efluentes industriais da região e venda da água de reúso para a Vicunha Têxtil.

Outros exemplos de reúso industrial poderiam ser citados, considerando que esta modalidade é a mais utilizada no Brasil (Maturó, 2009; Viana, 2017).

O reúso urbano de água também tem avançado no país, embora em ritmo ainda lento. Várias cidades brasileiras já utilizam esgoto tratado para irrigação paisagística, lavagem de vias e logradouro públicos, abatimento de poeiras em obras civis e desobstrução de tubulações e galerias. Um exemplo é a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (Sabesp), que fornece os efluentes das estações de tratamento de esgoto de Barueri, Parque Novo Mundo e São Miguel Paulista para as cidades de São Paulo, Carapicuíba, São Caetano do Sul, Barueri, Diadema e Santo André, para fins urbanos.

Outra reúso urbano de água é o aproveitamento das águas cinza produzidas nas edificações, provenientes das pias e lavatórios, dos ralos de chuveiros, de banheiras e de máquinas ou tanques de lavar roupas. Várias cidades do Brasil já utilizam as águas cinza nas descargas de sanitários, na irrigação de jardins e na lavagem de pisos.

Costa (2020) avaliou as águas cinza provenientes dos lavatórios e dos chuveiros de um empreendimento composto de duas torres residenciais, localizado na cidade de Fortaleza, estado do Ceará, onde residiam, em média, 224 pessoas, tendo constatado que, com a utilização das águas cinza, houve uma redução no consumo de água potável de 38.4 litros, o que correspondeu a 21.5% do consumo *per capita*. O consumo de água cinza foi menor do que sua capacidade de produção. As águas cinza são utilizadas nas descargas de vasos sanitários e na irrigação de jardins, nesse empreendimento.

No Hotel Confort Inn, situado em Macaé, no estado do Rio de Janeiro, com 126 apartamentos, foi implantado um sistema de aproveitamento de águas cinza. O consumo médio mensal de água potável no hotel, que se situava, tradicionalmente, em torno de um valor de 1515 m³/mês, foi reduzido, após a implantação do sistema de reúso, para 1017 m³/mês (29% de economia de água). Antes da implantação do sistema de uso de águas cinza, o indicador específico de consumo foi calculado em 395 litros por apartamento por dia e, com o reúso instalado, esse valor foi reduzido a 265 litros por apartamento por dia. O custo de implantação do sistema de reúso

correspondeu a 0.34% do valor investido na construção do hotel. Com a economia gerada no consumo de água, o investimento no sistema de reúso teve previsão de amortização calculado para 50 meses (Gonçalves *et al.*, 2010).

Os projetos de utilização planejada de esgotos tratados em irrigação e piscicultura praticamente não existem, embora se pratique, há muito tempo, o reúso não planejado da água em todo o país. Os sistemas existentes são em escala piloto, tendo como objetivo, principalmente, o desenvolvimento de pesquisas.

Um exemplo de um pequeno projeto de reúso em irrigação é o Projeto Palmas para Santana (2016), implantado, em 2014, no município de Santana do Seridó, no estado do Rio Grande do Norte. Este projeto consta da irrigação, com esgoto doméstico tratado, de 1 ha, onde estão plantados 20000 pés de palma forrageira (*Opuntia sp.*). A produção estimada é de 400 toneladas por hectare por ano. São efetuados dois cortes nas palmas por ano, sendo destinadas à alimentação de rebanhos.

Enquanto a implantação de sistemas de irrigação utilizando esgotos na irrigação e na piscicultura é incipiente, são muitas as pesquisas realizadas no Brasil sobre o reúso de águas. Ressalte-se a experiência do Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB) que, durante a primeira década deste século, desenvolveu inúmeros estudos sobre o reúso de água, com a participação de vários grupos de pesquisa de diferentes instituições nacionais. Pode-se dizer que os trabalhos resultantes deste programa constituem a maior contribuição para a formulação de uma política de reúso no Brasil (Bastos, 2003; Florêncio *et al.*, 2006; Mota; Von Sperling, 2009).

Os estudos realizados, não só no Brasil mas em diversos outros países, demonstram a viabilidade da utilização de esgotos em irrigação, podendo-se destacar as seguintes vantagens: aumento da disponibilidade hídrica para esta atividade; fornecimento de alguns nutrientes às culturas, com redução dos gastos com fertilizantes químicos; aumento da produtividade agrícola de muitas culturas; aumento da fertilidade do solo pela presença de microelementos e nutrientes essenciais às plantas; benefícios ambientais, sociais e econômicos.

Perspectivas para o reúso de águas no Brasil

Com base no exposto até aqui, pode-se concluir pela necessidade de se incrementar no Brasil a prática de reúso planejado como um todo e especialmente em algumas modalidades. Assim, recomendam-se que: sejam ampliados os usos de esgotos domésticos tratados para fins industriais e urbanos; sejam implantados projetos de reúso de água em irrigação e piscicultura; sejam aprofundados os estudos e avaliadas as possibilidades da adoção do reúso potável, principalmente nos municípios de grande porte onde há carência de mananciais para abastecimento público.

A Agência Nacional de Águas (2018) considera que o uso de efluente sanitário tratado é uma alternativa comprovada para a melhoria da disponibilidade hídrica em certos contextos, e já em andamento no país, embora de maneira limitada. A Agência Nacional de Águas elaborou um projeto de reúso de água com o objetivo de fornecer subsídios para que seja instituído o reúso como uma política de Estado. A meta proposta para o reúso não potável direto no país é de aproximadamente 13.0 m³/s, até 2030, frente aos quase 2.0 m³/s estimados em 2017. Esse número representaria 4% do total de água reusada no mundo, valor que colocaria o Brasil numa posição de destaque.

A seguir, comentam-se as diversas modalidades de reúso de água, indicando-se as perspectivas quanto a sua utilização.

Reúso industrial

Segundo a Confederação Nacional da Indústria (2020), nos curto e médio prazos (entre 2023 e 2028), é estimado que a água de reúso de efluente tratado de esgoto doméstico para fins industriais no Brasil cresça para 10.0 a 15.0 m³/s em diferentes cenários estipulados.

Entre as diversas utilidades da água de reúso nas indústrias, destacam-se: lavagem de peças, lavagem de pisos, irrigação de jardins, uso em caldeiras, utilização em sistemas de resfriamento, uso nos próprios processos industriais.

Embora já existam muitos projetos de reúso de água em indústrias brasileiras, essa modalidade deve ser ampliada, considerando os seus benefícios econômicos, financeiros e ambientais.

Reúso urbano

O reúso de água em áreas urbanas, embora já presente em algumas cidades brasileiras, deve ser ampliado. As concessionárias de saneamento podem disponibilizar os efluentes das estações de tratamento de esgoto para utilização em diversos fins nas cidades, podendo-se destacar: irrigação paisagística, lavagem de vias e logradouros públicos, Construção Civil, desobstrução de tubulações de esgoto e galerias de águas pluviais, lavagem de veículos, uso ornamental e combate a incêndios.

Nas edificações, as águas cinza, oriundas de chuveiros, pias, banheiros e de lavagens de roupas, após tratamento, podem ser utilizadas nos próprios prédios, na descarga de sanitários, irrigação de jardins, lavagem de pisos e outros usos não potáveis.

O reúso urbano, incluindo a utilização de águas cinza é uma das modalidades que tem ainda muito que se expandir nas cidades brasileiras.

Reúso em irrigação

No Brasil, conforme já comentado, pouco tem sido feito com relação ao aproveitamento de esgotos tratados na irrigação, não existindo sistemas implantados de reúso planejado de água para esse fim, com médio e longo portes.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (2019), encontra-se em andamento o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Piancó-Piranhas-Açu, para os estados do Rio Grande do Norte e da Paraíba, o qual propõe, entre as ações prioritárias, quatro projetos de reúso de água. O plano foi concluído em 2016, contendo o planejamento da gestão hídrica para a bacia e as ações a serem implantadas em vinte anos, para garantir água às populações da região. Entre as ações previstas, já estão em andamento quatro projetos de reúso de água para fins agrícolas, três no Rio Grande do Norte (Jucurutu, São Fernando e Serra Negra) e um na Paraíba (Itaporanga).

O reúso de água em irrigação deve ser incentivado em regiões com extensos períodos de estiagem, como o Nordeste brasileiro, podendo alcançar significativas áreas, aproveitando-se dos nutrientes presentes nos esgotos domésticos tratados. Deve-se, também, utilizar-se do reúso de água na irrigação em locais onde a oferta de água não é suficiente para atender aos seus diversos usos.

Como exemplo explicativo, foram adotados os seguintes dados para estimar a área que poderia ser irrigada usando os esgotos tratados de uma população com 1000 habitantes, na região Nordeste do Brasil.

- População: 1000 habitantes
- Produção média de esgoto por habitante: 150 L/hab.dia
- Consumo de água na irrigação: 18000 m³/ha.dia (valor usual adotado na região)

Com esses dados, determina-se que seria possível irrigar uma área estimada de 3.04 hectares para cada 1000 habitantes, a partir dos seguintes cálculos:

- Vazão de esgoto: $1000 \times 0.15 = 150 \text{ m}^3/\text{dia}$ (54750 m³/ano)
- Área a irrigar: $54750 \div 18000 = 3.04 \text{ ha}$

O valor de consumo adotado (18000 m³/ha.dia) é um parâmetro utilizado na região Nordeste brasileira, mas que pode variar em função do tipo de cultura e das condições edáficas e climáticas do local. Observe-se, também, que o esgoto tratado pode ser utilizado em irrigação em outras regiões do país onde a demanda por água é superior à oferta, ou quando se precisar liberar os mananciais disponíveis para usos mais nobres, como o abastecimento de água.

Uma das razões que têm contribuído para a não implantação de sistemas de irrigação com esgoto tratado é o custo da água de reúso em relação ao valor cobrado para a água bruta. Muitas vezes,

o preço cobrado pela água, pelo órgão de gestão de recursos hídricos, é inferior ao da água de reúso, levando o consumidor a optar por usar a água bruta. Outra dificuldade diz respeito à facilidade encontrada pelos consumidores de água de captá-la diretamente de mananciais, muitas vezes, poluídos, sem que haja cobrança pelo órgão gestor. A distância e o desnível entre as áreas urbanas e os locais dos sistemas de irrigação, se elevados, também podem dificultar o reúso de água.

Quanto ao aspecto sanitário, a qualidade do efluente tratado vai depender do tipo de culturas a serem irrigadas. Culturas alimentícias que se desenvolvam rentes ao solo ou que tenham contato com a água de irrigação devem ser regadas com efluentes de estações de tratamento de esgoto mais completas, ao contrário dos outros tipos de culturas, onde pode haver a irrigação restrita.

De um modo geral, na região Nordeste do Brasil, sistemas com, no mínimo, quatro lagoas de estabilização em série (01 anaeróbia + 01 facultativa + 02 de maturação) têm resultado em efluentes com teores de coliformes termotolerantes e de helmintos inferiores aos limites recomendados para a irrigação irrestrita: $NMP/100 \text{ mL} \leq 1.0 \times 10^3$ coliformes termotolerantes; ovos de helmintos ≤ 1 ovo/L (Mota, 2016).

Menezes *et al.* (2007), estudando o sistema de lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgoto de Aquiraz – CE, composto de uma lagoa anaeróbia, uma lagoa facultativa e duas lagoas de maturação, determinaram os seguintes resultados: para coliformes termotolerantes, valor médio de 5.8×10^2 (média geométrica) NMP/100 mL; para ovos de helmintos, valor médio igual a zero.

Além das lagoas de estabilização em série, outros sistemas de tratamento de esgotos podem produzir efluentes com parâmetros mais ou menos restritivos, em função do tipo de irrigação (restrita ou irrestrita).

Uma grande vantagem do uso de esgotos em irrigação é evitar-se o seu lançamento em corpos hídricos que, em muitas situações, como acontece na região semiárida do Nordeste brasileiro, não têm capacidade de diluir e depurar os poluentes presentes no líquido.

Sendo a irrigação a atividade que mais consome água no país, é importante que as águas de reúso sejam aproveitadas, contribuindo para suprir parte da vazão necessária a esse fim.

Reúso em piscicultura

Efluentes de estações de tratamento de esgoto podem ser utilizados para a aquicultura, em especial para a piscicultura. No Brasil, não se tem notícias de sistemas de piscicultura usando esgotos tratados de portes médio ou grande, embora esse uso tenha ocorrido de forma não planejada.

Segundo Bevilacqua et al. (2006), considerando-se uma contribuição de esgoto de 150 a 200 L/hab.dia e uma demanda genérica para piscicultura igual a 10 L/s.ha, constata-se que os esgotos produzidos por pessoa seriam suficientes para suprir uma área de cultivo de peixes de 1.7 – 2.3 m². Uma população de 1000 habitantes produziria, em média, água de reúso para o cultivo de peixes em 0.2 hectares. Obviamente, esses valores dependem da espécie de peixe, das características da água de reúso, das condições climáticas do local e de outros fatores, servindo o valor calculado apenas como estimativa da área necessária.

Quanto ao aspecto microbiológico, a Organização Mundial da Saúde (WHO, 2006a) recomenda, para o cultivo de peixes em águas residuárias tratadas, os seguintes parâmetros: NMP/100 mL de coliformes fecais $\leq 1.0 \times 10^3$ no tanque de piscicultura (ou $\leq 10.0 \times 10^3$ no afluente ao tanque de piscicultura); ausência de ovos de helmintos.

Considerando a importância da piscicultura para a população, do ponto de vista social e econômico, recomenda-se que seja incrementado no país o uso de esgotos domésticos tratados, nessa atividade.

Reúso potável

O reúso de água potável é uma opção entre muitas outras no desenvolvimento de um portfólio diversificado e resiliente de abastecimento de água e deve ser considerado juntamente com outras opções mais amplamente aceitas, como conservação de água, importação de água, dessalinização e reúso de água não potável (USEPA, 2018).

Existem duas formas de reúso potável planejado da água: (1) reúso potável direto, em que os esgotos, após passarem por um tratamento avançado são introduzidas diretamente no sistema de abastecimento de água; (2) reúso potável indireto, em que águas residuárias tratadas são lançadas em um recurso hídrico (um aquífero, um curso de água ou um reservatório superficial) antes que a água misturada seja introduzida em um sistema de abastecimento de água.

O reúso potável envolve a produção de água segura a partir de águas residuárias. Devido à péssima qualidade microbiana das águas residuárias municipais e às ameaças de contaminação química, o reúso potável é, muitas vezes, uma atividade complexa, geralmente envolvendo processos avançados de tratamento e substancial experiência em gestão (WHO, 2017).

A prática de reúso potável direto para abastecimento público já está estabelecida em diversos estados americanos, na África do Sul, Austrália, Bélgica, Namíbia e Singapura, sem que tenham sido detectados problemas de saúde pública associados. A existência de precedentes bem-sucedidos, a visão de segurança adicional no abastecimento de água e a disponibilidade de água

com qualidade elevada são fatores positivos para a aceitação comunitária da prática de reúso potável direto (Hespanhol, 2015).

Importar água de longas distâncias muitas vezes significa o investimento de elevados recursos financeiros, justificando o reúso potável para abastecimento de grandes cidades. Como exemplo, Guedes (2018) afirma que, usando o critério de planejamento para importar água de bacias distantes, foi desenvolvido o projeto de captação de água no reservatório Cachoeira do França, no Rio São Lourenço, Alto do Juquiá, para uma produção máxima de 6.4 m³/s, visando ao abastecimento da grande São Paulo. Segundo Hespanhol *et al.* (2021), nesse projeto o sistema adutor, incluindo as linhas de água bruta e de água tratada, tem, aproximadamente, 100 km, atingindo a Região Metropolitana de São Paulo após um recalque superior a 300 m. O projeto, além de envolver os já ultrapassados sistemas convencionais de tratamento, não apresenta quaisquer aspectos de viabilidade técnica, econômica e ambiental, pois demanda um investimento superior a 2.2 bilhões de reais.

O reúso potável da água surge, então, como uma alternativa para abastecimento de cidades onde os custos com os sistemas de abastecimento convencional sejam muito elevados. Na Tabela 3 apresentam-se as vantagens e desafios do reúso potável da água.

Tabela 3. Vantagens e desafios do reúso potável da água.

Vantagens	Desafios
<ul style="list-style-type: none">• Abastecimento de água independente das condições climáticas.• Sistemas de coleta de esgoto existentes e, eventualmente, em muitos casos, estações de tratamento de esgoto estão próximos dos centros populacionais.• Redução dos impactos ambientais dos lançamentos de esgoto (particularmente dos danos microbiológicos e, em alguns casos, dos nutrientes).• Geralmente menos dispendioso do que a dessalinização da água do mar.• Crescente aceitação pública.	<ul style="list-style-type: none">• As fontes de águas residuárias são de qualidade muito pobre, com elevadas concentrações de microrganismos patogênicos e podem potencialmente conter uma ampla gama de contaminantes químicos.• Geralmente, há necessidade do uso de processos de tratamento complexos e um alto nível de conhecimento técnico.• As consequências de falhas nos sistemas podem ser significativas.• Enquanto a aceitação do público está crescendo, as preocupações com o uso de águas residuárias como fonte de água potável precisam ser tratadas por meio da educação visando à participação pública.

Fonte: WHO, 2017.

Um programa de reúso potável de água deve ser integrado por componentes regulatórios, tecnológicos e de conscientização da população, como indicado na Tabela 4.

Tabela 4. Componentes chave de um programa de reúso potável da água.

Componente chave	Aspectos a considerar
Regulatório	<ul style="list-style-type: none"> • Riscos associados à saúde pública e medidas para mitigá-los; • Elementos do processo regulatório; • Requisitos para o treinamento e certificação dos operadores;
Tecnológico	<ul style="list-style-type: none"> • Tecnologias de tratamento e suas capacidades de desempenho para a produção de águas tratadas em níveis avançado para a proteção da saúde pública; • Desempenho do tratamento avaliado por meio da confiabilidade operacional, qualidade da água (isto é, monitoramento), programas de operação e manutenção, programas de controle na fonte e gestão dos resíduos; • Múltiplas barreiras de tratamento, incluindo os aspectos técnicos, operacionais e de gestão; • Aspectos associados à mistura com águas oriundas de tratamentos avançados relacionada a outras fontes.
Conscientização pública	<ul style="list-style-type: none"> • Objetivo de comunicar e engajar as partes interessada da comunidade e o público no projeto de reúso potável da água; • Metas e desafios de conscientização da comunidade para o reúso potável da água; • Planejamento de ferramentas, materiais e suporte financeiro para um efetivo programa de conscientização para o reúso potável da água.

Fonte: *WaterReuse Research Foundation (2015)*.

Em complementação aos processos tradicionais de tratamento de água e de esgotos, existem vários sistemas avançados de tratamento, os quais devem ser avaliados com o objetivo de produzir água de reúso para fins potáveis, podendo-se enumerar: sistemas de membranas; processos oxidativos avançados (POA); carvão biologicamente ativado; ozonização; aeração por nanobolhas (Metcalf e Eddy, 2013; Mancuso et al., 2021; WHO, 2017).

A busca por água cada vez mais distante para abastecimento de grandes cidades, a custos bastante elevados, bem como a enorme quantidade de resíduos líquidos produzidos e lançados nos recursos hídricos dessas áreas urbanas, indicam a necessidade de se avaliar se não é melhor, em termos econômicos e ambientais, tratar os esgotos em nível avançado, transformando-os em água potável para abastecimento da própria população responsável pela sua geração.

Participação da população

A participação da população, aqui entendida como os integrantes de órgãos públicos e privados, e a população em geral, é indispensável para o êxito de qualquer programa de reúso de água. Geralmente,

o uso de águas residuárias encontra forte resistência pública devido à falta de conscientização e confiança em relação aos riscos à saúde humana. A conscientização e a educação são as principais ferramentas para superar as barreiras sociais, culturais e de consumo (Unesco, 2017).

Um programa de reúso deve ser motivo de ampla divulgação e discussão com todos os setores da população, incluindo os atores públicos e privados. Um programa permanente de conscientização da população sobre os benefícios e riscos do reúso de água deve ser desenvolvido. É necessário que todo programa de reúso de água seja discutido com a comunidade.

Instrumentos para o reúso de água no Brasil

Para garantir que o reúso de água se expanda no Brasil são necessários vários instrumentos institucionais e legais que disciplinem as diversas modalidades de utilização de esgotos tratados. Um arcabouço institucional deve ser estabelecido definindo as atribuições dos diversos componentes responsáveis pelo reúso da água, nas suas várias etapas, nos níveis federal, estadual e municipal: órgão federal regulamentador; órgão federal de saúde pública; órgãos encarregados da produção e distribuição do esgoto tratado (companhias de saneamento, serviços autônomos de água e esgoto, empresas privadas); órgãos com atribuições de outorga da água; órgãos responsáveis pelo controle ambiental (federal, estaduais e municipais).

Faz-se necessária uma legislação federal que estabeleça critérios, procedimentos e padrões de qualidade para a utilização de águas de reúso para os diversos fins. Os estados e municípios poderão ter sua legislação própria, compatíveis com a lei federal. A criação de incentivos fiscais para a prática do reúso é uma medida recomendada para estimular a sua utilização pela iniciativa privada.

Embora já tenham sido realizados muitos trabalhos sobre reúso de água, há necessidade de que novas pesquisas sejam desenvolvidas, com ênfase para os impactos ambientais resultantes dessa prática, destacando-se os efeitos dos poluentes emergentes. Para o êxito dos programas de reúso de água é necessário que haja a formação de pessoal especializado, para atuação nas fases de projeto, operação e manutenção dos sistemas. A conscientização da população é indispensável para mostrar a importância do reúso de água e vencer a resistência que ainda existe à essa prática, no país.

Na Tabela 5 enumeram-se os instrumentos necessários para o reúso de água no Brasil e suas respectivas atribuições.

Tabela 5. Instrumentos necessários para a expansão do reúso de água no Brasil

Instrumentos	Atribuições
Arcabouço institucional	Definição de estrutura organizacional com as atribuições dos diversos atores responsáveis pelo reúso, incluindo os órgãos federais, estaduais, municipais e particulares envolvidos.
Legislação	Definição de critérios, procedimentos e padrões de qualidade para as diversas modalidades de reúso de água.
Incentivos fiscais	Estabelecimento de incentivos fiscais para produtores e consumidores de águas de reúso.
Pesquisas	Desenvolvimento de pesquisas sobre tratamento de esgotos para reúso de água e sobre os impactos ambientais decorrentes de sua utilização.
Recursos humanos	Formação de pessoal especializado para atuar nas diversas etapas do reúso de água.
Educação ambiental	Realização de programas visando à conscientização da população sobre os benefícios do reúso de água, os riscos associados e as medidas de controle.

Conclusões

O uso planejado de esgotos tratados ainda não está amplamente difundido no Brasil, ocorrendo, com frequência, o reúso não planejado da água. Esgotos não tratados ou submetidos a precários tratamentos são lançados em corpos receptores e as águas misturadas são usadas para diversos fins, inclusive para o abastecimento humano. A modalidade de reúso que mais se desenvolveu no país foi para fins industriais, seguida dos usos urbanos.

Embora já tenham sido desenvolvidas muitas pesquisas sobre o reúso de água na irrigação e na piscicultura, não se tem notícia da existência de sistemas de médio e longo portes que utilizem esgoto tratado nessas atividades.

A legislação brasileira não inclui entre as modalidades de aproveitamento de esgotos tratados o reúso potável e a recarga de aquíferos. No entanto, considerando as dificuldades das grandes cidades brasileiras, que cada vez mais necessitam captar água a grandes distâncias e a custos muito elevados, é necessário que sejam discutidas e avaliadas formas de aproveitamento de esgotos para abastecimento humano, após tratamentos avançados.

Há necessidade de que sejam criados mecanismos para incentivar a prática de reúso planejado no Brasil, recomendando-se que sejam ampliados os usos de esgotos domésticos tratados para

fins industriais e urbanos e que sejam implantados projetos de reúso de água em irrigação e piscicultura. Também, deve ser considerada a adoção do reúso potável, principalmente nos municípios de grande porte onde há carência de mananciais para abastecimento público.

A participação da população é indispensável para o êxito de qualquer programa de reúso de água. Um programa permanente de conscientização da população sobre os benefícios e riscos do reúso de água deve ser desenvolvido.

Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2019) *ABNT NBR 16783: uso de fontes alternativas de água não potável em edificações*. Rio de Janeiro: ABNT.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2017) *Atlas Irrigação: Uso da água na agricultura irrigada*. Brasília: Ana.
- AANA, Agência Nacional de Águas (2018) *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018: informe anual*. Brasília: Ana.
- ANA, Agência Nacional de Águas (2019) *Reúso d'água: ação da ANA para implantar plano da bacia Piancó-Piranhas-Açu resulta em quatro plantas no RN e PB*. Acesso: 6 de abril de 2021. Disponível: <https://www.ana.gov.br/noticias/reuso-d2019agua-acao-da-ana-para-mplantar-plano-da-bacia-pianco-piranhas-acu-resulta-em-quatro-plantas-no-rn-e-pb>
- Bastos, R. R. X. (coord.) (2003) *Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura*. Rio de Janeiro: Abes / RiMa.
- Bevilacqua, P. D., Bastos, R. R. K. X., Lanna, E. A. T. (2006) Uso de esgotos tratados para produção animal. In: Florêncio, L.; Bastos, R. R. K; Aisse, M. (coord). *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: Abes.
- Cagece, Companhia de Água e Esgoto do Ceará (2019) *Plano de Gestão Estratégica e de Negócios (2019-2023)*. Fortaleza: Cagece.
- Confederação Nacional da Indústria (2020) *Estudo sobre o impacto econômico dos investimentos de reúso de efluentes tratados de esgoto para o setor industrial*. Brasília: CNI.
- Costa, T. H. S. (2020) Avaliação quali-quantitativa de águas cinza para uso em um condomínio residencial. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- Cutrovo, J. A. (2015) Potable water reuse history and a new framework for decision making. *International Journal of Water Resources Development*, **32**(4), 1-11. <https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1099520>
- Dingemans, M. M. L., Smeets, P.W M. H., Medema, G., Frijns, J., Raat, K. J., van Wezel, A. P., Bartholomeus, R. P. (2020) Responsible Water Reuse Needs an Interdisciplinary Approach to Balance Risks and Benefits. *Water*, **12**. <https://doi.org/10.3390/w12051264>
- Florêncio, L., Bastos, R. R. K., Aisse, M. (coord) (2006) *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: Abes.
- Giakoumis, T., Vaghela, C. Volvoulis, N. (2020) The role of water reuse in the circular economy. *Advances in Chemical Pollution, Environmental Management and Protection*, **5**, 227-252. <https://doi.org/10.1016/bs.apmp.2020.07.013>
- Gonçalves, R. F., Simões, G. M. da S., Wamke, R. (2010) Reúso de águas cinza em edificações urbanas – estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **3**(1), 120-131.
- Guedes, P. (2018) Sistema São Lourenço é inaugurado e deve abastecer 2 milhões na Grande SP. Disponível em: <https://g1.globo.com/sp/sao-paulo/noticia/sistema-sao-lourenco-e-inaugurado-e-deve-abastecer-2-milhoes-de-pessoas-na-grande-sp.ghtml>. Acesso em: 03 de abril de 2021.
- Hespanhol, I. (2015) A inexorabilidade do reúso potável direto. *Revista DAE*, **63**, 63-80.

- Hespanhol, I., Mancuso, P. C. S., Mierzwa, J. C., Hespanhol, A., Cervato-Mancuso, A. M. (2021) A inexorabilidade do reúso potável direto. In: Mancuso, P. C. S.; Mierzwa, J. C., Hespanhol, A., Hespanhol, I. *Reúso de água potável como estratégia para a escassez*. Santana de Parnaíba (SP): Manole.
- Lima, S. R. M., Siqueira, E. U. S., Portéglio, L. O. (2017) O reúso da água de efluente no Polo Petroquímico de Capuava, São Paulo. In: XIX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, RJ.
- Mancuso, P. C. S., Mierzwa, J. C., Hespanhol, A., Hespanhol, I. (ed.). (2021) *Reúso de água potável como estratégia para a escassez*. Santana de Parnaíba (SP): Manole.
- Maturo, J. (2009) Vicunha avalia implantar reúso de água em outras duas fábricas do Nordeste. Acesso em 21 de junho de 2021. Disponível em <https://gbljeans.com.br/mercado/producao-limpa/vicunha-avalia-implantar-reuso-de-agua-em-outras-duas-fabricas-do-nordeste>
- MCID / IICA (2018) Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura. *Produto III – Critérios de Qualidade da Água*. Brasília: Banco Mundial.
- Menezes, M. A. S., Caixeta, C. E. T., Vasconcelos, M. M., Mota, S. (2007) O Centro de Pesquisa sobre Tratamento de Esgoto e Reúso de Águas. In: Mota, S.; Aquino, M. D.; Santos, A. B. (org.). *Reúso de águas em irrigação e piscicultura*. Fortaleza: UFC / Centro de Tecnologia.
- Metcalf & Eddy (2013) *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*. New York: AECOM Press.
- Mota, S. (2016) *Introdução à Engenharia Ambiental*, 6ª ed. Rio de Janeiro: Abes.
- Mota, S., Von Sperling, M. (coord) (2009) *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: Abes.
- Moura, P. G., Aranha, F. N., Handam, N. B., Martin, L. E., Salles, M. J., Carvajal, E., Jardim, R., Sotero-Martins, A. (2020) Água de reúso: uma alternativa sustentável para o Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **25**(6), 791-808. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152202020180201>
- Projeto Palmas para Santana (2106) *Palmas para Santana: projeto de reúso de esgoto salva gado da seca*. Acesso: 09 de maio de 2020. Disponível: <https://www.youtube.com/watch?v=3Vas0vihDxU>
- Stepping, K. (2016) *Urban Sewage in Brazil: Drivers of and Obstacles to Wastewater Treatment and Reuse*. Bonn: Deutsches Institut für Entwicklungspolitik. ISSN 1860-0441.
- UNESCO (2017) United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. *Wastewater: the untapped resource*. Paris: Unesco, UN-Water.
- USEPA, United State Environmental Protection Agency. (2018) *Mainstreaming potable water reuse in the United States: Strategies for leveling the playing field*. Washington (DC): USEPA.
- Viana, F. L. E. (2017) Indústria siderúrgica. *Caderno Setorial ETENE*, 2(13).
- Voulvoulis, N. (2018) Water reuse from a circular economy perspective and potential from an unregulated approach. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, **2**, 32–45. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.005>
- WaterReuse Research Foundation. (2015) *Framework for Direct Potable Reuse*. Alexandria, VA: WaterReuse Research Foundation.
- WHO, World Health Organization (2017) *Potable reuse: guidance for producing safe drink water*. Geneva: WHO.
- WHO, World Health Organization (2006a) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3. Wastewater and excreta use in aquaculture*. Geneva: WHO.
- WHO, World Health Organization (2006b) *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 3. Wastewater use in agriculture*. Geneva: WHO.

REVISTA AIDIS

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

COMPARAÇÃO ENTRE O COAGULANTE NATURAL TANINO E OS COAGULANTES INORGÂNICOS PAC E CLORETO FÉRRICO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS DA INDÚSTRIA DE RECICLAGEM DE PLÁSTICOS

Henrique Straioto ¹
Alexandre Amado de Moura ¹
* Ricardo Nagamine Costanzi ²

COMPARISON BETWEEN THE NATURAL COAGULANT TANNIN AND THE INORGANIC COAGULANTS PAC AND FERRIC CHLORIDE, FOR THE TREATMENT OF WASTEWATER FROM THE PLASTIC RECYCLING INDUSTRY

Recibido el 13 de abril de 2021. Aceptado el 14 de septiembre de 2021

Abstract

The present research sought to carry out the treatment of an effluent from the plastic washing processes, present in a recycling industry. For this purpose, the performance of the natural tannin coagulant in relation to the inorganic coagulants of polyaluminium chloride (PAC) and ferric chloride was analyzed. The parameters studied were related to the removal of apparent color, turbidity and COD. The bench scale treatment consisted of the physical-chemical processes of coagulation, flocculation and sedimentation, and the determination of the amount of tests required and the processing of the results obtained were carried out using the Statistica software. The test variables were the coagulant dosages and the coagulation pH, and after the discovery of the ideal treatment, the performance of the tannin coagulant in relation to the removal of phosphorus, nitrogen, suspended solids and total solids, as well as changes in conductivity and alkalinity were also verified. All coagulants reached results of removing turbidity, apparent color and COD above 97%, with emphasis on tannin, which in addition to exceeding 99%, facilitates the disposal of sludge, as it is a biodegradable coagulant.

Keywords: coagulation, flocculation, natural coagulant, sustainability, wastewater treatment.

¹ Departamento de Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá - PR, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina - PR, Brasil.

* *Autor correspondente:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Avenida dos Pioneiros, 3131, Bloco B, Sala B301, Londrina - PR, Brasil. Email: ricardocostanzi@gmail.com; ricardocostanzi@utfpr.edu.br

Resumo

A presente pesquisa buscou realizar o tratamento de um efluente proveniente dos processos de lavagem de plástico, presentes em uma indústria de reciclagem. Para isso, foi analisado o desempenho do coagulante natural tanino em relação aos coagulantes inorgânicos cloreto de polialumínio (PAC) e do cloreto férrico. Os parâmetros estudados foram em relação à remoção de cor aparente, turbidez e DQO. O tratamento em escala de bancada foi composto pelos processos físico-químicos de coagulação, floculação e sedimentação, sendo que a determinação da quantidade de ensaios necessária e o processamento dos resultados obtidos foram realizados através do software *Statistica*. As variáveis dos ensaios foram as dosagens de coagulante e o pH de coagulação, sendo que depois da descoberta do tratamento ideal, o desempenho do coagulante tanino em relação a remoção de fósforo, nitrogênio, sólidos suspensos e sólidos totais, bem como alterações na condutividade e alcalinidade também foram verificados. Todos coagulantes chegaram a resultados de remoção de turbidez, cor aparente e DQO superiores a 97%, com destaque para o tanino, que além de superar os 99%, facilita o descarte do lodo, por ser um coagulante biodegradável.

Palavras chave: coagulação, coagulante natural, floculação, sustentabilidade, tratamento de água poluída.

Introdução

Atualmente, sabe-se da necessidade de aplicar processos sustentáveis em praticamente todas as áreas de atuação do ser humano. Com produção mundial de 335 milhões de toneladas no ano de 2016 (Plásticos Europe, 2018), os resíduos plásticos são materiais que podem e devem ser reciclados, já que além de sua origem fóssil, apresentam um longo tempo de decomposição no meio ambiente.

Dentre os processos de reciclagem de plástico, pode haver a necessidade de uma etapa de lavagem. O descarte da água residual desta lavagem pode ser feito por empresas especializadas, mas nem sempre isso é possível ou viável financeiramente, então as empresas podem realizar o seu tratamento, seja para o correto descarte na rede de esgoto ou para o reúso, tomando os cuidados necessários para obedecer às leis e diretrizes locais e globais (Salgot e Folch, 2018). O reaproveitamento dessas águas residuais se mostra cada vez mais importante, principalmente em locais onde que convivem com problemas relativos à escassez de água.

Apesar da constante exploração de diversas técnicas avançadas para o tratamento de água e efluentes, os mecanismos de coagulação e floculação ainda são encontrados em grande parte das estações de tratamento. Como é comum observar a utilização de polímeros sintéticos e sais de alumínio ou ferro para estes processos, podemos encontrar inúmeras pesquisas relacionadas à substituição destes produtos inorgânicos por coagulantes naturais (Arismendi *et al.*, 2018; Lopes *et al.*, 2019).

Diversos fatores explicam esta busca pela substituição dos coagulantes. Entre as principais, encontra-se a constante associação dos produtos inorgânicos a doenças cancerígenas e ao mal de Alzheimer, bem como as dificuldades no descarte do lodo contaminado. Por outro lado, os

produtos naturais geralmente geram um lodo biodegradável e vêm apresentando resultados satisfatórios para o tratamento de águas residuais de diversas fontes, além de possibilitar a aplicação de técnicas de reúso em determinados casos (Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín, 2009; Zaneti *et al.*, 2013; Dotto *et al.*, 2019)

Saleem e Bachmann (2018) mostram o aumento de pesquisas relacionadas a coagulantes naturais para o tratamento de água nos últimos anos. Próximo à década de 1990 praticamente inexistiam pesquisas sobre este assunto. No início dos anos 2000, observaram o aumento para cerca de 20 trabalhos, enquanto atualmente já são conhecidas quase 200 publicações.

Entre os coagulantes naturais, podemos destacar um produto derivado de algumas espécies de árvores, que é o tanino. Segundo Sánchez-Martín *et al.* (2010) e Lopes *et al.* (2019), este coagulante pode ser extraído de folhas, cascas, frutas, madeira, semente ou raízes, e geralmente tem como fonte a *Acacia mearnsii* e a *Schinopsis balansae*.

Dessa forma, o presente trabalho visa verificar a eficiência do tratamento de efluente de uma indústria de reciclagem de plástico, pelos processos de coagulação, floculação e sedimentação. Foram testados os coagulantes cloreto férrico, cloreto de polialumínio (PAC) e tanino, utilizando-se um planejamento estatístico em que a variável resposta foi o percentual de remoção, visando a otimização da dosagem de coagulante e pH de coagulação na remoção de turbidez, cor aparente e demanda química de oxigênio (DQO), buscando a adequação do efluente perante os limites de lançamento de águas residuais na rede coletora de esgoto e os aplicados para o reúso em indústrias.

Metodologia

Para a realização deste trabalho, realizaram-se duas coletas de efluente no tanque de lavagem de uma empresa de reciclagem de plásticos. Esta empresa realiza a lavagem em processos de batelada, e após a saturação da água de lavagem (seja pela cor indesejada ou pela propagação de odor), apresentam a necessidade do tratamento do efluente, para seu correto descarte ou reúso. Este efluente foi armazenado em galões plásticos devidamente limpos, e posteriormente armazenados em um freezer horizontal (Consul, modelo CHB42DBBNA), visando manter sua temperatura entre 0 e 4 °C, para evitar sua degradação até a realização dos ensaios de tratamento. O efluente da primeira coleta foi utilizado para a realização dos ensaios de remoção de turbidez, cor aparente e DQO para os três coagulantes testados. Após a realização dos ensaios e análise dos resultados, realizou-se uma segunda coleta do efluente, visando analisar a eficiência de remoção de fósforo total, nitrogênio Kjeldahl total (NKT), série de sólidos, cor aparente, turbidez, DQO e variações de pH, condutividade elétrica e alcalinidade ao aplicar o melhor coagulante na dosagem e pH ótimos obtidos pelos ensaios anteriores.

As análises deste trabalho foram realizadas de acordo com as recomendações dos métodos 2120 C (cor aparente), 5220 D (DQO), 4500 H+ B (pH), 2130 B (turbidez), 2540 B (sólidos totais), 2540 D (sólidos suspensos), 2540 E (sólidos fixos e voláteis), 4500 P (fósforo total), 4500 NH₃ (nitrogênio), 2510 B (condutividade elétrica) da *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). A alcalinidade foi realizada através do método volumétrico por titulação. Os equipamentos utilizados para os ensaios foram: aparelho jar-test (218-6, Nova Ética), turbidímetro (AP 2000, Policontrol), medidor de pH de bancada (mPA 210, MS Tecnoyon), destilador de nitrogênio (SL-40, Solab Científica), bloco digestor de DQO (BT 750, Biothec) e as leituras de cor aparente e de DQO utilizaram espectrofotômetros (DR 5000 e DR 2800, respectivamente), ambos da Hach.

Como pela literatura temos grandes variações nos métodos de ensaio do jar-test, os tempos de mistura rápida, lenta e sedimentação e gradientes de rotação dos eixos de mistura rápida ou lenta, foram determinados após a realização de pré-testes, definindo o modelo de trabalho apresentado na Tabela 1.

Tabela 1. Método de trabalho utilizado no equipamento de jar-test.

Etapa	Tempo	Gradiente	Característica
1	1 min	350/s	Mistura rápida
2	10 min	70/s	Mistura lenta
3	5 min	65/s	Mistura lenta
4	5 min	55/s	Mistura lenta
5	30 min	-	Sedimentação

Após as etapas de mistura, aguardava-se 30 minutos de tempo de sedimentação, e tinha-se a aplicação dos métodos analíticos para a obtenção dos resultados. Sánchez-Martín *et al.* (2010) confirmam a necessidade de um estudo preliminar sobre cada efluente a ser tratado, para a determinação dos parâmetros ótimos de tratamento.

Foram realizadas diversas combinações de pH de coagulação pela dosagem de coagulantes, visando comparar a eficácia do coagulante tanino (modificado pela empresa brasileira Tanac S. A., comercializado como Tanfloc SG) perante o cloreto férrico (CLD 2735, DND Química Eireli) e o PAC (PCA 2703, DND Química Eireli). As soluções de tanino foram preparadas misturando-se a massa desejada com água ultrapura durante 1 hora em um agitador magnético (IOGEN, LS59-110P). A quantidade de alumínio presente na solução de PAC e de ferro presente na solução de FeCl₃ foi calculada através do teor desses compostos fornecidos pela bula do fabricante. A Tabela 2 apresenta os pontos de trabalho determinados pelo delineamento composto central rotacional (DCCR), buscando a determinação do pH que cada coagulante trabalha com maior eficiência, bem

como a dosagem de coagulante que atinge melhores resultados de tratamento. O pH de coagulação inicial foi regulado através da utilização de soluções de H₂SO₄ e NaOH da marca Alphatec, em concentração de 0,1 N.

Tabela 2. Relação entre os pontos de trabalho determinados pelo método DCCR e as variáveis independentes.

Pontos axiais e ponto central	pH de coagulação	Dosagem de tanino (mg/L)	Dosagem de PAC (mg Al/L)	Dosagem de FeCl ₃ (mg Fe/L)
-1.41	5.80	20.00	13.24	6.03
-1.00	6.19	37.50	29.12	18.08
0.00	7.14	80.00	66.18	42.18
1.00	8.09	122.50	103.24	66.28
1.41	8.48	140.00	119.12	78.33

Para a determinação dos parâmetros ótimos do tratamento, utilizou-se como parâmetro de resposta do planejamento estatístico o percentual de remoção de cor aparente, turbidez e DQO. O percentual de remoção desses parâmetros foi calculado através da Equação 1.

$$R = 100 - (100 \cdot (V_F / V_I))$$

Equação 1

Onde: R = remoção (%); V_I e V_F = valores iniciais e finais de turbidez, cor ou DQO (UNT, uH ou mg O₂/L, respectivamente).

Visando a comprovação da eficiência do modelo de tratamento proposto, realizou-se uma segunda coleta de efluente na empresa, o qual tinha passado por etapas de lavagem mais severas, e por consequência maiores índices de turbidez, cor e DQO. O tratamento do efluente da segunda coleta foi realizado apenas na condição ótima de tratamento apresentada pela ferramenta *desirability software Statistica* resultante dos ensaios com o efluente da primeira coleta (melhor coagulante em sua dosagem e pH de coagulação ideais). Entretanto, nessas condições ótimas, para o efluente da segunda coleta, além de pH, cor aparente, DQO e turbidez, também avaliou-se a série de sólidos, nitrogênio, fósforo, alcalinidade e condutividade elétrica.

Resultados e discussão

Caracterização do efluente

As principais características do efluente referente à primeira coleta na indústria de reciclagem estão apresentadas na Tabela 3. Apesar de tratar-se de uma única amostra, antes de cada ensaio foi realizada a verificação de cor aparente, turbidez, pH e DQO do efluente bruto, possibilitando

calcular a média de tais parâmetros, visto que o efluente apresentava grande heterogeneidade, ainda que tenha sido realizada a homogeneização do efluente com um misturador mecânico (Spencer, SP144-23) antes do mesmo ser armazenado. Como o pH do efluente bruto se encontrava próximo ao neutro, em grande parte dos ensaios não houve a necessidade de correção de pH, facilitando a realização do tratamento, visto que o pH central do planejamento experimental foi 7.14 e encontra-se dentro das faixas mais efetivas de atuação dos coagulantes indicadas pelos fabricantes (entre 4 e 10 para o PAC, 6 e 9 para o cloreto férrico e 4.5 a 8 para o tanino).

Tabela 3. Características do efluente bruto da primeira coleta na indústria de lavagem de plástico.

Parâmetro	Média
Cor aparente (uH)	772.13 ± 100.83
Turbidez (UNT)	311.33 ± 53.80
pH	7.00 ± 0.10
DQO (mg O ₂ /L)	1993.73 ± 426.56

Tratamento utilizando o coagulante tanino

A eficiência nas remoções de turbidez, cor aparente e DQO foram avaliadas de acordo com duas variáveis (dosagem de coagulante e pH de coagulação). Os resultados obtidos são apresentados na Tabela 4. Observa-se que a combinação menos satisfatória de tratamento foi encontrada ao aplicar uma sobredose de coagulante, principalmente em relação à remoção de cor aparente.

Tabela 4. Eficiências de remoção de turbidez, cor aparente e DQO utilizando o coagulante tanino, com variações entre as dosagens de coagulante e o pH de coagulação.

Parâmetro	Ensaio realizado e resultados obtidos								
Dosagem de coagulante (mg/L)	20.0	37.5	37.5	80.0	80.0	80.0	122.5	122.5	140.0
pH corrigido para coagulação	7.14	6.19	8.09	5.80	7.14	8.48	6.19	8.09	7.14
Remoção de turbidez (%)	98.94	99.20	98.75	99.12	99.57	99.63	98.33	99.63	95.63
Remoção de cor aparente (%)	97.11	99.37	99.06	99.21	98.27	99.69	98.58	99.84	82.89
Remoção de DQO (%)	98.80	98.76	98.20	99.06	99.28	98.61	95.86	98.65	96.99

Através do software *Statistica*, podemos realizar a combinação dos resultados apresentados na Tabela 1 e gerar os gráficos que facilitam a observação dos pontos ótimos de dosagem de coagulante e pH de coagulação. A Figura 1a apresenta um modelo de gráfico do DCCR de 5 pontos. Já a Figura 1b mostra os resultados na remoção de turbidez obtidos pelo tratamento com o coagulante tanino.

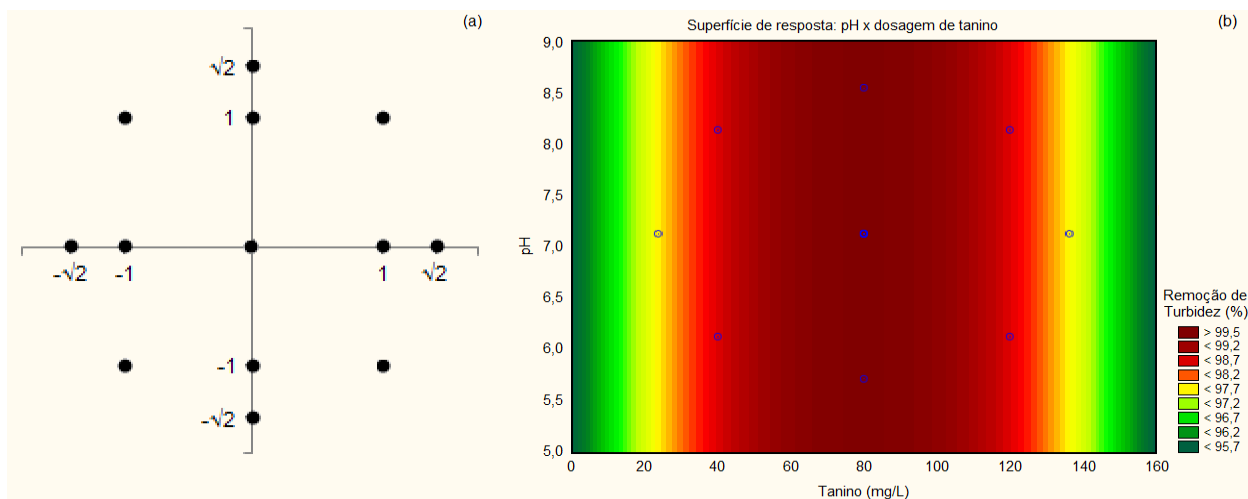


Figura 1. Exemplo de gráfico do DCCR (a) e gráfico de resposta com melhores parâmetros para a eficiência na remoção de turbidez com o coagulante tanino (b).

Observa-se pela Figura 1b que a dosagem de coagulante é o principal parâmetro a ser controlado, enquanto o pH de coagulação não mostrou interferências no processo. Também é interessante que mesmo fora dos pontos ideais de trabalho, as taxas de remoção de turbidez permanecem altas, e consequentemente, a eficiência média de remoção de turbidez obtida pelos ensaios é satisfatória (98.92%), com turbidez residual de 3.35 NTU.

A Figura 2 mostra que o pH também não teve grande impacto na remoção de cor aparente, mas influenciou nos resultados de DQO. A eficiência média de remoção de cor foi de 97.40% e DQO 98.50%, com resultados residuais médios de 20.08 uH e 29.86 mg O₂/L, respectivamente.

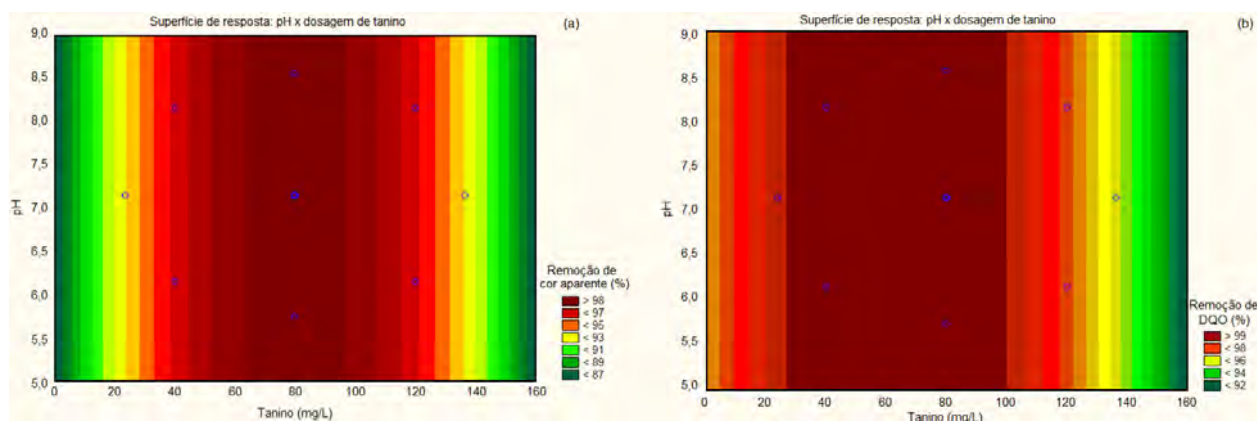


Figura 2. Gráfico de resposta com melhores parâmetros para a eficiência na remoção de cor aparente (a) e DQO (b) com o coagulante tanino.

Os resultados obtidos para remoção de turbidez, cor e DQO se mostram satisfatórios se comparados aos resultados obtidos pelo tratamento com tanino em efluentes de outras fontes. Dela Justina *et al.* (2018) com um efluente de laticínio (Média do efluente: turbidez 763.84 UNT, cor: 837.20 uH e DQO: 8042.60 mg O₂/L), chegaram a remoção de 89.4% de turbidez e 78.5% de cor aparente, com dosagem de coagulante de 300 mg/L. A remoção de DQO máxima foi de 41.6% aplicando 300 mg/L.

Hameed *et al.* (2016) usaram dosagem de 35 mg/L, enquanto Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009) com cerca de 100 ppm de coagulante para atingirem resultados semelhantes no tratamento de águas residuais municipais, com eficiências na remoção de turbidez superior a 90% e de DQO próxima a 60%. Estes autores não estudaram possíveis variações no parâmetro de cor aparente.

Kuo Huang *et al.* (2019) realizaram o tratamento de efluentes provenientes da indústria de lavanderia. Com dosagens de 140 mg/L, chegaram a remoção de 93.07% de turbidez, 95.44% de cor e 60% de DQO. Entretanto, tais autores decidiram por inserir etapas de adsorção e microfiltração para aumentar a eficiência do tratamento.

Para um efluente da indústria têxtil, Couto Junior *et al.* (2013) utilizaram a dosagem de 400 mg/L, conseguindo remoções entre 98.68 e 99.65% para turbidez, entre 98.79 e 99.17% para cor aparente e para DQO entre 86.69 e 94.81%.

Outros coagulantes naturais também vêm sendo estudados para substituírem os coagulantes inorgânicos. Para o tratamento do efluente de indústria têxtil, Dotto *et al.* (2018) utilizaram sementes de *Moringa oleifera* e chegaram a remoções de turbidez, cor e DQO superiores as obtidas ao aplicar o sulfato de alumínio como coagulante.

Sánchez-Martín *et al.* (2010) realizaram o tratamento de diferentes águas residuais com o coagulante tanino em escala piloto. Simulando o efluente de indústria têxtil, atingiram remoção de corantes entre 50 e 60%. Para os esgotos municipais, verificaram a remoção aproximada de 25% de DQO e 52% de turbidez. Já tratando águas superficiais, observaram a remoção de turbidez na faixa de 50-60%.

Também para o tratamento de águas superficiais, Sánchez-Martín *et al.* (2010) relatam remoção de turbidez com tanino atingindo até 90%, superior a que é comumente alcançada por sulfato de alumínio. Também relatam a remoção de 30% da matéria orgânica. Os autores utilizaram dosagem de coagulante próxima a 20 mg/L em pH neutro.

Tratamento utilizando o coagulante PAC

Utilizando-se do coagulante PAC, podemos observar pela Tabela 5 que a inserção de coagulante em excesso pode reduzir a capacidade de tratamento, fato explicado pela baixa alcalinidade do efluente do presente estudo, e conseqüente redução do pH ao aplicar maiores dosagens de

coagulante. Observa-se também a alta eficiência do tratamento, atingindo remoções de 99.29% de turbidez, 97.87% de cor aparente e 99.25% de remoção de DQO, dependendo das variáveis independentes aplicadas.

Tabela 5. Eficiências de remoção de turbidez, cor aparente e DQO utilizando o coagulante PAC, com variações entre as dosagens de coagulante e o pH de coagulação.

Parâmetro	Ensaio realizado e resultados obtidos								
Dosagem de coagulante (mg/L)	13.24	29.12	29.12	66.18	66.18	66.18	103.24	103.24	119.12
pH corrigido para coagulação	7.14	6.19	8.09	5.80	7.14	8.48	6.19	8.09	7.14
Remoção de turbidez (%)	99.29	93.65	97.88	90.48	93.57	98.24	93.30	92.59	86.07
Remoção de cor aparente (%)	97.80	94.53	97.87	85.73	83.17	95.33	86.67	81.60	67.52
Remoção de DQO (%)	98.65	98.31	98.01	98.27	98.08	98.35	99.25	98.23	95.17

Como cada tipo de efluente apresenta suas particularidades, encontra-se na literatura diferentes eficiências de tratamento com este coagulante. Dela Justina *et al.* (2018) que também utilizaram o PAC para o tratamento do efluente de laticínio, superando os 90% na remoção de turbidez, 80% para cor aparente e 50% para DQO (dosagens de coagulante de 500 ou 600 mg/L). Já Hameed *et al.* (2016) chegaram a remoção de turbidez entre 86 e 87%, além de indicar a remoção de DQO próxima a apresentada ao utilizar o tanino como coagulante (cerca de 60%). Estes resultados foram semelhantes aos de Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009) com o mesmo tipo de efluente.

Para águas residuais de biodiesel, Daud *et al.* (2015) utilizaram a dosagem de 300 mg/L, obtendo remoção de 95% da cor e 81% da DQO. Já o tratamento do licor negro das fábricas de papel e celulose, apresentou eficiência nas remoções de cor de 52%, enquanto para DQO foi de apenas 14% (Irfan *et al.*, 2017).

Os melhores valores atingidos com o coagulante PAC para os parâmetros de turbidez, cor aparente e DQO foram de 2.0 UNT, 15 uH e 14.99 mg O₂/L, respectivamente. Para turbidez dos ensaios com PAC, verificou-se que o pior resultado obtido foi de 39 UNT, para cor 221 uH e DQO de 96.34 mg O₂/L.

A visualização dos melhores pontos de tratamento é facilitada quando se observa os gráficos de eficiência de tratamento. Os pontos ótimos para o tratamento são apresentados pelas Figuras 3, 4 e 5. Para remoção de turbidez, temos a Figura 3 subdividida em tratamento com PAC (a) e cloreto férrico (b). O mesmo ocorre nas Figuras 4 e 5, para remoção de cor aparente e DQO, respectivamente.

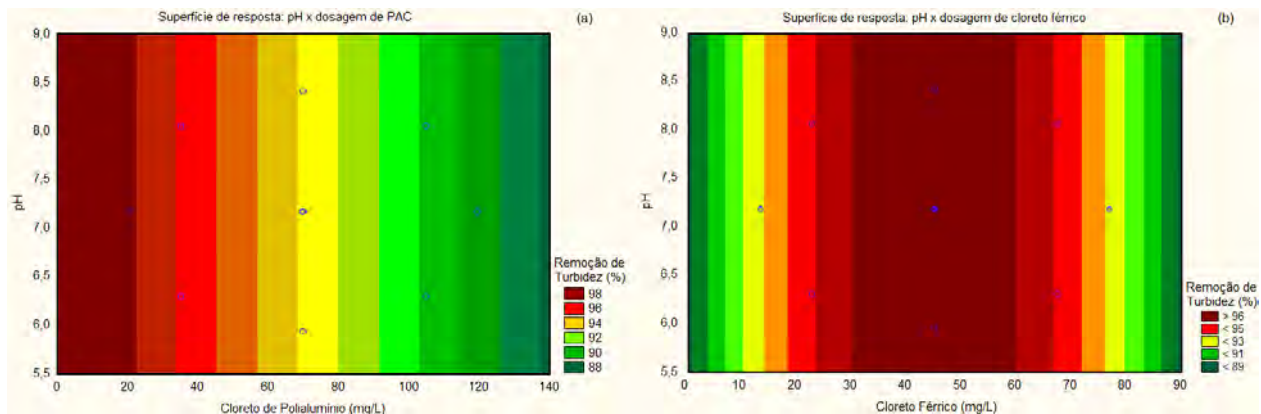


Figura 3. Gráfico de resposta com melhores parâmetros para a eficiência na remoção de turbidez com (a) PAC e (b) cloreto férrico

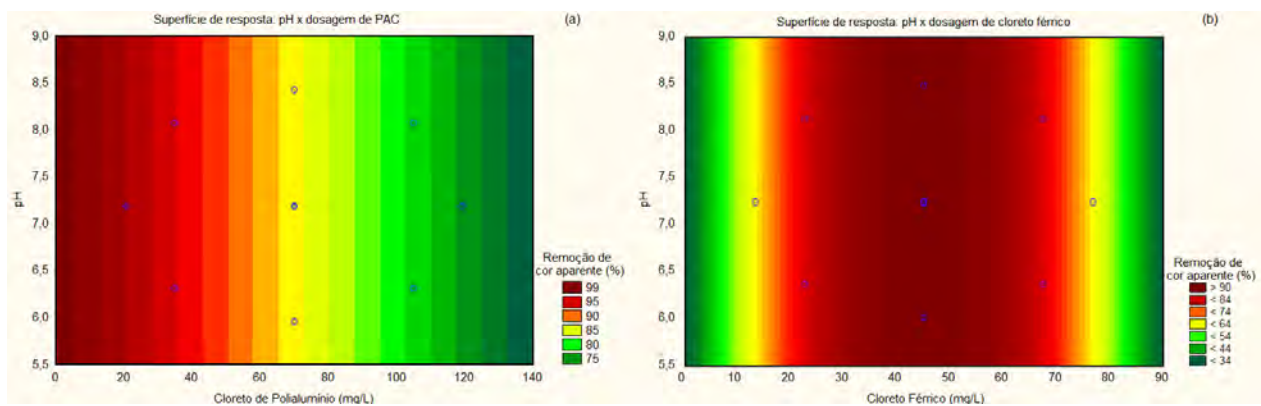


Figura 4. Gráfico de resposta com melhores parâmetros para a eficiência na remoção de cor aparente com (a) PAC e (b) cloreto férrico.

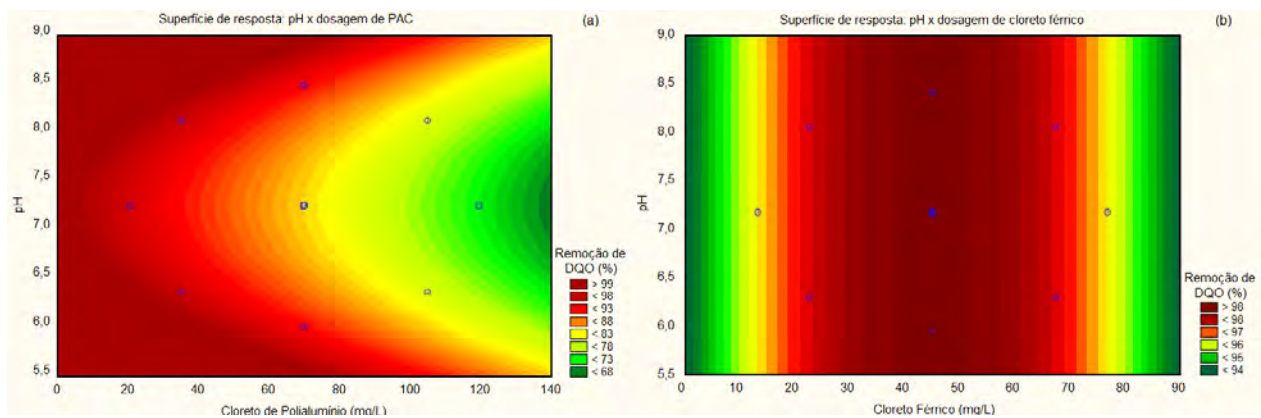


Figura 5. Gráfico de resposta com melhores parâmetros para a eficiência na remoção de DQO com (a) PAC e (b) cloreto férrico.

Apesar de atingir índices de remoção de turbidez próximos a apenas 80%, Choy *et al.* (2016) apresentam que a aplicação de amido de arroz autoclavado combinado com a utilização do coagulante PAC se mostra como uma opção interessante a ser analisada, já que com isso possibilita-se a redução da dosagem do coagulante químico, com a consequente redução de lodo gerada no processo em 60%.

Tratamento utilizando o coagulante cloreto férrico

A Tabela 6 apresenta os resultados obtidos ao tratar o efluente com o coagulante cloreto férrico. Como já era esperado, o cloreto férrico acaba influenciando negativamente na remoção de cor aparente, devido as propriedades do ferro, fato semelhante ao relatado por Irfan *et al.* (2017). Sendo assim, a utilização deste coagulante é por vezes evitada, pois a remoção de cor é inferior à obtida pelo tratamento com outros coagulantes.

Tabela 6. Eficiências de remoção de turbidez, cor aparente e DQO utilizando o cloreto férrico, com variações entre as dosagens de coagulante e o pH de coagulação.

Parâmetro	Ensaio realizado e resultados obtidos								
Dosagem de coagulante (mg/L)	6.03	18.08	18.08	42.18	42.18	42.18	66.28	66.28	78.33
pH corrigido para coagulação	7.14	6.19	8.09	5.80	7.14	8.48	6.19	8.09	7.14
Remoção de turbidez (%)	86.55	97.80	97.07	94.88	96.08	98.05	95.12	96.34	95.70
Remoção de cor aparente (%)	68.80	97.88	89.29	91.41	95.57	97.98	89.80	77.07	47.52
Remoção de DQO (%)	95.96	97.34	98.45	98.19	98.24	98.79	98.19	98.45	95.23

Para o tratamento com cloreto férrico, Daud *et al.* (2015) utilizaram dosagem de 350 mg/L, atingindo remoção de 93% de cor e 63% de DQO, sendo que a inserção de coagulante superior a quantidade ótima pode reduzir a eficiência do tratamento. Já Bouranene *et al.* (2015) conseguiram uma remoção de turbidez superior a 99% em um efluente de pintura industrial.

Irfan *et al.* (2017) mostram que apesar da remoção baixa de DQO (16%), a remoção com cloreto férrico foi superior a atingida pelo tratamento com o coagulante PAC. Entretanto, a remoção de cor chegou a apenas 46%.

Resultados do tratamento com tanino no ponto ótimo de trabalho

Através dos resultados apresentados pelas Tabelas 4, 5 e 6, bem como Figuras 1-5, verifica-se que o tanino foi o coagulante que apresentou os melhores resultados de tratamento. Dessa maneira, considerando-se como parâmetro de resposta a remoção de cor, DQO e turbidez, com o auxílio da ferramenta *desirability* do *Statistica* verifica-se que o ponto ótimo de trabalho foi obtido ao utilizar pH de coagulação de 7.14 e dosagem de coagulante tanino de 80 mg/L.

Para a realização dos ensaios no ponto ótimo de trabalho, realizou-se uma nova coleta de efluente, o qual tem as características apresentadas pela Tabela 7.

Tabela 7. Características do efluente bruto utilizado no ponto ótimo de tratamento com tanino.

Parâmetros	Resultado
Cor aparente (uH)	2463
Turbidez (UNT)	1075
pH	7.14
DQO (mg O ₂ /L)	3603
Condutividade elétrica (μS/cm)	484
ST (mg/L)	3393
STV (mg/L)	2951
STF (mg/L)	542
SST (mg/L)	3228
SSV (mg/L)	2875
SSF (mg/L)	253
Fósforo total (mg P-PO ₄ /L)	0.94
NKT (mg N-NKT/L)	37.07
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	232.60

Verifica-se através da Tabela 7 que o efluente da segunda coleta apresentava maiores índices de turbidez, cor aparente e DQO do que o efluente da primeira coleta, o que pode ser explicado pela lavagem de lotes de plásticos mais poluídos ou pela utilização desse efluente por maiores períodos de tempo no processo de tratamento.

Para o tratamento com o coagulante tanino no ponto ótimo, observamos resultados a seguir: turbidez residual de 15.7 UNT (remoção de 98.54%), cor residual de 28 uH (remoção de 98.86%) e DQO residual de 122.29 mg O₂/L (remoção de 96.61%). O pH teve uma variação de pouca significância (6.85 após o tratamento, variando 4.06%), enquanto a condutividade chegou a 517.6 μS/cm (6.94% de aumento). O lodo final do processo correspondia a 20% da quantidade de efluente tratado, medidos diretamente no jarro do equipamento jar-test. A alcalinidade manteve-se próxima a encontrada no efluente bruto (redução de 8.85%), enquanto as remoções de nitrogênio e fósforo atingiram 25.22% e 74.57%, respectivamente. A remoção de sólidos também se mostrou satisfatória, com 91.72, 97.35, 52.94, 99.21, 99.11 e 100% para ST, STV, STF, SST, SSV e SSF.

Kuo Huang *et al.* (2019) também apresentaram um aumento de condutividade (cerca de 18.46%) após o tratamento com os processos de coagulação, floculação e sedimentação. Também diverge do presente trabalho a variação do pH após o tratamento, já que tais autores tiveram uma

redução desse parâmetro de 10.8 para 7.6, ou seja, 29.63%. Já Couto Junior *et al.* (2013) chegaram a uma redução de pH mais contida (variação de 8.34%, média de pH reduziu de 7.35 para 6.73).

Para a remoção de SST, verifica-se que o presente trabalho apresenta resultados condizentes com os encontrados na literatura, visto que o tratamento realizado por Hameed *et al.* (2016) chegou a remoção média de 64%, com resultados individuais superiores a 80%. O mesmo ocorre ao verificar a remoção de ST obtida por Dela Justina *et al.* (2018), que atingiu 13,6% na dosagem ótima de coagulante. Beltrán-Heredia e Sánchez-Martín (2009) verificaram a remoção de até 75% de SST, desde que a dosagem de coagulante utilizada seja baixa (cerca de 60 ppm).

Zaneti *et al.* (2013) realizaram o tratamento do efluente de uma empresa de lavagem veicular, visando seu reúso, e através dos processos de flotação em coluna de floculação, filtragem e cloração, e conseguiram a remoção de 91% para turbidez, 63% para DQO e 91% para SST, mas tiveram acréscimos de 12% nos SDT e de 22% em relação à condutividade.

Lopes *et al.* (2019) observam que tanto o tanino, quanto o sulfato de ferro podem remover totalmente a cor de um efluente sintético, que simula as propriedades de um efluente têxtil, ao serem combinados com o floculante Magnafloc 155. Para este tipo de efluente, o coagulante natural mostrou-se satisfatório em uma ampla faixa de pH (entre 4 e 9), enquanto o inorgânico se mostrou mais eficiente em condições ácidas. A turbidez residual destes autores ficou abaixo de 20 UNT para ambos coagulantes, seguindo a melhor faixa de pH encontrada para a eficiência na remoção de cor.

Através da combinação de taninos com aminas, Arismendi *et al.* (2018) realizaram o tratamento em três efluentes diferentes. Para águas residuais de máquinas de lavar, chegaram as remoções de 95%, 76%, 66%, 69% para turbidez, cor, DQO e ST, respectivamente, além de um pequeno acréscimo (5%) na quantidade de fósforo. No efluente de um rio da Colômbia, as remoções foram de 99%, 90%, 72%, 95% e 52% (turbidez, cor, DQO, ST e fósforo). Já para o efluente que simulava águas tóxicas, com corantes diazo, chegaram a reduções de 99%, 96%, 70%, 96% e 14%, considerando os mesmos parâmetros.

Ferrari-Lima *et al.* (2013) estudaram o tratamento de águas residuais de um posto de combustível, onde pela etapa de coagulação e floculação observaram a remoção de 73% da DQO, 90% de turbidez e 51% dos ST.

Limites para o lançamento e reúso de efluentes

Para o lançamento de efluentes na região do presente estudo, devem-se atender os limites estaduais, descritos nas Resoluções CEMA 70 (Brasil, 2009a) e SEMA 21 (Brasil, 2009b), e federais, representadas pelas Resoluções CONAMA 357 (Brasil, 2005) e 430 (Brasil, 2011), tendo posse das devidas licenças

(prévia, de instalação, operação e ambiental). Verifica-se que o efluente tratado no presente trabalho atende até mesmo a requisitos para caracterização como água doce de classe 1, onde há pesca ou cultivo de organismos consumíveis, como turbidez inferior a 100 UNT, cor até 75 uH e pH entre 5 e 9. Também se verifica o atendimento para o parâmetro de DQO máximo estadual de lançamento direto ou indireto em corpos de água (até 225 mg O₂/L). Existem ainda outros limites a serem atendidos, mas que dependem do tipo de água do leito receptor do efluente tratado, podendo ser água doce, salina ou salobra. Dessa maneira, o tratamento mostra resultados promissores e que atendem com folgas as regulamentações necessárias para descarte e lançamentos.

Para a aplicação das técnicas de reúso de água, verifica-se que não existem regulamentações específicas do efluente proveniente de lavagem em indústrias de reciclagem de plástico. Utilizando-se como base os padrões exigidos para usos em construção civil indicados pela Agência Nacional de Águas (ANA, 2005), onde não há contato direto com usuários, verifica-se que não são apresentados limites de cor, DQO e turbidez. Dessa maneira, como o processo de lavagem de plástico é realizado por máquinas e não exige água de qualidade, o processo de reúso mostra-se viável e vantajoso, visto que pode reduzir gastos com água/esgoto e ser mais amigável ao meio ambiente (Bordonalli e Mendes, 2009).

Conclusões

Baseando-se nos resultados apresentados, podemos realizar algumas considerações:

- Trata-se de um efluente que pode ser tratado com facilidade, já que todos os coagulantes chegaram a resultados satisfatórios de tratamento em seus pontos ótimos;
- Considerando-se os pontos centrais de trabalho, observamos que o cloreto férrico necessita menores dosagens de coagulante, enquanto o tanino exige a maior dosagem;
- Nem sempre aumentar a dosagem de coagulante levará a resultados superiores, já que sobredoses de coagulante podem piorar os índices de tratamento;
- Mostra-se de extrema importância a realização de pré-testes para determinação das regiões e métodos de trabalho, já que cada efluente e coagulante se comporta de maneira diferente.
- O coagulante tanino se mostrou uma excelente opção para substituir os coagulantes inorgânicos convencionais, já que facilita o descarte do lodo por ser biodegradável e apresentou resultados de tratamento superiores ao cloreto férrico ou PAC, confirmando as tendências atuais de buscar a utilização de coagulantes naturais.

Referencias bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas (2005) Conservação e Reúso de água em Edificações. São Paulo: Prol Editora Gráfica. 151 pp. Acesso em 10 de maio de 2019, disponível em: <http://www.fiesp.com.br/indices-pesquisas-e-publicacoes/conservacao-e-reuso-de-aguas-em-edificacoes-2005/>.

- APHA, American Public Health Association (2012) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22th ed. Washington, DC, USA.
- Arismendi, W. A., Ortiz-Ardila, A. E., Delgado, C. V., Lugo, L., Sequeda-Castañeda, L. G., Celis-Zambrano, C. A. (2018) Modified tannins and their application in wastewater treatment. *Water Science and Technology*, **78**(5), 1115–1128. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.336>.
- Beltran-Heredia, J., Sanchez-Martín, J. (2009) Municipal wastewater treatment by modified tannin flocculant agent. *Desalination*. **249**(1), 353–358. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.01.039>.
- Bordonalli, A. C. O., Mendes, C. G. da N. (2009) Reúso de água em indústria de reciclagem de plástico tipo PEAD. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **14**(2), 235–244. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522009000200011>.
- Bouranene, S., Sedira, N., Fievet, P., Attia, N. (2015). Treatment of paint wastewater by coagulation process. *Filtration + Separation*, **52**(4), 42–45. [https://doi.org/10.1016/S0015-1882\(15\)30184-1](https://doi.org/10.1016/S0015-1882(15)30184-1).
- Brasil (2005) *Resolução Nº 357: Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 27 pp. Acesso em 07 de abril de 2021, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>.
- Brasil (2009a) *Resolução Nº 70/2009 - CEMA. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências, para Empreendimentos Industriais*. Conselho Estadual do Meio Ambiente (CEMA) 15 pp. Acesso em 07 de abril de 2021, disponível em: https://www.ambienteduran.eng.br/publicador/LEGISLACAO/ESTADUAL/resolucao_cema_70_2009.pdf.
- Brasil (2009b) *Resolução nº 021 - SEMA. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento*. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMA). Acesso em 07 de abril de 2021, disponível em: http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-11/resolucao_sema_21_2009_licenciamento_padroes_ambientais_saneamento.pdf.
- Brasil (2011) *Resolução Nº 430: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA*. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 9 p. Acesso em 07 de abril de 2021, disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>.
- Couto Junior, O. M., Barros, M. A. S. D., Pereira, N. C. (2013) Study on coagulation and flocculation for treating effluents of textile industry. *Acta Scientiarum. Technology*, **35**(1). 83–88. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v35i1.11685>.
- Daud, N. M., Sheikh Abdullah, S. R., Abu Hasan, H., Yaakob, Z. (2015) Production of biodiesel and its wastewater treatment technologies: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, **94**, 487–508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.10.009>.
- Dela Justina, M., Rodrigues Bagnolin Muniz, B., Mattge Bröring, M., Costa, V. J., Skoronski, E. (2018) Using vegetable tannin and polyaluminium chloride as coagulants for dairy wastewater treatment: A comparative study. *Journal of Water Process Engineering*, **25**, 173–181. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2018.08.001>.
- Dotto, J., Fagundes-Klen, M. R., Veit, M. T., Palácio, S. M., Bergamasco, R. (2018) Performance of different coagulants in the coagulation/flocculation process of textile wastewater. *Journal of Cleaner Production*, **208**, 656–665. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.112>.
- Ferrari-Lima, A. M., Marques, R. G., Fernandes-Machado, N. R. C., Gimenes, M. L. (2013) Photodegradation of petrol station wastewater after coagulation/flocculation with tannin-based coagulant. *Catalysis Today*, **209**, 79–83. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2012.10.022>.
- Hameed, Y. T., Idris, A., Hussain, S. A., Abdullah, N. (2016) A tannin-based agent for coagulation and flocculation of municipal wastewater: Chemical composition, performance assessment compared to Polyaluminum chloride, and application in a pilot plant. *Journal of Environmental Management*, **184**(3), 494–503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.033>.

- Irfan, M., Butt, T., Imtiaz, N., Abbas, N., Khan, R. A., Shafique, A. (2017) The removal of COD, TSS and colour of black liquor by coagulation–flocculation process at optimized pH, settling and dosing rate. *Arabian Journal of Chemistry*, **10**(2), S2307–S2318. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.08.007>.
- Kuo Huang, A., Veit, M. T., Trevisani Juchen, P., da Cunha Gonçalves, G., Moreno Palácio, S., de Oliveira Cardoso, C. (2019). Sequential process of coagulation/flocculation/sedimentation- adsorption - microfiltration for laundry effluent treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **7**(4), 103226. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103226>.
- Lopes, E. C., Santos, S. C. R., Pintor, A. M. A., Boaventura, R. A. R., Botelho, C. M. S. (2019) Evaluation of a tannin-based coagulant on the decolorization of synthetic effluents. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **7**(3), 103125. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103125>.
- Plastics Europe (2018). *Plastics – the facts 2017*. 44 p. Acceso em 07 de abril de 2021, disponível em: [https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics the facts 2017 FINAL for website one page.pdf](https://www.plasticseurope.org/application/files/5715/1717/4180/Plastics_the_facts_2017_FINAL_for_website_one_page.pdf).
- Saleem, M., Bachmann, R. T. (2018) A Contemporary Review on Plant-Based Coagulants for Applications in Water Treatment. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, **72**(25), 281–297. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2018.12.029>.
- Salgot, M., Folch, M. (2018) Wastewater treatment and water reuse. Current Opinion in *Environmental Science & Health*, **2**, 64–74. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.005>.
- Sánchez-Martín, J., Beltrán-Heredia, J., Solera-Hernández, C. (2010). Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. Pilot plant trials. *Journal of Environmental Management*, **91**(10), 2051–2058. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.05.013>.
- Sánchez-Martín, J., González-Velasco, M., Beltrán-Heredia, J. (2010) Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). *Chemical Engineering Journal*, **165**(3), 851–858. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.10.030>.
- Zaneti, R. N., Etchepare, R., Rubio, J. (2013) Car wash wastewater treatment and water reuse – a case study. *Water Science and Technology*, **67**(1), 82–88. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.492>

REVISTA AIDIS

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

AVERIGUAÇÃO E ANALOGIA DAS FERRAMENTAS CONSTANTES NAS POLÍTICAS ESTADUAIS E NACIONAL DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO BRASIL

* Isadora Macedo Martins ¹
Francisco Humberto de Carvalho Júnior ¹
Alceu de Castro Galvão Júnior ²

VERIFICATION AND ANALOGY OF THE TOOLS CONSTANT IN THE STATE AND NATIONAL POLICIES OF URBAN SOLID WASTE IN BRAZIL

Recibido el 16 de abril de 2021. Aceptado el 30 de enero de 2022

Abstract

Solid Waste State Policies lead strategies to ensure proper waste management and corroborate the effective implementation of the Solid Waste National Policy, however there are several instruments guided by the National Law, which need to be established and complied with, regardless of hierarchical level. In this study, the existence of some instruments present in the State Policies was verified and an analogy was made with those of the Waste National Policy, taking into account the main points of the Federal Law No. 12.305 / 2010. These instruments were Sectorial Agreements implementing Reverse Logistics, Environmental Education and Solid Waste Information System. A check of the Solid Waste State Plans was also carried out, which, in turn, are characterized as groups of these instruments. Obedience to the Solid Waste State Policies in 8 states was observed, namely: Amazonas, Tocantins, Ceará, Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul and the Federal District. For the rest of the investigated states, the need to review these laws and measures involving the integrated management of solid waste was made explicit. It should be noted that the states of Pará, Acre, Amapá, Maranhão, Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba, Sergipe, Paraná and Mato Grosso do Sul still do not have State Solid Waste Policies, for this reason they were not included in the aforementioned study.

Keywords: agreement between public solid waste policies, PNRS instruments, state solid waste policy, national solid waste policy.

¹ Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará- Campus Maracanaú, Brasil.

² Setor de Saneamento Básico, Agência Reguladora do Estado do Ceará- ARCE, Brasil.

*Autor Correspondente: Departamento de Química e Meio Ambiente, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará- Campus Maracanaú. Rua 41 n° 1311, 3° etapa – José Walter, Fortaleza, Ceará. Brasil. isadoramacedomartins@gmail.com

Resumo

As Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos conduzem estratégias para garantir o manejo adequado dos resíduos e corroboram com a efetiva implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, porém existem diversos instrumentos orientados pela Lei Nacional, que precisam ser estabelecidos e cumpridos, independentemente do nível hierárquico. Neste estudo, verificou-se a existência de alguns instrumentos constantes nas Políticas Estaduais e fez-se uma analogia com os da Política Nacional de Resíduos, levando em consideração os principais objetivos da Lei nº 12.305/2010. Esses instrumentos foram Acordos Setoriais, implementando Logística Reversa, Educação Ambiental e Sistema de Informações sobre Resíduos Sólidos. Fez-se uma verificação, também, dos Planos Estaduais de Resíduos Sólidos, que, por sua vez, se caracterizam como conjuntos desses referidos instrumentos. Foi observada aderência das Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos de 8 estados, a saber: Amazonas, Tocantins, Ceará, Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Distrito Federal. Para o restante dos estados averiguados, ficou explícita a necessidade de revisão dessas legislações e das medidas que envolvam a gestão integrada dos resíduos sólidos. Cabe salientar que os estados Pará, Acre, Amapá, Maranhão, Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba, Sergipe, Paraná e Mato Grosso do Sul ainda não possuem Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos, por este motivo não entraram no referido estudo.

Palavras chave: concordância entre políticas públicas de resíduos sólidos, instrumentos da PNRS, política estadual de resíduos sólidos, política nacional de resíduos sólidos.

Introdução

Desde datas longínquas, a produção e o consumismo têm contribuído para uma realidade crítica a respeito dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). A quantidade elevada de materiais descartáveis, associada ao crescimento exacerbado das metrópoles, fez com que as áreas disponíveis para implantação de aterros sanitários ficassem escassas. Entretanto, essa não é a problemática principal, pois a falta de estrutura e a deficiência na gestão de resíduos sólidos são os grandes impasses acerca da temática. (Calderan e Konrad, 2011).

A Gestão e o Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos contemplam medidas que envolvem todas as etapas do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), com a finalidade de estruturar a coleta seletiva, reciclagem, as soluções regionalizadas para uma disposição final adequada, entre outras medidas, mas sempre garantindo o planejamento e o avanço financeiro e ambiental (Gonçalves e Leal, 2018). Logo, a necessidade de uma gestão integrada e sustentável dos Resíduos Sólidos, que conduzisse ao compromisso de proteção ambiental aliado à qualidade de vida, fez com que a Lei Federal nº 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), fosse sancionada. Ela veio dispor sobre diversos instrumentos e diretrizes para o avanço no enfrentamento de problemas ambientais, sociais e econômicos (Ramos *et al.*, 2020).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), no ano de 2018, apenas 75.6% das quase 62 milhões de toneladas coletadas no Brasil foram dispostas em aterros sanitários, o que revela uma grande quantidade de resíduos ainda sendo descartada a céu aberto, em lixões ou em aterros controlados (Ministério do Desenvolvimento Regional, 2019). De modo

geral, nos lixões, há a presença de catadores em condições de trabalho totalmente insalubres, trazendo à discussão problemas sociais e ambientais (Oliveira, 2019).

Nos maiores centros urbanos do País, são coletadas cerca de 27 mil toneladas de resíduos/ano. Boa parte dos produtos que viraram resíduos poderiam voltar ao ciclo de vida útil e serem reutilizados. Essa prática seria capaz de evitar o descarte exorbitante nos lixões que contaminam diretamente o solo, a água e o ar, e causam danos à saúde pública (Lima *et al.*, 2019).

Muitos foram os instrumentos lançados pela PNRS, e todos alinhados com os objetivos da própria Política, de proteção da saúde pública e da qualidade ambiental, com utilização de padrões sustentáveis, tecnologias limpas e reciclagem, articulada dentro de uma gestão integrada de Resíduos Sólidos, visando, por meio da elaboração dos Planos Estaduais e Nacional de Resíduos Sólidos, a eliminação e recuperação de lixões.

Entre os instrumentos constam o Sistema de Logística Reversa (LR), por meio da implantação de acordos setoriais, Educação Ambiental e o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos- SINIR, sendo os Planos de Resíduos Sólidos, Nacional, Estaduais e Municipais, conjuntos desses instrumentos (Brasil, 2010). Embora a Política Nacional de Resíduos Sólidos tenha instituído incentivos fiscais, financeiros e creditícios, como instrumento da lei, os governos não fizeram a sua devida implementação, fazendo com que a execução da referida legislação não fosse completamente efetiva.

No âmbito subnacional, a PNRS tem rebatimento nas Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos, as quais são estabelecidas com a finalidade de organizar e conduzir estratégias e arranjos institucionais para garantir um adequado manejo para os resíduos, desde a coleta até uma destinação final ambientalmente correta com objetivos de melhoria de qualidade de vida, de saúde pública e de mitigação de riscos de contaminação de solo (Souza *et al.*, 2016). Entretanto, para cada Estado, existem desafios específicos para a aplicação da PNRS, tendo em vista que há contradições e disparidades que são peculiares de cada região, além de realidades brasileiras urbanas diferentes entre si. A situação é mais crítica quando se observa o ente federado Município, pois este pode se encontrar distante dos centros urbanos, sendo pequenos em termos populacionais e com menos recursos (Godoy, 2013).

Dessa forma, para se definir a aderência dos Estados à Política Nacional de Resíduos, o presente estudo buscou verificar a existência dos principais Instrumentos das Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos, assim como os Planos de Resíduos Sólidos e, nesse sentido, fazer uma analogia entre as legislações. Além disso, o trabalho teve como objetivo observar a diferença existente entre as legislações estaduais antes e após a promulgação da referida PNRS. Uma análise documental exploratória por meio de revisão bibliográfica foi realizada para se avaliar essas políticas, que buscam combater problemas ambientais, sociais e econômicos existentes.

Instrumentos proeminentes da Política Nacional de Resíduos Sólidos

A aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos marcou o início de uma grande articulação institucional envolvendo os três entes federados, União, Estados e Municípios, na busca de uma melhor e eficiente gestão de resíduos sólidos (MMA,2020). A PNRS, por sua vez, direciona as Políticas Estaduais e Municipais de Resíduos, em seus instrumentos, sendo assim estes instrumentos devem ser pontos em comum entre as políticas, como mostra o arranjo da Figura 1.



Figura 1. Instrumentos da PNRS selecionados para o estudo.

Essa articulação traz consigo a necessidade de aderência entre a PNRS e as Políticas Estaduais e Municipais para o setor, ou seja, os instrumentos devem ter reflexos diretos na elaboração e implementação das políticas subnacionais.

As Políticas Estaduais destacam alguns instrumentos importantes para o controle de geração e gestão dos resíduos sólidos, entre os quais, os acordos setoriais. Semelhante à PNRS, o art. 14º da Lei Estadual de Alagoas nº 7.749/2015 define acordos setoriais como atos de natureza contratual, firmados entre o Poder Público e os fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, visando à implantação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto. Tais acordos estabelecem que seja implementado o sistema de logística reversa, a partir do Poder Público ou dos fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes dos produtos e embalagens (Alagoas, 2015).

A Educação Ambiental representa um outro instrumento, fortemente incentivado pela gestão pública, que tem por objetivo criar uma cidadania alfabetizada e ambientalmente consciente para abordar a sustentabilidade do meio ambiente, desenvolvendo valores e habilidades para realizar ações pró-ambientais (Ardoin e Bowers, 2020). Segundo o art. 2º da Lei Estadual do Espírito Santo nº 9.265/2009, a Educação Ambiental é composta dos progressos frequentes de ação e reflexão direcionados para a composição de valores, saberes, conhecimentos, atitudes e hábitos, almejando um vínculo sustentável entre a sociedade humana e o ambiente no qual está inserida (Espírito Santo, 2009). Relacionando-se esse princípio com os Resíduos Sólidos Urbanos, o objetivo é estruturar ações visando à preferência por modelos sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços, assim como à administração integrada e ambientalmente correta dos resíduos sólidos (Tocantins, 2019).

Já os Sistemas de Informações sobre Resíduos Sólidos consistem em um recurso fundamental para acompanhar a execução das estratégias desenvolvidas. Esses sistemas são elaborados para armazenar dados dos serviços públicos e privados de gestão dos resíduos. A Legislação Federal é clara quanto à necessidade de que os Estados e Municípios informem a real situação dos resíduos sólidos em suas respectivas localidades, contribuindo para o controle social no País (Gonçalves *et al.*, 2019). Dessa forma, esses sistemas dão transparência e contêm informações sobre as políticas estaduais, garantem acesso a relatórios de ações voltadas ao manejo dos resíduos sólidos, agregam e atualizam inventários, monitoram os sistemas de logística reversa e avaliam os resultados e impactos desse planejamento (Amazonas, 2017).

Acerca dos instrumentos mais discutidos na legislação, os Planos Estaduais de Resíduos Sólidos se destacam como um agrupamento dos mesmos, sendo importantes para direcionar os investimentos e a captação dos recursos financeiros. Conforme institui o art. 10º da Lei Estadual do Amazonas nº 4.457/2017, o Plano Estadual deve observar as estratégias para enfrentar as dificuldades do Estado, verificar programas ambientais e de saúde pública e sua compatibilização, definir ações preventivas e corretivas de gestão de resíduos, e conduzir procedimentos direcionados à operacionalização dos instrumentos. A elaboração e execução dos Planos Estaduais são etapas indispensáveis para o alcance de melhores condições de tratamento e destinação de Resíduos Sólidos Urbanos, uma vez que as metas de cada Plano são projetadas, levando em consideração as especificidades de cada região geográfica (Figueiredo *et al.*, 2019).

Metodologia

A pesquisa foi qualitativa na modalidade descritiva e explicativa (Oliveira *et al.*, 2018). O estudo foi realizado com informações referentes aos Estados, e o levantamento destas foi realizado a partir das Políticas e Planos Estaduais de Resíduos Sólidos, designados por lei.

O procedimento obedeceu às seguintes etapas: I) Identificação das Políticas e Planos Estaduais de Resíduos Sólidos instituídos; II) Seleção dos principais instrumentos exigidos pela PNRS; III) Coleta de informações na rede mundial de computadores, em sites e links oficiais; e IV) Averiguação dos Planos e instrumentos selecionados.

Na etapa de identificação, foi levantado que 11 estados possuem Políticas e Planos Estaduais, outros 11 possuem apenas um dos dois, e 5 estados não possuem Políticas e Planos.

Na segunda etapa, foram escolhidos os instrumentos Acordos Setoriais, Logística reversa, Educação ambiental, Sistema de Informações sobre Resíduos Sólidos, levando-se em consideração os objetivos de implantação de responsabilidade compartilhada e de gestão integrada de resíduos sólidos.

Na etapa de coleta de informações, utilizou-se como critério de busca as seguintes palavras-chave: Acordos Setoriais, Logística Reversa, Educação Ambiental, Planos Estaduais de Resíduos Sólidos e Sistema de Informações sobre Resíduos Sólidos para se reunir informações sobre as Legislações, Política e Plano Estadual de Resíduos Sólidos.

E na quarta etapa, verificou-se o que existe sobre os instrumentos selecionados, em cada uma das Políticas e Planos, fazendo uma analogia com o pressuposto na Lei Federal nº 12.305/2010.

Para possibilitar, de fato, uma averiguação da conformidade entre as legislações de cada Estado com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabeleceram-se critérios de confinidade, cujas compreensões foram: Igual (Igu) - quando o item corresponde, exatamente, ao que consta na PNRS, Similar (Sim) - quando o item é apresentado na legislação, porém sem a descrição adequada, somente citando o instrumento e Não detectado (Nd) - quando não é apresentado na legislação o item descrito na PNRS.

Resultados e discussões

Por meio do levantamento, observou-se que das 17 Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos vigentes no País, 7 são anteriores à PNRS, como se pode atestar na Figura 2. E, devido ao ano de instituição da Lei ou à alguma peculiaridade do Estado, nem todas as Políticas fixam princípios, diretrizes, objetivos e instrumentos alinhados à Política Nacional. Isto é, alguns estados que instituíram sua Política Estadual de Resíduos Sólidos antes da Lei nº 12.305/2010, não possuem seus instrumentos dispostos como é direcionado na PNRS.

Por meio do levantamento e da comparação das Políticas Estaduais existentes no Brasil com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, montou-se o Tabela 1.

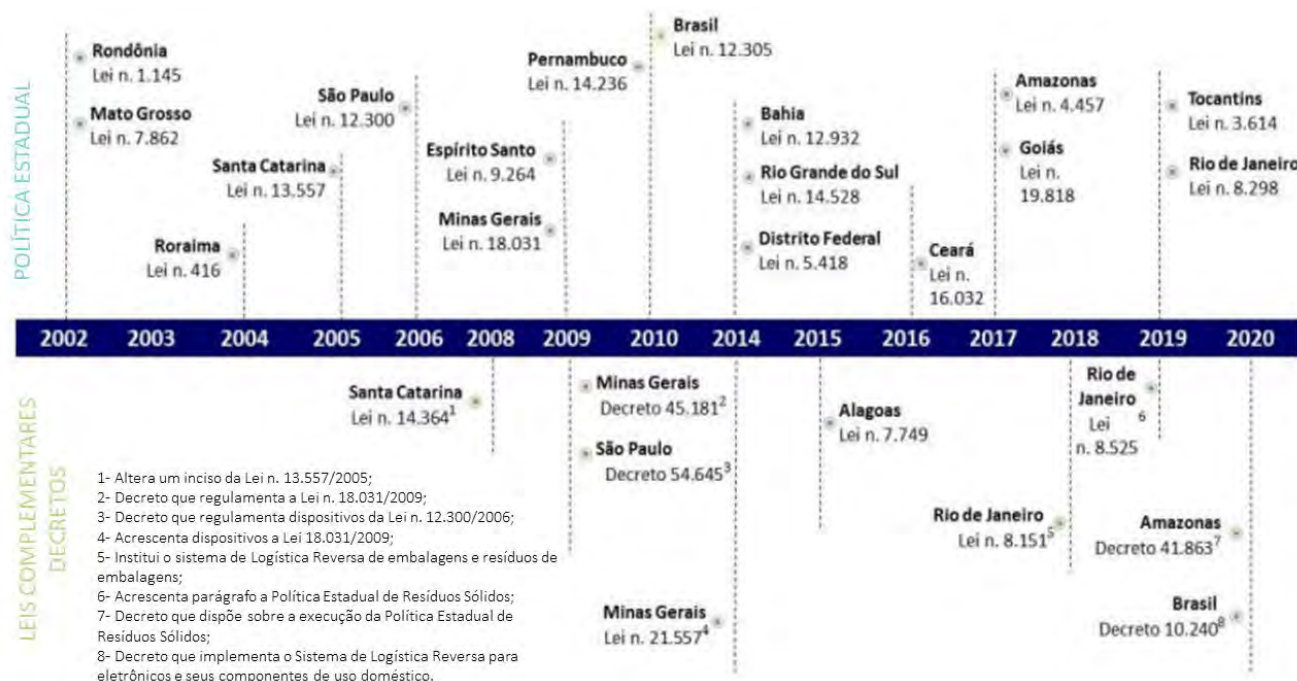


Figura 2. Políticas Públicas voltadas para Resíduos Sólidos no País.

Tabela 1. Alinhamento das Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos à PNRS.

Instrumento	Estados																	
	RO	AM	RR	TO	CE	PE	AL	BA	MG	ES	RJ	SP	SC	RS	GO	DF	MT	
Acordos Setoriais	Nd	Igu	Nd	Igu	Igu	Sim	Igu	Igu	Nd	Nd	Igu	Nd	Nd	Igu	Nd	Igu	Nd	
Logística Reversa	Nd	Igu	Nd	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Sim	Sim	Igu	Nd	Nd	Igu	Nd	Igu	Nd	
Educação Ambiental	Igu	Igu	Sim	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Sim	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	
Sistema de Informações sobre Resíduos Sólidos	Nd	Igu	Nd	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Sim	Igu	Igu	Nd	Nd	Igu	Nd	Igu	Igu	
Condutor dos Instrumentos																		
Planos Estaduais de Resíduos Sólidos	Sim	Igu	Sim	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Igu	Sim	Igu	Igu

Legenda: Igual (Igu)= Corresponde ao estabelecido na PNRS. Similar (Sim)= Corresponde parcialmente ao estabelecido na PNRS. Não detectado (Nd)= Não é apresentado na legislação. *Estados em azul= 100% de alinhamento à PNRS.

É possível observar grande diferença entre as Políticas instituídas antes e após a promulgação da PNRS. Oito dos Estados do País se alinham, com 100% de igualdade à PNRS, no que diz respeito às ferramentas pré-selecionadas, os quais tiveram suas Políticas instituídas após o ano de 2010. Entretanto, as Políticas Estaduais promulgadas antes de 2010 possuem no máximo 60% das ferramentas selecionadas em igualdade com a PNRS. Dessa forma, é possível inferir que a Política Nacional trouxe o direcionamento necessário para que os Estados pudessem instituir Políticas mais completas, visando uma Gestão Integrada mais expressiva.

Para constatar quais das 5 ferramentas estão mais alinhadas à PNRS, no que diz respeito à sua existência nas Políticas Estaduais, fez-se o Gráfico 1.

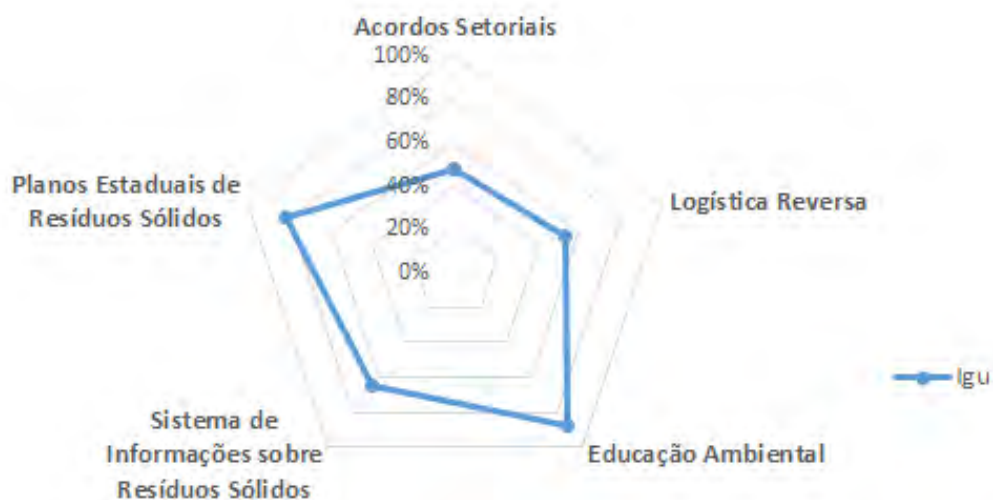


Gráfico 1. Alinhamento das ferramentas à PNRS

Pode-se perceber que “Educação Ambiental” e “Planos Estaduais de Resíduos Sólidos” tiveram mais de 80% de alinhamento em igualdade com a PNRS, independente do ano de promulgação da Política Estadual. Ou seja, os dois se enquadram como ferramentas base, que mesmo antes da PNRS, já tinham sua importância bastante definida e exigida.

Para o alcance das metas, de fato, da PNRS, e das respectivas Políticas Estaduais de Resíduos Sólidos, é necessária a aplicação de um dos instrumentos, Educação Ambiental, considerada peça fundamental para o sucesso na melhor gestão dos Resíduos. Ademais, devem existir investimentos, por parte do poder público, em outros instrumentos como coleta seletiva e logística reversa (Lavnitcki *et. al.*, 2018).

Por outro lado, os instrumentos “Acordos Setoriais” e “Logística Reversa” obtiveram em torno de 50% de alinhamento em relação a PNRS. Esses instrumentos, embora sejam distintos, estão intimamente correlacionados, pois a utilização dos Acordos Setoriais tem como objetivo garantir a maior efetividade na implementação dos sistemas de LR, sendo instrumentos importantíssimos que garantem a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos (Rocha, 2018). É de extrema importância, para os próprios Estados, que suas Legislações estejam alinhadas com a Legislação Nacional, uma vez que a mudança efetiva, para Estados e Municípios do País, no que se refere às práticas de gestão de resíduos sólidos, depende intimamente do seu alinhamento aos princípios da Política Nacional (Silva e Biernaski, 2017).

A necessidade dos Planos de Resíduos Sólidos para cada região, a níveis Estadual e Municipal era tão evidente, que a Lei Federal nº 12.305/2010 estabeleceu para o 2º semestre de 2020 o prazo para a elaboração destes Planos (Oliveira *et al.*, 2018). Entretanto, no ano de 2020, apenas 16 Estados possuem planos estabelecidos, enquanto 5 não possuem e 6 estão em elaboração, resultando nas porcentagens do Gráfico 2.

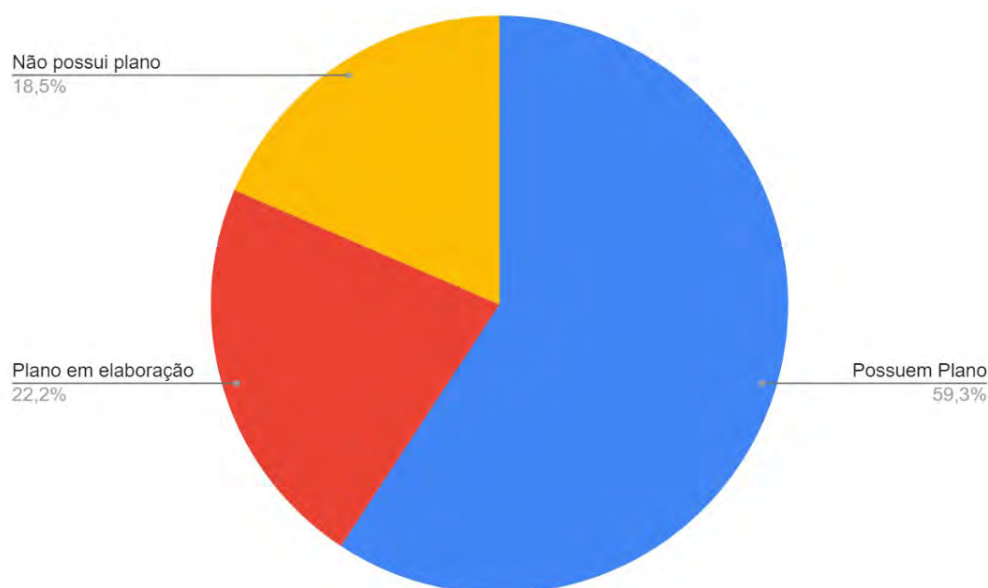


Gráfico 2. Existência de Plano Estadual de Resíduos Sólidos.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos é direta quando estabelece os Planos Estaduais como condição de acesso aos recursos da União (Brasil, 2010). Isso torna-se preocupante, uma vez que apenas 59% dos Estados estão em consonância com a PNRS, levando em consideração o condutor de instrumentos referido, representando, ainda, um número baixo.

Os Planos Estaduais devem trazer diretrizes para o planejamento e demais atividades de gestão de resíduos sólidos de regiões metropolitanas e microrregiões. E, seguindo esse pensamento, tem-se um grande problema, uma vez que o Plano Nacional de Resíduos Sólidos teve sua proposta lançada em 2012, contudo, até os dias atuais, sua promulgação através de Decreto Presidencial não foi feita, plano este que deveria nortear a elaboração de planos Estaduais e Municipais, cuja ausência pode ser vista como uma problemática que gera demérito diante da legalidade da PNRS (Lobo e Neto, 2020). Além disso, muitos dos Planos elaborados não apresentam uma qualidade desejada, com respeito ao que é exigido pela legislação Nacional, deixando a desejar na operacionalidade para uma boa gestão de resíduos sólidos (Oliveira e Galvão Júnior, 2016).

Segundo Beck e Mendes (2017), não há nas pessoas uma consciência ambiental natural no uso de recursos e descarte de rejeitos, seja devido ao aspecto cultural ou por falta de políticas públicas mais rígidas, por isso, mesmo existindo a obrigatoriedade da elaboração dos Planos, no País, a situação ainda não é favorável.

Existem algumas Políticas Estaduais, como a de Amazonas e Alagoas, que, de forma semelhante aos incentivos financeiros, instituíram como condição para priorização do acesso a recursos do Estado ou controlados por ele, os municípios que optarem por medidas e soluções que sejam parte integrante dos instrumentos e objetivos da Política Estadual (Alagoas, 2015; Amazonas, 2017). Entretanto, ainda assim, é possível ver que Estados e Municípios ainda se encontram com posturas negligentes em relação à Política Nacional (Streit *et al.*, 2020).

A ineficiência na gestão estadual e municipal dos resíduos sólidos pode ser vista como resultado de arranjos institucionais inadequados, devido a um planejamento muito ineficaz, além dos problemas orçamentários e a deficiência na fiscalização e regulamentação dos serviços voltados à temática. Para que esses problemas sejam solucionados, é fundamental que haja um comprometimento por parte de todos os entes federados, pois a maioria dos municípios, sozinhos, são incapazes de executar essa política, necessitando de articulações com os Estados, assim como os Estados precisam de apoio da União. Vale salientar que, no Brasil, a operação dos resíduos sólidos é feita pelos municípios. Dessa forma, é preciso que haja uma organização das instituições, nos âmbitos público e privado, voltada à contratação de profissionais capacitados para a elaboração/atualização das normas de gestão de resíduos e para o avanço, no que diz respeito ao acompanhamento dessas normas por meio de indicadores.

Conclusões

Ao comparar a composição dos instrumentos das Políticas Estaduais com aqueles dispostos na PNRS, percebe-se que aquelas instituídas antes da Lei Federal necessitam de atualização quanto aos instrumentos estudados, pois muitas chegam a nem citar os referidos instrumentos que fazem parte da PNRS.

Quanto às legislações, percebeu-se que os Estados de Amazonas, Tocantins, Ceará, Alagoas, Bahia, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Distrito Federal possuem legislações estaduais em total aderência com a PNRS, o que traz para os Estados, a nível de legislação, uma gestão integrada de resíduos sólidos bem estruturada. Cabe salientar que o estudo se deteve à descrição das legislações e não ao cumprimento delas, isto é, não se trata de adimplência quanto à Política Nacional de Resíduos Sólidos. Sugere-se, para posteriores trabalhos referentes ao tema, uma análise qualitativa do cumprimento dos instrumentos da PNRS, que identifique a conduta específica de cada estado estudado, a fim de se intensificar os programas de fiscalização e maior cobrança e penalização para aqueles que não obedecerem ao pressuposto para toda a Nação.

Fica evidente a necessidade da participação efetiva de entes fiscalizadores e reguladores para a elaboração e implementação dos Planos de Resíduos Sólidos, principalmente, para que as Políticas de Resíduos Sólidos deixem de ser apenas adereços da legislação do País e passem, de fato, a serem acompanhadas. O Ministério Público já vem se movimentando e debatendo o assunto, para a melhoria da gestão de resíduos sólidos, e este tem um papel fundamental para as conquistas já alcançadas dentro da temática, porém tanto ele como outros Órgãos Públicos, voltados à fiscalização do meio ambiente, precisam ser mais atuantes e determinados, em busca do cumprimento dos objetivos e diretrizes da PNRS.

As iniciativas dos Governos Estaduais brasileiros devem caminhar rumo a estruturação de suporte técnico operacional para a criação e implementação dos instrumentos de suas políticas públicas de resíduos sólidos, provendo assessorias técnica, operacional e jurídica para os municípios, trabalhando em prol da integração dos projetos de gestão de resíduos elaborados e em andamento.

Referencias bibliográficas

- Alagoas (2015) *Lei Estadual nº 7749, de 13 de outubro de 2015. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e Inclusão Produtiva, e dá outras providências.* Diário Oficial do Estado de Alagoas, Maceió.
- Amazonas (2017) *Lei Estadual nº 4457, de 12 de abril de 2017. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos do Amazonas - PERS/AM, e dá outras providências.* Diário Oficial do Estado do Amazonas, Manaus.
- Ardoin, N. M., Bowers, A.W. (2020) Early childhood environmental education: A systematic review of the research literatura, *Educational Research Review*, **31**(2), 100353. Acesso em 18 de agosto de 2020, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1747938X19305561>
- Beck, C. G., Mendes, J. S. (2017) Desafios das administrações municipais na implementação da Política Nacional dos Resíduos Sólidos: o caso do Curimataú Paraibano, *Revista Principia*, **1**(37), p. 42-52. Acesso em: 19 de agosto de 2020, disponível em: <https://periodicos.ifpb.edu.br/index.php/principia/article/view/1602>
- Brasil (2020) Casa Civil: Subchefia para assuntos jurídicos. *Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.* Câmara- Legislação, 1-72.

- Calderan, T. B., Konrad, O. (2011) A preservação ambiental na visão da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Âmbito Jurídico*, **89**(8), 2-16. Acesso em: 08 de agosto de 2020, disponível em: <https://ambitojuridico.com.br/cadernos/direito-ambiental/a-preservacao-ambiental-navisao-da-politica-nacional-dos-residuos-solidos>
- ESPÍRITO SANTO (2009) *Lei Estadual nº 9265, de 15 de julho de 2009. Institui a Política Estadual de Educação Ambiental e dá outras providências*. Diário Oficial do Estado do Espírito Santo, Vitória.
- Figueiredo, A. C., Costa, A. C. M., Coraza, R. I. (2019) Diagnóstico da destinação dos Resíduos Sólidos em Minas Gerais (2011 – 2017): um estudo sobre sua evolução à luz de diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Anais do 10º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*, João Pessoa, PB.
- Godoy, M.B.R.B. (2013) Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil, *Caderno de Geografia* **23**(39), 1–12. Acesso em 10 de agosto de 2020, disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/3332/333228745001.pdf>
- Gonçalves, T. H., Leal, A. C. (2018) Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos, Coleta Seletiva e Educação Ambiental na UGRHI Pontal do Paranapanema, São Paulo, e na Microrregião de Ceres, em Goiás, *Anais do XIX Encontro Nacional de Geógrafos*, João Pessoa, PB.
- Gonçalves, C. S., Pinheiro, P. A., Pinheiro, N. C. A. (2019) Análise da implantação do processo de gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em Paço Lumiar (MA) tendo como referencial a Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil, *R. Gest. Sust. Ambient.*, **8**(2), 47-78.
- Lavnitcki, L., Baum, C. A., Becegato, V. A. (2018) Política Nacional dos Resíduos Sólidos: abordagem da problemática no Brasil e a situação na região sul. *Ambiente & Educação - Revista de Educação Ambiental*, **23**(3), 379 - 401. Acesso em 02 de setembro de 2020, disponível em: <https://periodicos.furg.br/ambeduc/article/view/7783>
- Lima, F. J., Santos, L. D. V., Santos, M. S., Holanda, F. S. R. (2019) Panorama da propriedade intelectual relacionada à logística reversa de Resíduos Sólidos, *International Symposium on Technological Innovation*, Sergipe, Aracaju- SE.
- Lobo, M. G., Neto, J. C. M (2020) Estudo da situação dos planos de gestão exigidos pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Brazilian Journal of Development*, **6**(1) Disponível em: <https://www.brazilianjournals.com/index.php/BRJD/article/view/6582/5795>
- MMA, Ministério do Meio Ambiente (2020) *Resíduos Sólidos*. Acesso em: 06 de agosto de 2020, disponível em: <https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos.html>
- Oliveira, T. B. de; Galvão Júnior, A. C. de (2016) Planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva. *Eng. Sanit. Ambient.*, **21**(1), 55-64. Acesso em 06 de setembro de 2020, disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-4152201600010005&lng=en&nrm=iso
- Oliveira, A. P., Letske, T. C. G., Silva, D. A. K. (2018) Alignment of legislation of Brazilian states and municipalities with a National Solid Waste Policy. *Acta Brasiliensis*, **2**(3), 89-95. <https://doi.org/10.22571/2526-4338123>
- Oliveira, J. C. L. (2019) *Realocação dos trabalhadores do lixão por meio do estabelecimento de cooperativas de reciclagem: uma estratégia de Gestão Sustentável e de Promoção da Cidadania*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação na Escola Nacional de Administração Pública- ENAP, Brasília.
- Ramos, S. P., Santos, S. L. S., Oliveira, F. A. de (2020) Lei da política nacional de resíduos sólidos: análise conceitual de destinação e disposição adequadas de resíduos sólidos, *Revista Interdisciplinar Científica Aplicada*, **14**(1), 1-14TRI. Acesso em 18 de agosto de 2020, disponível em: <https://rica.unibes.com.br/rica/article/view/892>
- Rocha, B. M. B. (2018) *A implementação da responsabilidade compartilhada por meio da Logística Reversa: Questionamento sobre a obrigatoriedade dos acordos setoriais a partir da experiência do setor de óleo lubrificante usado e contaminado (OLUC)* Dissertação de Mestrado- Programa de Pós Graduação na Escola de Direito do Rio de Janeiro.
- Silva, C. L; Biernaski, I. (2017) Avaliação das Políticas Públicas de Resíduos Sólidos Urbanos em três Metrópoles Brasileiras. *Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos (RBERU)*, **11**(1), 38-61. Disponível em: <https://revistaaber.org.br/rberu/article/view/155/198>

- SNIS, Ministério do Desenvolvimento Regional, Brasília (2019) *Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos 2019*. Brasília, DF.
- Souza, J. C. R., Pinheiro, S. M. G., Rodrigues, A. C., Mello, D. P., Silva, R. G., Aquino, J. G., El-Deir S. G. (2016) Papel da Políticas Públicas no Gerenciamento dos Resíduos Sólidos, *Anais do 7º Fórum Internacional de Resíduos Sólidos*, Porto Alegre- RS.
- Streit, J., Guarnieri, P. (2020) Capítulo 2.1 - Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos: Considerações a partir de estudos publicados. In Suelle T., Maria M., Marques N., Giovanetti S. *Desmaterialização dos resíduos sólidos: estratégias para a sustentabilidade*. Recife, PE, 122-134.
- Tocantins (2019) *Lei Estadual nº 3614, de 18 de dezembro de 2019. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos - PERS, e adota outras providências*. Diário Oficial do Estado de Tocantins, Palmas

REVISTA AIDIS

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

WATER HYACINTH COMPOSTING AS A WASTE MANAGEMENT STRATEGY: A SYSTEMATIC REVIEW

* Paulo Robinson da Silva Samuel ¹
Regis Pereira Waskow ¹
Rodrigo Kanno ¹
Rejane Maria Candiota Tubino ¹

Recibido el 20 de abril de 2021. Aceptado el 6 de enero de 2022

Abstract

*Macrophytes proliferation problem is worldwide know resulting in impacts on natural environment, human health and economic activities. These organisms have several parameters resilience, which ensures high rate of reproduction and proliferation, hindering their management. As a management difficulty consequence, however, solutions are sought to disposal this large amount of macrophytes, such as composting and fertilizer production. Thus, this study aims to conduct a systematic literature review in Scientific Platforms Science Direct and Scopus, identifying current status of macrophytes composting process, main methods, analyses and results obtained, in order to contribute in innovation studies to convert this type of weed into fertilizer. The general words source in titles, summary, or keywords specified by author were "Macrophyte" or "water hyacinth" and "compost" or "composting". Only articles dating from the last 20 years were maintained. Macrophyte composting process interest is addressed around the world because of their potential environmental, economic and social impacts, mainly for *Eichhornia crassipes*. Natural aeration predominates (56%) with composting time equal to or less than 60 days. Humidity control is essential (around 60%) like macrophytes dehydration prior to the composting process beginning. The significant quantity cellulose requires previous comminution and/or the cellulose-degrading inoculants addition. Composting process operational parameters are not standardized. Micro and macro nutrients richness can be considered for next evolutionary composting studies stage for this plant type, either by organic matter sources characteristics and/or mineral sources addition.*

Keywords: composting, macrophytes, waste management, water hyacinth, weeds.

¹ Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

* *Corresponding Author:* PPGE3M, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Setor 6, Barrio Agronomia, Porto Alegre, RS, CEP: 91501-970. Brasil. Email: paulo.samuel@gmail.com

Introduction

The natural environment, economic activities and human health have been impacted by the proliferation of macrophytes. Biological factors of reproduction and development for these species are extremely relevant to the difficulties encountered in its management. The excessive availability of nutrients, such as Nitrogen (N), Phosphorus (P) and Potassium (K), usually associated with human activity, contribute to the formation of macrophytes floating mats (Sharma *et al.*, 2016; Bote *et al.*, 2020). These organisms withstand saline conditions (≤ 10 ppt), wide temperature range (from 1 to 40 °C) and pH (from 4 to 8) (Wilson *et al.*, 2005; Sharma *et al.*, 2016).

Macrophytes contain, on average, more than 95% water (Malik, 2007; Rezanía *et al.*, 2015a), long and hanging roots from 0.4 to 1 meters. Vegetation reproduction is asexual and its seeds remain dormant for long years (Malik, 2007; Bote *et al.*, 2020). Its proliferation can also occur from fragments of its stems (Gunnarsson and Petersen, 2007). The mass productivity of macrophytes which can vary from approximately 140 tons/ha per year (Gunnarsson and Petersen, 2007) to 400 tons, with a density of 50 to 60 kg/m² (Malik, 2007; Rezanía *et al.*, 2015a).

Macrophytes have an excellent capacity to absorb nutrients and other chemicals from the environment. Ganesh *et al.* (2012), Singh and Kalamdhad (2012), Singh and Kalamdhad (2014) and Mazumder *et al.* (2020) show the elements presence such as Chromium (Cr), Cadmium (Cd), Lead (Pb), and Mercury (Hg) in macrophyte chemical analyzes.

The proliferation of macrophytes in water bodies, however, results in impacts on the natural environment, human health and economic activities. The green mats formation on water contributes to increase of water loss due evapotranspiration (Bote *et al.*, 2020), decrease light penetration into the water (Malik, 2007), decreasing the productivity of phytoplankton (Sharma *et al.*, 2016), and can increase decomposing of submerged vegetation reducing oxygen content (Bote *et al.*, 2020), as a consequence decreasing fish habitat quality and the aquatic environment eutrophication.

Gunnarsson and Petersen (2007) and Sharma *et al.* (2016) refer to studies that correlate macrophytes excessive accumulation in water bodies with formation of real breeding grounds for vector organisms, and diseases such as malaria. Malik (2007) also presents examples of regions around the world where macrophyte infestations have become vectors disease source.

Several anthropic activities are hampered due proliferation of macrophytes in water resources. Among the main activities affected are: swimming, fishing, canoeing (Bote *et al.*, 2020), irrigation, power generation (Rezanía *et al.*, 2015a; Sharma *et al.*, 2016), and waterway traffic (Malik, 2007).

Thus, the management (proactive or reactive) of this plant type have fundamental importance, given potential impacts. Adopted management practices, regardless, for water resources where macrophytes are a reality, the final destination must be considered in the adopted action plan. Due to its fibrous tissue and its high energy and protein content, useful macrophytes applications have already been described by some authors, such as (Gunnarsson and Petersen, 2007), Malik (2007) and Rezanía *et al.* (2015a) and Rezanía *et al.* (2015b), including composting.

Thus, the study objective is realize a structured review of the literature on Scientifics platforms Science Direct and Scopus, in order to identify the macrophyte composting process status, main methods, analyzes and results obtained, in order to contribute to the continuity innovation in studies of converting this plant type into fertilizer.

Methodology

Research structure was defined for access and identification, on scientific platforms, of scientific researches on composting macrophytes, as described below.

Systematic review

Studies identification in scientific journals was performed by a systematic search on the Science Direct and Scopus platforms. The general source of words in the title, abstract or keywords specified by the author were “Macrophyte” or “water hyacinth” and “compost” or “composting”. An additional screening was realized in order to maintain only scientific researches in which composting practices were applied in/with macrophyte species. In this systematic review, only English literature reported was included in the scope of the review and only research articles were selected. Articles dated with more than 20 years old, that is, the date prior to the year 2000, were disregarded. Table 1 shows the classification criteria of the articles identified in systematic literature review.

Table 1. Classification criteria of the articles identified in systematic literature review

Criteria	Description
General	Country; Year; Observations.
Scope of the study	Composting Method; Macrophyte(s) species(s) studied; Additional organic matter(s); Additional mineral(is).
Evaluated Parameters	Composting Time; Characterization; Physical-Chemical Final Properties.

Results

Initially 125 scientific articles were identified. Figure 1 illustrates the result of the performed research on the scientific platforms. After applying the additional screening criteria specified in methodology, 88 scientific articles were maintained in the literature review. The largest fraction of these articles (63) were identified on Scopus Platform, followed by articles available in both platforms (23) and articles available only on the Science Direct Platform (2).

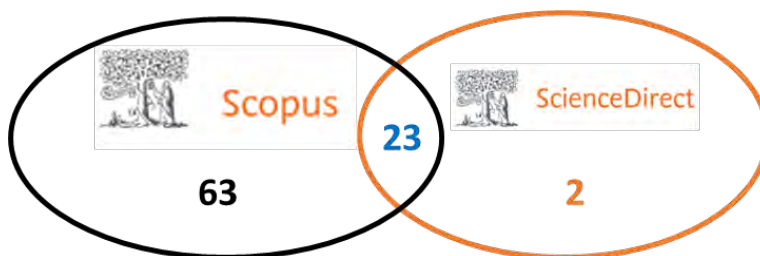


Figure 1. Quantitative data of scientific articles identified according to previously established research criteria.

The articles time distribution (Figure 2) allows identify more attention given over 2009-2016 period, corresponding to $\approx 70\%$ of the identified articles. The spatial distribution of the scientific researches identified shows a greater concentration of studies in the Asian continent ($\approx 81\%$), mainly in India which has 72% of the scientific articles. China, Thailand, Vietnam and South Korea complement the percentage corresponding to continente (Figure 3). More information about the studies can be accessed in the Complementary Archive.

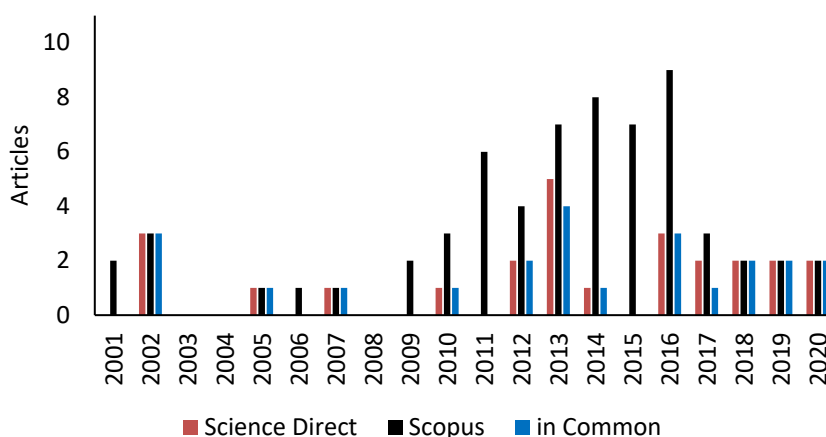


Figure 2. Year distribution of scientific articles identified in literature review.



Figure 3. Spatial distribution of the studies included in the literature review.

Main macrophytes composting methods

Goyal *et al.* (2005), Martins *et al.* (2019) and Bui *et al.* (2015) used static cells for biomass composting, to produce organic fertilizer as objective. Although they realized a study in distinct locations (India and Brazil, respectively) and differed in the sources of biomass (only macrophytes; macrophytes, pruning, seeds and manure and carcass of birds and fish, respectively), both studies adopted a 90 days composting period. Bui *et al.* (2015), added pisciculture sludge to macrophytes in the Vietnam composting process, concluded the process at 45 days. These authors presented similar conclusions regarding the feasibility of using macrophytes in the composting process, attributing to this plant species an additional source of nitrogen to final compost.

Some studies adopted a consortium with conventional composting (composting with manual turning) and vermicomposting. Gupta *et al.* (2007) and Pramanik (2010) used conventional composting as a pretreatment of the compost, prior the beginning of vermicomposting process. This pre-treatment was performed over 7 days, in the developed study by Pramanik (2010), and for 21 days in the case of Gupta *et al.* (2007). The divergence in pre-treatment periods is attributed to the main objective of each study, being that of Pramanik (2010) to evaluate the microbiology involved in the process of composting macrophytes, and that of Gupta *et al.* (2007) the feasibility of using organic fertilizer from vermicomposting of cattle manure and macrophytes.

The vermicomposting periods, post pretreatment/conventional composting, differ between studies. Whereas Gajalakshmi *et al.*, (2002a), Gajalakshmi and Abbasi (2002), Pramanik (2010) and Ansari (2011) perform vermicomposting for 10 to 30 days, Balasubramanian *et al.* (2013a), Balasubramanian *et al.* (2013b), Begum (2011) and Gupta *et al.* (2007) adopt periods ranging from 60 to more than 120 days.

Gajalakshmi *et al.* (2002a), Gajalakshmi and Abbasi (2002), Begum (2011), Balasubramanian *et al.* (2013a), Balasubramanian *et al.* (2013b), Ansari (2011) adopted a consortium of conventional composting and vermicomposting, with the last one as a complementary step to maturation and compost quality improvement. As main conclusions these authors affirm that there is a greater availability of nutrient in the soil, results of the compost application, such as Nitrogen (N), Phosphorus (P) and Potassium (K), Calcium (Ca) and others, besides development improvements of evaluated crops.

The use of vermicomposting as a unitary treatment process covers a considerable portion of the studies identified (25%). Most used earthworm species in the studies are *Eisenia Fetida*, *Eudrilus Eugeniae* and *Perionyx Excavatus*, *Lampito Mauritii* and *Drawida Willsi*, either individually, like most studies, or together, as performed by Gajalakshmi *et al.* (2001) and Karmakar *et al.* (2012). Accessed studies main results included an increase of Nitrogen, Phosphorus and Potassium levels (Yadav and Garg, 2013; Ankaram *et al.*, 2012; Karmakar *et al.*, 2012; Lourduraj and Joseph, 2010), as well such as the decrease in C/N, EC (electroconductivity) and pH parameters (Ankaram *et al.*, 2012). Nevertheless, some results identified differ in terms of compost quality. Yadav and Garg (2013) highlights the maintenance of high heavy metals values in final compound, as well as Nhi *et al.* (2010) highlights Nitrogen concentration reduction.}

Composting with natural aeration predominates in the literature reviewed studies, representing 56%. This process differs, however, from the residue disposal method, being adopted, mainly, conical cells (Karak *et al.*, 2014; Fan *et al.*, 2015; Pushpa *et al.*, 2016a; Ganesh *et al.*, 2012; Martinez-Nieto *et al.*, 2011; Alomia *et al.*, 2011, Parveen and Padmaja, 2011; Umsakul *et al.*, 2010), trapezoidals cells (Singh and Kalamdhad, 2014; Taiwo *et al.*, 2016; Kouki *et al.*, 2016) and rotating drums (Lu *et al.*, 2017; Rich *et al.*, 2018; Vishan *et al.*, 2017; Jain *et al.*, 2020). Half of the scientific researches with natural aeration identified feature composting time equal to or less than 60 days. And the other half embraces periods ranging from 90 to over 190 days.

Some of the authors who have adopted the composting, with macrophytes, by natural aeration have reinforced the importance of humidity from the composed throughout process. The partial dehydration of macrophytes, prior to the beginning of the composting process was performed by Lu *et al.* (2017), Umsakul *et al.* (2010), until reaching values between 60 and 70%. Alomia *et al.* (2011) and Martinez-Nieto *et al.* (2011) are some of the authors emphasized humidity control for composting process around 70%.

Some of the authors highlight qualities attributed to the final composting, resulting of macrophytes composition, as the increased in N, P and K concentrations (Singh and Kalamdhad (2015), Goswami *et al.* (2017). The metals presence in macrophytes composition is attributed, however, to the increase in content of potentially toxic elements throughout the composting

process, as highlighted by Singh and Kalamdhad (2013a), Singh and Kalamdhad (2013b), Singh and Kalamdhad (2013c), Karak *et al.* (2014), Singh *et al.* (2015), Singh and Kalamdhad (2016), Rich *et al.* (2018). Successful measures in mitigating toxic phases of certain elements are highlighted by the several authors: reduction of toxic phases of Copper (Cu) by use of peat (Lu *et al.*, 2017), reduction of toxic phases of Pb, Cr and others, by the use of lime (Singh; Kalamdhad, 2012a, Singh; Kalamdhad, 2014c, Singh *et al.*, 2015) and reduction of toxic phases of Pb, Cr and others, by the use of zeolite (Singh *et al.*, 2013a and Singh; Kalamdhad 2014a).

Another problem associated with macrophytes composting refers to a difficulty of degradation and maintenance a high level of cellulose, hemicellulose and lignin, as concluded by Sarika *et al.* (2014). Song (2016), Martinez-Nieto *et al.* (2011), Parveen and Padmaja (2011) and Alomia *et al.* (2011) added specific microorganisms that contributed to aid in degradation.

Varma *et al.* (2017) is the only author to describe the use of forced aeration process. Using as sources of biomass, the cattle manure and sawdust, in addition to the macrophytes, the authors compare different scenarios – by turning, composting for soil aeration, passive and forced aeration. The authors conclude that the best results of the first two types of aeration are due to the better distribution of air in the material bed.

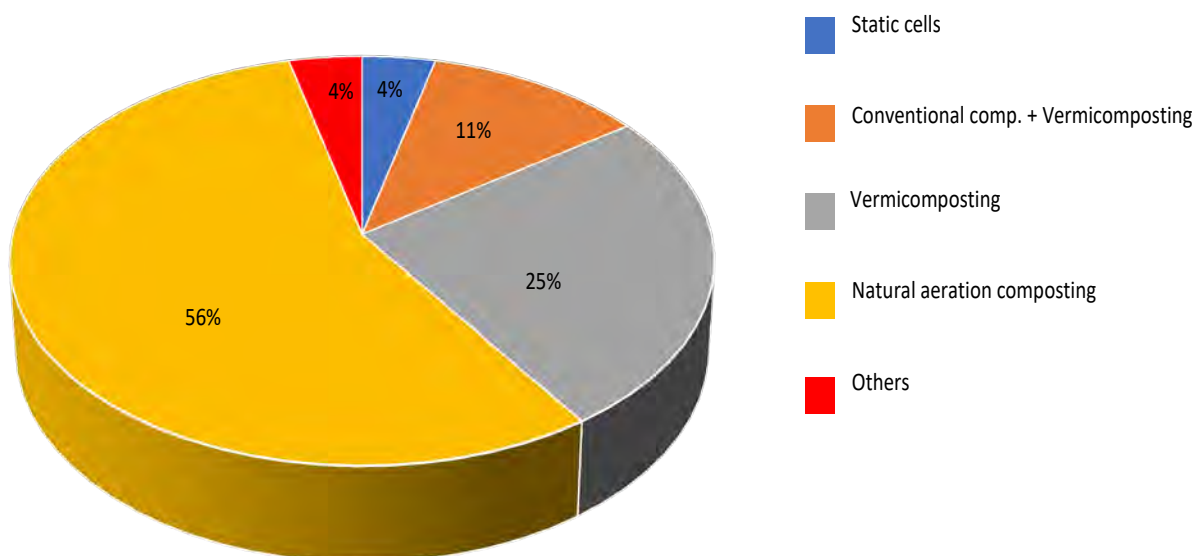


Figure 4. Illustrates the representation of composting methods identified in articles that compose the literature review.

Macrophytes Composting: species, desired product and materials additional to the process

The macrophyte species that were part of the evaluated studies were: *Azolla pinnata*, *Trapa natans*, *Ceratophyllum demersum* and *Phumdi* biomass, in India; *Arundo donax* and *Typha latifolia* in Tunisia; *Typha angustifolia* and *Phragmites australis* in South Korea; and *Eichhornia crassipes* in Brazil, China, Colombia, Spain, USA, India, Mexico, Kenya, Singapore, Thailand and Vietnam. Thus, studies related to the species *Eichhornia crassipes* corresponded to approximately 69% of the scientific researches. There were still 22 ($\approx 27\%$) studies that did not specify the macrophyte species applied in the study, however given the introductory chapter of articles it is possible to infer that part of this percentage was referring mainly to the macrophyte species *Eichhornia crassipes*.

According to information available in Sharma *et al.* (2016), *Eichhornia crassipes* have oval leaves, wide, thick, shiny and could grow above the water surface up to 1 m in height. The leaves have 10 to 20 cm in diameter. They have long stems, spongy and bulbous. Each plant consists of a rosette of six to ten sheets attached to a rhizome with a fibrous root system well developed.

Among the products that aimed to produce in the composting of 83 articles identified, dominates the production of Organic Fertilizer ($\approx 83\%$), followed by Anthropogenic soil ($\approx 9\%$), Organomineral ($\approx 5\%$), Pre-compost ($\approx 2\%$) and Slurry ($\approx 1\%$). Only 6 of the 83 researches did not use a source of organic material and/or additional mineral in composting process or after composting for production of their target product (Goyal *et al.*, 2005; Chunkao *et al.* 2012; Araiza *et al.*, 2016; Martinez-Nieto *et al.*, 2011; Packia Leksmi and Viveka, 2011; Sannigrahi and Chakraborty, 2002).

These studies, however, had their main focus on parameters evaluation of the macrophyte composting process. The other articles, mainly focused on the quality/application of the final compost, had complementation of organic and/or mineral matter. The materials used in addition to the macrophytes in composting are illustrated quantitatively, related to the number of articles where they were applied, in Figure 5.

The other additional fonts used were water lettuce and typhas (Sanigrahi, 2009), plum (Rich *et al.*, 2018), coconut shell (Umsakul *et al.*, 2010), poultry manure (Zhang *et al.*, 2014; Masaka and Ndhlovu, 2007; Martins *et al.*, 2019), buffalo manure (Nhi *et al.*, 2010), manure (Karak *et al.*, 2014; Bisen *et al.*, 2017), river sediment (Karak *et al.*, 2014), leaves (Alomia *et al.*, 2011), peat (Lu *et al.*, 2017), swine manure (Fan *et al.*, 2015; Han *et al.*, 2019), goat manure and straw bedding (Pérez *et al.*, 2015), bran (Nath and Singh, 2016), pisciculture sludge (Bui *et al.*, 2015), molasses (Naluyange *et al.*, 2014), wheat straw (Masaka and Ndhlovu, 2007), manure and fish carcasses (Martins *et al.*, 2019), poultry litter (Montoya *et al.*, 2013; Gajalakshmi and Abbasi, 2006), food scraps (Ansari, 2011; Montoya *et al.*, 2013), tailings urban solid waste (Gajalakshmi and Abbasi, 2006) and sucrose (Song, 2016).

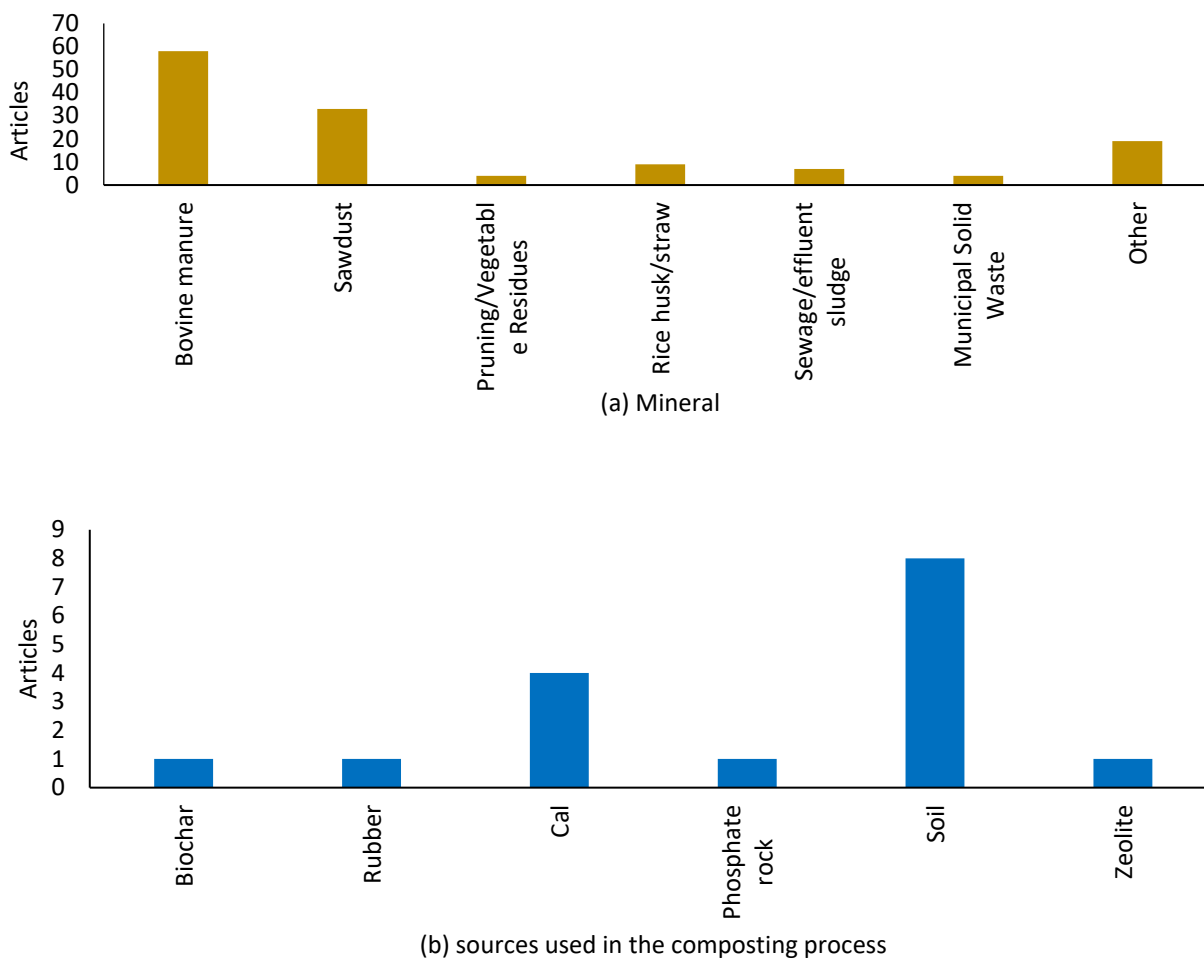


Figure 5. List of additional biomasses (a) and mineral (b) sources used in the composting process together with the macrophytes studied in each article

Compost monitoring

The composting monitoring process, performed by the authors identified in the literature review, occurred, in most cases, before proceeding with materials analysis that would be composted, along process and in the final compost.

Figure 6 illustrate analyzed parameters quantification (before, during and after composting) in literature review identified articles, divided into physico-chemical properties, macronutrients, micronutrients, toxic elements and others.

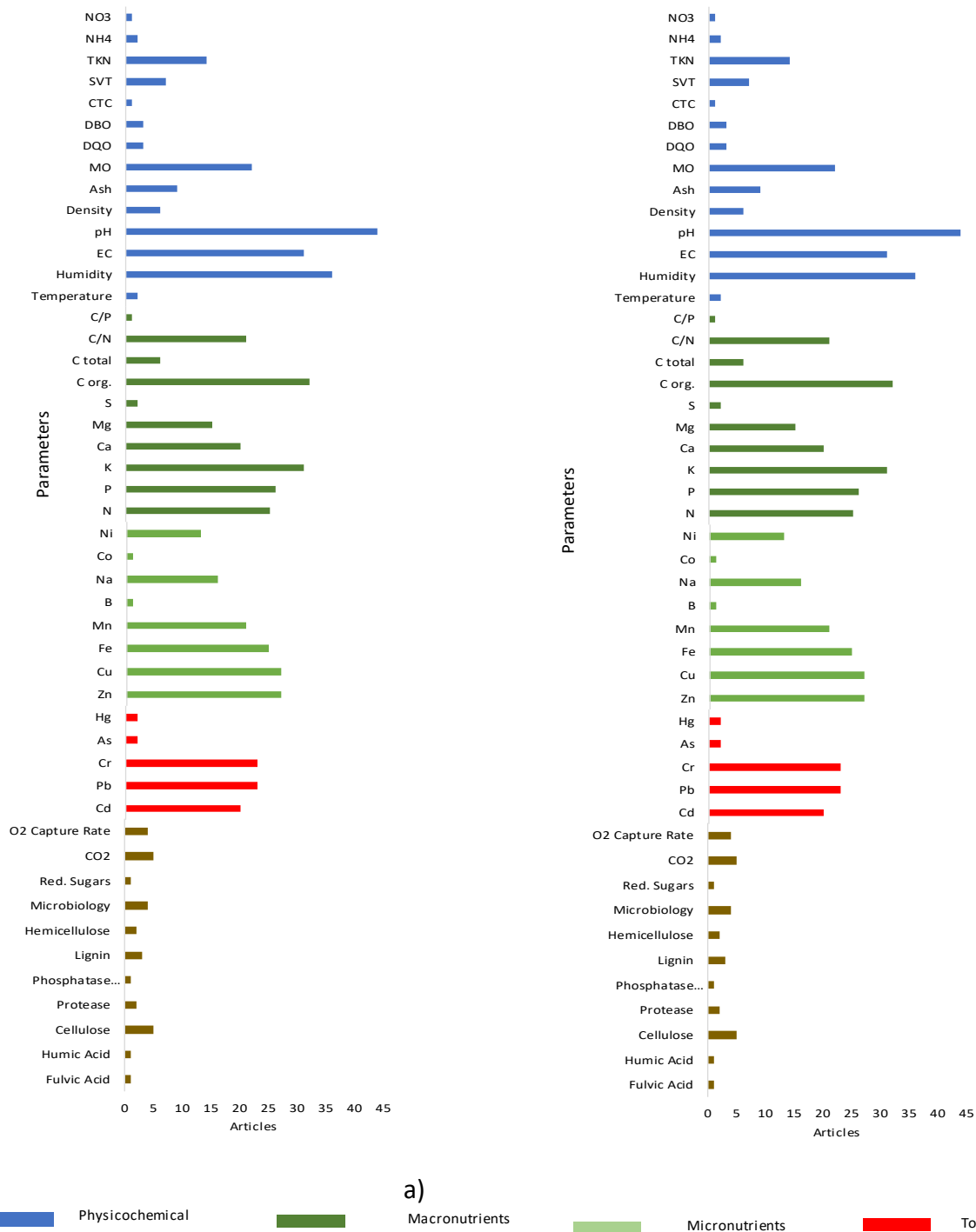


Figure 6. (a) Prior parameters evaluated to composting process macrophytes and/or biomass characterization. (b) Parameters evaluated during or after the composting process to characterize the final product.

The main parameters stages analyzed (before, during and after the composting) resemble. The physical and chemical parameters more analyzed are pH, electrical conductivity (EC) and Humidity. In a less expressive amount, however, still standing out above the others, the content of Organic Matter (OM) and Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) are also among the most adopted by the authors.

The most adopted macronutrients in monitoring are K, N and P, the latter two being, however, surpassed in organic carbon monitoring during/after composting, also significantly adopted in monitoring prior to composting. Is also adopted C/N ratio by a large number of the authors, and its prior monitoring to composting held to be maintained at close values to ideal for process and during/after composting verifying compost maturity (Araiza *et al.*, 2016; Nath and Singh, 2016; Pushpa *et al.*, 2016a; Bisen *et al.*, 2017).

Among the micronutrients, the elements Zinc (Zn), Copper (Cu) and Iron (Fe) stand out in decreasing order, both in the previous monitoring and during/post composting. They are also monitored in some of the micronutrient articles such as Manganese (Mn), Sodium (Na), Nickel (Ni) and, in low expressive percentages, Boron (B) and Cobalt (Co).

Due to the macrophytes chemical elements assimilation characteristics (Ganesh *et al.*, 2012; Singh and Kalamdhad, 2012; Singh and Kalamdhad, 2014; Mazumder *et al.*, 2020), plant toxic elements monitoring, prior to composting, and the residual of these elements in the compound, during/after process composting, is adopted in part of the studies. Elements such as Pb, Cr and Cd are the most monitored in the articles identified in this literature review, and elements such as Hg and Arsenic (As) are also analyzed. The potentially toxic element type present in macrophytes may differ, depending on local proliferation characteristics. Thus, even that lead, chromium and cadmium are main elements potentially toxic monitored, others can be adopted.

The grouped parameters named "Others" correspond to a not framed indicators in other divisions. Some of these parameters are associated with the type of study being conducted, such as specific studies of microbiology and its influence on the composting process (Pramanik, 2010; Bisen *et al.*, 2017; Vishan *et al.*, 2017), analysis of the decomposition of the woody fraction of macrophytes (Sarika *et al.*, 2014; Devi *et al.*, 2015; Das *et al.*, 2016) or its application and potential environmental damage, to human beings and economic development (Rezania *et al.*, 2015a; Sharma *et al.*, 2016).

Final remarks

The macrophyte composting process interest is a theme continuously addressed around the world in recent years, having evolved from the focus on analyzing the feasibility of the composting process to concerns about the characteristics, mainly of toxicity, of the compost produced.

On identified studies, the spatial distribution in literature review highlights management problem for this plant type is not restricted to continental countries, such as China, India, USA or Brazil. Environmental, economic and social impacts results from macrophyte proliferation's in water resources, have being object of studies in several countries around the world.

Composting with natural aeration predominates in the literature reviewed, representing 56% (half of this one, feature composting time equal to or less than 60 days) followed by vermicomposting (25%). In general, the authors consider it necessary to maintain humidity in the composting process around 60%.

Macrophytes partial dehydration, before composting process beginning seems to be crucial to ensure near-ideal humidity values.

Eichhornia crassipes corresponded to approximately 69% of the scientific researches and the special distribution, can be considered a worldwide problem.

Macrophytes chemical composition depends on where it developed, therefore, knowing the environment where it is inserted is essential to identify possible chemical elements (nutritional or dangerous) that may be in the plant's biomass.

Cellulose significant percentage that compose the macrophytes can prolong composting process. Thus, practices such as the previous comminution of plants and / or cellulose-degrading inoculants addition throughout composting process can represent peculiar composting stages this plant type resulting from the knowledge acquired in past researches.

Composting process operational parameters are not standardized in the accessed studies, lacking adjustments, according to each scientific researches context.

The macrophyte composting studies evolution have evolved into compound production with heavy metals lesser amount in their soluble forms. Micro and macro nutrients richness can be considered for next evolutionary composting studies stage for this plant type, either by organic matter sources characteristics and/or mineral sources addition.

References

- Alomía, Y.A., Peña, E.J., Bolaños, A.C., Pedraza, G. (2011) Effect of *pleurotus ostreatus* (Jacq.) p. kumm activity on the quality of compost made with *eichhornia crassipes* (Mart.) solms-laubach, and cattle manure. *Livestock Research for Rural Development*. **23**(6). <http://www.lrrd.org/lrrd23/6/alom23134.htm>

- Ankaram, S., Mushan, L.C., Rao, K.R. (2012) Management of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*), an aquatic weed waste, by vermicomposting technology. *International Journal of Environmental Technology and Management*, **15**, 195 – 207. <https://doi.org/10.1504/IJETM.2012.049222>
- Ansari, A. (2011) Worm powered environmental biotechnology in organic waste management. *International Journal of Soil Science*, **6**(1), 25-30.
- Araiza, J.P.H.L., Quechoac-Pina, X., Beltran-Villavicencio, M., Espinosa-Valdemar, R.M., Vázquez-Morillas, A. (2016) Integral Valorization of the Water Hyacinth from the Canals of Xochimilco: Production of Edible Mushrooms and Forage. *Waste Biomass Valorization*, **7**, 1203–1210. <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9526-0>
- Balasubramanian, D., Arunachalam, K., Arunachalam, A., Das, A.K. (2013a) Water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.] engineered soil nutrient availability in a low-land rain-fed rice farming system of north-east India. *Ecological Engineering*, **58**, 3-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.001>
- Balasubramanian, D., Arunachalam, K., Arunachalam, A., Das, A.K. (2013b) Effect of Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) Mulch on Soil Microbial Properties in Lowland Rainfed Rice-Based Agricultural System in Northeast India. *Agricultural Research*, **2**(3), 246–257. <https://doi.org/10.1007/s40003-013-0073-7>
- Begum, A. (2011) Evaluation of municipal sewage sludge vermicompost on two cultivars of tomato (*Lycopersicon esculentum*) plants". *International Journal of ChemTech Research*, **3**(3), 1184-1188.
- Bisen, J.S., Chauhan, R., Singh, A.K., Singh, M. (2017) Development of vermicompost technology for organic tea cultivation at high altitude. *Ecology, Environment and Conservation*. **23**(1), 465-470.
- Bote, M.A., Naik, V.R., Jagadeeshgouda, K.B. (2020) Review on water hyacinth weed as a potential bio fuel crop to meet collective energy needs. *Materials Science for Energy Technologies*, **3**, 397. <https://doi.org/10.1016/j.mset.2020.02.003>
- Bui, X.T., Vu, T.M.H., Tran, C.T., Chau, T.D., Berg, H. (2015) Reuse of sediment from catfish pond through composting with water hyacinth and rice straw. *Sustainable Environment Research*, **25**(1), 59-63.
- Chunkao, K., Nimpee, C., Duangmal, K. (2012) The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metals and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand. *Ecological Engineering*, **39**,40-52. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.09.006>
- Das, D., Bhattaharyya, P., Ghosh, B.C., Banik, P. (2016) Bioconversion and biodynamics of *Eisenia foetida* in different organic wastes through microbially enriched vermicomposting technologies. *Ecological Engineering*, **86**(2016), 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.012>
- Devi, R.R.; Dhar, P.; Kalamdhad, A.; Kalyar, V. (2015) Fabrication of cellulose nanocrystals from agricultural compost. *Compost Science & Utilization*, **23**, 104–116. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2014.972595>
- Fan, R., Luo, J., Yan, S., Wang, T., Liu, L., Gao, Y., Zhang, Z. (2015) Use of water hyacinth (*eichhornia crassipes*) compost as a peat substitute in soilless growth media. *Compost Science & Utilization*, **23**(4), 237- 247. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2015.1046614>
- Gajalakshmi, Palani, S.G., Abbasi, S.A. (2006) Bioprocessing and resource recovery of solid waste by low-income citizens. *Indian Journal of Chemical Technology*, **13**(1).
- Gajalakshmi, S., Abbasi, S.A. (2002) Effect of the application of water hyacinth compost/vermicompost on the growth and flowering of *Crossandra undulaefolia*, and on several vegetables. *Bioresource Technology*, **85**(2), 197-199. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00096-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00096-2)
- Gajalakshmi, S.; Ramasamy, E.; Abbasi, S. (2002a) Vermicomposting of different forms of water hyacinth by the earthworm *Eudrilus eugeniae*, Kinberg. *Bioresource Technology*, **82**(2), 165–169. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(01\)00163-8](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(01)00163-8)
- Gajalakshmi, S., Ramasamy, E., Abbasi, S. (2001) Potential of two epigeic and two anecic earthworm species in vermicomposting of water hyacinth. *Bioresource Technology*, **76**(3), 177–181. [https://doi.org/10.1016/s0960-8524\(00\)00133-4](https://doi.org/10.1016/s0960-8524(00)00133-4)

- Goswami, L., Nath, A., Sweetey, S., Bhattacharya, S.S., Kalamdhad, A., Vellingiri, K., Kim, K-H. (2017) Application of drum compost and vermicompost to improve soilhealth, growth, and yield parameters for tomato and cabbage plants. *Journal of environmental management* **200**, 243-252. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.073>
- Ganesh, C., Dhal, N.K., Roshan, W., Khwairakpam, M., Kalamdhad, A.S. (2012) Composting of water hyacinth using Saw dust/Rice straw as a bulking agent. *Agris On-line Papers in Economics and Informatics*, **2**(3), <https://doi.org/10.6088/ijes.00202030009>
- Goyal, S., Dhull, S.K., Karpoo, K.K. (2005) Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, **96**(14), 1584-1591. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.12.012>
- Gunnarsson, C.C., Petersen, C.M. (2007) Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. *Waste Management*, **27**(1), 117-129. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.12.011>
- Gupta, R., Mutiyar, P.K., Rawat, N.K., Saini, M.S., Garg, V.K. (2007) Development of a water hyacinth based vermireactor using an epigeic earthworm *Eisenia foetida*. *Bioresource Technology*, **98**(13), 2605-2610. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.09.007>
- Han, S., Li, J., Zhou, Q., Liu, G., Wang, T. (2019) Harmless disposal and resource utilization of wastes from the lake in China: Dewatering, composting and safety evaluation of fertilizer. *Algal Research*, **43**(2019) 101623. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2019.101623>
- Jain, M.S., Paul, S., Kalamdhad, A.S. Kinetics and physics during composting of various organic wastes: Statistical approach to interpret compost application feasibility. (2020) *Journal of Cleaner Production*, **255**. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120324>
- Karak, T., Bhattacharyya, P., Paul, R.K. (2014) Assessment of co-compost quality by physico-chemical and exploratory data analysis. *Clean – Soil, Air, Water*, **42**(6), 836–848. <https://doi.org/10.1002/clen.201200143>
- Karmakar, S., Brahmachari, K., Gangopadhyay, A., Choudhury, S.R. (2012) Recycling of different available organic wastes through vermicomposting. *E-Journal of Chemistry*, **9**(2). <https://doi.org/10.1155/2012/945762>
- Kouki, S., Saidi, N., M'hiri, F., Hafiane, A., Hassen, A. (2016) Co-Composting of Macrophyte Biomass and Sludge as an Alternative for Sustainable Management of Constructed Wetland By-Products. *Clean Soil Air Water – CSAWAC*, **44**(6), 587-738. <https://doi.org/10.1002/clen.201500346>
- Lourduraj, A.C., Joseph, S. (2010) Production of vermicompost from water hyacinth (*Eichhornia crasipes* Mart. Solms) - efficacy of different earthworm species and enrichment on total N, P, K, Ca and Mg content of vermicompost. *Ecology, Environment and Conservation*, **16**(2), 187-189.
- Lu, X., Liu, L., Fan, R., Luo, J., Yan, S., Rengel, Z., Zhang, Z. (2017) Dynamics of copper and tetracyclines during composting of water hyacinth biomass amended with peat or pig manure. *Environmental Science and Pollution Research*. **24**, 23584–23597. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9979-0>
- Malik, A. (2007) Environmental challenge vis a vis opportunity: The case of water hyacinth. *Environment International*, **33**(1), 122-138. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.08.004>
- Martinez-Nieto, P., Bernal-Castillo, J., Calixto-Díaz, M., Basto-Riaño, M.A., Chaparro-Rico, B. (2011) Biofertilizers and composting accelerators of polluting macrophytes of a Colombian lake. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, **11**(2), 47-61. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162011000200005>
- Martins, D.S., Shinzato, M.C., Moraes, J.E.F. (2019) Evaluation of the Use of Organic Waste Generated at Hydroelectric Power Plants in the Production of Organic Fertilizers. *Waste and Biomass Valorization*, **2020**(11), 5041–5051. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00790-y>
- Masaka, J., Ndhlovu, S. (2007) The effect of different forms of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) organic fertilizers on leaf growth rate and yield of rape (*Brassica napus*). *International Journal of Agricultural Research*, **2**(3), 254-260. <https://doi.org/10.3923/ijar.2007.254.260>

- Mazumder, P., Khwairakpam, M., Kalamdhad, A.S. (2020) Bio-inherent attributes of water hyacinth procured from contaminated water body—effect of its compost on seed germination and radicle growth. *Journal of Environmental Management*, **257**(1). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109990>
- Montoya, J., Wallczek, T.M., Abbott, M.L. (2013) Large scale composting as a means of managing water hyacinth (*Eichhornia crassipes*). *Invasive Plant Science and Management*, **6**(2), 243-249. <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-12-00013.1>
- Naluyange, V., Ochieno, D.M.W., Maingi, J.M., Ombori, O., Mukaminega, D., Amoding, A., Odendo, M., Okoth, S.A. Shivoga, W.A. Muoma, J.V. (2014) Compatibility of Rhizobium inoculant and water hyacinth compost formulations in Rosecoco bean and consequences on *Aphis fabae* and *Colletotrichum lindemuthianum* infestations. *Applied Soil Ecology*, **76**, 68-77. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.12.011>
- Nath, S., Singh, K. (2016) Analysis of different nutrient status of liquid bio-fertilizer of different combinations of buffalo dung with gram bran and water hyacinth through vermicomposting by *Eisenia fetida*. *Environment, Development and Sustainability*, **18**, 645–656. <https://doi.org/10.1007/s10668-015-9666-6>
- Nhi, N.H.Y.; Preston, T.R.; Ogle, B.; Lundh, T. (2010) Growth of earthworms (*perionyx excavatus*) on cattle or buffalo manure with or without water hyacinth. *Livestock Research for Rural Development*. **22**.
- Packia Leksmi, N.C.J., Viveka, S. (2011) Hyacinth compost as a source of nutrient for *Abelmoschus esculentus*. *Indian Journal of Science and Technology*, **4**(3), 236 – 239.
- Parveen, A.A., Padmaja, C.K. (2011) Efficacy of fungi and actinomycetes in converting municipal solid waste (MSW) and water hyacinth (WH) into organic manure. *Research on Crops*, **12**(1),167-172.
- Pérez, E.A., Téllez, T.R., Maqueda, S.R., Linares, P.J.C., Pardo, F.M.V., Medina, O.L.R., Moreno, J.L., Gallego, F.L., Cortés, J.G., Guzmán, J.M.S. (2015) Seed germination and risks of using the invasive plant *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms-Laub. (water hyacinth) for composting, ovine feeding and biogas production. *Acta Botanica Gallica: Botany Letters*, **62**(3), 203–214. <https://doi.org/10.1080/12538078.2015.1056227>
- Pramanik, P. (2010) Changes in enzymatic activities and microbial properties in vermicompost of water hyacinth as affected by pre-composting and fungal inoculation: A comparative study of ergosterol and chitin for estimating fungal biomass. *Waste Management*, **30**(8–9), 1472-1476. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.02.026>
- Pushpa, T.B., Sekaran, V., Basha, S.J., Jegan, J. (2016a) Investigation on preparation, characterization and application of effective microorganisms (EM) based composts-an ecofriendly solution. *Nature Environment and Pollution Technology*, **15**(1), 153-158.
- Rezania, S., Ponraj, M., Din, M.F.M., Songi, A.R., Sairan, F.M., Chelliapan. (2015a) The diverse applications of water hyacinth with main focus on sustainable energy and production for new era: An overview. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **41**, 943-954. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.09.006>
- Rezania, S., Ponraj, M., Talaiekhozani, A., Mohamad, S.E., Din, M.F.M., Taib, S.M., Sabbagh, F., Sairan, F.M. (2015b) Perspectives of phytoremediation using water hyacinth for removal of heavy metals, organic and inorganic pollutants in wastewater. *Journal of environmental management*, **63**(1), 125-133. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.018>
- Rich, N., Bharti, A., Kumar, S. (2018) Effect of bulking agents and cow dung as inoculant on vegetable waste compost quality. *Bioresource Technology*, **252**, 83-90. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.080>
- Sanigráhi, A.K. (2009) Management of some aquatic weeds through vermicomposting. *Indian Journal of Environmental Protection*, **29**(9), 809-811.
- Sannigráhi, A.K., Chakraborty, S. (2002) Beneficial management of organic wastes by vermi composting. *Indian Journal of Environmental Protection*, **22**(4), 405-408.
- Sarika, S., Singh, J.; Prasad, R., Vishan, I., Varma, V.S., Kalamdhad, A.S. (2014) Study of physico-chemical and biochemical parameters during rotary drum composting of water hyacinth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **3**(63). 2014. <https://doi.org/10.1007/s40093-014-0063-1>

- Sharma, A., Aggarwal, N.K., Saini, A., Yadav, A. (2016) Beyond biocontrol: Water hyacinth - Opportunities and challenges. *Journal of Environmental Science and Technology*, **9**(1), 26-48. <https://doi.org/10.3923/jest.2016.26.48>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2012) Concentration and speciation of heavy metals during water hyacinth composting. *Bioresource Technology*, **124**, 169-179. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.043>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2013a) Effect of rotary drum on the speciation of heavy metals during water hyacinth composting. *Environmental Engineering Research*, **18**(3), 177-189. <https://doi.org/10.4491/eer.2013.18.3.177>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2013b) Assessment of bioavailability and leachability of heavy metals during rotary drum composting of green waste (Water hyacinth). *Ecological Engineering*, **52**, 59-69. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.090>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2013c) Bioavailability and leachability of heavy metals during water hyacinth composting. *Chemical Speciation and Bioavailability*, **25**(1). <https://doi.org/10.3184/095422913X13584520294651>
- Singh, W.R., Kalamdhad, A.S. (2014) Potential for composting of green phumdi biomass of Loktak lake. *Ecological Engineering*, **67**, 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.086>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2015) Assessment of compost quality in agitated pile composting of water hyacinth collected from different sources. *Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **4**, 175-183. <https://doi.org/10.1007/s40093-015-506-0097-z>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S., Lee, B-K. (2015) Reduction of eco-toxicity risk of heavy metals in the rotary drum composting of water hyacinth: Waste lime application and mechanisms. *Environmental Engineering Research*, **20**(3), 212-222. <https://doi.org/10.4491/eer.2015.024>
- Singh, J., Kalamdhad, A.S. (2016) Effect of lime on speciation of heavy metals during composting of water hyacinth. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, **10**(1), 93-102. <https://doi.org/10.1007/s11783-014-0704-7>
- Song, U. (2017) Post-remediation use of macrophytes as composting materials for sustainable management of a sanitary landfill. *International Journal of Phytoremediation*, **19**(4). <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1244156>
- Taiwo, A.M., Gbadebo, A.M., Oyedepo, J.A., Ojekunle, Z.O., Alo, O.M., Oyeniran, A.A., Onalaja, O.J., Ogunjimi, S., Taiwo, O.T. (2016) Bioremediation of industrially contaminated soil using compost and plant technology. *Journal of Hazardous Materials*, **304**(5), 166-172. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.10.061>
- Umsakul, K., Dissara, Y., Srimuang, N. (2010) Chemical, Physical and Microbiological changes during composting of the water hyacinth. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, **13**(20), 985-992.
- Varma, V. S., Prasad, R., Deb, S., Kalamdhad, A. S. (2017) Effects of Aeration During Pile Composting of Water Hyacinth Operated at Agitated, Passive and Forced Aerated Condition. *Waste and Biomass Valorization*, **9**(8), 1339-1347. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-9876-2>
- Vishan, I., Sivaprakasam, S., Kalamdhad, A. (2017) Isolation and identification of bacteria from rotary drum compost of water hyacinth. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, **6**, 245-253. <https://doi.org/10.1007/s40093-017-0172-8>
- Yadav, A.; Garg, V.K. (2013) Nutrient Recycling from Industrial Solid Wastes and Weeds by Vermiprocessing Using Earthworms. *Pedosphere*, **23**(5), 668-677. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60059-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60059-4)
- Zhang, H., Tan, S.N., Wong, W.S., Ng., C.Y.L., Teo, C.H., Ge, L., Chen, X., Yong, J.W.H. (2014) Mass spectrometric evidence for the occurrence of plant growth promoting cytokinins in vermicompost tea. *Biology and Fertility of Soils*, **50**, 401-403. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0846-y>
- Wilson, J.R., Holst, N., Rees M. (2005) Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquatic Botany*, **81**, 51-67.

REVISTA AIDIS

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

UTILIZAÇÃO DE FILTRO BIOLÓGICO COM DIFERENTES MEIOS DE SUPORTE PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE LATICÍNIOS

Rúbia Lemos Ferreira Carneiro ³

Anne Caroline Simpliciano ¹

Tamara Daiane de Souza ²

* Múcio André dos Santos Alves Mendes ¹

Eduardo Morgan Uliana ³

Nuria Pérez Gallardo ⁴

USE OF BIOLOGICAL FILTER WITH DIFFERENT SUPPORT MEDIA FOR TREATMENT OF WASTEWATER OF DAIRY PRODUCTS

Recibido el 4 de mayo de 2021. Aceptado el 8 de diciembre de 2021

Abstract

The dairy industry has a prominent role in the Brazilian scenario, lacking alternatives that combine a good cost / benefit ratio in the management of its effluents. Thus, the objective of this work was to experimentally analyze the biological filter (BF) with two different media, sugar cane bagasse and wood sawdust, in the biological treatment of dairy effluent, in order to evaluate the effectiveness of the treatment and to identify which of the materials is more efficient. Analyzes of pH, BOD, turbidity, total solids, sediment solids, total dissolved solids, electrical conductivity (EC), nitrogen and phosphorus were performed. There were superior results of removal of BOD, nitrogen and turbidity for the filter filled with wood sawdust. The bagasse filter presented better results on average in the reduction of phosphorus concentration and total solids, which are 91.7% and 59.8, respectively. The reduction of TDS concentration and EC reduction, both filters demonstrated equivalence. The results of sediment solids indicate the need to implement the secondary settler to the system. It is recommended to use FB filled with wood sawdust for treatment of dairy wastewater.

Keywords: effluent of dairy products, organic filters, sugarcane bagasse, wood sawdust.

¹ Departamento de Engenharia Civil, Universidade do Estado de Minas Gerais. Minas Gerais, Brasil.

² Departamento de Engenharia Urbana, Universidade Federal de Ouro Preto. Minas Gerais, Brasil.

³ Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais (ICAA), Universidade Federal de Mato Grosso. Mato Grosso, Brasil.

⁴ Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará. Pará, Brasil.

* *Autor Correspondente:* Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de Ouro Preto. Campus Universitário Morro do Cruzeiro - Bauxita, Ouro Preto, Minas Gerais. CEP.:35400-000. Brasil. Email: mucio.mendes@ufop.edu.br

Resumo

A indústria de laticínios possui papel de destaque no cenário brasileiro, carecendo de alternativas que aliem uma boa relação custo/benefício na gestão de seus efluentes. Assim, objetivou neste trabalho analisar experimentalmente o filtro biológico (FB) com dois diferentes meios de suportes, bagaço de cana de açúcar e serragem de madeira, no tratamento biológico do efluente de laticínio, a fim de avaliar a efetividade do tratamento e identificar qual dos materiais é mais eficiente. Foram realizadas análises de pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), turbidez, sólidos totais, sólidos sedimentáveis, sólidos dissolvidos totais (SDT), condutividade elétrica (CE), nitrogênio e fósforo. Verificou-se resultados superiores de remoção de DBO, nitrogênio e turbidez para o filtro preenchido com serragem de madeira. O filtro de bagaço apresentou melhores resultados médios na redução da concentração de fósforo e sólidos totais, sendo estes de 91.7% e 59.8%, respectivamente. A redução na concentração de SDT e redução de CE, em ambos os filtros demonstraram equivalência. Os resultados de sólidos sedimentáveis indicaram a necessidade de implementação do decantador secundário ao sistema. Recomenda-se a utilização do FB preenchido com serragem de madeira para tratamento de água residuária de laticínio.

Palavras chave: efluente de laticínios, filtros orgânicos, bagaço-de-cana, serragem de madeira.

Introdução

O Brasil figura dentre os maiores produtores de leite do mundo, com uma produção superior a 33.8 bilhões de litros no ano de 2018, valor 1.6 % superior ao ano anterior, de acordo com dados divulgados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE,2020). Dentre os estados produtores, Minas Gerais se destaca como o maior produtor do país, com produção igual a 8.9 bilhões de litros. Em detrimento ao crescimento da produção, tem-se o aumento da produção de resíduos provenientes de laticínios, a qual requer atenção de modo a viabilizar a continuidade da produção, frente às legislações ambientais vigentes.

A indústria de laticínios gera um grande volume de resíduos líquidos. Estima-se que para cada dois litros de leite processado, são gerados cerca de 5 litros de resíduo (Begnini; Ribeiro, 2014). Este resíduo apresenta alto teor de matéria orgânica, o que torna imperativo o controle ambiental adequado. O lançamento desses compostos poluidores, sem o devido tratamento, no curso d'água afeta a qualidade da água, altera seus parâmetros originais e pode ocasionar eutrofização, morte da fauna e flora nativas e limitação do uso da água para atividades humanas.

Entre as maneiras viáveis para o tratamento de efluentes da indústria de laticínios, destaca-se o filtro biológico (FB), que consiste em um sistema de tratamento preenchido com material poroso, no qual os microrganismos se aderem e formam uma camada de biofilme. O efluente proveniente da indústria goteja sobre o meio suporte e as bactérias consomem a matéria orgânica biodegradável do resíduo (Von Sperling, 2014).

Os materiais usualmente utilizados para meio suporte do FB são brita, anéis plásticos e argila expandida. Entretanto, dada às dificuldades de pequenos produtores, juntamente com a busca por simplificação do tratamento e utilização de subprodutos descartáveis de outros processos, o bagaço de cana-de-açúcar e a serragem de madeira surgem como alternativa promissora. O bagaço de cana é um subproduto proveniente do processo de compressão da cana-de-açúcar para retirada da seiva, geralmente encontrado em destilarias como resíduo. A serragem de madeira é o resíduo do processo de manejo e tratamento de madeira encontrado em serrarias e indústrias de fabricação de móveis. Ambas são alternativas sustentáveis, com baixo custo de aquisição e alta disponibilidade. Além disso, os materiais filtrantes orgânicos são compostos reutilizáveis provenientes de outras atividades econômicas, sendo também reutilizáveis após sua função como filtro, na produção de fertilizantes.

Diante da relevância dos laticínios no Brasil e em função do grau de poluição dos seus efluentes, é de grande importância que se encontre técnicas alternativas para realizar o tratamento desses efluentes. Portanto, com o presente trabalho objetivou-se analisar experimentalmente dois diferentes meios suportes, bagaço de cana de açúcar e serragem de madeira, no tratamento biológico de efluentes de indústria de laticínios no que se refere a eficiência e potencial de remoção de matéria orgânica, sólidos e nutrientes.

Material e métodos

O experimento foi conduzido no laboratório de análise ambiental da Universidade Estadual de Minas Gerais, campus João Monlevade. De acordo com a classificação Köppen-Geiger, o clima da região é do tipo Aw – Clima tropical (Martins *et al.*, 2018).

Para o desenvolvimento do trabalho foram construídos dois filtros biológicos em escala de bancada. A estrutura experimental destes foi construída em tubos de PVC (0.15 m de diâmetro e 1.20 m de altura), em que 0.20 m do tubo foram utilizados como borda livre, perfazendo uma altura útil de 1.00 m.

A granulometria dos materiais utilizados foi de 1.4 a 8.0 mm e 1.4 a 12.5 mm para bagaço de cana de açúcar e serragem de madeira, respectivamente. O bagaço de cana de açúcar foi triturado e passado por peneiras para remoção das partículas finas e grosseiras. A serragem de madeira utilizada foi a do tipo lascas, a qual já apresentava partículas dentro da granulometria adequada.

O efluente sintético foi baseado em uma formulação descrita no trabalho de Carvalho *et al.* (2018), a qual demonstrou ser, após revisão bibliográfica, um valor representativo para esse tipo de indústria. Para a produção do efluente sintético foram adicionados 10 ml de leite integral tipo A a 990 ml de água

destilada, esta mistura resultou em valores próximos a 2000 mg L^{-1} de demanda química de oxigênio (DQO), valor este considerado representativo para indústrias de laticínio.

Os principais componentes para a construção do protótipo de filtro biológico foram: recipiente de armazenamento do efluente, dispositivo de distribuição do efluente, camada suporte, sistema de drenagem e dispositivos de coleta e saída da água tratada.

Para o armazenamento do efluente sintético, foram utilizados dois galões de água de 20 L, nos quais foram conectados um equipo com o intuito de gotejar o efluente sobre o sistema, e controlar a vazão do efluente. Os galões e os equipos foram pintados com tinta preta para evitar a entrada de luz e conseqüente surgimento de algas. O dispositivo de distribuição foi constituído de um vasilhame de polietileno de 150 mm de diâmetro e 5 cm de altura, perfurado na parte inferior para distribuição uniforme do efluente.

As camadas suportes foram acondicionadas em 1 m do tudo PVC, a qual foi perfurada em 1% da área longitudinal para manter a oxigenação do sistema, como proposto por Chernicharo (2016). Para o sistema de drenagem foram utilizadas canaletas de PVC (Figura 1).



Figura 1. Dispositivos de coleta e saída da água tratada.

Para a estabilização dos sistemas, estes operaram por 60 dias com vazão constante do efluente (5 L d^{-1}), a fim manter a umidade e possibilitar o estabelecimento das bactérias decompositoras. Após este período a vazão foi aumentada (10 L d^{-1}) e iniciou-se a coleta de amostras para análises em laboratório.

As análises foram realizadas no efluente bruto e no efluente tratado dos dois filtros. As análises realizadas foram: turbidez, pH, condutividade elétrica, sólidos sedimentáveis, sólidos dissolvidos totais, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio e fósforo. Estas foram realizadas de acordo com a metodologia *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As análises foram realizadas com intervalo de 15 dias após estabilização do sistema, exceto as análises de nitrogênio e fósforo. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com repetição no tempo. As variáveis resposta para todos os parâmetros avaliados será a eficiência de redução na concentração, dada pela Equação 1:

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100$$

Equação 1

Em que:

C_i : Concentração inicial do parâmetro

C_f : Concentração final do parâmetro

Resultados e discussão

Na Figura 2 estão apresentados os valores de DBO das quatro análises feitas no efluente sintético e no efluente tratado pelo filtro preenchido com bagaço de cana de açúcar.

O leite utilizado em todas as reposições foi leite de vaca integral tipo A, in natura e pasteurizados. A variação nos resultados de DBO do efluente sintético ocorreu devido à composição e diferença de concentração do leite in natura para os demais leites pasteurizados, os quais apresentam variações entre os lotes.

Conforme demonstrado na Figura 2, a DBO apresentou redução em todas as amostragens em relação ao efluente sintético, em média 68.4% (± 34.2). Em relação a legislação federal, resolução CONAMA 430/11, que preconiza uma eficiência média de 60% de remoção de DBO, este filtro atenderia aos padrões exigidos neste quesito.

O filtro de serragem apresentou redução satisfatória de DBO, em média 88.9% (± 15.9), demonstrando eficiência superior ao FB preenchido com o bagaço de cana (Figura 3).

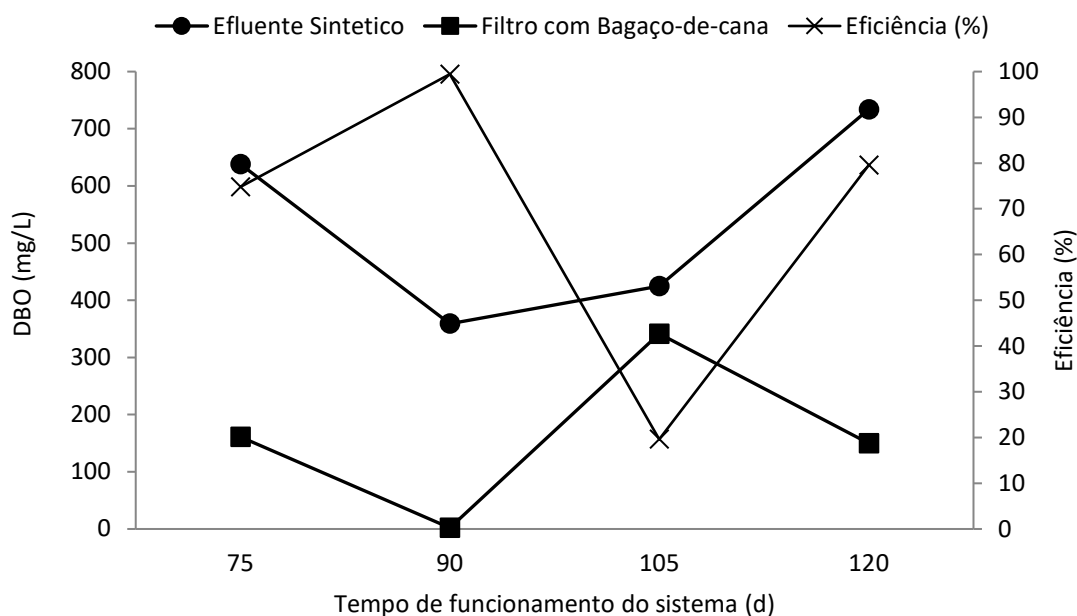


Figura 2. Aferições de DBO no FB preenchido com bagaço de cana-de-açúcar.

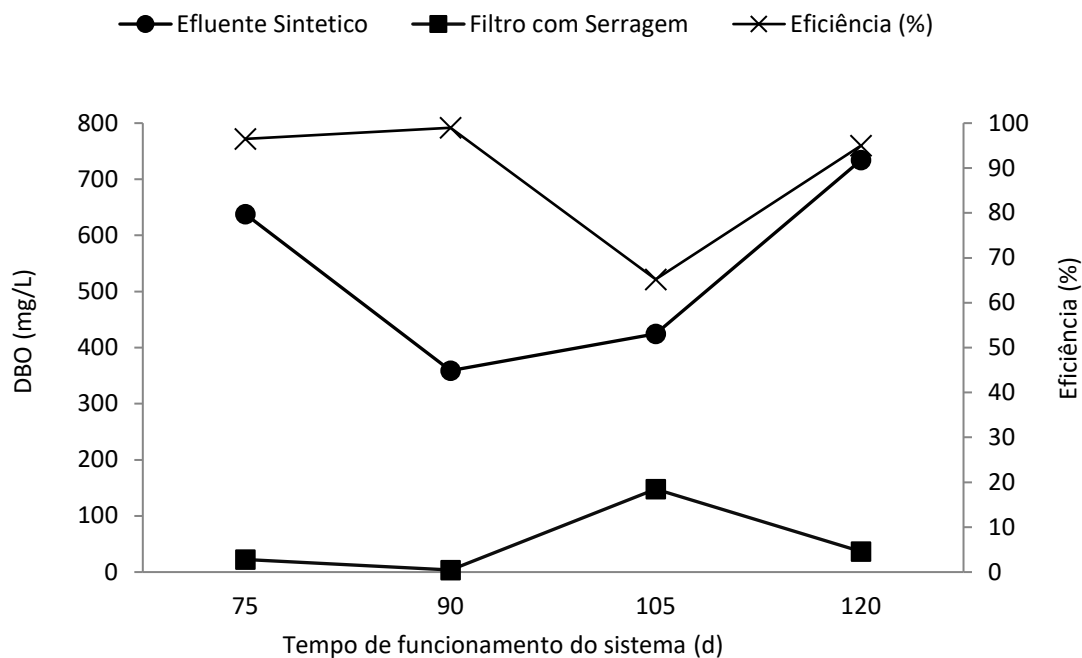


Figura 3. Aferições de DBO no FB preenchido com serragem de madeira.

Resultados inferiores foram encontrados por Lo Monaco *et al.* (2002) em tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro, onde obteve-se uma redução na concentração de 40% no filtro de bagaço-de-cana e 70-80% no filtro de serragem. Em outro estudo também realizado por Lo Monaco *et al.* (2004) para o qual utilizou-se serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias de suinocultura, foi encontrada a eficiência de 70-80%.

Na Figura 4 representa-se a eficiência dos sistemas no que tange a redução da concentração de DBO com relação à temperatura ambiente. Pode-se observar uma correlação entre estes parâmetros. O filtro de bagaço apresentou maior sensibilidade a variações de temperatura, com valores de eficiência entre 99.44% no dia de maior temperatura (29°C) e 19.61% no dia de menor temperatura (24°C). Já o filtro de serragem obteve maior constância em seus resultados e valores mais elevados na maior parte das amostras, com variações entre 98.96% no dia de maior temperatura e 65.20% no dia de menor temperatura.

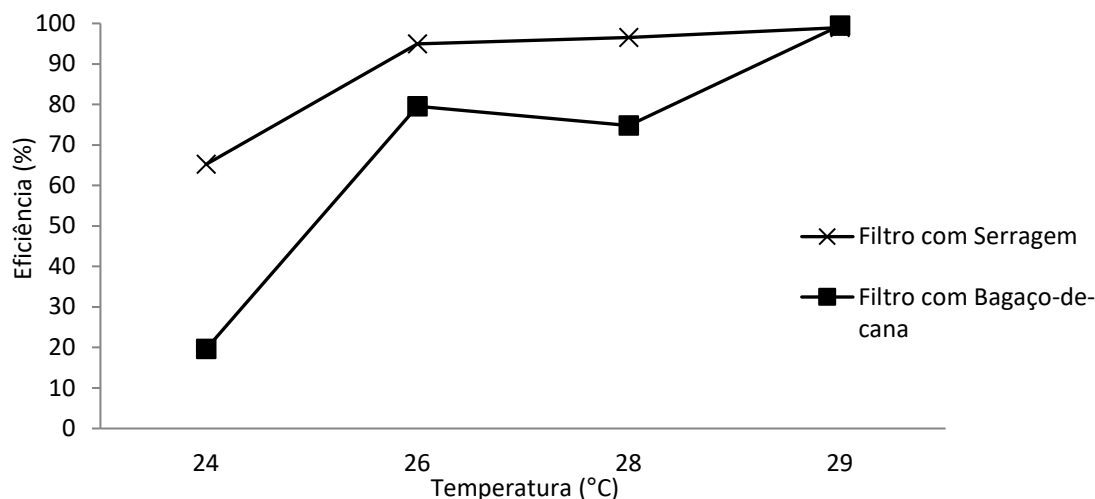


Figura 4. Eficiência dos sistemas com relação à temperatura ambiente.

Observa-se que em temperaturas mais elevadas, ambos os filtros obtiveram melhor redução na concentração de matéria orgânica. Esse fato deve-se ao aumento da atividade bacteriana que compõe o biofilme, sendo estas sensíveis às baixas temperaturas, reduzindo assim os seus metabolismos. Deste modo, pode-se inferir que a utilização alternativa do meio suporte orgânico deve ser priorizada em locais onde as temperaturas sejam elevadas, preferencialmente acima de

25°C. Em consonância com valores apontados por Von Sperling (2014), o qual apresenta como faixa ótima para remoção de matéria orgânica, valores entre 25°C e 40°C.

As análises de fósforo foram realizadas apenas na primeira e última amostras. Os filtros de bagaço e serragem apresentaram redução na concentração média de 91.7% e 62.1%, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1. Redução da concentração de Fósforo no FB preenchido com Bagaço e Serragem.

Dia	Efluente Sintético	Concentração após Tratamento		Eficiência Filtro (%)	
		Serragem	Bagaço-de-cana	Serragem	Bagaço-de-cana
75	99.0	19.5	4.0	80.3	95.9
120	5.5	3.1	0.7	43.8	87.5
Média	52.2	11.3	2.3	62.1±25.8	91.7±5.9

Pode-se observar por meio da Tabela 1, uma maior redução na concentração de fósforo no filtro preenchido por bagaço de cana. Já os resultados apresentados por Lo Monaco *et al.* (2002), demonstram redução na concentração de Fósforo superior no filtro preenchido com serragem quando comparado ao bagaço. No entanto, as porcentagens de redução na concentração do filtro de serragem foram similares em ambos os estudos, próximo a 70% de redução na concentração. No filtro biológico utilizado fibra de coco como meio suporte por Lo Monaco *et al.* (2009), a remoção de P foi em média de 58%, sendo inferior aos dois filtros do estudo em questão. Cabe salientar que a remoção de nutrientes em meios filtrantes ocorre tanto por processos físico-químicos quanto biológicos. Assim, o tipo de superfície, rugosidade, cargas de superfície e temperatura influenciam expressivamente nesta dinâmica.

Assim como o Fósforo, as análises de Nitrogênio foram realizadas na primeira e última amostras. A Tabela 2 apresenta os dados de redução na concentração de Nitrogênio nos filtros preenchidos com bagaço e serragem, os quais atingiram redução média de 25.1% e 28.3%, respectivamente.

Tabela 2. Redução na concentração de Nitrogênio nos sistemas avaliados.

Dia	Efluente Sintético	Concentração após Tratamento		Eficiência Filtro (%)	
		Serragem	Bagaço-de-cana	Serragem	Bagaço-de-cana
75	4.6	2.5	2.8	45.4	39.1
120	5.0	4.5	4.5	11.1	11.1
Média	4.8	3.5	3.6	28.3±24.3	25.1±19.8

De acordo com o estudo de Lo Monaco *et al.* (2009) o filtro biológico propiciou uma remoção média de N de 28%, valor próximo ao encontrado neste trabalho. De acordo com von Sperling (2014), os tratamentos biológicos apresentam médias de remoção de nitrogênio na ordem de 20%, o que condiz com o protótipo estudado. Já a legislação vigente não preconiza valores para lançamento de nitrogênio total.

A diferença de redução na concentração de nitrogênio entre a primeira e segunda análise possivelmente se dá devido à variação de temperatura entre esses dois dias. Como descrito anteriormente, as bactérias possuem maior taxa de desenvolvimento em temperaturas mais elevadas. Ademais, pode-se considerar que parte do Nitrogênio foi removido do afluente, por meio de síntese celular bacteriana (Biesterfeld *et al.*, 2003; Cui *et al.*, 2019).

Com relação ao parâmetro pH, pode-se observar de acordo com a Figura 5, que ambos os filtros apresentaram valores de 6 a 8.

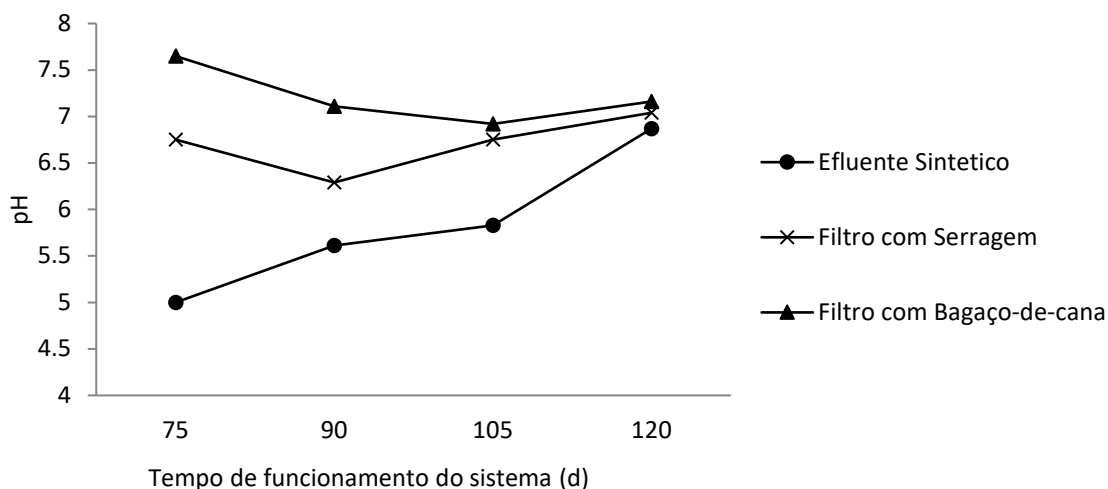


Figura 5. Monitoramento do pH.

Os resultados obtidos demonstram que o Filtro 1 e o Filtro 2 possuem os parâmetros de pH adequados ao desenvolvimento e crescimento bacteriano, o qual é um dos principais parâmetros para avaliação do bom desempenho do sistema de tratamento. Estudos apontam que os microrganismos envolvidos na degradação orgânica em sistemas biológicos apresentam melhor desempenho em pH em torno da neutralidade (Quadros *et al.*, 2010; Souza *et al.*, 2019). Diversas indústrias, em que se insere a indústria de laticínios, possuem efluentes que necessitam de

correção de pH antes do tratamento, aumentando o custo e diminuindo a sustentabilidade do mesmo. De acordo com o estudo apresentado, mesmo com pH do efluente na ordem de 5, o sistema apresentou capacidade de tamponamento e eficiências satisfatórias de redução de matéria orgânica, o que o torna ainda mais promissor.

Em relação a turbidez houve redução satisfatória em ambos os filtros, apresentando média de $75.9 \pm 22.1\%$ no filtro preenchido com bagaço de cana e $92.1 \pm 5.2\%$ no filtro preenchido com serragem de madeira (Figura 6).

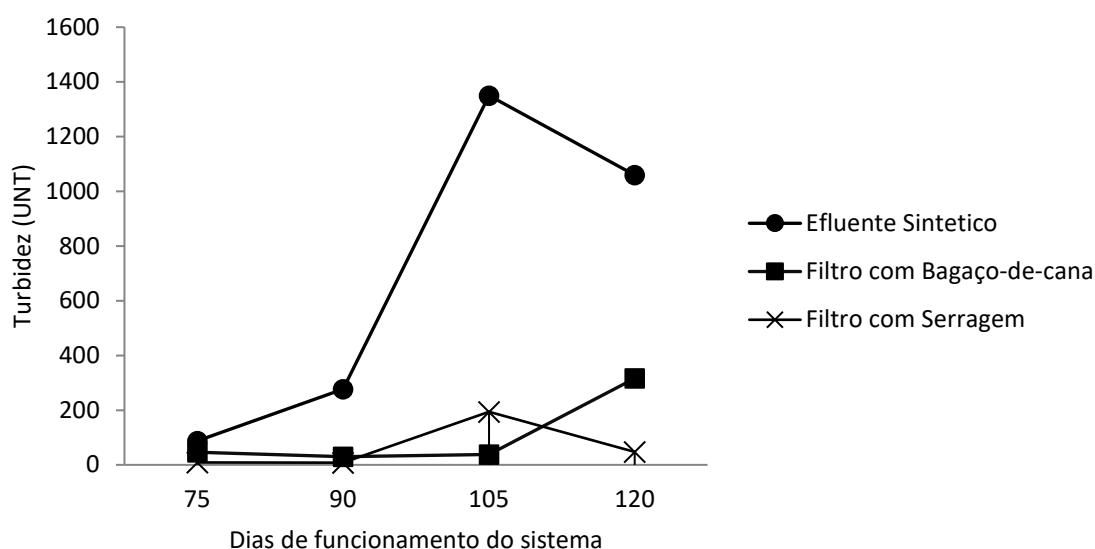


Figura 6. Valores de turbidez nos sistemas avaliados.

Entre os fatores que influenciam a turbidez do sistema está a presença de sólidos suspensos como fragmentos desprendidos do biofilme e resíduos do meio suporte presentes nas amostras coletadas. Os microrganismos presentes no biofilme se desprendem do meio filtrante devido ao nível de estabilidade, à ausência de oxigênio para os microrganismos que se encontram mais próximos ao meio e ao ciclo de vida das bactérias, que quando morrem, se desprendem do meio suporte. Ademais alguns resíduos do meio suporte conseguem passar pelo fundo falso juntamente com a água tratada. De acordo com Zhou e Xu (2020) os filtros biológicos de baixa taxa apresentam um arraste de biofilme intermitente, e de acordo com sua densidade pode causar variações no decorrer das análises de turbidez, sólidos totais e sedimentáveis. A densidade dos remanescentes do meio suporte também pode interferir nestes fatores.

A redução na concentração de sólidos totais apresentou valores próximos para os dois filtros, sendo média de 59.5% para o filtro de bagaço e 52.3% para o filtro de serragem (Figura 7). Nota-se aumento dos sólidos totais nas duas últimas análises do efluente sintético, aumento este também verificado na turbidez, o qual é devido à fermentação do efluente sintético e formação de coágulos.

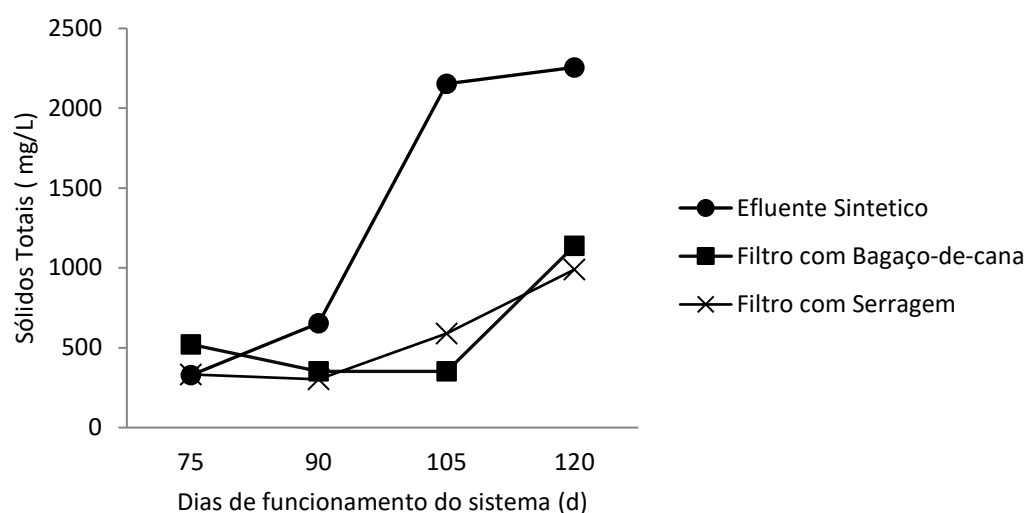


Figura 7. Medições de Sólidos Totais.

Com relação ao parâmetro sólidos totais, possivelmente o aumento de 15% na primeira análise do filtro preenchido com bagaço se relaciona à saída da coloração do bagaço, bem como possível lavagem de sais, como Ca, Mg, K, dentre outros e açúcares, conforme pode ser corroborado no monitoramento dos sólidos dissolvidos (Figura 9). Adicionalmente, verificou-se coloração escura nas águas iniciais. Em outros estudos, resultados superiores foram encontrados. Lo Monaco *et al.* (2004) obteve redução na concentração de ST em média 60-70% utilizando a serragem de madeira. Magalhães *et al.* (2006) encontrou resultados próximos ao presente estudo, aproximadamente 43-57% para o filtro constituído de serragem e 50-56% para o filtro preenchido com bagaço no tratamento de água residuária de suinocultura.

Para os sólidos sedimentáveis, a legislação federal estabelece que os valores para lançamento em corpos de água devem ser até 1mL/L em teste *Imhoff* (Brasil, 2011). Conforme as análises, os dois filtros apresentaram valores superiores ao estabelecido (Figura 8). Tal fato pode ser corrigido por meio da implantação de um decantador secundário ao sistema, estrutura usual em sistemas constituídos por FB.

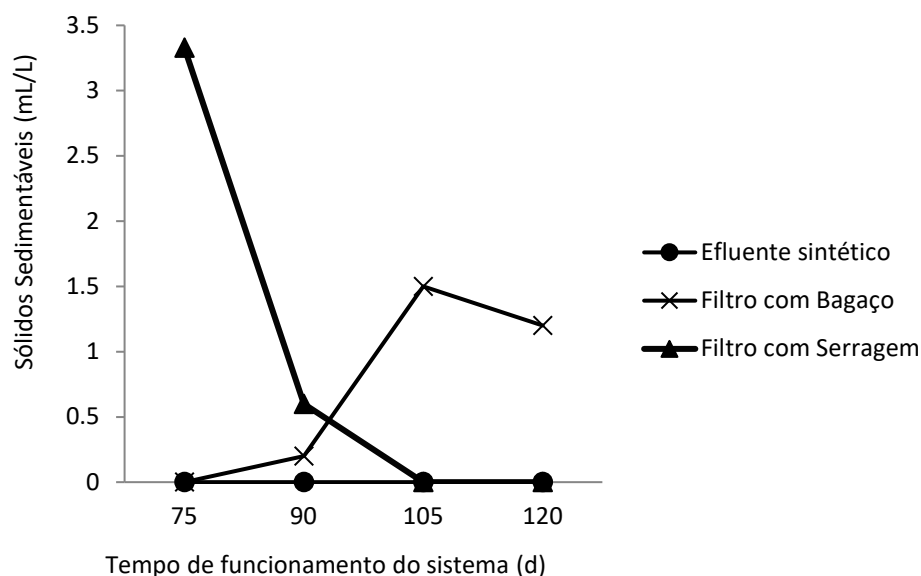


Figura 8. Medições de Sólidos Sedimentáveis.

O monitoramento de sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE) estão dispostos nas Figuras 9 e 10, respectivamente. Acredita-se que a elevação dos valores de SDT e CE nas primeiras amostras está relacionada com a lixiviação de compostos inorgânicos presentes no meio suporte. Adicionalmente, a degradação orgânica propicia o desprendimento de sais, tais como N, P, K, Na, Mg, Mn, Ca dentre outros, que antes estavam ligados à matéria orgânica, estão dissolvidos no meio.

Como pode ser observado nos dados, os SDT e a CE apresentaram proporcionalidade em seus valores, tanto no filtro de serragem quanto no filtro de bagaço. Comportamento semelhante é relatado na literatura neste sentido (Almeida *et al.*, 2011; Bressani *et al.*, 2018). Apesar dos sólidos dissolvidos e a condutividade elétrica não serem parâmetros contemplados pela legislação para normatizar o lançamento de efluentes industriais, estudos que consorciem mais de um sistema de tratamento, tal como o consórcio UASB – Filtro, são alternativas que podem contribuir com a redução destes parâmetros no efluente tratado.

Na Tabela 3 estão apresentados os valores médios de eficiência de redução na concentração dos principais parâmetros analisados.

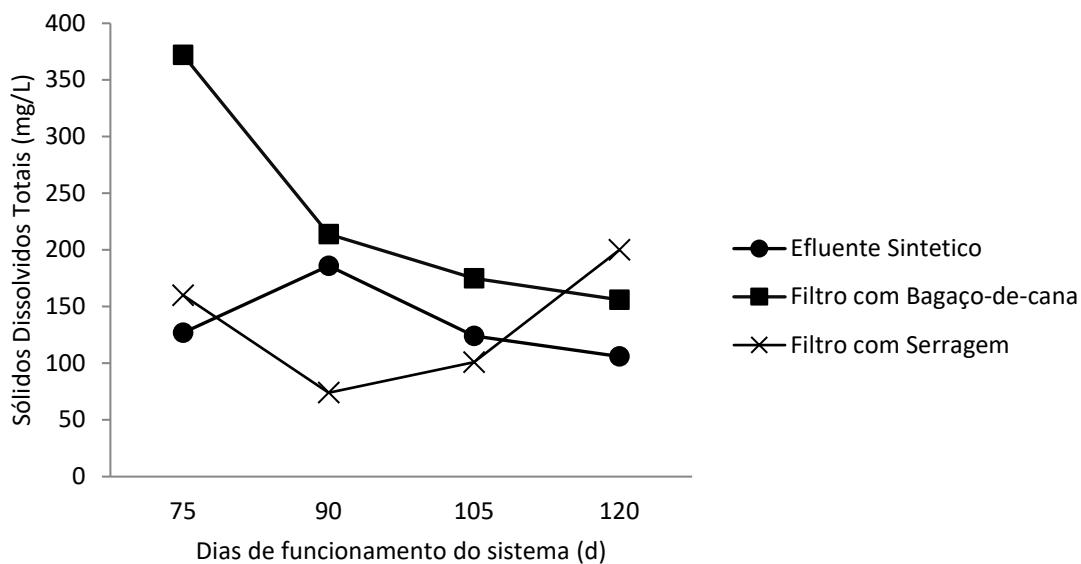


Figura 9. Medições de Sólidos dissolvidos totais.

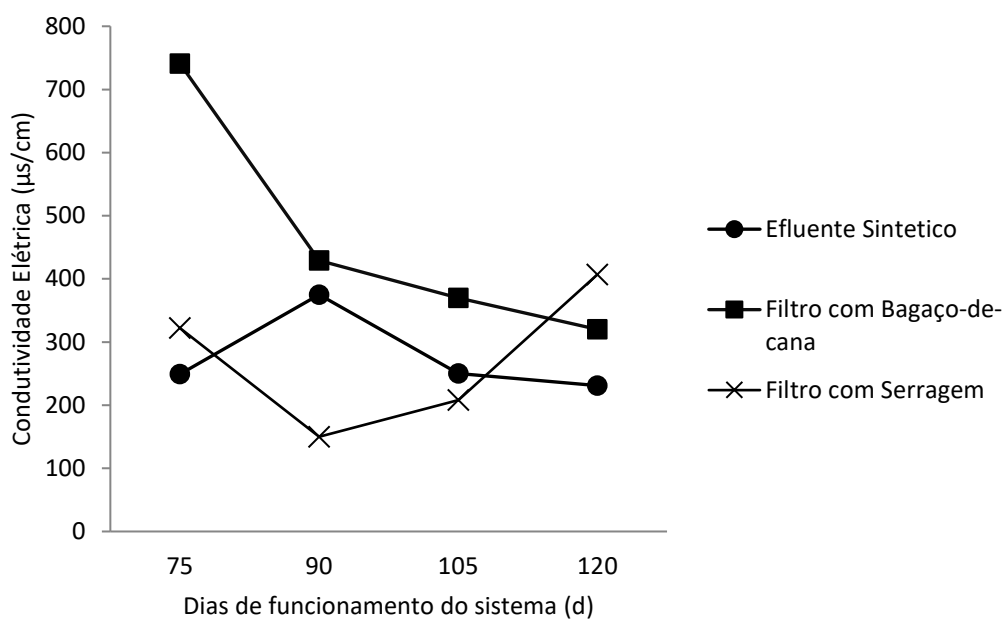


Figura 10. Medições de Condutividade elétrica

Tabela 3. Valor médio de eficiência de redução na concentração de DBO, N, P, turbidez e ST.

Parâmetro	Valor Médio Eficiência Filtro (%)	
	Serragem	Bagaço-de-cana
DBO	88.92	68.36
Nitrogênio	28.27	25.12
Fósforo	62.08	91.74
Turbidez	92.1	75.9
Sólidos Totais	60.85	59.80

Conclusões

Diante dos resultados, infere-se que o preenchimento filtros biológicos com serragem de madeira e bagaço de cana-de-açúcar são alternativas promissoras no tratamento de águas residuárias de laticínio, principalmente para pequenos produtores.

Os resultados sugerem que o filtro preenchido com serragem de madeira é o mais eficiente, ao apresentar comparativamente melhores resultados de redução na concentração de DBO e maior estabilidade em seus resultados. Desta forma, é o mais recomendado para ter sua implantação em escala real, além de ser viável economicamente pela alta disponibilidade de seu meio filtrante e baixo valor de mercado.

O filtro preenchido com bagaço de cana-de-açúcar apresentou resultados satisfatórios, porém com elevada sensibilidade a variações da temperatura ambiente para a redução na concentração de DBO. Desta forma, recomenda-se maiores estudos com relação ao mesmo, no que tange a diminuição das cargas orgânicas e da taxa de aplicação estudadas no presente experimento.

Referências bibliográficas

- Almeida P. G. S. D., Oliveira SC, Chernicharo CADL. (2011) Operação de filtros biológicos percoladores pós-reatores UASB sem a etapa de decantação secundária. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, **16**, 281-290.
- APHA, American Public Health Association (2012) Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: *American Public Health Association*, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington.
- Biesterfeld S, Farmer G., Russell P, Figueroa L. (2003) Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity. *Water Environment Research*, **75**(3): 196-204.
- 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, CONAMA. Legislação Ambiental.
- Begnini, B. C., Ribeiro H. B. (2014) Plano para redução de carga poluidora em indústria de laticínios. *Saúde E Meio Ambiente: Revista Interdisciplinar*, **3**(1):19-30.

- Bressani-Ribeiro T., Almeida P. G. S., Volcke, E. I. P., Chernicharo, C. A. L. (2018) Trickling filters following anaerobic sewage treatment: state of the art and perspectives. *Environmental Science: Water Research & Technology*, **11**(4):1721-1738.
- Carvalho, M. C. S., Borges, A. C., Pereira, M. D. O. S. S., Heleno, F. F., Faroni, L. R. D., Campos, L. C. (2018) Degradation kinetics of organic matter in dairy industry wastewater by flotation/ozonation processes. *Bioscience Journal*, **34**(3):587-594.
- Chernicharo C. A. L. (2016) Reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Editora UFMG, 379 pp.
- Cui B., Yang Q., Zhang Y., Liu X., Wu W., Li J. (2019) Improving nitrogen removal in biological aeration filter for domestic sewage treatment via adjusting microbial community structure. *Bioresource Technology*, **293**, 122006.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2020) Agricultura, pecuária e outros. Acesso em 01 de janeiro de 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria>
- Lo Monaco P. A., Matos A. T., Martinez M. A., Jordão C. P. (2002) Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro. *Revista Engenharia na Agricultura*, **10**, 1-4.
- Lo Monaco P. A., Matos A. T., Jordão C.P., Cecon P. R., Martinez M. A., (2004) Influência da granulometria da serragem de madeira como material filtrante no tratamento de águas residuárias. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **8**(1), 116-119.
- Lo Monaco P. A. V., Matos AT, Sarmento A.P., Júnior A. V. L., Lima, J. T. (2009) Desempenho de filtros constituídos por fibras de coco no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Engenharia na Agricultura*, **17**(6), 473-480.
- Magalhães M. A. D., Matos A. T. D., Deniculi W, Tinoco IDF. (2006) Operação de filtros orgânicos utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, **10**, 472-478.
- Martins, F. B., Gonzaga G, dos Santos DF, Reboita MS. (2018) Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia*, **1**, 129-156.
- Quadros D. G. D., Oliver A. D. P. M., Regis U., Valladares R., Souza P. H. F., Ferreira E. D. J., (2010) Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. *Revista Brasileira De Engenharia Agrícola E Ambiental*, **14**, 326-332.
- Souza T.D., Borges A., Lopes D., Lamonaco P., Matos A. (2019) Uso de reator de leito estático granular no tratamento de águas residuárias de laticínios. *Nativa*, **7**, 407.
- Von Sperling M. (2014) Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Editora UFMG, 452 pp.
- Zhou H, Xu G. (2020) Biofilm characteristics, microbial community structure and function of an up-flow anaerobic filter-biological aerated filter (UAF-BAF) driven by COD/N ratio. *Science of the Total Environment*, **708**, 134422.

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DO TRATAMENTO POR CLARIFICAÇÃO DA ÁGUA DE LAVAGEM DE FILTROS DE ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA CONVENCIONAL

* Isadora Alves Lovo Ismail¹
Eduardo Cleto Pires¹

EVALUATION OF TREATMENT BY CLARIFICATION OF THE WASHING WATER FOR CONVENTIONAL WATER TREATMENT STATION FILTERS

Recibido el 5 de mayo de 2021. Aceptado el 31 de enero de 2022

Abstract

For the production of drinking water in Water Treatment Plants (WTPs) there is the generation of waste, with emphasis on the washing of filters, which is usually thrown into bodies of water. Because of this, many WTPs are returning the filter washing water (FWW) without treatment to start the process. Such practice can compromise the proper functioning of the station and affect the quality of the treated water. On the other hand, there is growing interest in implementing this practice, since it provides savings in electricity and water. The work analyzed the quality of FWW of a conventional WTP to verify the possibility of recirculation at the beginning of the system, after previous treatment. It was concluded that the recirculation of FWW cannot be performed without adequate treatment due to the high degree of pathogenicity and the presence of solids. The treatment of FWW with the addition of cationic polymer was satisfactory, with removal 97.8% of turbidity, reaching values below the value of raw water, as well as removal of up to 97,5% of Escherichia coli and 100% of total iron.

Keywords: clarification, filter washing water, polymers, recirculation, treatment.

¹ Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

* *Autor correspondente:* Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto. Avenida Costábile Romano, 2201 – Ribeirânia, Ribeirão Preto – SP, 14096-900, Brasil. Email: eng.isadoralovo@gmail.com

Resumo

Para produção de água potável em Estações de Tratamento de Água (ETAs) há a geração de resíduos, destacando-se o proveniente da lavagem de filtros, o qual normalmente é lançado em corpos d'água. Devido a isso, muitas ETAs estão retornando a água de lavagem dos filtros (ALF) sem tratamento para o início do processo. Tal prática pode comprometer o bom funcionamento da estação e prejudicar a qualidade da água tratada. Por outro lado, é crescente o interesse de implantação dessa prática, uma vez que proporciona economia de energia elétrica e de água. O trabalho analisou a qualidade da ALF de uma ETA convencional para verificar a possibilidade de recirculação ao início do sistema, após tratamento prévio. Concluiu-se que a recirculação da ALF não pode ser realizada sem tratamento adequado devido ao elevado grau de patogenicidade e presença de sólidos. O tratamento da ALF com adição de polímero catiônico foi satisfatório, com remoção de 97,8% de turbidez, atingindo valores abaixo do valor da água bruta, assim como remoção de até 97,5% de *Escherichia coli* e 100% de ferro total.

Palavras chave: água de lavagem de filtros, clarificação, polímeros, recirculação, tratamento.

Introdução

A água destinada ao consumo humano deve passar por tratamento adequado para se tornar potável. A tecnologia de tratamento utilizada em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) depende de inúmeros fatores, principalmente relacionados à qualidade da água bruta, ocasionando, cada uma, a geração de resíduos com diferentes características (Lovo, 2016).

Uma das tecnologias de tratamento mais utilizadas no Brasil é a de ciclo completo, também conhecida como convencional, que contempla as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção.

Existem muitas fontes de resíduos provenientes das ETAs de ciclo completo, destacando-se o proveniente da lavagem de filtros, o qual normalmente é lançado em corpos d'água mais próximos, sem o devido tratamento, representando um dos problemas mais sérios das ETAs. Além do mais, a água utilizada para lavagem dos filtros pode compreender até 10% da vazão da estação, gerando grandes volumes de resíduos em curtos espaços de tempo (Freitas, 2017).

Devido a isso, para evitar o lançamento inadequado em corpos d'água e, conseqüentemente, provocar alterações prejudiciais ao meio ambiente e tendo em vista a necessidade de redução de perdas no tratamento, muitas ETAs estão recirculando a água de lavagem dos filtros (ALF) para o início do tratamento, tornando-se uma prática cada vez mais frequente. No entanto, esta prática pode comprometer o funcionamento das estações de tratamento e prejudicar a qualidade da água tratada. Isso porque a recirculação da ALF reinsere no tratamento: sólidos suspensos totais, metais, carbono orgânico total, além de microrganismos patogênicos como cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Em virtude do elevado grau de patogenicidade, os protozoários são de grande relevância. A giardíase é uma doença reconhecidamente associada com águas de abastecimento para consumo humano, bem como a criptosporidiose. A presença de reduzidas densidades desses protozoários em águas tratadas oferece riscos reais de saúde, fazendo com que seja necessário um estudo aprofundado sobre as fontes de contaminação, distribuição desses microrganismos nos mananciais de abastecimento e a eficiência de remoção desses organismos pelos processos de tratamento (Heller *et al.*, 2004).

A prática de recirculação da ALF pode constituir introdução de perigos no processo de tratamento de água e ocasionar riscos à saúde da população consumidora, principalmente se há a presença de protozoários. Isso acontece porque os filtros são a principal barreira para remoção de protozoários, que são resistentes a certos desinfetantes e, devido a isso, muitas vezes a ALF possui concentrações elevadas de cistos e oocistos. Quando a última barreira (filtros) não é eficiente, a remoção de protozoários, caso existam na água bruta, é significativamente prejudicada, sendo agravada quando há a recirculação da ALF para o início da ETA sem o devido tratamento. Além do mais, a maior parte das ETAs no Brasil realiza a desinfecção final com cloro, que possui baixo poder de inativação desses microrganismos, acentuando o risco microbiológico da água produzida na ETA.

Destaca-se, também, a importância da análise de metais, como o ferro, que, apesar de não ser tóxico, pode prejudicar a qualidade da água, ocasionando cor e sabor à água.

Sendo assim, tendo em vista todo o risco à saúde humana e a ausência de uma legislação específica a respeito do tratamento e recirculação da água de lavagem de filtros, foi proposto um estudo para acrescentar conhecimento sobre o potencial de introdução de microrganismos patogênicos em virtude da água bruta, bem como a utilização de tratamento prévio.

Desta forma, o trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da ALF de uma ETA convencional, durante o período chuvoso, para verificar a possibilidade de recirculação ao início do sistema, após tratamento prévio.

Metodologia

Escolheu-se uma ETA convencional (ciclo completo) para realização do trabalho, localizada no estado de São Paulo, sendo denominada ETA 1, a qual é abastecida por rios classe 2, de acordo com a legislação vigente (Resolução CONAMA nº 357).

Fez-se o diagnóstico do tratamento de água realizado na estação e coletou-se água em diferentes pontos para caracterização físico-química e microbiológica das amostras de água bruta, água de lavagem de filtros e água tratada no período chuvoso.

Foram realizados ensaios de clarificação da água de lavagem dos filtros provenientes da estação, com diferentes velocidades de sedimentação e, em seguida, foi feita a caracterização físico-química e microbiológica dessa água clarificada.

Utilizou-se o software Protimiza Experimental para análise dos resultados obtidos nos ensaios de clarificação e verificou-se a correlação da qualidade da água bruta *versus* qualidade da água de lavagem de filtros, com e sem clarificação, e possibilidade de recirculação ao início da ETA sem a reintrodução de perigos ao sistema.

A coleta das amostras de água na ETA 1 foi realizada no mês de março (chuvas) de 2019, no período noturno, horário em que os operadores lavam os filtros (meia-noite), para que não ocorra prejuízo ao abastecimento público de água.

Coletaram-se, aproximadamente, 100 L de água de lavagem de filtros de um único filtro. Os filtros são lavados a cada 24 horas, ou seja, possuem 24 horas de carreira de filtração. Os filtros são descendentes, com duas câmaras de filtração. Primeiramente, inicia-se a lavagem da câmara 1, com duração de, aproximadamente, 5 minutos e, em seguida, a lavagem da câmara 2, com duração também de, aproximadamente, 5 minutos.

A quantidade de água utilizada para lavagem dos seis filtros da ETA 1 é de, aproximadamente, 900 m³, o que resulta uma vazão de água de lavagem dos filtros em torno de 250 L/s, a qual não recebe nenhum tipo de tratamento.

Após caracterização físico-química e microbiológica das amostras coletadas, foram feitos ensaios de clarificação com água de lavagem dos filtros, com e sem a adição de polímeros catiônicos de duas empresas diferentes, em equipamento de jarteste, visando à construção de diagramas no software Protimiza Experimental.

As condições dos ensaios foram:

- Mistura rápida: gradiente de velocidade médio de 180 rpm (300 s⁻¹) e tempo de mistura de 30 s;
- Sedimentação: velocidades de sedimentação de $V_{s1} = 5,0$ cm/min; $V_{s2} = 3,0$ cm/min; $V_{s3} = 1,0$ cm/min;
- Parâmetros: água clarificada (turbidez, *Escherichia coli* e ferro total).

Foram utilizadas soluções de polímeros com concentração de 1.0 g/L, com dosagens de 2.0; 4.0 e 6.0 mg/L, estipuladas pelo programa de análise dos dados experimentais (Protimiza Experimental), de modo que fosse possível relacionar tais dosagens com os parâmetros pré-estabelecidos para a água clarificada (turbidez, *Escherichia coli* e ferro total).

As amostras coletadas foram analisadas e os resultados obtidos foram inseridos no software.

Os parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção utilizados estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros físico-químicos, unidades, métodos de medição e limites de detecção.

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Limite de detecção (LDM)
Alcalinidade Total	mg/L CaCO ₃	Titrimétrico(*)	1
Amônia	mg/L	Espectrofotométrico – NESLER (*)	0.01
Bactérias Heterotróficas	UFC/mL	Plaqueamento (*)	1
Carbono Orgânico Total	mg/L C	Espectrofotométrico Infravermelho não Dispersivo – NPOC (*)	0.01
Coliformes Totais	UFC/100 mL	Membrana Filtrante (*)	1
Condutividade Elétrica	µS/cm	Potenciométrico (*)	0.1
Cor Aparente	uH	Espectrofotométrico (*)	1
Cor Verdadeira	uH	Espectrofotométrico (*), com membrana 0,45 µm	1
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100 mL	Membrana Filtrante (*)	1
Fósforo	mg/L P	Espectrofotométrico (*)	0.001
Alumínio	mg/L Al	Espectrofotométrico (*)	0.001
Chumbo	mg/L Pb	EAA-Chama (*)	0.001
Cobre	mg/L Cu	EAA-Chama (*)	0.01
Ferro	mg/L Fe	EAA-Chama (*)	0.001
Manganês	mg/L Mn	EAA-Chama (*)	0.01
Níquel	mg/L Ni	EAA-Chama (*)	0.001
Zinco	mg/L Zn	EAA-Chama (*)	0.01
Nitrato	mg/L	Espectrofotométrico – UV (*)	0.001
Nitrito	mg/L	Espectrofotométrico (*)	0.001
NTK	mg/L	Titrimétrico (*)	0.01
pH	Adimensional	Potenciométrico (*)	0.01
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Gravimétrico	0.1
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	Gravimétrico	0.1
Sólidos Totais	mg/L	Gravimétrico	0.1
Turbidez	uT	Nefelométrico (*)	0.1

Segundo APHA (2005) – Standard Methods.

Resultados e discussão

As Figuras 1 e 2 mostram os ensaios de clarificação realizados com a água de lavagem dos filtros da ETA 1. A Figura 1 apresenta a preparação dos ensaios de clarificação com a ALF da ETA 1.

Ao final dos ensaios de clarificação, há a sedimentação dos flocos no fundo dos jarros, formados devido à adição de polímero, conforme é apresentado na Figura 2.

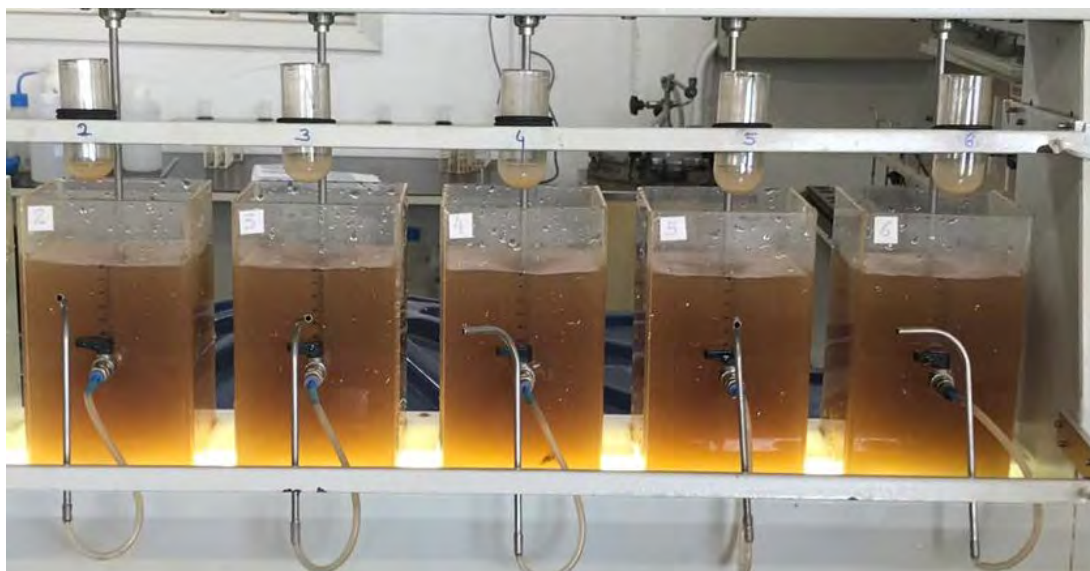


Figura 1. Preparação dos ensaios de clarificação com a ALF da ETA 1.



Figura 2. Fim dos ensaios de clarificação da ETA 1 com sedimentação dos flocos.

Os resultados obtidos para caracterização físico-química e microbiológica das amostras de água bruta, água tratada e água de lavagem de filtros estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Caracterização físico-química e microbiológica das amostras de água bruta, água tratada e ALF da ETA 1.

Parâmetro	Unidade	Água bruta	Água tratada	ALF
pH	-	6.28	6.96	6.15
turbidez	uT	35.3	0.9	238.6
cor aparente	uH	381	6	1425
cor verdadeira	uH	162	3	12
alcalinidade	mg/L CaCO ₃	11	18	14
condutividade elétrica	µs/cm	20.1	67.8	57.5
Sólidos Totais	mg/L	75.3	41.3	253.0
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	26.7	0.7	192.5
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	48.6	40.6	60.5
Carbono Orgânico Total	mg/L C	6.68	3.98	8.25
Bactérias heterotróficas	UFC/mL	220	0	550
Coliformes Totais	UFC/100 mL	950	0	1250
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100 mL	140	0	240
Ferro Total	mg/L Fe	5.348	0.071	24.795
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	0.348	0.039	1.357
Manganês Total	mg/L Mn	0.01	<0.01	0.12
Alumínio Dissolvido	mg/L Al	<0.001	<0.001	<0.001
Chumbo Total	mg/L Pb	<0.001	<0.001	<0.001
Zinco Total	mg/L Zn	0.21	<0.01	0.02
Níquel Total	mg/L Ni	0.050	<0.001	0.036
Cobre Dissolvido	mg/L Cu	<0.01	<0.01	<0.01
Cobre Total	mg/L Cu	<0.01	<0.01	<0.01
Fósforo Total	mg/L P	0.006	0.001	0.051
Nitrato	mg/L	-	-	0.093

A água bruta da ETA é de boa qualidade, com baixa turbidez. O elevado teor de sólidos se justifica pelo período chuvoso, mas está abaixo dos valores máximos permitidos pela legislação vigente. Alguns metais ultrapassaram os valores máximos permitidos devido ao arraste de sólidos e, conseqüentemente, de metais dos solos das margens dos rios.

A água tratada proveniente da ETA 1 apresenta boa qualidade e atende aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria GM/MS nº 888. No entanto, destaca-se que apresenta um valor de COT acima de 2.0 mg/L, que mesmo sendo um parâmetro que não faz parte da Portaria GM/MS nº 888, ultrapassa o recomendado pela USEPA.

Após análise de toda a caracterização físico-química e microbiológica da ALF, é evidente que não é recomendada sua recirculação *in natura* ao início da ETA. Uma água com essas características prejudicará todo o processo de tratamento de água. A ETA é projetada para operar sob determinadas condições e a ALF é uma água totalmente contaminada, com elevado teor de sólidos e metais tóxicos, ultrapassando limites da Resolução CONAMA nº 357.

Ensaio de Clarificação – ETA 1

Os resultados obtidos para valores de turbidez da água clarificada da ETA 1 em função da dosagem e tipo de polímero e diferentes velocidades de sedimentação para o período chuvoso estão apresentados nos gráficos da Figura 3. Os gráficos apresentaram R^2 de 94.36% e 95.30%, respectivamente. São valores relativamente altos (acima de 80%), o que indica que o modelo se ajusta bem aos dados e pode ser usado para prever a dosagem de polímero a ser aplicada para obtenção da turbidez final desejada.

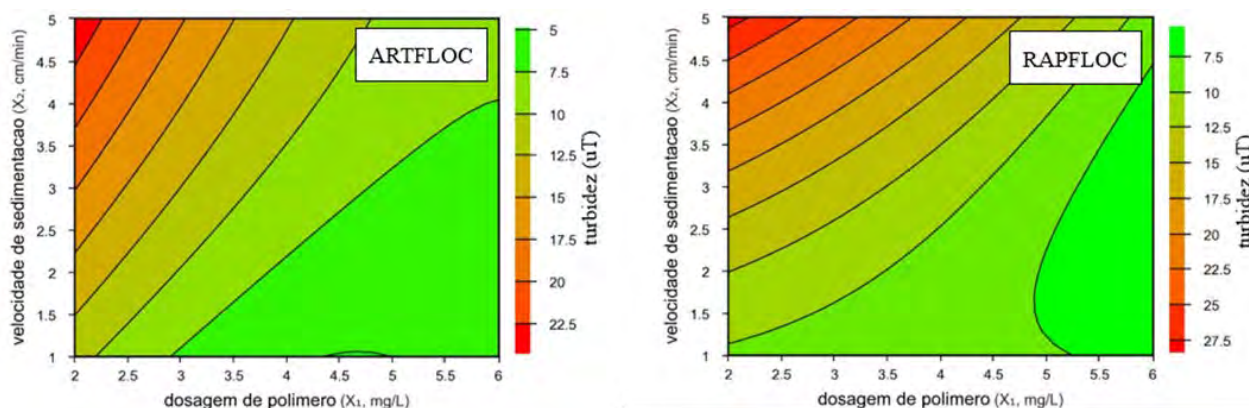


Figura 3. Turbidez da água clarificada da ETA 1 em função da dosagem de polímero ARTFLOC e RAPFLOC em diferentes velocidades de sedimentação (chuvas).

Após análise dos gráficos da Figura 3, observou-se que o polímero ARTFLOC foi mais eficiente pois apresentou uma faixa de valores para turbidez inferior a 7.5 uT maior do que o polímero RAPFLOC. O polímero ARTFLOC permite obter valores de turbidez inferiores a 7.5 uT com dosagem a partir de 3.0 mg/L, aproximadamente, enquanto que o polímero RAPFLOC com dosagem em torno de 5.0 mg/L. Nota-se que, quanto maior a dosagem de polímero e menor a velocidade de sedimentação, menores serão os valores de turbidez da água clarificada para ambos os polímeros.

A remoção de turbidez foi de 97.8% com a maior dosagem de polímero (6.0 mg/L) e menor velocidade de sedimentação (1.0 cm/min). Sendo assim, como esperado, conclui-se que a adição de polímeros diminui significativamente a turbidez da água de lavagem dos filtros.

Os resultados obtidos para valores de concentração de *Escherichia coli* na água clarificada da ETA 1 em função da dosagem e tipo de polímero e diferentes velocidades de sedimentação para o período chuvoso estão apresentados nos gráficos da Figura 4.

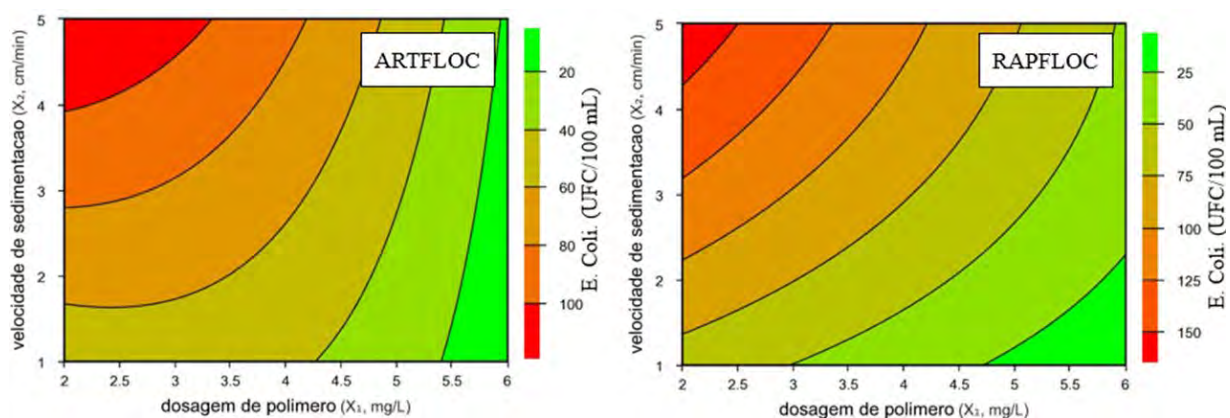


Figura 4. Concentração de *Escherichia coli* da água clarificada da ETA 1 em função da dosagem de polímero ARTFLOC e RAPFLOC em diferentes velocidades de sedimentação (chuvas).

Os gráficos da Figura 4 apresentaram R^2 de 96.97% e 99.28%, respectivamente. São valores relativamente altos (acima de 80%), o que indica que o modelo se ajusta bem aos dados e pode ser usado para prever a dosagem de polímero a ser aplicada para remoção de *Escherichia coli*.

Após análise dos gráficos da Figura 4, observou-se que o polímero ARTFLOC foi mais eficiente na remoção de *Escherichia coli*. Nota-se que, quanto maior a dosagem de polímero e menor a velocidade de sedimentação, menores serão os valores de concentração de *Escherichia coli* da água clarificada para ambos os polímeros.

A remoção de *Escherichia coli* alcançou 97.5% com a maior dosagem de polímero (6.0 mg/L) e menor velocidade de sedimentação (1.0 cm/min). Sendo assim, como esperado, conclui-se que a adição de polímeros diminui significativamente a concentração de *Escherichia coli* da água de lavagem dos filtros.

Os resultados obtidos para valores de concentração de Ferro Total na água clarificada da ETA 1 em função da dosagem e tipo de polímero e diferentes velocidades de sedimentação para o período chuvoso estão apresentados nos gráficos da Figura 5.

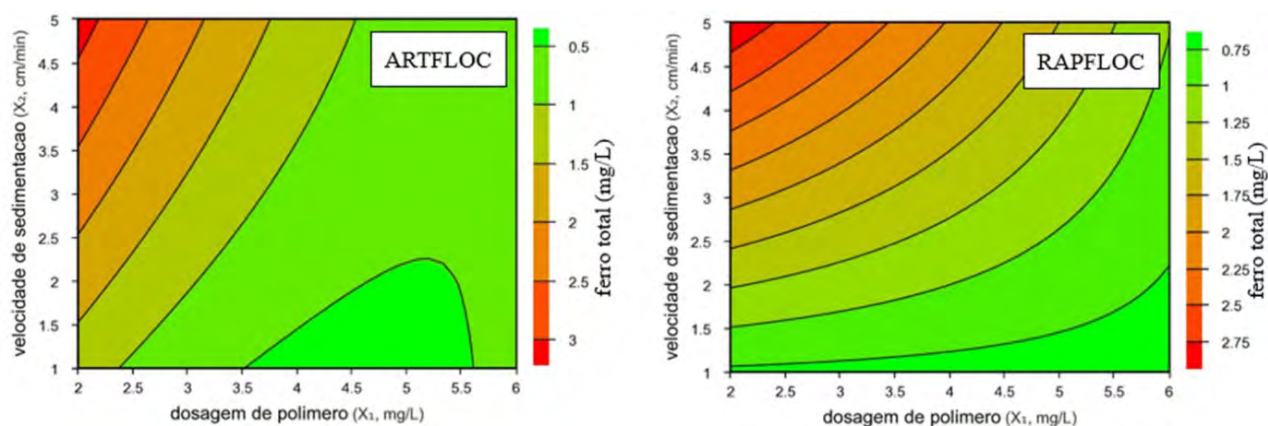


Figura 5. Concentração de Ferro Total da água clarificada da ETA 1 em função da dosagem de polímero ARTFLOC e RAPFLOC em diferentes velocidades de sedimentação (chuvas).

Os gráficos da Figura 5 apresentaram R^2 de 92.63% e 90.23%, respectivamente. São valores relativamente altos (acima de 80%), o que indica que o modelo se ajusta bem aos dados e pode ser usado para prever a dosagem de polímero a ser aplicada para remoção do metal Ferro.

Através dos gráficos da Figura 5 é possível concluir que maiores dosagens de polímeros combinadas com menores velocidades de sedimentação eliminam, de forma mais eficaz, o ferro total presente na água de lavagem de filtros. Isso mostra que o ferro total eliminado está presente nos flocos que se sedimentaram. Nota-se que o polímero ARTFLOC se destacou, obtendo menores concentrações de ferro total para maiores dosagens de polímeros e menores velocidades de sedimentação.

A análise conjunta dos resultados de remoção de turbidez, *Escherichia coli* e Ferro Total na água clarificada indicam que, entre os dois polímeros avaliados, deve ser escolhido o polímero ARTFLOC para a ETA 1, com dosagem entre 2.0 e 6.0 mg/L, de acordo com o objetivo desejado.

Conclusões

Após análise dos dados operacionais da estação de tratamento de água, concluiu-se que a ALF possui características que impedem sua recirculação *in natura* ao início da ETA, pois apresenta elevados valores para turbidez, cor, sólidos, COT, metais, bactérias heterotróficas, coliforme totais, *Escherichia coli* e nitrato. São valores maiores que os da água bruta e muitos ultrapassam os valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA nº 357. É considerada uma água altamente contaminada, com elevado teor de sólidos e metais tóxicos, sendo indispensável seu tratamento, independentemente se será recirculada para o início da estação ou se será encaminhada para outro destino.

O tratamento da ALF com adição de polímeros mostrou que, quanto maior a dosagem de polímero e menor a velocidade de sedimentação, maior a remoção de turbidez. O parâmetro de turbidez é um dos parâmetros recomendados para avaliar a qualidade da ALF após tratamento por clarificação, assim como realizado em órgãos estadunidenses. Para a ALF estudada, recomenda-se a utilização do polímero ARTFLOC.

Portanto, após análise de todos os dados da ETA e dos resultados obtidos nos ensaios de clarificação, concluiu-se que é indispensável o tratamento da ALF, independentemente do seu destino final, e que seu tratamento por meio da adição de polímeros e da clarificação se mostra tão eficiente quanto aquele realizado em outros países, como nos EUA. No entanto, ressalta-se que, para cada ETA que irá tratar seu resíduo, faz-se necessário a realização de ensaios específicos de clarificação com a ALF proveniente de cada estação.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Referências bibliográficas

- Brasil (2021) Portaria GM/MS nº 888 de 04 de maio de 2021. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562>
- CONAMA, Conselho Nacional do Meio Ambiente (2005) *Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.* Ministério do Meio Ambiente. Disponível: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Voltan, P. E. N. (2017) *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água.* 3ª Edição. Editora LDiBe, São Carlos, 1246 pp.

- Freitas, D. G. (2017) *Efeitos da recirculação de água de lavagem de filtros em um sistema de filtração direta em escala de bancada*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal, 58 pp. Disponível em: <https://repositorio.ufrn.br/jspui/handle/123456789/23399>
- Heller, L., Bastos, R. K. X., Vieira, M. B. C. M., Bevilacqua, P. D., Brito, L. L. A., Mota, S. M. M., Oliveira, A. A., Machado, P. M., Salvador, D. P., Cardoso, A. B. (2004) Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. *Epidemiologia e Serviços de Saúde*, **13**(2) 79 – 92. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1679-49742004000200002
- Ismail, I. A. L. (2020) *Plano de Segurança da Água de Lavagem de Filtros de Estações de Tratamento de Água de Ciclo Completo*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 170 pp. Disponível em: <https://tede.unaerp.br/handle/12345/364>
- Lovo, I. A. (2016) *Avaliação do adensamento por gravidade e do desaguamento por centrifugação do lodo gerado pelo tratamento de água*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 278 pp. Disponível em: <https://tede.unaerp.br/handle/12345/298>

REVISTA AIDIS

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

UTILIZAÇÃO DA PIRÓLISE COMO TRATAMENTO DOS RESÍDUOS TÊXTEIS DE FIBRAS NATURAL E ARTIFICIAL RESULTANTE DO CORTE NA INDÚSTRIA DE CONFEÇÃO

Gislaine Cristina Sales Brugnoli da Cunha¹
Franciele Saraiva Fonseca¹
Jussara Aparecida Teixeira²
* Luciana Rezende Alves de Oliveira¹

USE OF PYROLYSIS AS TREATMENT OF NATURAL AND ARTIFICIAL FIBER TEXTILE WASTE RESULTING FROM CUTTING IN THE CLOTHING INDUSTRY

Recibido el 17 de mayo de 2021. Aceptado el 27 de octubre de 2021

Abstract

Textile manufacturing is one of the oldest technologies used by man. Brazil is one of the largest world producers in the textile sector, and is still an important producer of cotton fiber, producing an average of 9 billion pieces per year. An alternative to avoid inappropriate destination is recycling. Thus, this research investigated the technological feasibility for the conversion of textile waste, composed of cotton, viscose and linen fibers through the pyrolytic process. The pyrolysis was carried out in a cylindrical reactor without gas flow, at temperatures of 500 and 700°C and times of 30 and 60 minutes. The results revealed that, among the 137 types of textile composition distributed in 801 types of fabrics with different weight, color or weave, fabrics A (100% Cotton) and VLA (65% Viscose, 21% Linen, 14% Cotton) were those chosen for this research. The results of the generated biomass and by-products, revealed characteristics for use in the chemical and energy industry, since the higher calorific value was 2.214 Kcal/Kg, due to the low moisture and ash content, high volatile material content, low density and high content of C and H found in textile residues A (47.64%) and VLA (44.91%). The solid textile material was compared to bituminous coal in C, N and H levels and TOC content. Therefore, it is possible to conclude that the textile residues A and VLA presented favorable physicochemical characteristics not only for energy production, but also for use in other industrial sectors.

Keywords: artificial fiber, natural fiber, textile waste, fixed bed reactor, pyrolysis.

¹ Laboratório de Resíduos Químicos, Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP), Brasil.

² Instituto Federal do Sul de Minas (IFSul), Brasil.

* *Autor correspondente:* Universidade de Ribeirão Preto (UNAERP). Av. Costábile Romano, 2201 – Bairro: Ribeirânia, Ribeirão Preto – São Paulo, CEP: 14096-900. Brasil. Email: lroliveira@unaerp.br

Resumo

A fabricação têxtil é uma das mais antigas tecnologias utilizadas pelo homem. O Brasil configura como um dos maiores produtores mundiais do setor têxtil, sendo ainda um importante produtor de fibra de algodão, produzindo em média 9 bilhões de peças por ano. Uma alternativa para evitar a destinação inadequada é a reciclagem. Assim, esta pesquisa investigou a viabilidade tecnológica para a conversão de resíduos têxteis, compostos por fibras de algodão, viscose e linho através do processo pirólítico. A pirólise foi conduzida em reator cilíndrico sem fluxo de gás, nas temperaturas de 500 e 700°C e tempos de 30 e 60 minutos. Os resultados revelaram que, dentre os 137 tipos de composição têxtil distribuídas em 801 tipos de tecidos com gramatura, cor ou trama diferentes, os tecidos A (100%Algodão) e VLA (65%Viscose, 21%Linho, 14%Algodão) foram os escolhidos para esta pesquisa. Os resultados da biomassa e dos subprodutos gerados, revelaram características para utilização na indústria química e de energia, pois o poder calorífico superior foi de 2.214 Kcal/Kg, em função do baixo teor de umidade e cinzas, alto teor de material volátil, baixa densidade e alto teor de C e H encontrados nos resíduos têxteis A (47.64%) e VLA (44.91%). O material têxtil sólido foi comparado ao carvão betuminoso nos teores de C, N e H e teor de TOC. Portanto, é possível concluir que os resíduos têxteis A e VLA apresentaram características físico-químicas favoráveis não só a produção de energia, mas também para uso em outros setores industriais.

Palavras chave: fibra artificial, fibra natural, resíduo têxtil, reator de leito fixo, pirólise.

Introdução

A fabricação têxtil é uma das mais antigas tecnologias utilizadas pelo homem, e os tecidos conhecidos mais antigos datam, de aproximadamente, o ano de 5000 a.C. Segundo dados da Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (ABIT), o Brasil configura como um dos maiores produtores mundiais do setor têxtil e do vestuário, sendo ainda um importante produtor de fibra de algodão, produzindo em média 9 bilhões de peças por ano e o segundo maior empregador da indústria de transformação.

No século XVIII, na Europa, antes do aparecimento do algodão, as fibras utilizadas eram a lã, o linho e a seda. No entanto, no fim do mesmo século os ingleses conseguiram fabricar um tecido a que deram o nome de “JULINE”, tecido composto de fios de algodão e linho, alcançando sucesso absoluto, que sua fabricação foi insuficiente para o consumo, obrigando as indústrias importarem grande quantidade de fio produzido em outros países.

Os impactos decorrentes da produção do algodão percorrem toda a cadeia produtiva têxtil, desde o plantio até a confecção da peça, além dos impactos derivados da comercialização. Os retalhos gerados na confecção causam um impacto altamente significativo e não perceptível, sendo coletados de forma desorganizada e sem preocupação com a destinação final adequada.

Mundialmente 10% dos resíduos descartados são extraviados durante o processo fabril de confecção, o que corresponde a aproximadamente 9.6 milhões de toneladas por ano, enquanto menos de 1% das fibras têxteis usadas na produção de roupas são recicladas e destinadas para a

produção de novas peças, o equivalente a um caminhão de roupas é enviado ao aterro ou à incineração a cada segundo (Ellen Macarthur Foundation, 2017).

A indústria da moda é a segunda maior poluidora do mundo, ficando atrás apenas da indústria de petróleo e gás. O Brasil é considerado a quinta maior indústria têxtil do mundo gerando cerca de 170.000 toneladas de retalhos têxteis por ano, e o quarto maior produtor de denim e de malhas, tendo produzido cerca de 8.9 milhões de peças em 2018, sendo que desse montante 5.1 bilhões correspondem apenas a peças de vestuário, movimentando no país cerca de 50 bilhões de faturamento (ABIT, 2018).

A estimativa de crescimento em território nacional para 2021 é de 13% no mercado de moda, o que pode elevar a produção em 6.68 bilhões de peças, considerando esses dados antes da pandemia da Covid-19. Todo esse potencial da indústria têxtil resulta na geração de aproximadamente 160.000 toneladas de resíduos por ano no país, dos quais estima-se que 50% desse total irá para reciclagem (FIESP, 2019).

O Brasil conquistou importância e legitimidade no cenário mundial na área de produção de fibras, fios e tecidos, pode parecer algo positivo para o cenário econômico, porém, gera graves problemas ambientais. Etapas como a produção de resíduos nos processos industriais, especificamente na fabricação de fios, ocasiona muitas sobras e desperdício de tecidos e o descarte incorreto no pós-consumo (Zonatti, 2016).

No Brasil em 2018, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) foi de 79 milhões de toneladas, o que representa um aumento de pouco menos de 1% em comparação ao ano de 2017. Desse montante, 92% (72.7 milhões) foi coletado, mas por outro lado, fica evidente que 6.3 milhões de toneladas de resíduos não foram recolhidas junto aos locais de geração (ABRELPE, 2018/2019).

Do montante de resíduos sólidos urbanos coletados, apenas 59.5% tiveram a destinação adequada, o que representa 43.3 milhões de toneladas, o restante 40.5% foi descartado em locais inadequados, ou seja 29.4 milhões de toneladas de RSU foram para lixões ou aterros controlados, que não contam com um conjunto de sistemas e medidas necessárias para a proteção da saúde humana e do meio ambiente contra danos e degradações (ABRELPE, 2018/2019).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), estabelecida pela Lei 12.305/2010 em seu artigo 9º, define o gerenciamento de resíduos sólidos estabelecendo uma ordem de prioridade a ser observada: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos. Podendo ser utilizadas tecnologias visando a recuperação energética dos resíduos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua

viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental (Brasil, 2010).

Assim, um dos sistemas de reciclagem que oferece uma alternativa para os resíduos têxteis é o processo de pirólise, que consiste na decomposição térmica de uma substância, que na ausência de oxigênio, quando aquecida gera vapores, e ao ser resfriada produz um líquido conhecido como bio-óleo.

Dessa forma, este estudo tem como objetivo investigar a viabilidade tecnológica para a conversão de resíduos têxteis, compostos por fibras de algodão, viscose e linho visando a obtenção de carvão, gás e bio-óleo em reator de leito fixo sem fluxo de gás.

Metodologia

Escolha da amostra têxtil

A escolha da amostra têxtil foi realizada através da análise de gravimetria realizada por Teixeira (2019), e esta escolha deveria estar delimitada com o tipo de trama dos resíduos, com o objetivo de viabilizar o processo de trituração e a composição com menor valor de comercialização para fins de reciclagem mecânica, e cuja cinética de reação térmica apresentou condições para a realização da pirólise. Sendo assim, numa primeira etapa os tecidos planos com composição de algodão, viscose e linho foram inicialmente separados, e numa segunda etapa verificou a maior geração do tipo obtido no processo gravimétrico, possibilitando a quantidade suficiente para o desenvolvimento dos testes pirolíticos.

Padronização e secagem das amostras têxteis

A primeira etapa do processo pirolítico refere-se à homogeneização da amostra de resíduo têxtil, evitando assim a dissipação de calor irregular durante os experimentos. Para isso, os resíduos têxteis de tecido plano foram fatiados no sentido diagonal da trama com máquina de costura overlock Marca Sun Especial Modelo CG 6170 na largura de 5 mm e comprimento variados entre 30 mm e 70 mm.

Em seguida, os resíduos fatiados foram triturados em um liquidificador por 15 segundos com intensa rotação e intervalos de aproximadamente um minuto para resfriamento da faca do liquidificador, até a amostra adquirir forma de composto fibroso homogêneo com espessura de ~1 mm e comprimento ≥ 40 mm.

Para secagem da amostra, o composto fibroso de resíduo têxtil foi acomodado em um béquer com capacidade para 50 mL e inserido na estufa, à temperatura de 100°C por 60 minutos. Em seguida o béquer foi colocado no dessecador para resfriar por 30 minutos. A secagem da amostra ocorreu em ciclos até a atingir massa constante.

Sistema utilizado no processo de pirólise

Os experimentos de pirólise com os resíduos têxteis A (100% Algodão) e VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) foram conduzidos em escala de bancada nas temperaturas de 500°C e 700°C no tempo de 30 minutos e 60 minutos. Foi utilizado um reator de leito fixo, sem fluxo de gás inerte, com sistema para coleta de gás e líquido acoplado, conforme desenho técnico da Figura 1.

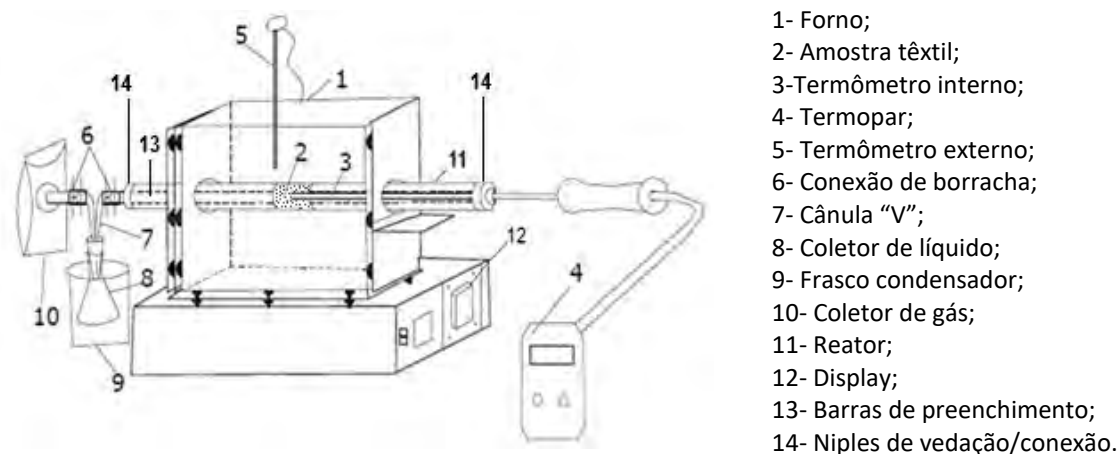


Figura 1. Desenho esquemático do reator pirolítico.

O aquecimento do reator foi realizado utilizando-se um forno elétrico de acomodação tubular, com potência de 600 W, sem mecanismos para controle da taxa de aquecimento. Foi utilizado barras em aço inox para reduzir a presença de oxigênio. A amostra de 10 g de resíduo têxtil foi compactada no centro do reator, assim como foi posicionada a haste do sensor de temperatura. O reator foi vedado com niples, que simultaneamente serviam de conexão entre o sensor de temperatura, o sistema de coleta de gás e líquido e o reator. O peso do reator foi registrado vazio, com a amostra e após o processo de pirólise, para fins de balanço de massa. Assim, como o peso do sistema de coleta de gás e líquido foi registrado vazio e pós pirólise. Os valores da temperatura registrados no termopar, foram anotados a cada 30 segundos ao longo do tempo pré-determinado. Os dados coletados foram usados para calcular a rampa de aquecimento conforme metodologia sugerida por Nicolini (2013).

Ao final do experimento, a fração líquida, sólida e gasosa foi retirada do sistema pirolítico. Os rendimentos gravimétricos dos subprodutos gerados no processo de pirólise foram quantificados por meio do balanço de massas, conforme as orientações da NBR 8112 (ABNT 1986), descritas por Nicolini (2013). As análises foram realizadas em triplicata para cada amostra, para validação dos resultados.

Análises físico-químicas das amostras têxteis

Os compostos foram analisados de modo físico-químico para identificar o potencial de reciclabilidade. A densidade aparente foi definida segundo a metodologia de Figueiredo (2011).

Na análise imediata o teor de umidade foi conduzido segundo a ASTM-D3173-85; o teor de cinzas e material volátil foi determinado pelo método ASTM-D 2415-66 e o teor de carbono fixo foi determinado de modo indireto conforme a ABNT/NBR 8299.

A análise de poder calorífico superior e inferior foi determinada por meio de bomba calorimétrica modelo FTech- ISO5660 orientada pela normativa ASTM 407-44.

As análises termogravimétricas foram realizadas no equipamento Thermo Gravimetric Analyser (TGA) Q500, marca TA Instruments. Foram utilizados 2 mg de resíduos têxteis em um cadinho de platina submetidos a taxa de aquecimento de 70°C/min com temperatura máxima de 950°C em atmosfera inerte de N₂ a 60 ml/min.

As análises elementares utilizadas para determinar as porcentagens de carbono (C), nitrogênio (N), hidrogênio (H), oxigênio (O) e enxofre (S) nas amostras de resíduo têxtil e no carvão gerado no processo pirolítico foram conduzidas conforme a metodologia de ASTM 5373/2002 através do Analisador Elementar Perkin Elmer 2400 series ii.

Para analisar a morfologia das fibras têxteis e dos carvões derivados do processo de pirólise em tempos e temperaturas variados, as análises foram submetidas a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). Por se tratar de material de baixa condutividade, as amostras foram preparadas e submetidas ao processo de evaporação (carbono) e ao processo de metalização (ouro) no metalizador Bal-Tec SCD 050 e colocadas no Microscópio Eletrônico de Varredura Zeiss Evo 50.

As amostras foram registradas na amplitude de 500, 1000 e 5000 vezes com 20,000 W de potência. Durante as análises foi observado que o feixe de luz emitido nas amplitudes maiores que 5000X provocavam deterioração da fibra, impedindo seu registro. Por isso, foi determinado o limite máximo de 5000X para ampliação em todas as amostras.

A determinação de carbono orgânico total (TOC) no subproduto sólido foi realizada no cromatógrafo Shimadzu, modelo TOC-L-SSM-5000 A, através do método de oxidação por combustão catalítica na temperatura de 900°C. O carbono presente na amostra foi oxidado e convertido a óxido de carbono (CO₂) e detectado no detector de infravermelho não dispersivo.

Resultado e discussão

A delimitação da amostra considerou o tipo de trama com o objetivo de viabilizar o processo de trituração; a composição com menor valor de comercialização para fins de reciclagem mecânica e a viabilidade técnica para realização da pirólise.

Considerou-se também a origem das fibras, uma vez que as fibras da composição escolhida, são de origem natural (algodão e linho) e foram menos utilizadas (1.4%), seguido dos tecidos de fibra artificial (viscose) (7.4%) e fibra sintética (29.1%), enquanto que, os tecidos de fibras mistas obtiveram o volume de (62.1%) conforme Tabela 1.

Tabela 1. Frequência de tecidos utilizados segundo a origem da fibra em uma indústria têxtil de Minas Gerais

Origem da fibra	Frequência	%
<i>Fibras Puras</i>		
Naturais	11	1.4
Artificial	59	7.4
Sintética	233	29.1
<i>Mistura de fibras</i>		
Sintéticas	335	41.8
Natural	2	0.2
Artificial + sintética	65	8.1
Artificial + natural	41	5.1
Natural + sintética	27	3.4
Natural + artificial + sintética	28	3.5
Total	801	100

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a reciclagem térmica deve ser usada quando os resíduos gerados não apresentam grau de reciclabilidade (Brasil, 2010). Neste cenário, o termo reciclabilidade envolve além das características propícias a transformação do resíduo, a sustentabilidade nos seus pilares sociais, ambientais e econômicos.

Desta forma, o resíduo têxtil é considerado um resíduo reciclável, porém as tecnologias de tratamento disponíveis estão voltadas para a reciclagem de fibras puras e mistas separadamente, uma vez que as fibras puras (em menor quantidade) tem maior valor de mercado, e por isso, tornam-se mais viáveis ao gerenciamento. Diferente das fibras mistas, que correspondem a maior parte dos resíduos têxteis, cujo valor de mercado é baixo (Amaral, 2016).

Assim, dentre os 137 tipos de composição têxtil distribuídas em 801 tipos de tecidos com gramatura, cor, estampa ou trama diferentes (Teixeira, 2019), os tecidos A (100% Algodão) e VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) foram os escolhidos para o desenvolvimento desta pesquisa, propiciando o resultado esperado para o processo de pirólise.

Quantificação e Caracterização dos Subprodutos Gerados no Processo Pirolítico

As caracterizações das amostras de resíduos têxteis apresentadas na Tabela 2, revelaram por meio da densidade aparente, análise imediata, poder calorífico e análise elementar grande quantidade de energia por unidade de massa em um processo de combustão (Sousa, 2009), devido ao alto teor de material volátil em torno de 83% para o resíduo A e 86% para o resíduo VLA, assemelhando assim aos combustíveis fósseis, cujo os valores estão entre 75% e 90% (Rago, Surroop, Mohee, 2018). Parte deste resultado está atrelado a densidade abaixo de 0.1%, que favoreceu a temperatura de ignição através da circulação de oxigênio por entre os poros (Figueiredo, 2011) e ao teor de cinzas que se mantiveram abaixo de 6%. Acima deste limite, as cinzas comprometem o sistema de combustão afetam a transferência de calor, reduzem o poder calorífico, provocam incrustações, corrosão e erosão devido à presença de metais pesados tóxicos, sais solúveis e outros compostos (Rago, Surroop, Mohee, 2018).

Tabela 2. Análises imediata, elementar, densidade aparente e poder calorífico dos resíduos têxteis.

Análises	Descrição	Resíduo A (100% Algodão)	Resíduo VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão)
Densidade Aparente	Densidade (média)	0.2363	0.2365
	Umidade (%)	7.22	9.42
Análise imediata	Cinza (%)	1.22	0.94
	Material Volátil (%)	83.31	86.97
	Carbono Fixo (%)	8.25	2.67
Poder Calorífico	Poder Calorífico Superior (kcal/kg)	1.803	2.214
	Poder Calorífico Inferior (kcal/kg)	1.685	2.050
Análise Elementar	Carbono (%)	83.09	85.87
	Hidrogênio (%)	1.44	1.09
	Nitrogênio (%)	0.65	0.28
	Oxigênio + Enxofre (%) ¹	14.82	12.76

O teor de umidade, apesar de absorver energia durante o processo de evaporação e reduzir o poder calorífico do material, também atua junto ao hidrogênio na produção de calor latente (Sousa, 2009).

Neste sentido, apesar do hidrogênio do resíduo têxtil VLA ser menor em relação ao resíduo têxtil A, o teor de umidade do resíduo têxtil VLA foi maior, conferindo assim maior capacidade energética.

Contudo, o poder calorífico superior de ambas amostras se manteve em torno de 2.214 Kcal/kg, resultados encontrados que assemelham ao potencial energético comumente empregadas no mercado da biomassa do lodo têxtil (2.100 kcal/kg), do bagaço de cana (2.130 kcal/kg) ou cavaco de pinus (2.500 kcal/kg) (Fischer, 2015).

Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) dos Resíduos Têxteis

Ao comparar a morfologia estrutural entre os resíduos A e VLA (Figura 2a e 2b) foi possível perceber que a fibra de viscose é mais espessa, porosa e menos cristalina e, portanto, com mais capacidade de adsorção se comparada a fibra de algodão.

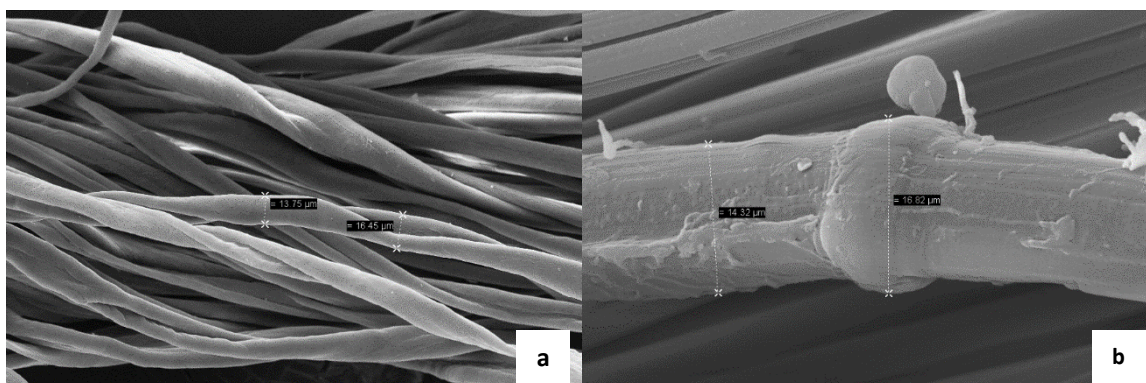


Figura 2. Morfologia do resíduo têxtil: a) resíduo A (100% Algodão) - 20kv-1µm -1000X; b) resíduo VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) a 20kv-2µm -5000X.

Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) do Carvão Gerado no Processo de Pirólise

Analisando as funções de tempo e temperatura utilizada nos experimentos, foi possível verificar que a proporção de sólidos resultante do processo de pirólise oscilou entre 20.4% a 25.1% referente aos resíduos oriundos do algodão, e de 19.9% a 26.3% referente aos resíduos oriundos da mistura têxtil viscose/linho/algodão.

A aparência morfológica dos carvões resultantes do resíduo A (Figura 3a), apresentou regiões amorfas e cristalinas similares a biomassa com características lineares, entretanto, a redução no diâmetro, as rupturas no comprimento das fibras decorrentes da ação termoquímica, a formação ondulada na parede externa do sólido gerado e a ausência de fissuras, mostram indícios de alta porosidade (Plens, 2018).

A análise morfológica dos carvões resultantes do resíduo VLA (Figura 3b), revelou aparência irregulares com relação a forma, tamanho e diâmetro, pois, as fibras de algodão foram solidificadas junto às fibras de viscose e linho formando blocos de carvão. As medidas registradas na análise morfológica se mostraram variadas com diminuição de espessura quando comparado ao carvão proveniente da fibra A.

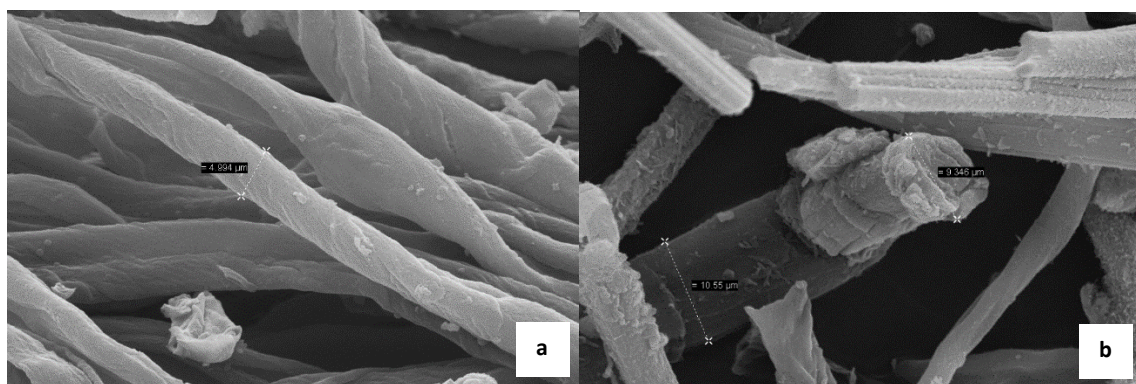


Figura 3. Morfologia do carvão: a) carvão resíduo têxtil A (100% Algodão) temperatura de 500°C e tempo de retenção de 30 minutos a 20kv-2µm -5000X; b) carvão do resíduo têxtil VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) em temperatura de 500°C e tempo de retenção de 30 minutos a 20kv-2µm - 5000X.

Dessa forma, o carvão resultante da fibra A apresentou maior rendimento, o que tornou o carvão menos poroso e, portanto, mais estável para fins energéticos e menos promissor para fins de filtração, sobretudo quando comparado ao carvão VLA.

Análise Termogravimétrica

A análise termogravimétrica - TGA é um processo de medida com variação contínua de massa de uma amostra em função da temperatura, utilizada para a determinação das temperaturas de degradação dos componentes do material.

De acordo com a TGA do resíduo têxtil A (Figura 4a), a primeira perda de massa de 5.185% ocorreu com pico de temperatura de 42.76°C, revelando que porosidade da fibra de algodão propiciou a remoção da umidade. A segunda perda de massa é de 86.72% com pico máximo em 405.49°C, levando assim mais tempo para perder menos massa.

A TGA do resíduo têxtil VLA (Figura 4b), apresenta dois estágios de degradação bem definidos, sendo que no primeiro estágio ocorreu a primeira perda de massa de 8.148% com pico de temperatura de 43.85°C correspondente a degradação da celulose. Já o segundo estágio resultou com pico máximo de temperatura de 386.92°C e perda de massa de 82.73%.

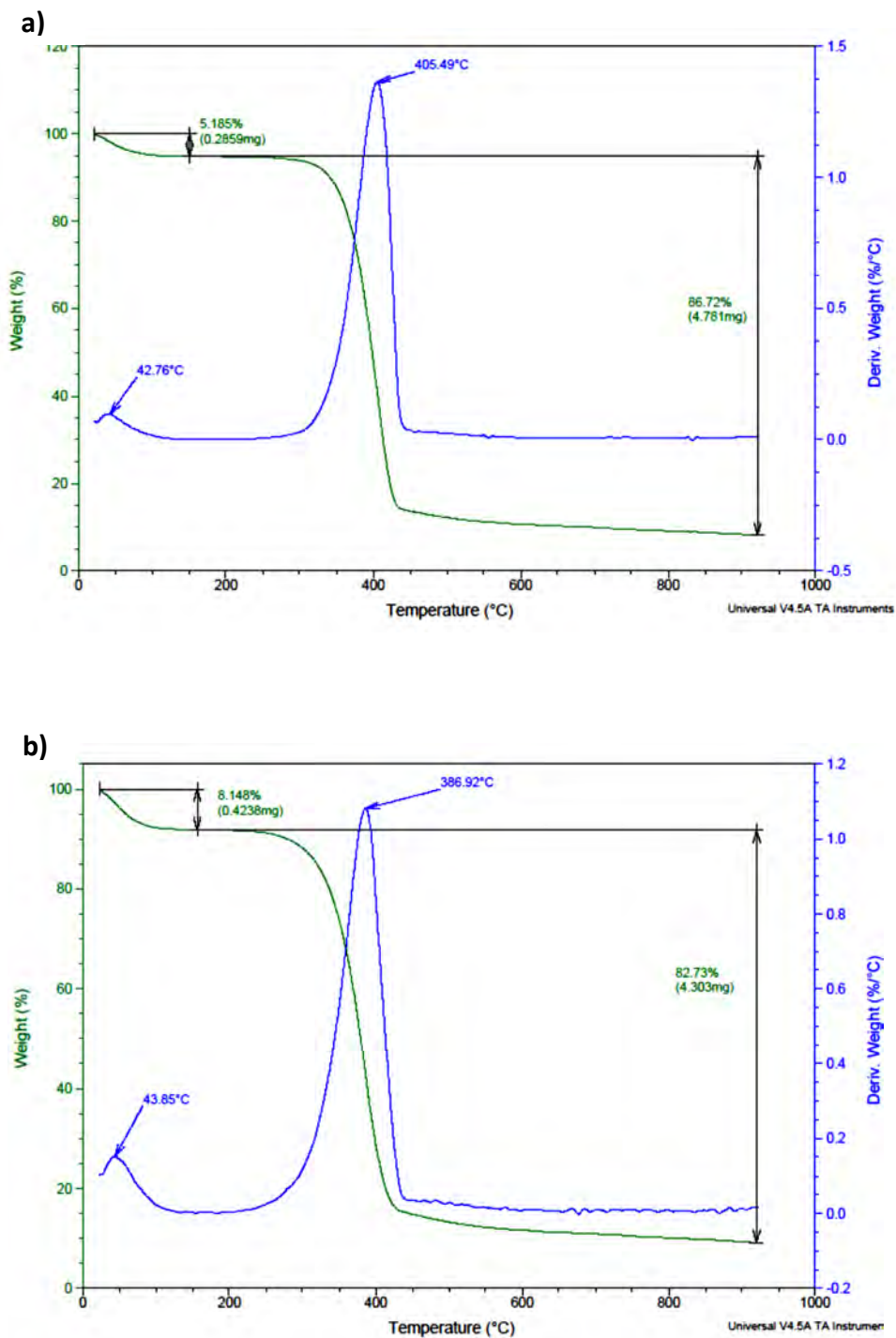


Figura 4. Espectro de FTIR dos resíduos têxteis: a) A (100% Algodão); b) VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão)

Análise de Temperatura

O processo de pirólise com os resíduos têxteis A e VLA foi executado em ambiente inerte, sem o uso de gás de arraste, sendo desenvolvido nas temperaturas de 500°C e 700°C, com tempos de retenção de 30 e 60 minutos respectivamente. O processo pirolítico iniciou-se de maneira endotérmica até a temperatura programada (*setpoint*) de 500°C e 700°C no forno indutor, mantendo-se estabilizada até o final do experimento. No entanto, a temperatura dentro do reator, continuou a subir por mais $\cong 250^\circ\text{C}$ após a temperatura *setpoint*, em um comportamento exotérmico, devido as características químicas do resíduo têxtil. O processo endotérmico foi de $\cong 7$ minutos para 500°C, e $\cong 7.5$ minutos para 700°C, e o tempo de permanência em estado exotérmico até a temperatura máxima do reator foi de $\cong 1.5$ minuto para temperaturas de 500°C e $\cong 3.5$ minutos para temperaturas de 700°C. O comportamento térmico dos resíduos têxteis foi investigado ao longo do processo e ficou evidente que o resíduo têxtil A (100% Algodão), na maior parte dos ensaios, atingiu maiores temperaturas em relação ao resíduo têxtil VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) em tempos similares. O resultado está alinhado às características químicas dos resíduos celulósico, cujas regiões menos cristalinas confere ao mesmo, maior capacidade de combustão.

Rendimento Gravimétrico dos Subprodutos Gerados no Processo de Pirólise

No processo pirolítico de resíduos têxteis, os subprodutos gerados são formados pela fração líquida leve (Miranda *et al.*, 2007; Majanny *et al.*, 2010), fração líquida pesada (Zhu *et al.*, 2014; Poddar *et al.*, 2015), fração gasosa (Wu *et al.*, 2017) e fração sólida que são encaminhados ao tratamento de água e para fins energéticos (Nahil; Williams, 2012; Barişçi; Öncel, 2013; Balcik-Canbolat *et al.*, 2016; Chen, 2017; Rago; Surroop; Mohee, 2018; Yuan, 2018; Hanoğlu; Çay; Yandk, 2019). No entanto, a tecnologia empregada nesta pesquisa buscou acumular toda a fração líquida em um mesmo recipiente.

Os resultados revelaram que os resíduos têxteis compostos de A e VLA (Tabela 3), apresentaram maior fração líquida e menor fração sólida independente dos parâmetros pirolíticos em todos os experimentos, contudo, o tempo maior de permanência somada a temperatura mais alta elevou a fração gasosa e reduziu a fração de líquido e sólido. Este comportamento está associado a quantidade de carbono fixo e oxigênio presente nos resíduos, assim como sua maior densidade e menor teor de umidade.

Assim, ao analisar a influência dos parâmetros tempo e temperatura sobre a formação de cada subproduto, identificou-se que a temperatura foi o principal fator para formação de carvão e gás, agindo de forma inversamente proporcional a formação de carvão (independentemente do tipo de resíduo têxtil) e diretamente proporcional a formação de gás, sobretudo para o resíduo têxtil A (100% Algodão). Quanto a formação de líquido, o tempo e a temperatura se comportaram de maneira sincronizada.

Tabela 3. Rendimento das frações sólidas, líquidas e gasosas.

Ensaio	Parâmetros			Rendimentos						
	Massa (g)	Tempo (min)	Temperatura (°C)	Carvão (g)	Líquido (g)	Gás (g)	Carvão (%)	Líquido (%)	Gás (%)	
Resíduo A	I	10.17	60	500	2.55	4.75	2.87	25.10%	46.70%	28.20%
	II	9.90	60	700	2.02	4.43	3.45	20.47%	44.83%	34.70%
	III	9.90	30	500	2.47	4.81	2.62	24.97%	48.56%	26.47%
	IV	10.08	30	700	2.18	5.36	2.54	21.63%	53.20%	25.17%
Resíduo VLA	I	9.98	60	500	2.32	4.36	3.30	23.30%	43.60%	33.10%
	II	10.02	60	700	2.04	4.88	3.11	20.30%	48.70%	31.00%
	III	10.08	30	500	2.65	4.32	3.11	26.30%	42.87%	30.83%
	IV	9.92	30	700	1.98	5.00	2.94	19.97%	50.40%	29.63%

Segundo pesquisas realizadas por Czajczyńska *et al.* (2017); Paradela (2012); Nicolini (2013) e Chen (2017), altas temperaturas em longos períodos de detenção favorecem a formação da fração gasosa; baixas temperaturas e longos tempos de retenção favorecem a formação de sólido; e, tempo e temperaturas moderados favorecem a formação de líquido.

Dessa forma, tempo e a temperatura são inversamente proporcionais e correspondem aos resultados desta pesquisa.

Análise Elementar do Carvão dos Resíduos Têxteis

Os resultados obtidos na análise elementar dos resíduos sólidos gerados no processo de pirólise foram apresentados na Tabela 4. Ao comparar os resultados com a biomassa é possível notar que, o carvão reduziu o teor de oxigênio em ~74.32% e o teor de carbono foi elevado em ~51.83%. O teor de nitrogênio reduziu em ~83.02% e o de hidrogênio elevou-se em ~79.94% em experimentos com maior tempo de retenção, e em ~74.75% em experimentos com menor tempo de retenção.

É possível constatar que todos os elementos variaram conforme o tempo de retenção e a temperatura, particularmente os teores de carbono e hidrogênio, que demonstraram ser inversamente proporcionais ao tempo de retenção, enquanto o oxigênio apresentou comportamento inverso. Porém, a variação do teor de nitrogênio foi relacionada à temperatura, quando comparada ao tempo, apresentando maiores rendimentos em temperaturas menores para resíduos celulósicos e menores teores para os resíduos têxteis mistos.

Tabela 4. Análise elementar do carvão oriundos dos resíduos têxteis pirolisados.

Parâmetros	Temperatura (°C)	Tempo (min)	A (100% Algodão)				VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão)			
			C	H	N	O	C	H	N	O
Biomassa	-	-	42.59	5.05	-	52.36	38.77	6.14	0.09	55.00
I	500	60	81.53	1.24	0.49	16.74	82.40	0.61	0.35	16.64
II	500	30	82.76	2.59	0.83	13.82	86.81	0.11	-	13.08
III	700	60	82.34	1.13	0.54	15.99	87.83	1.51	0.45	10.21
IV	700	30	85.75	0.82	0.74	12.69	86.45	2.13	0.31	11.11

Assim, ao comparar as duas biomassas, foi possível verificar que o carvão do resíduo têxtil A apresentou menor teor de carbono; maior teor de oxigênio; maior teor de nitrogênio e hidrogênio quando comparado ao carvão do resíduo VLA. Resultados semelhantes foram observados no estudo de Williams e Reed (2004), no qual foi produzido carvão ativado a partir de fibras naturais de linho, cânhamo em temperaturas próximas a este estudo.

Foi observado ainda que, os teores de carbono e hidrogênio foram inversamente proporcionais ao teor de oxigênio (Williams; Reed, 2004). No entanto, nos estudos de Nahil e Williams (2010) e Hanoğlu; Çay e Yandk (2019) foi possível notar, que a temperatura exerceu maior influência quando comparada ao tempo, sendo ela, diretamente proporcional a formação do teor de carbono.

Dessa forma, o alto teor de carbono confere ao carvão do material têxtil, alta resistência de degradação térmica e maior resistência no interior de fornos destinados a produção de calor ou energia, bem como, a biomassa com alto teor de material volátil representa ótimos combustíveis para o processo de pirólise.

Conclusão

As características físico químicas dos resíduos têxteis A (100% Algodão) e VLA (65% Viscose, 21% Linho, 14% Algodão) revelaram características favoráveis não só a produção de energia, mas também para a utilização em outros setores industriais.

O alto poder calorífico foi atribuído a presença da lignina e a áreas amorfas, associada ao alto teor de material volátil, baixo teor de umidade e cinzas, baixa densidade e alto teor de C e H encontrados nos resíduos têxteis A (47.64%) e VLA (44.91%). O material têxtil sólido foi comparado ao carvão betuminoso nos teores de C, N e H e teor de TOC.

Sendo assim, conclui-se que os resíduos têxteis A e VLA apresentaram potencial de reciclabilidade nas indústrias alimentícia, farmacêutica, química e energética.

Referências bibliográficas

- ABIT, Associação Brasileira da Indústria Têxtil e de Confecção (2020). Acesso em 13 jan. 2021, disponível em: www.abit.org.br/uploads/arquivos/S%C3%ADntese%20COMEX%20-%20Dezembro.pdf
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2018/2019). Acesso em: 12 jan. 2021. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama>
- Amaral, M. C. do. (2016) *Reaproveitamento e Reciclagem Têxtil no Brasil: ações e prospecto de triagem de resíduos para pequenos geradores*. Dissertação (Mestrado), Curso de Têxtil e Moda, Escola de Artes Ciência e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 123 pp.
- Barişçi, S., Öncel, M. S. (2013) *The Disposal of Combed Cotton Wastes by Pyrolysis*. *International Journal Of Green Energy*, [s.l.], **11**(3), 255-266, <https://doi.org/10.1080/15435075.2013.772516>.
- Canbolat, C. B., Ozbey, B., Dizge, N., Keskinler, B. (2016) Pyrolysis of commingled waste textile fibers in a batch reactor: Analysis of the pyrolysis gasses and solid product. *International Journal of Green Energy*. <https://doi.org/10.1080/15435075.2016.1255634>
- Chen, J. Y. (2017) *Introduction. Activated Carbon Fiber And Textiles*, [s.l.], 3-20, <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-100660-3.00001-8>
- Czajczyńska, D., Nannou, T., Anguilano, L., Krzyzyska, R., Ghazal, H., Spencer, N., Jouhara, H. (2017) Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. *Thermal Science And Engineering Progress*, [s.l.], **3**, 171-197, <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>
- Ellen Macarthur Foundation. (2017) *Circular Economy System Diagram*. (2017). Acesso em 20 jan. 2021, disponível em: www.ellenmacarthurfoundation.org/circular-economy/interactive-diagram
- FIESP, Federação das Indústrias do Estado de São Paulo (2019). Acesso em 13 jan. 2021, disponível em: <https://www.terra.com.br/noticias/dino/fiesp-apresenta-projecao-de-13-de-crescimento-acumulado-ate-2021-para-o-mercado-de-moda-no-brasil,28707f5deec5f9f1142dad511e619530xqrdjj6u.html>
- Figueiredo, A. L. (2011) *Pirólise termoquímica de pós da fibra de coco seco em um reator de cilindro rotativo para produção de bio-óleo*, Dissertação (Mestrado em Pesquisa e Desenvolvimento em Ciência e Engenharia de Petróleo), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 127 pp.
- Fischer, S. O. (2015) *Avaliação do potencial de uso de lodo têxtil como biomassa combustível para geração de energia*, Dissertação (Mestrado em Engenharia de Processos), Universidade da Região de Joinville, Joinville, 69 pp.
- Hanoğlu, A., Çay, A., Yandk, J. (2019) Production of biochars from textile fibres through torrefaction and their characterisation. *Energy*, [s.l.], **166**, 664-673, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2018.10.123>
- IEMI, Instituto de Estudos e Marketing Industrial (2020). *A liquidez e o consumo pós pandemia*. Acesso em: 09 jan. 2021, disponível em: www.iemi.com.br/a-liquidez-e-o-consumo-pos-pandemia
- Miranda, R., Sosa Blanco, C., Bustos-Martinez, D., Vasile, C. (2007) Pyrolysis of textile wastes. *Journal Of Analytical And Applied Pyrolysis*, [s.l.], **80**(2), 489-495, <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2007.03.008>
- Majanny, A., Nassour, A., Gose, S., Scholz, R., Nelles, M. (2010) Characterization and thermal behaviour of textile waste from the industrial city of Aleppo in Syria. *Waste Management & Research*, [s.l.], **29**(3), 277-283, <https://doi.org/10.1177/0734242x10365736>
- Nahil, M. A., Williams, P. T. (2012) Pore characteristics of activated carbons from the phosphoric acid chemical activation of cotton stalks. *Biomass And Bioenergy*, [s.l.], **37**, 142-149, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.12.019>
- Nicolini, K. P. (2013) *Pirólise de biomassa em baixas temperaturas*, 1ª ed., Campinas, 94 pp.
- Paradela, F. M. R. (2012) *Estudo da pirólise de misturas de resíduos de plásticos, pneus e biomassa*. Tese (Doutorado) Curso de Engenharia Química e Bioquímica, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, 290 pp.

- Poddar, S., Biswas, R., De, S., Chowdhary, R. (2015) Analysis of Tar by Catalytic Pyrolysis of Waste Jute. *Journal Of Advances In Mechanical Engineering And Science*, [s.l.], **1**(1), 12-19, <https://doi.org/10.18831/james.in/2015011002>
- Plens, A. C. de O. (2018) *Produção limpa: síntese de fibras de viscose ativadas para remoção de fármacos presentes em água*, Tese (Doutorado) Curso de Engenharia de Produção, Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Metodista de Piracicaba, Santa Bárbara D'oeste, 121 pp.
- Rago, Y. P., Surroop, D., Mohee, R. (2018) Torrefaction of textile waste for production of energy-dense biochar using mass loss as a synthetic indicator. *Journal Of Environmental Chemical Engineering*, [s.l.], **6**(1), 811-822, <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.12.055>
- Sousa, C. M. T. de. (2009) *Valorização energética dos resíduos industriais têxteis e poliméricos*. Dissertação (Mestrado), Curso de Engenharia, Universidade do Minho, Braga, 109 pp.
- Teixeira, J. A. (2019) *Análise prática da pirólise de resíduos têxteis compostos de viscose e poliéster para obtenção de carvão e bio-óleo em reator de leito fixo sem fluxo de gás*, Tese (Doutorado), Curso de Tecnologia Ambiental. Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 211 pp.
- Zonatti, W. F. (2016) *Geração de resíduos sólidos da indústria brasileira têxtil e de confecção: materiais e processo para reuso e reciclagem*, Tese (Doutorado em Ciências), Programa de Pós Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Universidade de São Paulo, São Paulo, 251 pp.
- Zhu, F., Feng, Q., Xu, Y., Liu, R., Li, K. (2014) Kinetics of pyrolysis of ramie fabric wastes from thermogravimetric data. *Journal Of Thermal Analysis And Calorimetry*, [s.l.], **119**(1), 651-657, <https://doi.org/10.1007/s10973-014-4179-3>
- Wu, Ye *et al.* (2017) *Catalytic pyrolysis and gasification of waste textile under carbon dioxide atmosphere with composite Zn-Fe catalyst*. *Fuel Processing Technology*, [s.l.], **166**, 115-123, <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2017.05.025>
- Yuan, Z., Xu, Z., Zhang, D., Chen, W., Zhang, T., Huang, Y., Gu, L., Deng, H., Tian, D. (2018) Box-Behnken design approach towards optimization of activated carbon synthesized by co-pyrolysis of waste polyester textiles and MgCl₂. *Applied Surface Science*, [s.l.], **427**, 340-348, <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.08.241>

REVISTA AIDIS

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

BIODEGRADABLE MATERIAL FORMULATED WITH OAT HULLS IN THE COMPOSTING PROCESS OF HOUSEHOLD ORGANIC WASTE AND TREE PRUNING

Rafaela Gasparotto Moser¹
Ana Paula Bilck²
Fábio Yamashita³
Leonardo Galice Chies⁴
Pedro Henrique Presumido⁵
* Ramily M. A. O. Meneses⁶
Roger Nabeyama Michels⁷
Tatiane Cristina Dal Bosco⁸

Recibido el 25 de mayo de 2021. Aceptado el 8 de noviembre de 2021

Abstract

With attractive research and development of new biodegradable polymers and their packaging applications, there is a need to address their environmental performance. This study aimed to compare the compostability of biodegradable materials (BM) produced with cassava starch, glycerol, poly (lactic) acid, with and without oat hulls to compost organic waste and also to evaluate if the BM influenced the compost process and its final product. The composting was carried out in 100 L reactors, 30 L of which were occupied with household organic waste and 66 L with tree pruning. The process was monitored for 60 days using the following parameters: temperature, C/N ratio, total organic carbon, total nitrogen, pH, electrical conductivity, series of solids, humidity, and reduction in mass and volume. At the end of the experiment, the degradation of the BM was analyzed by scanning electron microscopy (SEM). In the SEM images, cracks, voids, and irregular surfaces were observed, which did not exist in the BM before composting. The degradation of BM occurred, and their presence did not interfere in the composting process or the final compost's quality.

Keywords: biodegradation, biodegradable packaging, compost quality, scanning electron microscope, solid waste management.

¹ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, Paraná, Brasil.

² LabMult - Central de Análises, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Pato Branco, Paraná, Brasil.

³ Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimento (DCTA), Universidade Estadual de Londrina (UEL). Londrina, Paraná, Brasil.

⁴ Departamento de Engenharia de Produção, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, Paraná, Brasil.

⁵ Chemical Engineering Department, Faculty of Engineering University of Porto. Porto, Portugal.

⁶ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Brasil.

⁷ Departamento de Engenharia Mecânica, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, Paraná, Brasil.

⁸ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, Paraná, Brasil.

* *Corresponding author:* Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Av. dos Pioneiros, 3131, Jardim Morumbi, Londrina, Paraná, Brasil. Email: ramilymeneses@gmail.com

Introduction

The generation of solid urban waste in 2020 was 79.6 million tons, and it is possible to project an increase of 50% in 2050 (ABRELPE, 2020). Plastics production has quadrupled in the last 50 years and can double in the next 20 years, causing significant problems for the marine and terrestrial ecosystems (Luo *et al.*, 2019). Improving solid waste management is considered an environmental challenge, and there is a particular focus on reducing consumption, reducing waste, and transforming waste into resources (Ghinea *et al.*, 2019).

In this context, the difficulty of recycling conventional plastic materials has promoted the development of biodegradable materials that are becoming increasingly important, as they can be produced from renewable sources or raw materials (Kale *et al.*, 2007) such as starch, poly (lactic) acid (PLA), oat hulls (Furlan *et al.*, 2012; Debiagi *et al.*, 2013), sugarcane bagasse (Tita *et al.*, 2002), and coffee husks (Machado *et al.*, 2010).

Oat hulls are a residue of the agribusiness that, in addition to being generated in large quantities, have no economic value and must be disposed of appropriately. The use of oat hulls to reinforce biodegradable materials and to reduce their costs is an alternative destination. These reinforced materials with oat hulls can reduce their cost and can be used to produce biodegradable bags, films, and packaging for quick disposal with better mechanical properties (Peixoto *et al.*, 2019; Brito *et al.*, 2011).

About 50% of urban solid waste disposal in plastic trash bags is organic (CEMPRE, 2017), and according to the Panorama of Solid Waste in Brazil, around 170 kg of organic waste per person are generated each year (ABRELPE, 2020). According to Law 12.305/2010, which institutes the National Solid Waste Policy, composting should be the priority strategy for treating organic waste (Brasil, 2010), which transforms organic matter into a more humidified final product. However, plastic trash bags are difficult to compost like household organic waste and tree pruning because they are not biodegradable, and they need to be removed before starting the composting process. The replacement of those bags by biodegradable ones would reduce the time and costs of composting because they can be biodegraded in landfills and composting piles/reactors (Kale *et al.*, 2007).

This paper aims to compare the compostability of biodegradable materials produced with starch, glycerol, PLA, with and without oat hulls in composting process of household organic waste and tree pruning and also to evaluate if they influenced the compost process and its final product.

Materials and methods

Composting test: Experimental configuration, production, and characterization of biodegradable material and organic waste

The composting process lasted 60 days, between April and June 2017, and the methodology was based on NBR 15448-2: 2008 - Degradable plastic packaging and/or from renewable sources, part 2: Biodegradation and composting - Requirements and test methods.

The experiment was carried out at the greenhouse of the Federal Technological University of Paraná, Câmpus Londrina, Brazil, where there is a roof and waterproof floor, to simulate the process carried out in municipal composting facilities where the organic wastes arrive packaged in plastic bags. Then they are crushed and mixed with tree pruning since tree pruning is a waste commonly generated by municipalities and requires an environmentally appropriate destination.

The organic wastes used in this experiment came from a large restaurant in Londrina (simulating household organic wastes) and the Municipality of Londrina (trees pruning).

The formulation of the biodegradable materials (Table 1) was based on Silva *et al.* (2020a) and used cassava starch (General Mills Brasil Alimentos Ltda, Paranaíba, Brazil), poly (lactic acid) (PLA) REVODE® 201- Zhejiang Hisun Biomaterials Co, China), micronized oat hulls (SL Alimentos-Mauá da Serra, Paraná, Brazil) (4.64 g 100 g⁻¹ ash, 3.95 g 100 g⁻¹ protein, 2.12 g 100 g⁻¹ of lipid, 23.13 g 100 g⁻¹ of cellulose, 26.25 g 100 g⁻¹ of hemicellulose and 3.80 g 100 g⁻¹ of lignin) and glycerol (Dinâmica Química Ltda, Brazil). The cassava starch and oat hulls were used because of their low cost compared with pure PLA, and the glycerol was used as a plasticizer (SILVA *et al.*, 2020a).

Table 1. Formulation of composted biodegradable materials.

Formulation	Cassava Starch (g 100g ⁻¹)	Glycerol (g 100g ⁻¹)	PLA (g 100g ⁻¹)	Oat hull (g 100g ⁻¹)
1	45	15	40	0
2	35	15	40	10

The starch, glycerol, PLA, and oat hull were mixed according to the proportions shown in Table 1 and extruded in a single-screw extruder (BGM, model EL-25, Brazil) to produce cylindrical strands. The extruder had a screw diameter (D) of 25 mm, a screw length (L) of 750 mm (L/D ratio of 30), and a screw speed of 35 rpm, four heating zones, and a matrix with two 2 mm holes. The temperature profile was set at 90/150/150/140 °C. After processing, the cylindrical strands were cut into 5 cm long pieces (biodegradable material - BM) to perform the composting tests. This size of the BM is used to allow more contact of the material with the solid waste and to allow a larger contact surface.

Composting was carried out in 100 L reactors by mixing organic waste (household organic waste and tree pruning) and biodegradable material (BM), resulting in three treatments with the same volume. T₀ treatment was used as a blank (control) because it did not contain any BM. T₁ and T₂ treatments contained biodegradable material without and with oat hulls, respectively. Each treatment was performed in duplicate, totaling six experimental units. The disposition of treatments in the greenhouse was randomized (Figure 1).

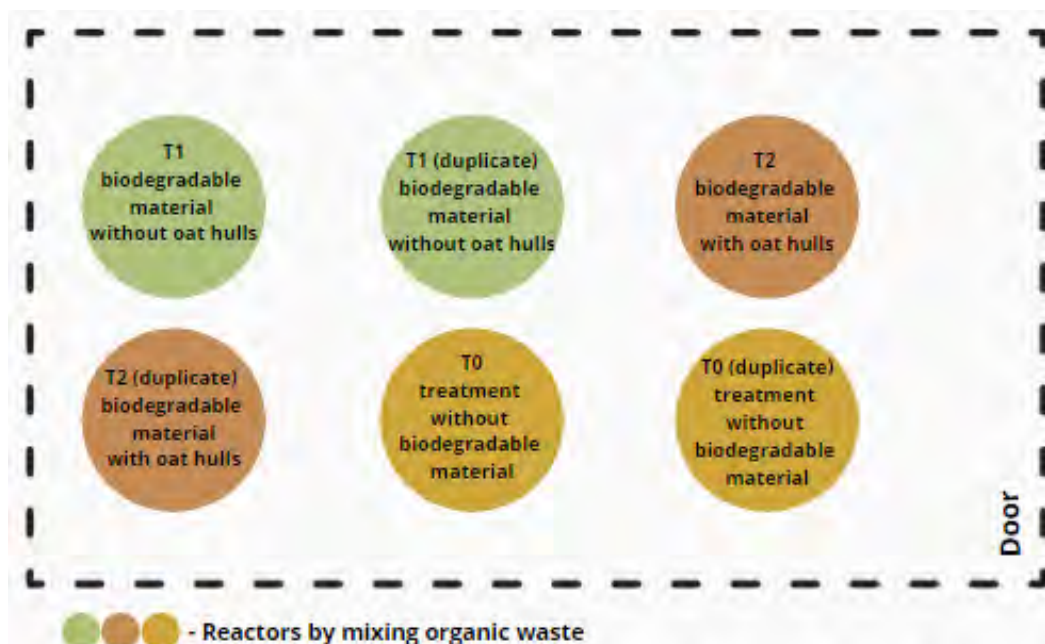


Figure 1. Arrangement of treatments in the greenhouse.

For the calculation of the initial C/N ratio, the characterization of the residues was necessary to determine the composition of total nitrogen (TN), total organic carbon (TOC), humidity, series of solids (fixed solids, volatile and total solids), specific mass, pH and electrical conductivity. These analyzes were made at the Sanitation Laboratory of UTFPR Campus Londrina, and the results are described in Table 2.

The pH and conductivity were measured using the methodology proposed by Tedesco *et al.* (1995). The series of solids and moisture content was determined by the American Public Health Association methodology (APHA, 2012). TN was determined by the methodology proposed by Malavolta *et al.* (1997), and the TOC content was estimated from the equation proposed by Carmo and Silva (2012) (Equation 1).

Table 2. Initial characteristics of organic waste.

Parameter	Tree Pruning	Household Organic Waste
Electrical conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	620	1296
pH	7.4	4.47
Apparent density (kg L^{-1})	0.256	0.688
Moisture (%)	42.31	80.08
Total solids (%)	57.69	19.92
Volatile solids (%)	91.71	96.16
Fixed solids (%)	8.29	3.84
Total organic carbon (%)	36.91	38.80
Total nitrogen (%)	1.91	2.31

$$TOC = (0.425 * VS) - 2.064$$

Equation (1)

Where:

TOC = Total Organic Carbon;

VS = Volatile Solids.

From the results of the organic waste characterization (Table 2), the equation proposed by Kiehl (1985) was used to define the residues proportions to start the process with an appropriate C/N ratio (Equation 2).

$$\frac{C}{N} = \frac{(X * Nn) - Cm}{Cc - (X * Nc)}$$

Equation (2)

Where:

X = initial Carbon/Nitrogen ratio

Nn = % Nitrogen of the Household Organic Waste.

Cm = % Carbon of the Household Organic Waste.

Cc = % Carbon of the Tree Pruning.

Nc = % Nitrogen of the Tree Pruning.

The result from Equation 2 is given in dry mass. So it was necessary to transform this data into a wet mass. The residue moisture was used to this conversion. The conversion from mass to volume was done using the residues apparent density.

According to the organic waste characterization (Table 2), it was not possible to meet the C/N ratio of 30:1, considered ideal to start the composting process (Kiehl, 1985), because this proportion was impracticable to assembly the reactors and to homogenize the wastes, it means that it would be necessary too much tree pruning. Other studies have also reported good performances in composting organic materials with C/N ratios below 19:1 (Sbizzaro *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2020a). Thus, other C/N ratios were tested, such as 19:1, 18.5:1, and 18:1 (Table 3).

Table 3. Reactor composition for different C/N ratios.

Ratio C/N	Household Organic Waste		Tree Pruning	
	Capacity (L)	Capacity (%)	Capacity (L)	Capacity (%)
19:1	11	11.5%	85	88.5%
18.5:1	30	31%	66	69%
18:1	47	49%	49	51%

The C/N ratio of 18.5:1 was chosen because the ratio of approximately 1.8 L of tree pruning to 1 L of household organic waste was considered the most suitable for waste homogenization. In this way, the reactors were composed of approximately 30 L of household organic waste and 66 L of tree pruning (96 L total). In addition, 400 g of biodegradable material were placed in treatment T₁ and T₂.

Experimental conditions and monitored composting parameters.

The organic wastes had the appropriate granulometry (KIEHL, 1985) since they came from food scraps and tree pruning, which were crushed at the time of collection.

The assembly of the reactors was done by superimposing alternate layers of each waste totalizing three layers of tree pruning and two layers of household organic wastes. The first and last layers were tree pruning to avoid the bad smell and the proliferation of vectors in the first weeks of composting (Pereira Neto, 1998). In T₁ and T₂ treatments, the biodegradable materials (BM) were incorporated with the organic residues inside the reactor.

Two BM samples were wrapped in a net nylon packaging and placed in each reactor to facilitate the visualization of their degradation and their location in the reactor. The porosity of these packagings allowed the BM to contact the microorganisms and other compost in the process (Taiatele Júnior *et al.*, 2020).

During the process, temperature, pH, electrical conductivity, humidity, fixed solids, volatile solids, TOC, TN, aeration, volume, and mass reductions were monitored.

The temperature was monitored with the aid of an automated data collection system. Five sensors were inserted in each reactor, and their positioning inside the reactor took place at strategic points to record the temperature at different points to observe temperature variations. These sensors were connected to an Arduino board equipped with a data logger system (datalogger) together with an RTC (Real Time Clock) that provided the time of data acquisition. Data were stored every 10 minutes and recorded on an SSD card (Dal Bosco *et al.*, 2020).

Aeration was performed by manual overturns, which took place every three days, but the first overturning was only carried out after seven days. The humidity was controlled by a hand test (Nunes, 2009) when overturning, but there was no need to add water during the process. When overturning the BM into the nylon net were mixed with the tree pruning and the household organic waste.

The volume reduction was measured using a non-deformable container. The material was weighed at the beginning and the end of the process to calculate the mass reduction. The mass of water was discounted according to the moisture data so that it was possible to compare the differences between the initial and final dry mass. The analysis frequency of each parameter is described in Table 4.

Table 4. Frequency of monitoring the composting parameters.

Parameter	Frequency
Temperature	Every 10 minutes
Moisture	Every 3 days
Aeration	Every 3 days
pH	Biweekly
Electrical conductivity	Biweekly
Total solids	Biweekly
Fixed solids	Biweekly
Volatile solids	Biweekly
Total nitrogen	Biweekly
Total organic carbon	Biweekly
Mass reduction	Finale
Volume reduction	Finale

Monitoring of biodegradable materials (BM): Scanning Electron Microscopy (SEM)

The microstructure of the BM surface was observed by Scanning Electron Microscopy (SEM) before being placed in the reactors and at the end of the composting process.

The samples were immersed in liquid nitrogen for rapid freezing and, later, were fractured with the aid of stainless-steel clamps. Then, these samples were left in a desiccator with calcium chloride for 48 hours to remove moisture. The samples were then sputter-coated with gold in a BAL-TECSCD 050 Sputter Coater. SEM images were obtained by a FEI, Quanta 200 (USA). This analysis aimed to verify changes in the microstructure of BM resulting from the composting process.

Statistical analyzes

The analysis of the variance of the average temperature data was made considering a split-plot design. The analyses were divided by periods because the data did not show homogeneity of

variances when considering the entire period. For the C/N ratio, TOC, TN, pH, electrical conductivity, series of solids, and volume reduction parameters, the Scott-Knott test was performed at 5% of significance to compare the means of each treatment.

Result and discussions

Biodegradation of biodegradable materials in compost: physical-chemical analysis

The biodegradable materials (BM) were incubated for about 60 days under composting conditions in direct contact with the other wastes. The microorganisms present in composting carry out an exothermic process: while degrading the waste, they release heat, causing an increase in temperature in the medium (Bidone and Povinelli, 1999). Thus, temperature variations occur during the process, generally in phases: thermophilic, mesophilic, and maturation (Kiehl, 2002). Figure 1 summarizes the temperature data from the period of feedback control. At the beginning of the composting process, the average temperature presented by the treatments was 40 °C, which indicates that the process was in balance, as according to Fernandes and Silva (1999), if the temperature is not around 40 °C in the first days, it is a sign that some parameters are out of control.

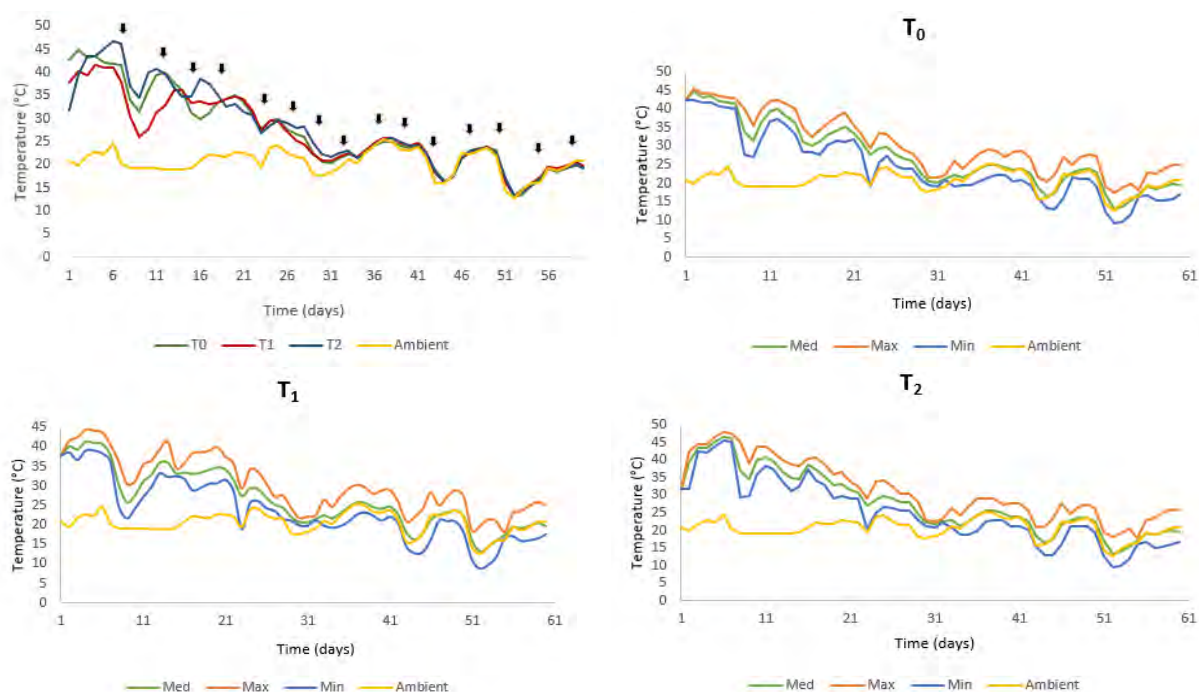


Figure 2. Average temperature during the composting process.

Note: T₀ - tree pruning + household organic waste, T₁ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material without oat hulls, T₂ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material with oat hulls. ↓ Manual aeration.

The thermophilic phase, the phase with the highest temperature (above 40), and microbiological activity (Trautmann and Olynciw, 2005), occurred in the first 11 days, with a variation of 40 °C to 45 °C. The mesophilic phase, which has temperatures in the range of 40 to 20 °C, lower rate of microbial activity, and reduced oxygen demand (Massukado, 2008; Kiehl, 1985), lasted 26 days, with an average final temperature of 25 °C. Approximately 40 days after the beginning of the process, the maturation phase started and lasted until the end of the composting process. In this phase, the process temperature follows the ambient temperature (Barreira, 2005) (Figure 2).

When analyzing the levels of total organic carbon, total nitrogen, and C/N ratio between treatments T₀, T₁, and T₂, it is possible to notice that there is no statistical difference over time. Thus, the addition of biodegradable materials in the composting process did not interfere with these parameters (Figure 3).

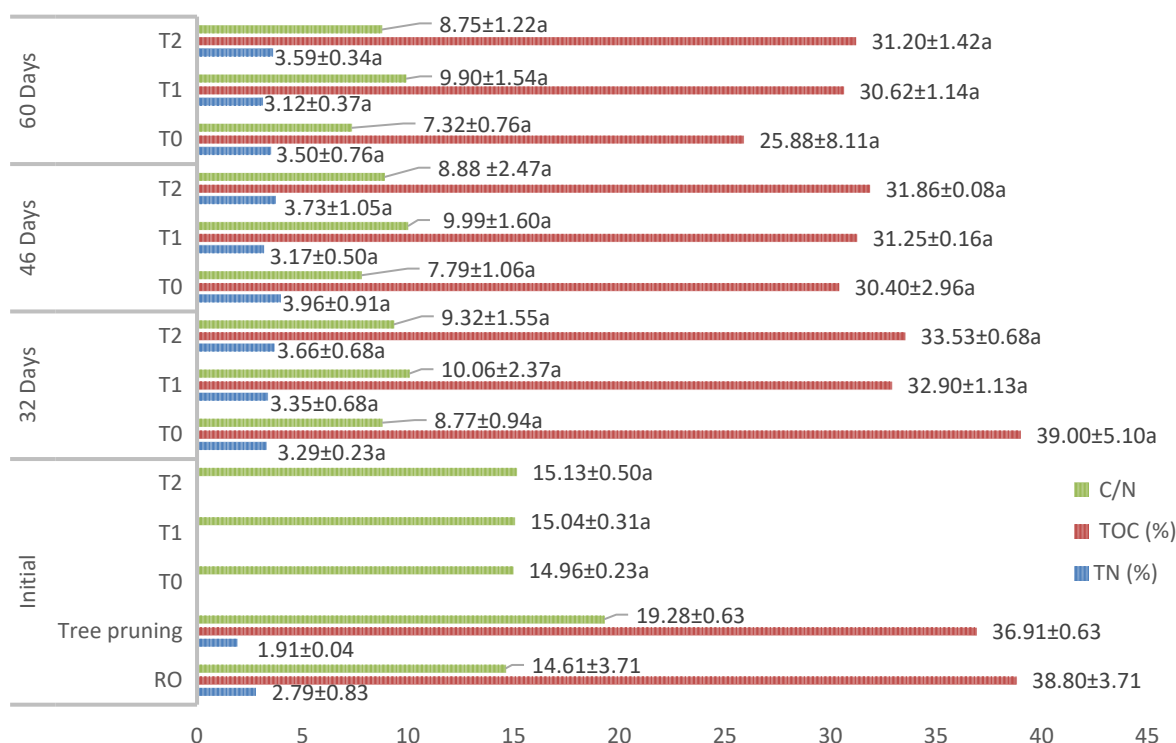


Figure 3. Total organic carbon content, total nitrogen, and initial C/N ratio of residues after 32, 46, and 60 days of composting treatments.

Note: RO - household organic waste, T₀ - tree pruning + household organic waste, T₁ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material without oat hulls, T₂ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material with oat hulls, TOC - total organic carbon, TN - total nitrogen. Average levels ± standard deviation. Different letters in the same column and the same period represent a significant difference ($p < 0.05$) by the Scott-Knott test.

The C/N ratio decreased during the process due to the organic matter degradation by microorganisms, through carbon mineralization, despite the initial C/N ratio not being those proposed by Kiehl (2004), 25:1 and 35:1. According to MAPA Normative Instruction 61 of 2020, the C/N ratio of organic compost must have a maximum value of 20:1, Organic Carbon (OC) a minimum amount of 15%, and Total Nitrogen (TN), a minimum value of 0.5%. In this way, the compost produced in this study could be marketed as agricultural fertilizer since only the parameters C/N, OC, and TN (MAPA, 2020) are observed.

The pH was followed as a function of time (days) and is reported in Table 5. In the initial analyses of the wastes, the household organic waste had a pH of 4.5 and the tree pruning pH of 7.0. According to Valente et al. (2009), organic materials have an acidic pH, which justifies the pH of the initial organic waste. After 18 days of composting, the treatments showed pH with less acidity, which was maintained in the analyses of 32 days, 46 days, and 60 days. It was expected that the pH could increase during the composting process since an acidic medium indicates a lack of maturation of the compost (Oliveira et al., 2008). The statistical analysis presented in Table 5 proves that the BM inserted in the T₁ and T₂ treatments did not influence the pH parameter since there was no significant difference between the treatments ($p > 0.05$).

Table 5. Statistical analysis for pH and electrical conductivity values.

Period	Treatment	pH	Conductivity ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)
18 days	T ₀	8.29a±0.34	3830a±42
	T ₁	8.36a±0.35	3520a±934
	T ₂	9.11a±0.11	5027a±1990
32 days	T ₀	8.65a±0.13	4385a±375
	T ₁	8.83a±0.18	4145a±559
	T ₂	8.72a±0.10	3320a±339
46 days	T ₀	8.60a±0.27	5055a±417
	T ₁	8.28a±0.76	5975a±219
	T ₂	8.51a±0.36	4640a±254
60 days	T ₀	9.30a±0.36	5980a±99
	T ₁	9.27a±0.18	6325a±1577
	T ₂	8.96a±0.66	4910a±2475

Note: T₀ - tree pruning + household organic waste, T₁ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material without oat hulls, T₂ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material with oat hulls. Different letters in the same column and the same period represent a significant difference ($p < 0.05$) by the Scott-Knott test.

Pereira Neto (2007) states that composting can be carried out in a pH range of 4.5 to 9.5. Thus, during all collections, the pH variation was in accordance with the literature. For organic fertilizers to be used in agriculture, the pH must be between 7 and 9, recommends for the inoculum, so it creates a favorable ambient for developing the microorganisms. It is worth mentioning that other factors need to be checked before using the compost and that it also depends on the purpose of its destination (MAPA, 2020).

In the initial wastes analysis, the tree pruning had an electrical conductivity (EC) of $620 \mu\text{S cm}^{-1}$. The initial EC of household organic waste was higher, approximately $1300 \mu\text{S cm}^{-1}$. The EC of all treatments increased during the process due to the increased salt concentration caused by the material degradation and due to the fact that the reactors are closed systems, it does not allow such large dispersion of the leachate, as occurs in composting piles, for example.

The BM did not influence the EC since there was no significant difference between treatments ($p > 0.05$).

Throughout the process, the humidity of the three treatments compost was close to the initial moisture of the organic residues. No water was added to the reactors since the humidity was always above 64.75% (Table 6). At the end of the process, the moisture content of the compost was approximately 65%. According to MAPA Normative Instruction 61/2020, the maximum moisture value for mixed organic fertilizer and solid organic compost from household waste must be 50% (MAPA, 2020). Thus, the compost obtained in this experiment had values close to those required by the Legislation.

Table 6. Statistical analysis for solids series values.

Period	Treatment	Moisture (%)	Total solids (%)	Volatile solids (%)	Fixed solids (%)
Initial	Tree pruning	42.30±8.63	57.70±8.63	91.71±1.38	8.29±1.38
	RO	80.08±4.24	19.92±4.24	96.16±0.60	3.84±0.60
32 days	T ₀	75.39±3.35a	24.61±3.35a	73.09±12.01a	26.91±12.00a
	T ₁	74.08±4.69a	25.92±4.69a	82.27±2.66a	17.73±2.66a
	T ₂	73.98±1.31a	26.02±1.31a	83.75±1.62a	16.24±1.62a
46 days	T ₀	75.34±0.33a	24.66±0.34a	76.40±6.97a	23.60±6.97a
	T ₁	66.10±1.41a	33.90±1.41a	78.40±0.39a	21.59±0.39a
	T ₂	70.31±5.74a	26.69±5.74a	79.84±0.17a	20.16±0.17a
60 days	T ₀	66.02±1.79a	33.98±1.79a	70.82±12.67a	29.18±12.65a
	T ₁	65.39±3.66a	34.60±3.67a	76.92±2.68a	23.08±2.68a
	T ₂	64.75±5.86a	35.25±5.86a	78.28±3.34a	21.72±3.34a

Note: RO - household organic waste, T₀ - tree pruning + household organic waste, T₁ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material without oat hulls, T₂ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material with oat hulls. Average levels ± standard deviation. Different letters in the same column and the same period represent a significant difference ($p < 0.05$) by the Scott-Knott test.

The BM did not influence the humidity, total solids, volatile solids, and fixed solids, as there was no significant difference between treatments ($p > 0.05$) (Table 6), especially at the end of the process.

Mass and volume reduction of the wastes at the end of the compost process, considering the initial mass and volume of the reactors

One of the main advantages of carrying out composting is reducing the mass and volume from the initial waste, allowing to obtain a final product with good fertilizing characteristics (Orrico Junior *et al.*, 2011). All treatments had similar volume reductions, ranging between 78.1% (T2) and 79.2% (T0). This considerable reduction was expected since organic waste tends to decrease its volume during composting processes, and it can be considered that all treatments obtained equal volume reductions in the Scott-Knott comparison at 5% significance ($p = 0,81$). Therefore, BM did not influence this parameter (Figure 4). The mass reductions were expressive, varying between 59.1% (T₀) and 75.59% (T₂), with statistical equality, at 5% significance, between the three treatments (Figure 4). Taiatele (2017), when composting tree pruning, organic restaurant waste and biodegradable materials achieved volume reductions close to 50%. Likewise, Demetrio *et al.* (2016) achieved a 60% reduction in volume after 42 days of composting with tree pruning and organic waste from a restaurant.

The mass reduction is directly linked to the microbes' consumption of organic carbon (C-organic) in the compost. These heterotrophic microbes use C-organic as an energy source to degrade organic matter, and consequently, there is a reduction in the mass of the compost material. During the composting process, CO₂ will be released by the activity of heterotrophic microbes through their respiration. Generally, the global warming potential of these emissions is not considered in the environmental impact of composting operations, as these emissions are used by plants in photosynthesis (IPCC, 2006 - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2006).

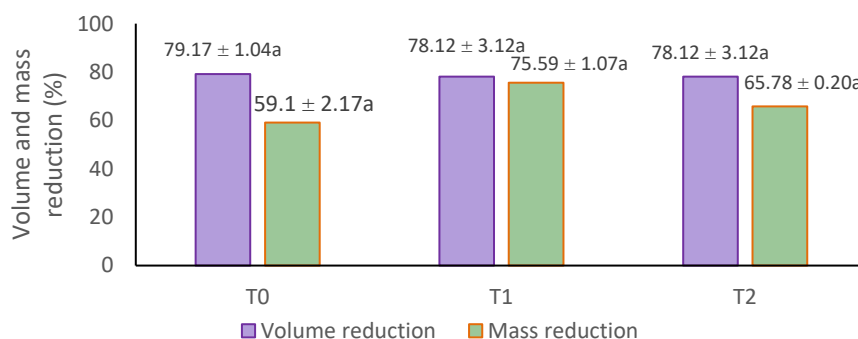


Figure 4. Average reduction in volume and mass of the reactors at the end of the composting process and statistical comparison by the Scott-Knott test at the level of 5% significance.

Note: T₀ - tree pruning + household organic waste, T₁ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material without oat hulls, T₂ - tree pruning + household organic waste + biodegradable material with oat hulls.

Microstructural characterization

Biodegradation of the biodegradable materials (BM) at the beginning and the end of the composting process were visually inspected (Figure 5), and it was possible to distinguish the BM from the rest of the waste at the end of the composting process.

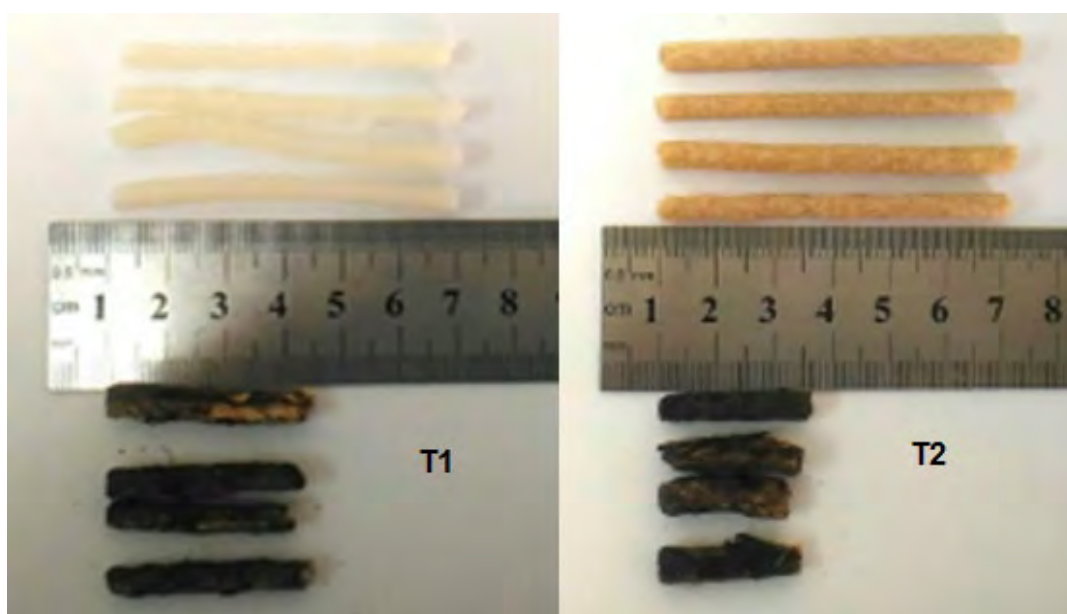


Figure 5. Biodegradation of biodegradable materials at the beginning and the end of the composting process.
Note: T_1 - biodegradable material without added oat hull, T_2 - biodegradable material with added oat hull.

From the visual inspection of the BM, some observations can be highlighted: (i) the BM without the addition of oat hulls became opaquer; (ii) after the composting process, the BM became fragile and brittle; and (iii) the BM with oat hulls became less brittle because the oat hulls reinforced the polymer structure (Debiagi *et al.*, 2010). The length of the BM containing the oat hull was reduced to 0.5 cm more than the BM without oat hulls (Figure 5). The shape changes in the first days can be attributed to the distortion due to the temperatures (45 ± 5 °C) in the compost pile being very close to the PLA's glass transition temperature (Vouyiouka; Papaspyrides, 2012).

Comparing the length reduction of the materials, the BM with the addition of oat hulls reduced approximately 3.5 centimeters, higher than the BM without oat hulls, which reduced 3 centimeters. The decrease in the material length is a consequence of reducing the mass and volume due to the composting process. The decline in weight and volume increases the concentration of nutrients and reduces the need for space for storage and transport of waste. These results prove that the addition of oat husks into the BM was beneficial for the composting of domestic organic waste.

SEM images of the cryofracture surfaces from the studied materials are presented in Figure 6. Before composting, the T₂ material showed a uniform surface, without visible voids or cracks (Figure 6a). After composting, the microstructures of the T₂ material were altered, and an irregular surface, cracks, and holes were observed. Silva *et al.* (2020a) composted PLA and starch biodegradable materials and observed cracks, pickles, and irregular surfaces early in the composting process. This change in the material's surface makes it more susceptible to biodegradation due to increased surface area and water permeation, accelerating hydrolysis (Flynn *et al.*, 2020).

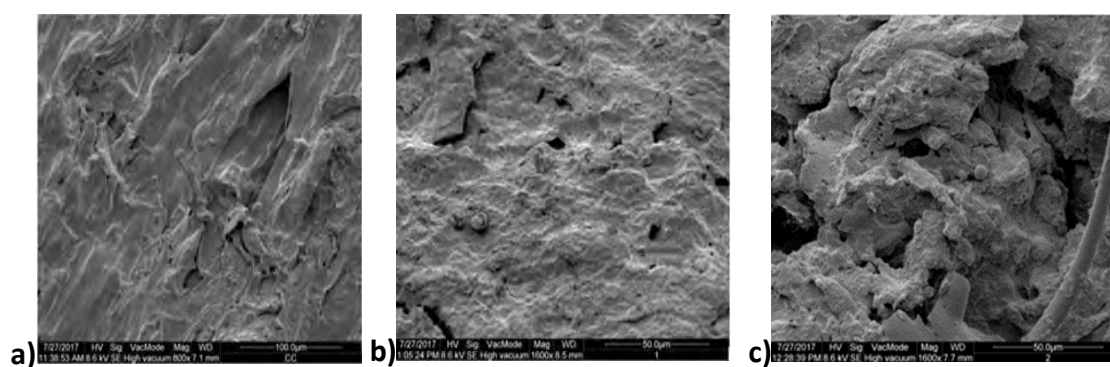


Figure 6. Scanning Electron Microscopy images of biodegradable materials with and without oat hulls, before and after composting.

Note: (a) surface of the biodegradable material with oat shell before composting, (b) surface of the biodegradable material without oat shell after composting, (c) surface of the biodegradable material with oat shell after composting.

Conclusion

Formulations based on plasticized PLA blends were successfully disintegrated under composting conditions in less than 60 days, stating their biodegradable character. It is possible to conclude that the biodegradable materials studied did not interfere with the composting process. The addition of oats did not change the behavior of the monitored parameters, thus allowing these biodegradable materials to be used as primary conditioners for solid organic waste. The degradation of biodegradable materials submitted to the composting process was also notable.

The final compound showed a reduction in mass and volume in all treatments. Although the reductions in volatile solids were satisfactory, the C/N, TOC, TN, and final pH ratios were within the standard required by MAPA, the electrical conductivity was high, which requires attention for the use of the compost in certain cultures. The humidity in the three treatments was above the maximum limit proposed by MAPA, requiring some drying process if commercialization was intended.

References

- ABRELPE (2020) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020*. São Paulo – SP. [2020]. Acess on Dec. 26, 2020. Available in: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020>
- APHA, A.-W. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22 ed. Washington: American Public Health Association.
- Barreira, L. P. (2005) *Avaliação das usinas de compostagem do estado de São Paulo em função do composto e processos de produção*. 2005. 204f. Tese (Doutorado em Saúde Ambiental) Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Bidone, F.R.A., Povinelli, J. (1999) *Conceitos Básicos de Resíduos Sólidos*. São Carlos: EESC/USP, Projeto REENGE.
- Brasil (2010) *Lei Federal nº 12.305 de 02 de agosto de 2010*. Institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências.
- Brito, G. F., Agrawal, P., Araújo, E. M., Melo, T. J. A. (2011) Biopolímeros, Polímeros Biodegradáveis e Polímeros Verdes. *Revista Eletrônica de Materiais e Processos (REMAP)*, **6**(2), 127-139.
- Carmo, D. L. d., Silva, C. A. (2012) Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **36**(4), 1211-1220.
- CEMPRE. *Compromisso Empresarial para Reciclagem*. (2017) Acess on Jan. 01, 2021. Available in: <http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica/id/10/composto-urbano>
- Dal Bosco, T. C., Michels, R. N., Bertozzi, J., Taiatele Junior, I., Hashimoto, E. M. (2020) The ideal frequency of temperature data collection in compostability experiments on domestic organic residues. *Environmental Technology*, **41**(9), 1160-1166.
- Debiagi, F., Mali, S., Grossmann, M. V. E., Yamashita, F. (2010) Efeito de fibras vegetais nas propriedades de compósitos biodegradáveis de amido de mandioca produzidos via extrusão. *Ciência e Agrotecnologia*, **34**(6), 1522-1529.
- Demetrio, L. F. F., Nakagawa, D. H., Pinto, A. L. de S., Presumido, P. H., Bertozzi, J., Michels, R. N., Dal Bosco, T. C., Prates, K. V. M. C. (2016) *Compostagem Em Pequena Escala De Resíduos Sólidos De Restaurante Universitário Associado A Poda De Árvores*. In: XIII CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE DE POÇOS DE CALDAS 2016, Poço de Caldas.
- Fernandes, F., Silva, S. M. C. P. (1999) *Manual prático para a compostagem de biossólidos*. Londrina: PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico.
- Flynn A., Torres, L. F., Hart-Cooper W., Mccaffrey, Z., Glenn, G. M., Wood, D. F., Orts, W. J. (2020) *Evaluation of biodegradation of polylactic acid mineral composites in composting conditions*. **137**(32), 48939.
- Furlan, L. G., Duarte, U. L., Mauler, R. S. (2012) Avaliação das propriedades de compósitos de polipropileno reforçados com casca de aveia. *Química Nova*, **35**(8), 1499-1501.
- Ghinea, C., Apostol, L. C., Prisacaru E., Leahu, A. (2019) Development of a model for food waste composting. *Environmental Science and Pollution Research*, **26**(4), 4056-4069.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006) Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Available in: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>>. Acess on September 15, 2021.
- Kale, G., Auras, R., Singh, S. P., Narayan, R. (2007) Biodegradability of polylactide bottles in real and simulated composting conditions. *Polymer Testing*, **26**, 1049-1061, 2007.
- Kiehl, E. J. (1985) *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda., 1985.
- Kiehl, E.J. (2002) *Manual da Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto*. 3ªed. Piracicaba, 173p. 2002.
- Luo, Y., Zelenika, I., Zhao, J. (2019) Providing immediate feedback improves recycling and composting accuracy. *Journal of Environmental Management*, **232**, 445-454.
- Machado, A. R. T., Martins, P. F. Q., Fonseca, E. M. B., Reis, K. C. Compósitos biodegradáveis a base de polihidroxibutirato-hidroxivalerato (PHB-HV) reforçados com resíduos do beneficiamento do café. *Revista Matéria*, **15**(3), 400-404, 2010.

- Malavolta, E., Vitti, G. C., Oliveira, S. A. (1997) *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2ª ed. Piracicaba: Potafos.
- MAPA, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2020) Instrução Normativa nº 61, de 8 de julho de 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. *Diário Oficial da União República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 8 jul. 2020. Acess on April 24, 2021.
- Massukado, L. M. (2008) *Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para o gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares*. 2008. 204 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Carlos.
- Nunes, M. U. C. (2009) Compostagem de resíduos para produção de adubo orgânico na pequena propriedade. *Embrapa Tabuleiros Costeiros-Circular Técnica (INFOTECA-E)*
- Oliveira, E.C.A. de; Sartori, R.H., Garcez, T.B. (2008) *Compostagem*. Disciplina: Matéria Orgânica do Solo (LSO-897) Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 19 pp.
- Orrico Junior, M. A. P., Orrico, A. C. A., Junior, J. de L., Sampaio, A. A. M., Fernandes, A. R. M., de Oliveira, E. A. (2012) Compostagem dos dejetos da bovinocultura de corte: influência do período, do genótipo e da dieta. *R. Bras. Zootec.*, Viçosa, **41**(5), 1301-1307. Acess on Dec. 25, 2020. Available in: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-35982012000500030&lng=en&nrm=iso
- Peixoto, T. S., Yamashita, F., Bilck, A. P., Carvalho, G. M., Grossmann, M. V. E. (2019) Crosslinking starch/oat hull mixtures for use in composites with PLA. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, **29**(3), e2019040.
- Pereira Neto, J. T. (1998) *Lixo urbano no Brasil: descaso, poluição irreversível e mortalidade infantil*. Ação Ambiental, Viçosa, 8-11.
- Pereira Neto, J.T. (2007) *Manual de Compostagem: processo de baixo custo*. UFV. Viçosa. 81 pp.
- Sbizzaro, M; Dal Bosco, T. C., Prates, K. V. M. C., Presumido, P. H., Pereira, D. C., Sampaio, S. C. (2017) Vermicompostagem de dejetos de ovinos e bovinos com palha de cana-de-açúcar a partir de diferentes relações iniciais de C:N. *Gaia Scientia*, **11**(1)
- Shi, B., Palfery, D. (2010) Enhanced Mineralization of PLA Meltblown Materials Due to Plasticization. *Journal of Polymers and the Environment*, **18**(2), 122-127.
- Silva, D. L., Paulista, L. O., Presumido, P. H., Bertozzi, J., Yamashita, F., Bilck, A. P., Dal Bosco, T. C. (2020a) Influence of Oat Hulls on Biodegradation of Biopolymer from Polylactic Acid. *U.Porto Journal of Engineering*, **6**(1), 1-10.
- Taiatele Junior, I., Dal Bosco, T. C., Bertozzi, J., Michels, R. N., Mali, S. (2020) Biodegradability assessment of starch/glycerol foam and poly (butylene adipate-co-terephthalate)/starch film by respirometric tests. *Brazilian Journal of Food Technology*, **23**.
- Tedesco, M. J., Gianello, C., Bissani, C. A., Bohenen, H. Volkweiss, S. J. (1995) *Análises de solo, plantas e outros materiais*. 2ª ed. Porto Alegre: Departamento de Solos da UFRGS.
- Tita, S. P. S., Paiva, J. M. F. de; Frollini, E. (2002) Resistência ao impacto e outras propriedades de compósitos lignocelulósicos: matrizes termofixas fenólicas reforçadas com fibras de bagaço de cana-de-açúcar. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, **12**(4), 228-239.
- Trautmann, N., Olynciw, E. (2005) Compost Microorganisms – The Phases of Composting. In: *Cornell Composting, Science & Engineering*. Acess on Dec. 25, 2020. Available in: <http://compost.css.cornell.edu/microorg.html>
- Vouyiouka, S. N., Papispyrides, C. D. (2012) 4.34 - Mechanistic Aspects of Solid-State Polycondensation. In: Matyjaszewski, K. e Möller, M. (Ed.) *Polymer Science: A Comprehensive Reference*. Amsterdam: Elsevier, 857-874.



REVISTA AIDIS

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

USO DE ÁGUAS CINZA NO BRASIL: ASPECTOS LEGAIS E QUALITATIVOS

Thales Henrique Silva Costa ¹
* Suetônio Mota ¹

USE OF GRAY WATER IN BRAZIL: LEGAL AND QUALITATIVE ASPECTS

Recibido el 18 de junio de 2021. Aceptado el 29 de noviembre de 2021

Abstract

This paper discusses the use of gray water in Brazil. A revision of the Brazilian legislation on water reuse was made, with emphasis on the qualitative aspects of gray water. Examples of use of gray water in Brazil are presented. As a case study, it was characterized the composition of the raw and treated gray waters from a home building composed of two towers with 22 floors, each, with an average population estimated at 224 people. The gray waters come from the showers and washbasins of the apartments and, after being treated, are used in the discharge of sanitary appliances and in the irrigation of about 4400 m² of gardens. The treatment of gray water is composed of the following units: coagulation, flocculation, laminar decanter, double layer filter (anthracite and sand) and chlorine disinfection. It was concluded that the treated gray waters can be used for less restrictive purposes. The results obtained in the research indicate the importance of water reuse, notified in non-potable uses, constituting an alternative for water resource management, both under economic and environmental aspects.

Keywords: water reuse; use of treated wastewater; reuse modalities; treatment for reuse; legislation for reuse.

¹ Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Brasil

* *Autor correspondente:* Universidade Federal do Ceará, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Campus do Pici. CEP: 60455.760 Fortaleza – Ceará, Brasil. Email: suetonio@ufc.br

Resumo

Neste trabalho discute-se o uso de águas cinza no Brasil. Fez-se uma revisão da legislação brasileira sobre reúso de água, com ênfase para os aspectos qualitativos das águas cinza. Exemplos de utilização de águas cinza no Brasil são apresentados. Como estudo de caso, procedeu-se à caracterização física, química e biológica das águas cinza brutas e tratadas de uma edificação domiciliar composta por duas torres de 22 andares, cada, com uma população média estimada em 224 pessoas. As águas cinza são provenientes dos chuveiros e lavatórios dos apartamentos e, depois de tratadas, são utilizadas nas descargas de aparelhos sanitários e na irrigação de cerca de 4400 m² de jardins. O tratamento das águas cinza na edificação estudada é composto das seguintes unidades: coagulação, floculação, decantador laminar, filtro de dupla camada (antracito e areia) e desinfecção com cloro. Concluiu-se que as águas cinza tratadas na edificação estudada podem ser usadas para fins menos restritivos. Os resultados obtidos na pesquisa indicam a importância do reúso de água, notadamente em usos não potáveis, constituindo uma alternativa de gestão de recursos hídricos, tanto sob os aspectos econômicos como ambientais.

Palavras chave: reúso de água; uso de esgotos tratados; modalidades de reúso; tratamento para reúso; legislação para reúso.

Introdução

A água é um dos recursos mais importantes para promover o desenvolvimento socioeconômico e industrial de qualquer sociedade. Nas regiões áridas e semiáridas, a relevância hídrica é ainda mais notável, uma vez que as atividades econômicas podem ser limitadas por esse recurso (Ramos *et al.*, 2019).

Segundo Guppy e Kelsey (2017), a água está se tornando uma questão social e geopolítica urgente; em algumas regiões, já é uma preocupação nacional crítica. Até 2035, cerca de 40% da população mundial viverá em áreas seriamente estressadas, e a capacidade dos ecossistemas de fornecer água doce ficará cada vez mais comprometida.

Mekonnen e Arjen (2016) afirmam que dois terços da população global (4.0 bilhões de pessoas) vivem sob condições de severa escassez de água por pelo menos um mês de cada ano. Meio bilhão de pessoas no mundo enfrentam severa escassez de água durante todo o ano.

Enfrentando o desafio global de situações de escassez de água, muitos países e organizações aumentaram sua conscientização sobre os riscos de falta de água e propuseram políticas eficazes para reduzir seu uso (Juan *et al.*, 2016).

O aproveitamento de águas residuárias é cada vez mais considerado como uma oportunidade para atender à demanda de água doce. Isso significa uma mudança de paradigma de "tratamento seguro e descarga de águas residuárias" para "transformar água usada em água adequada" (Dingemans *et al.*, 2020).

Machado *et al.* (2017), ao comentarem sobre as medidas para atenuação das secas no semiárido brasileiro, citam o aproveitamento de águas servidas como uma das alternativas.

O uso de águas residuárias permanece como uma fonte ainda pouco explorada, em face da disponibilidade de água doce, apesar do Fórum Econômico Mundial listar a crise hídrica como o impacto global de risco mais devastador para a sociedade, e pesquisas comprovarem que águas de reúso satisfazem a diferentes necessidades: irrigação, propósitos industriais e demandas domésticas (Roccaro e Verlicchi, 2018).

A crescente demanda por água doce tem sido uma preocupação global há décadas. Isso tem levado a uma busca constante por opções mais viáveis para conservar recursos de água doce sem comprometer a qualidade ambiental. Nas edificações há grandes consumos de água doce; assim, a recuperação e reutilização da água cinza para fins não potáveis ajuda a reduzir uma quantidade significativa de água consumida dentro dos edifícios (Yoonus e Al-Ghamdi, 2020).

De acordo com Orteng-Peprah *et al.* (2018), o uso de águas cinza pode ajudar a reduzir a dependência excessiva de água doce e diminuir a poluição causada pela sua descarga em recursos hídricos. Também, pode ser um manancial suplementar como fonte de água existente em áreas onde há crise hídrica aguda ou em regiões áridas e semiáridas. As águas cinza podem ser usadas para diferentes atividades, incluindo usos potáveis e não potáveis, como descarga de bacias sanitárias e irrigação.

Define-se águas cinza como aquelas provenientes de chuveiros, pias de banheiro, banheiras, lavanderias, máquinas de lavar roupas, lava-louças e pias de cozinha. Tem sido mais comum excluir as águas provenientes de pias de cozinha e de lava-louças das águas cinza utilizadas em edificações.

Reconhecer as águas cinza como uma fonte secundária relevante de água e nutrientes representa uma importante forma de manejo sustentável dos recursos hídricos. Nas últimas duas décadas, muitos estudos analisaram os benefícios ambientais, econômicos e energéticos do aproveitamento das águas cinza tratadas. A literatura existente sobre a análise do ciclo de vida para tratamento de águas cinza confirma os benefícios ambientais dessa prática (Boano *et al.*, 2020).

As características das águas cinza variam de acordo com sua origem, sendo recomendada a utilização prioritária daquelas com menor teor de contaminantes. Considerando águas cinza provenientes de mesma fonte, sua utilização na irrigação de culturas é mais arriscada que seu uso em descarga de vasos sanitários, além da adição das águas provenientes da cozinha aumentarem este risco, principalmente na irrigação (Shi *et al.*, 2018).

A composição das águas cinza é variável e, em grande parte, é um reflexo do estilo de vida e do tipo e escolha dos produtos químicos usados na lavanderia, limpeza e banho. Geralmente, a água cinza contém altas concentrações de materiais orgânicos facilmente biodegradáveis e alguns componentes básicos que são gerados, em grande parte, a partir de domicílios (Orteng-Peprah *et al.*, 2018).

Em nível internacional existem inúmeras legislações que visam determinar padrões de qualidade para as águas de reúso, a depender do uso previsto. Conforme De Gisi *et al.* (2016), com base nos padrões exigidos na Alemanha, China, Estados Unidos, Japão e Austrália, destacam-se parâmetros como pH, sólidos em suspensão totais (SST), DBO, turbidez e coliformes fecais no estabelecimento de diretrizes de utilização de águas cinza, sem deixar de considerar eventuais limites para outros parâmetros, como amônia, fósforo, nitrogênio e cloro residual. De acordo com esses autores, o uso na descarga de sanitários é uma das aplicações mais comuns de aproveitamento de águas cinza, por meio da qual a demanda doméstica interior de água pode diminuir em mais de 20%.

Nos Estados Unidos, em alguns estados tem sido obrigatória a instalação de tubulações para águas cinza destinadas à irrigação de áreas verdes. No Arizona, é exigido que novas construções residenciais instalem rede coletoras de águas cinza. Na Califórnia, apenas complexos multifamiliares e empresas são obrigados a instalar sistemas para uso de águas cinza na irrigação de jardins (Munoz, 2016).

O Serviço de Água de Irvine Ranch, no estado da Califórnia, começou a implementar o sistema de águas cinza em 1963. O serviço se expandiu ao longo do tempo, para atender a irrigação paisagística, processos industriais e descarga de sanitários em edifícios comerciais, transportando cerca de 89 milhões de litros de águas cinza para mais de 4000 clientes (IRWD, 2016).

Pequim anunciou, em 2001, que comunidades recém construídas e centralizadas que atendessem a determinados requisitos, tais como área superior a 50000 m², deviam construir instalações de águas de reúso em paralelo à distribuição de água potável, porém não mais de 20% das instalações são usadas com sucesso devido à falta de competitividade com o preço da água potável, por sua baixa qualidade e/ou pelo fraco sistema de supervisão (Zhu *et al.*, 2018).

Segundo Gonçalves *et al.* (2019), a prática do reúso de água cinza é mais difundida no Brasil sobretudo nas regiões mais ricas do país onde há escassez hídrica. Bazzarella (2005) monitorou um sistema de tratamento de águas cinza em um prédio da Universidade Federal do Espírito Santo. O prédio conta com seis banheiros, dois chuveiros e dois mictórios. As águas cinza (provenientes de chuveiros e lavatórios) são direcionadas para uma estação de tratamento de águas cinza com as seguintes unidades: reator anaeróbico compartimentado, filtro aerado

submerso, filtro terciário e desinfecção à base de cloro. O tratamento adotado apresentou alta eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO₅, DQO e *E. coli*, e foi compatível com diversos padrões estabelecidos para utilização não potável. Nessa edificação, a água cinza tratada é utilizada nas descargas de vasos sanitários.

Em outro estudo, Valentina (2009) determinou a produção e as características físico-químicas e biológicas das águas cinza geradas em um edifício residencial de alto padrão e avaliou o desempenho de um método de tratamento compacto desses esgotos utilizado no prédio, composto de tratamento anaeróbico-aeróbico combinado, seguido de filtração terciária e desinfecção com cloro. As águas cinza eram provenientes de chuveiros, pias, máquinas de lavar e tanques de lavagem. Após o tratamento, as águas cinza foram usadas para descarga de banheiro, lavagem do chão e irrigação do jardim. O tratamento utilizado teve alta eficiência na remoção de turbidez, cor, DBO₅, DQO e *E. coli*, e apresentou várias características consistentes com padrões estabelecidos para utilização para uso em descarga sanitárias. A produção de águas cinza foi, em média, de 13660 L dia⁻¹, enquanto o consumo da água de reúso foi de 4327 L dia⁻¹. O maior consumidor da água de reúso no prédio foram as descargas sanitárias, representando 83% do consumo.

Outro exemplo do uso de água cinza ocorre no centro de treinamento conhecido como Universidade Petrobras, situado no Centro do Rio de Janeiro, o qual possui cerca de 51500 m². Essa edificação conta com dois sistemas hidráulicos prediais independentes - um para a água de reúso (águas cinza tratadas) e outro para a água potável. Juntamente com a água de chuva e de condensação do sistema de ar-condicionado a água de reúso é destinada a vasos sanitários e irrigação dos jardins, possibilitando a diminuição de até 40% do consumo diário de água (Gimentes, 2017).

No Hotel Confort Inn, situado em Macaé, no estado do Rio de Janeiro, foi implantado um sistema de aproveitamento de águas cinza. O consumo médio mensal de água potável no hotel, que se situava, tradicionalmente, em torno de um valor de 1515 m³ mês⁻¹, foi reduzido, após a implantação do sistema de reúso, para 1017m³ mês⁻¹ (29% de economia de água). Antes da implantação do sistema de uso de águas cinza, o indicador específico de consumo foi calculado em 395 litros por apartamento por dia e, com o reúso instalado, esse valor foi reduzido a 265 litros por apartamento por dia. O custo de implantação do sistema de reúso correspondeu a 0.34% do valor investido na construção do hotel. Com a economia gerada no consumo de água, o investimento no sistema de reúso teve previsão de amortização calculado para 50 meses (Gonçalves *et al.*, 2010).

Campos e Cohim (2021) estudaram o desempenho ambiental de um sistema de reúso de água cinza em uma residência de interesse social no Brasil, tendo como ferramenta a análise de ciclo de vida. Os autores concluíram que, para cada 4.2 casas com o sistema de reúso de água cinza, o volume de água economizado seria suficiente para abastecer mais uma residência semelhante.

Este trabalho teve como objetivo discutir o uso de águas cinza no Brasil, fazendo-se uma revisão da legislação sobre reúso de água, com ênfase para os aspectos qualitativos das águas cinza. São discutidos os aspectos legais da utilização de águas cinza no Brasil, destacando-se a legislação de alguns estados do país, uma vez que não há uma regulamentação em nível nacional que estabeleça os padrões de qualidade para reúso de água. Como estudo de caso, determinou-se a composição das águas cinza brutas e tratadas de uma edificação domiciliar, concluindo-se que as águas cinza tratadas podem ser usadas para fins menos restritivos.

Metodologia

Na introdução do trabalho foram destacados os diversos aspectos do reúso de água, ressaltando-se o aproveitamento de águas cinzas em edificações e citando-se exemplos de sua utilização no Brasil. Em seguida, efetuou-se uma revisão da legislação brasileira sobre reúso de água, com ênfase para os aspectos qualitativos das águas cinza.

Como estudo de caso sobre a qualidade das águas cinzas, desenvolveu-se pesquisa em um empreendimento residencial situado em Fortaleza, Ceará, Brasil, composto por duas torres de 22 andares, com dois ou três apartamentos por andar, e área privativa entre 115.18 e 133.53 m² por apartamento. O empreendimento conta com um sistema de tratamento de águas cinza captando as águas provenientes dos chuveiros e lavatórios e reutilizando-as, exclusivamente, nas bacias sanitárias e na rega dos jardins. No período da pesquisa, estimou-se uma média de 224 pessoas para as duas torres. O conjunto residencial possui uma área verde de aproximadamente 4400.00 m², regada exclusivamente com o efluente tratado.

O empreendimento possui tubulações específicas para as águas de reúso, sem o risco de haver cruzamento com a rede de abastecimento de água potável, e dispõe de reservatórios independentes para as águas cinza. A estação de tratamento, localizada no subsolo do empreendimento, possui dois reservatórios inferiores: um para acúmulo de águas cinza bruta (R4), provenientes dos apartamentos; e o outro para acúmulo de águas cinza tratadas (R3) que, em tempos programados, são encaminhadas por bombas de recalque até os reservatórios superiores (R1 e R2), que distribuem as águas para os aparelhos sanitários das duas torres de apartamentos. Outra forma de utilização das águas cinza é a rega dos jardins, realizada por bomba submersa diretamente instalada no reservatório inferior (R3) e acionada de forma programada. A distribuição das águas cinza está indicada na Figura 1.

A Estação de Tratamento de Águas Cinza (ETAC) tem capacidade para 5000 litros por hora, tendo sido fabricada pela empresa Alfamec Soluções Ambientais (Alfamec, 2017). A ETAC ocupa uma área de aproximadamente 17.80 m² e tem funcionamento semelhante ao tratamento convencional de água: coagulação, floculação, decantador laminar, filtro de dupla camada (antracito e areia) e desinfecção com cloro, realizada diretamente na tubulação entre a ETAC e o reservatório R3.

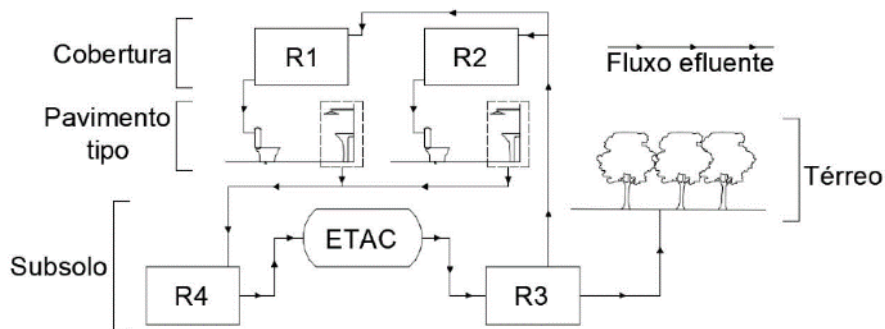


Figura 1. Distribuição das águas cinza tratadas na edificação.

Legenda: R1 e R2 – reservatórios superiores de águas cinza, um para cada torre de apartamentos; R3 – reservatório de águas cinza tratadas; R4 – reservatório de águas cinzas brutas; ETAC – estação de tratamento de águas cinzas.

Ao se considerar o uso de águas cinza, a primeira etapa deve ser a sua caracterização física, química e biológica. Em geral, os aspectos a analisar são semelhantes aos utilizados na caracterização do esgoto doméstico – pH, temperatura, cor, turbidez, sólidos dissolvidos (SD), sólidos suspensos totais (SST), DBO, nitrogênio, fósforo e patógenos. Outros parâmetros podem ser exigidos, dependendo das condições locais (Vuppaladadiyam *et al.*, 2019).

Para a caracterização qualitativa das águas cinza, foram coletadas e analisadas separadamente amostras na entrada e saída da estação de tratamento, uma vez por semana, durante os meses de julho de 2019 a setembro de 2019.

A coleta, realizada em recipientes plásticos de 5 litros, se deu na altura das tubulações de sucção (reservatório R4) e recalque (reservatório R3), de forma a melhorar a representatividade das amostras. Ensaios feitos no local, como pH, temperatura e condutividade elétrica, tiveram leituras efetuadas imediatamente após a coleta, inserindo parte da amostra em béqueres de 250 mL e realizando análises com a sonda multiparâmetros.

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao laboratório, onde foram realizadas as análises físico-químicas e biológicas, seguindo os procedimentos recomendados pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – 19ª Edição (APHA, 1995). Foram determinados os seguintes parâmetros: físicos – temperatura, condutividade elétrica, cor, turbidez, sólidos sedimentáveis (SS), sólidos suspensos totais (SST) e teor de óleos e graxas (TOG); químicos – pH, DQO total (DQO_t), DQO filtrada (DQO_f), nitrogênio amoniacal (N-NH₃), ortofosfato solúvel (OP), cloretos e sulfato; microbiológicos - Coliformes Termotolerantes (CTT) e *Escherichia coli*.

De posse das caracterizações dos esgotos bruto e tratado, foram determinados os percentuais de variação de todos os parâmetros analisados. Com isso, obteve-se a eficiência do sistema de tratamento na remoção de diversos compostos.

Resultados e discussão

Aspectos legais da utilização de águas cinza no Brasil

O Brasil não conta com uma legislação que estabeleça os procedimentos e padrões de qualidade para o reúso de água.

No nível nacional destacam-se duas resoluções do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH):

- Resolução nº 54/ 2005 – CNRH: estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água.
- Resolução nº 121/2010 – CNRH: estabelece diretrizes e critérios para a prática de reúso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54/2005.

No entanto, essas duas resoluções são genéricas e não detalham os procedimentos para a adoção da prática de reúso.

O Ministério das Cidades e o Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura elaboraram, em 2018, o trabalho “Elaboração de proposta do plano de ação para instituir uma política de reúso de efluente sanitário tratado no Brasil”, conhecido como Programa de Desenvolvimento do Setor de Águas - INTERÁGUAS. O Produto III – Critério de Qualidade da Água (MCID / IICA, 2018) contém propostas de padrões de qualidade para a água de reúso no país. É importante destacar que referido documento consta apenas de propostas de padrões para reúso, não tendo, até o momento, sido transformado em um dispositivo legal.

Alguns estados brasileiros editaram suas próprias normas disciplinando o reúso não potável de água, definindo procedimentos e padrões de qualidade para diversas modalidades. No estado do Ceará, a Resolução do Conselho Estadual do Meio Ambiente nº 02/2017 (Ceará, 2017) estabelece padrões para reúso de água em quatro tipos de uso: urbanos; agrícolas e florestais; ambientais; aquicultura.

A Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, de 13 de fevereiro de 2020 (São Paulo, 2020) disciplina somente o reúso direto não potável de água proveniente de estações de tratamento de esgoto para fins urbanos: irrigação paisagística, lavagem de logradouros, construção civil, lavagem de veículos, desobstrução de galerias de águas pluviais e rede de esgotos, além do combate a incêndios.

A resolução CONSEMA nº 419 de 13/02/2020 “estabelece critérios e procedimentos para a utilização não potável de água de reúso proveniente de efluentes líquidos tratados de origem industrial ou sanitário, para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais, no Estado do Rio Grande do Sul”.

Em Minas Gerais, a Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65, DE 18/06/20, do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, “estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos Sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados”.

Em 2019, a Associação Brasileira de Normas Técnica (ABNT) editou a Norma ABNT NBR 16783:2019, tratando do “uso de fontes alternativas de água não potável em edificações”, a qual contém diretrizes para caracterização, projeto, uso, operação e manutenção de sistemas alternativos de água não potável em edificações.

Como fontes alternativas de águas não potáveis, a NBR 16783/2019 considera: água de chuva; água pluvial; água de rebaixamento de lençol; águas cinza claras; águas cinza escuras; água gerada de sistema de refrigeração, sistema de vapor e condensado, sistema de destilação e outros equipamentos; águas negras e esgoto sanitário.

Os seguintes usos foram contemplados na NBR 16783/2019: descarga em bacias sanitárias e mictórios; lavagem de logradouros, pátios, garagens e áreas externas; lavagem de veículos; irrigação para fins paisagísticos; uso ornamental; sistemas de resfriamento (torres de resfriamento); arrefecimento de telhados.

Os parâmetros de qualidade para uso da água não potável estabelecidos pela NBR 16783:2019 constam da Tabela 1.

Tabela 1. Parâmetros de qualidade para uso da água não potável estabelecidos pela NBR 16783:2019. Brasil.

Parâmetro	Limite
pH	6.0 a 9.0
<i>E. coli</i>	≤ 200 NMP/100mL
Turbidez	≤ 5 uT
DBO _{5,20}	≤ 20 mg O ₂ /L
CRL (Cloro residual livre)	0.5 a 5.0 mg/L (máximo recomendado de 2.0 mg/L)
Sólidos Dissolvidos Totais	≤ 2.0x10 ³ mg/L
ou	ou
Condutividade Elétrica ¹	≤ 3.2x10 ³ mg/L
Carbono Orgânico Total ²	< 4 mg C/L

¹Os valores de condutividade apresentam correlação com os sólidos dissolvidos totais.

²Somente para água de rebaixamento de lençol.

Além da norma técnica da ABNT referida, observa-se que não há uma legislação federal específica para utilização de águas cinza em edificações, podendo-se inferir que alguns valores estabelecidos para usos urbanos possam ser considerados.

Algumas normas são muito rigorosas com relação aos coliformes termotolerantes, quando se referem ao uso irrestrito de águas cinza, exigindo a sua não detecção. A aceitabilidade de valores mais altos para coliformes termotolerantes (menor que 1000 UFC 100 mL⁻¹) é observada em pesquisas bibliográficas realizadas por Bazzarella (2005) e Oliveira (2015), nas quais se concluiu que a utilização de águas de reúso no selo hídrico de bacias sanitárias possui teores de contaminantes semelhantes aos selos hídricos com água potável.

Bastos e Bevilacqua (2006), em trabalho realizado no Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab), relacionaram o risco potencial e real de infecções que possa vir a causar efeitos adversos à saúde. Esgotos sanitários possuem um risco potencial de infecção dos usuários, sem, entretanto, ser considerado um risco real, devido a uma série de fatores relativos ao agente, ao nível de exposição, além da população exposta. Os autores afirmam que para um organismo patogênico presente em um efluente chegar a provocar doença, o mesmo teria que: resistir aos processos de tratamento; sobreviver no ambiente em número suficiente; a infecção resultar em doença ou transmissão posterior. Esses autores propõem os seguintes valores para coliformes termotolerantes - usos irrestritos: ≤ 200 UFC 100 mL⁻¹; usos restritos: $\leq 10^4$ UFC 100 mL⁻¹; descarga de toaletes: $\leq 10^3$ UFC 100 mL⁻¹. Para ovos de helmintos, os autores propõem valores ≤ 1 ovo L⁻¹.

Apesar da qualidade microbiológica das águas de reúso ser necessária para assegurar a saúde da população, a adoção de padrões muito rigorosos pode dificultar a prática de reúso de água, devido, principalmente, aos elevados custos de tratamento a serem empregados (Morais; Santos, 2019).

Com base na legislação federal (NBR – 16783) e estadual vigentes, e considerando recomendações existentes na bibliografia, bem como levando em conta a experiência dos autores, apresenta-se, na Tabela 2, uma proposta de padrões para os parâmetros físicos, químicos e biológicos a serem adotados para o uso de águas cinza no Brasil, considerando as condições mais e menos restritivas. A título de comparação, na Tabela 2 constam os limites exigidos pela NBR 16783:2019.

Ressalte-se a importância de se incluir os coliformes termotolerantes nos padrões para utilização de águas cinza, uma vez que os mesmos são indicadores da presença de microrganismos patogênicos no esgoto, os quais podem causar danos à saúde da população.

Tabela 2. Propostas de padrões para utilização de águas cinza no Brasil.

Parâmetro	Unidade	Valor de referência		ABNT NBR 16783 (2019)
		+ restritivos ¹	- restritivos ²	
Turbidez	UNT	≤ 2.0	≤ 5.0	≤ 5.0
Cor	UC	≤ 15.0	≤ 15.0	-
pH	-	6.0 a 8.5	5.0 a 9.0	6.0 a 9.0
Coliformes termotolerantes (CTT)	UFC 100 mL ⁻¹	≤ 200	≤ 1000	≤ 200
DBO	mg L ⁻¹	≤ 10	≤ 30	≤ 20
Sólidos suspensos totais (SST)	mg L ⁻¹	≤ 1.0	≤ 10.0	-
Ovos de helmintos	ovo L ⁻¹	≤ 1.0	≤ 1.0	-
Temperatura (T)	°C	≤ 40	≤ 40	-
Condutividade elétrica (CE)	μS cm ⁻¹	≤ 700	≤ 3000	≤ 3200
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	mg L ⁻¹	≤ 10	-	-
Óleos e graxas (TOG)	mg L ⁻¹	≤ 20	-	-
Cloro residual livre	mg L ⁻¹	0.5 a 1.0	0.5 a 2.0	0.5 a 2.0 ³
Carbono orgânico total	mg L ⁻¹	-	-	< 4

¹ Usos mais restritivos: irrigação de gramados e jardins ornamentais com os quais o público tenha ou possa vir a ter contato direto; lavagem de pisos; lavagem de veículos (exceto lavagem interna).

² Usos menos restritivos: descarga em vasos sanitários e usos em que as pessoas não tenham contato direto com a água (exemplo, irrigação de jardins ornamentais, com os quais as pessoas não tenham contato).

³ O limite superior normativo é de 5.0 mg L⁻¹, sendo recomendável valores inferiores a 2.0 mg L⁻¹.

Os autores entendem que a adoção de padrões de qualidade distintos, a depender dos usos previstos, é importante, já que permite a adoção de sistemas de tratamento de menor complexidade para os usos menos restritivos, reduzindo os custos do sistema.

Estudo de caso: caracterização das águas cinza de uma edificação

Os valores determinados para as características das águas cinza do empreendimento onde se realizou o trabalho, antes de serem tratadas, constam da Tabela 3.

Com uma temperatura média de 27.2 °C e baixo coeficiente de variação (CV de 2.91 %), o parâmetro está dentro da faixa pesquisada por Eriksson *et al.* (2002), que encontraram temperaturas variando entre 18 e 38 °C.

Parâmetros que podem gerar recusa da população quanto ao aspecto das águas cinza, como a cor (41.2 UC) e a turbidez (15.8 UNT), estão acima dos limites recomendados para os padrões de potabilidade de água, na Portaria GM/MS nº888/2021, do Ministério da Saúde, sendo requerido o tratamento para a redução de seus valores a níveis aceitáveis. Ambos são bastante variáveis entre as amostras, com coeficientes de variação superiores a 100 %. Estes resultados discrepantes são corroborados por Bazzarella (2005) e Eriksson *et al.* (2002), que determinaram desvio padrão elevado e discrepante entre diferentes fontes de efluentes.

Tabela 3. Características das águas cinza antes do tratamento.

Parâmetro	Unidade	n	Média	DV	CV (%)	Mín.	Máx.
Temperatura	°C	6	27.2	0.8	2.9	25.5	27.8
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	7	773	94	12.2	577	874
Cor	UC	5	41.2	20.8	161.7	15.9	68.5
Turbidez	UNT	6	15.8	16.1	101.7	2.4	38.3
SS	mg L^{-1}	6	< 0.10	0.0	-	< 0.1	1.5
SST	mg L^{-1}	6	223	62	27.8	120	284
ST	mg L^{-1}	6	511	17	3.2	488	526
TOG	mg L^{-1}	7	2.9	2.1	74.1	0.0	5.5
pH	-	7	6.63	0.37	5.6	6.17	7.39
DQO	mg L^{-1}	6	101	71	70.4	25	207
DQO _f	mg L^{-1}	6	40	8	19.5	28	50
N-NH ₃	mg L^{-1}	6	5.32	1.74	32.6	3.32	8.87
Ortofosfato	mg L^{-1}	7	5.10	8.34	163.2	0.01	21.64
Cloretos	mg L^{-1}	7	10837.6	17704.5	163.4	8.4	51689.9
Sulfato	mg L^{-1}	7	49.0	27.9	26.8	25.2	97.0
CTT	(*)	7	5.16	0.61	11.9	4.00	5.95
<i>E. coli</i>	(*)	7	ND	0.00	-	ND	10 ⁴

Legenda: n – número de amostras; CE - Condutividade elétrica; SS - Sólidos sedimentáveis; SST - Sólidos suspensos totais; ST - Sólidos totais; TOG - Teor de óleos e graxas; DV – Desvio padrão amostral; CV – Coeficiente de variação; CTT – Coliformes Termotolerantes; ND – não detectado; (*) Parâmetros em unidade logarítmica (\log_{10} UFC 100 mL⁻¹).

Uma condutividade elétrica média de 773 $\mu\text{S cm}^{-1}$ pode indicar uma baixa concentração de sais. Entretanto, é uma concentração que requer atenção. Deve-se tomar cuidados com a CE, visto que a salinidade elevada pode causar danos ao solo e à vegetação.

Os teores de sólidos sedimentáveis são baixos, com máximo de 1.5 mL L⁻¹ no ensaio do cone de Imhoff e média inferior à graduação do cone. Já os sólidos suspensos e totais possuem valores ligeiramente inferiores aos obtidos por Friedler (2004), de 320 mg L⁻¹.

Os baixos teores de óleos e graxas podem ser atribuídos ao tempo de reservação no reservatório, favorecendo à sua flutuação e, assim, seu não encaminhamento à Estação de Tratamento de Águas Cinza. Como a coleta se deu sempre no nível da tubulação de recalque, é provável que o efluente mais superficial possua valores compatíveis com os obtidos por Bazzarella (2005).

O pH médio determinado é ligeiramente ácido (6.63) e possui baixo coeficiente de variação. Este valor de pH está dentro dos obtidos por Eriksson *et. al.* (2002) – entre 5.0 e 8.7. O pH das águas cinza depende do pH da água potável fornecida, cuja recomendação do Ministério da Saúde é manter um pH entre 6.0 e 9.5 em todo o sistema de distribuição.

Com a ausência das contribuições dos vasos sanitários, foram obtidos valores de DQO para as águas cinza entre 70 e 85 % inferiores aos encontrados em esgotos domésticos brutos, que variam entre 360 e 600 mg L⁻¹ (Von Sperling, 2005).

Friedler *et al.* (2006) caracterizaram as águas cinza quanto à DBO e DQO, total e filtrada. Os autores obtiveram valores de 69 mg L⁻¹ (33) e 36 mg L⁻¹ (20) para DBO total e filtrada, respectivamente, e de 211 mg L⁻¹ (141) e 108 mg L⁻¹ (47) para DQO total e filtrada, respectivamente. Os valores entre parênteses correspondem ao desvio padrão amostral determinado pelos autores. Conforme Gross *et al.* (2015), a variação de matéria orgânica pode chegar a centenas de miligramas por litro.

Ao realizar ensaios de DQO total e filtrada é possível estimar a presença de matéria orgânica dissolvida, de fácil degradação e a parcela de menor biodegradabilidade. A QDO_f da pesquisa correspondeu a aproximadamente 40 % da DQO total, mostrando que o remanescente se refere à matéria orgânica na forma dissolvida.

As concentrações de nitrogênio em águas cinza são bem inferiores às encontradas no esgoto bruto (Gross *et al.*, 2015). É provável que a maior parte do nitrogênio presente nas águas cinza analisadas seja proveniente da concentração de urina. Os hábitos locais e a consciência ambiental da população são os responsáveis por uma maior ou menor concentração desse poluente.

Os valores para nitrogênio amoniacal obtidos se aproximam dos determinados por Friedler (2004), com média de 5.32 mg L⁻¹ e máximo de 8.87 mg L⁻¹. Valores elevados de cloretos se devem à condição de funcionamento da ETAC, cuja operação é paralisada nos fins de semana, elevando o tempo de reservação a valores superiores a 48 horas. Devido à reservação prolongada, há um desconforto devido ao cheiro forte causado pela decomposição anaeróbia. Para evitar o desconforto, os operadores do sistema lançam volumes elevados de cloro líquido dentro do reservatório (R4), elevando os níveis de cloreto. Ressalta-se que essa ação também gera desconforto com o forte cheiro das reações geradas.

Os compostos de enxofre, relevantes no gerenciamento dos sistemas de tratamento, podem ser divididos em sulfatos e sulfetos. O sulfato tem origem inicial na água de abastecimento – maior dureza, maior concentração de sulfato. Sua concentração é elevada pela adição de sulfato de alumínio para tratamento das águas cinza. A concentração média de sulfato observada neste estudo foi de 49.0 mg L⁻¹ e desvio padrão de 27.9 mg L⁻¹. Estes valores podem sofrer redução devido à conversão do sulfato em sulfeto. Em ambientes com pH inferior a 7.0 há conversão do sulfato em sulfeto na forma de H₂S, cujo odor é característico. De forma a evitar essa conversão, pode-se controlar o pH, garantindo-se ambiente com pH mais básico (Souza *et al.*, 2019). Outra maneira, é reduzir o tempo de reservação, de forma a evitar as condições de anaerobiose no reservatório.

Por mais que não recebam contribuições das bacias sanitárias, verifica-se a presença de patógenos em águas cinza, possivelmente provenientes das fezes expelidas durante os procedimentos de higiene corporal, limpeza das mãos após uso do banheiro, além da lavagem de roupas e manipulação de alimentos (Oliveira, 2015). Vuppaladadiyam *et al.* (2019) apresentaram valores médios para coliformes fecais em águas cinza de 6 unidades logarítmicas, mesma ordem de grandeza atribuída à *E. coli*. Não muito diferente foram os resultados desta pesquisa para coliformes termotolerantes, 5.16 unidades e coeficiente de variação de 11.9 %.

Os parâmetros determinados para as águas cinza, após serem tratadas na ETAC, estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Características das águas cinza tratadas.

Parâmetro	Unidade	n	Características				
			Média	DV	CV (%)	Mín.	Máx.
T	°C	7	27.5	0.6	2.3	26.4	28.2
CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	7	711	81	11.4	613	805
Cor	UC	6	14.7	5.5	37.7	11.7	25.8
Turbidez	UNT	7	2.0	1.7	82.5	1.1	5.7
SS	mg L^{-1}	7	< 0,1	-	-	-	-
SST	mg L^{-1}	6	56	48	85.0	8	142
ST	mg L^{-1}	6	162	227	140.7	16	606
TOG	mg L^{-1}	7	1.4	1.4	103.3	0.0	3.6
pH	-	7	6.51	0.20	3.0	6.16	6.8
DQO	mg L^{-1}	7	39	13	33.5	24	61
DQOf	mg L^{-1}	7	52	14	26.0	40	76
N-NH ₃	mg L^{-1}	7	1.16	1.25	107.5	0.1	3.88
Ortofosfato	mg L^{-1}	7	0.10	0.18	173.6	ND	0.45
Cloretos	mg L^{-1}	7	2712.8	2211.8	81.5	171.0	5814.1
Sulfato	mg L^{-1}	7	48.4	27.2	56.2	23.9	98.1
CTT	Log(UFC 100 mL-1)	7	1.10	0.91	83.0	ND	2.18
E. Coli	Log(UFC 100 mL-1)	7	ND	-	-	-	-

Legenda: n – número de amostras; T – Temperatura; CE – Condutividade elétrica; SS – Sólidos sedimentáveis; SST – Sólidos suspensos totais; ST – Sólidos totais; TOG – Teor de óleos e graxas; DQO – Demanda química de oxigênio; DQOf – Demanda química de oxigênio, amostra filtrada; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; ND – Não detectado; n – Número de amostras; DV – Desvio padrão amostral; CV – Coeficiente de variação.

É possível observar que ocorreram reduções nas concentrações da maioria dos parâmetros testados, conforme a Tabela 5.

Tabela 5. Valores médios para águas cinza bruta e tratada, com suas respectivas variações pós tratamento.

Parâmetro	Unidade	Esgoto bruto	Esgoto tratado	Variação	
				Numérica	Percentual
T	°C	27.2	27.5	+0.28	1.0%
CE	μS cm ⁻¹	773	711	-62	-8.0%
Cor	UC	41.2	14.7	-26.5	-64.3%
Turbidez	UNT	15.8	2.0	-13.8	-87.3%
SS	mg L ⁻¹	< 0.10	< 0.10	0,0	0,00
SST	mg L ⁻¹	223	56	-167	-74.9%
ST	mg L ⁻¹	511	162	-350	-68.4%
TOG	mg L ⁻¹	2.9	1.4	-1.5	-51.8%
pH	-	6.63	6.51	-0.12	-1.8%
DQO	mg L ⁻¹	101	39	-62	-61.3%
DQO _f	mg L ⁻¹	40	52	+12	30.5%
N-NH ₃	mg L ⁻¹	5.32	1.16	-4.16	-78.2%
Ortofosfato	mg L ⁻¹	5.10	0.1	-5.00	-98.0%
Cloretos ¹	mg L ⁻¹	10837.6	2712.8	8124.7	-75.0%
Sulfato	mg L ⁻¹	49	48.4	-0.6	-1.4%
CTT ⁽¹⁾	(1)	5.16	1.1	-4.06	-78.7%
<i>E. Coli</i>	(1)	ND	ND	0.00	0.00

⁽¹⁾ Unidade de medida: Log (UFC 100 mL⁻¹).

¹ Valores elevados no efluente bruto provenientes da adição de cloro no reservatório inicial como alternativa ao mau cheiro gerado devido ao tempo elevado de reservação.

Legenda: T – Temperatura; CE – Condutividade elétrica; SS – Sólidos sedimentáveis; SST – Sólidos suspensos totais; ST – Sólidos totais; TOG – Teor de óleos e graxas; DQO – Demanda química de oxigênio; DQO_f – Demanda química de oxigênio, amostra filtrada; N-NH₃ – Nitrogênio amoniacal; CTT – Coliformes termotolerantes, em NMP 100 mL⁻¹; ND – Não detectado.

Elevadas reduções percentuais foram observadas nos parâmetros físicos, como a turbidez, reduzida em quase 90 %, e a cor, com -64.31 % após o tratamento. Observaram-se, também, significativas reduções nos parâmetros Sólidos Suspensos Totais (-74.9%), Sólidos Totais (-68.4%) e Demanda Química de Oxigênio (-61.3%)

Conclusões

O uso de águas cinza em edificações é viável, como demonstram diversos trabalhos nacionais e internacionais. Em várias locais do mundo, inclusive no Brasil, já existem sistemas implantados para o uso de águas cinza, com instalações independentes das de água potável.

O aproveitamento desse tipo de esgoto deve ser incentivado no Brasil, como uma medida visando à redução do consumo de água potável em edificações. Os usos mais indicados para utilização das águas cinza em edificações são a irrigação de jardins, descarga em aparelhos sanitários e lavagem de pisos e de veículos. As águas cinza podem ter usos mais e menos restritivos.

A caracterização das águas cinza do condomínio residencial onde se desenvolveu o trabalho indicou que o efluente da estação de tratamento pode ser usado para fins menos restritivos, quanto às características físicas, químicas e biológicas.

Além da norma técnica ABNT NBR 16783 (2019), não existe no Brasil uma legislação nacional que estabeleça padrões para reúso de água cinza. Apenas os estados do Ceará, São Paulo, Minas Gerais e Rio Grande do Sul contam com legislação específica para fins semelhantes. Em São Paulo, foram definidos padrões para o uso urbano de esgoto doméstico tratado. No estado do Ceará, foram estabelecidos padrões para diversas modalidades de reúso. Os estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul estabeleceram padrões de qualidade para reúso de efluentes de estações de tratamento de esgoto em atividades agrícolas, usos urbanos, ambientais e industriais. Em nenhum dos estados foram definidos padrões específicos para a utilização de águas cinza em edificações.

Neste trabalho, foram propostos diversos padrões para uso de águas cinza tratadas, os quais podem servir de base para uma legislação nacional.

É importante destacar que, mesmo obtendo-se bons resultados para o reúso de águas cinza para fins menos restritivos, é recomendável, em estudos futuros, a utilização da Avaliação de Riscos Microbiológicos (ARM). A ARM consiste numa etapa da análise de risco, a qual possibilita uma investigação mais adequada quanto ao nível de exposição, assim como quanto às barreiras necessárias, incluindo o tipo de tratamento a ser adotado para o esgoto, de forma a garantir a segurança da saúde dos usuários.

Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2019) ABNT NBR 16783: uso de fontes alternativas de água não potável em edificações. Rio de Janeiro: ABNT.
- ALFAMEC, Alfamec Soluções Ambientais (2017) *Catálogo de Produtos: Soluções em Tratamento e Reúso de Água e Esgoto, 2017*. Acesso em: 5 de abril de 2021. Disponível em: <http://alfamec.com.br/produtos/tratamento-de-esgoto-sanitario/sistema-de-reuso-para-ete>
- APHA, American Public Health Association; AWWA, American Water Works Association; WPCF, Water Pollution Control Federation; WEF, Water Environment Federation (1995) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ª ed. Washington, DC.
- Bastos, R. K.X., Bevilacqua, P.D. (2006) Normas e Critérios de Qualidade para Reúso da Água. In: Florencio, L, Aisse, M.M., Bastos R. K. X., organizadores. *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. Rio de Janeiro: ABES, 41-85.
- Bazzarella, B.B. (2005) *Caracterização e aproveitamento de água cinza para uso não-potável em edificações*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, Espírito Santo, 2005.
- Boano, F., Caruso, A., Costamagna, E., Ridolfi, L., Fiore, S., Demichelis, F., Galvão, A., PISOIRO, J., Rizzo, A., Mais, F. (2020) A review of nature-based solutions for greywater treatment: applications, hydraulic design, and environmental benefits. *Science of The Total Environment*, **711**, 134. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134731>

- Campos, R.M., Cohim, E.B. (2021) Desempenho ambiental de sistema de reúso de água cinza em residência de interesse social. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **14**(1), 122-134. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2021.14.1.69984>
- Ceará (2017) Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução nº 02, de 21 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Fortaleza (CE), 2017.
- De Gisi, S., Casella, P., Notarnicola, M., Farina, R. (2016). Grey water in buildings: a mini-review of guidelines, technologies and case studies. *Civil Engineering and Environmental Systems*, **33**(1), 35–54. <https://doi.org/10.1080/10286608.2015.1124868>
- Dingemans, M.M.L., Smeets, P.W.M.H., Medema, G.F.J., Raat, K.J., Vanwenzel, A., Bartholomeus, R.P. (2020) Responsible water reuse needs: an interdisciplinary approach to balance risks and benefits. *Waters*, **12**, 1-12. <https://doi.org/10.3390/w12051264>
- Domènech, L., March, H., Vallès, M., Saurí, D. (2015) Learning processes during regime shifts: Empirical evidence from the diffusion of greywater recycling in Spain. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, **15**, 26–41. <https://doi.org/10.1016/j.eist.2014.01.001>
- Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A. (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, **4**(1), 85–104. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00064-4](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00064-4)
- Friedler, E. (2004) Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental Technology*, **25**(9) 997–1008. <https://doi.org/10.1080/09593330.2004.9619393>
- Friedler, E., Lahav, O., Jizhaki, H., Lahav, T. (2006) Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study. *Journal of Environmental Management*, **81**(4), 360–370. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.11.013>
- Gimentes, J. C. (2017) *Captação e aproveitamento de água de chuva: um estudo experimental da qualidade de água de um telhado verde e de um telhado convencional*. Projeto de Graduação (Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro (RJ).
- Gonçalves, R.F., Keller, R.P., Franci, T.K. (2019). Análise comparativa das práticas de reúso de água cinza em edificações urbanas na Alemanha e no Brasil. *Revista DAE*, **67**(217) 75-89. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.024>
- Gonçalves, R.F., Simões, G.M. da S., Wamke, R. (2010) Reúso de águas cinza em edificações urbanas – estudo de caso em Vitória (ES) e Macaé (RJ). *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, **3**(1), 120-131
- Gross, A., Maimon, A., Alfiya, Y., Friedler, E. (2015) *Greywater Reuse*. Boca Raton, FL:LLC.
- Guppy, L., Kelsey, A. (2017) *Water Crisis Report*. United Nations University Institute for Water / United Nations University. Hamilton, Canada.
- IRWD, Irvine Ranch Water District (2020) *Recycled water*. Acesso em: 19 de junho de 2020. Disponível em: <http://www.irwd.com/services/recycled-water>
- Juan, Y.K., Chen, Y., Lin, J.M. (2016) Greywater Reuse System Design and Economic Analysis for Residential Buildings in Taiwan. *Water*, **8**(11). <https://doi.org/10.3390/w8110546>
- Libânio, M. (2010). *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. 3ª ed. Campinas: Átomo.
- Machado, T.T.V., Dias, J.T., Silva, T.C. (2017) Evolução e avaliação das políticas públicas para a atenuação dos efeitos da seca no semiárido brasileiro. *Gaia Scientia*, **11**(2), 84-103. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n2.31831>
- Mekonnen, M.M., Arjen, Y.H. (2016) Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, **2**(2), 1-15. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- MCID / IICA (2018) Ministério das Cidades e Instituto Interamericano de Cooperação para a Agricultura. *Produto III – Critérios de Qualidade da Água*. Brasília: Banco Mundial.
- Minas Gerais (2020) *Deliberação Normativa CERH-MG nº 65, de 18 de junho de 2020. Estabelece diretrizes, modalidades e procedimentos para o reúso direto de água não potável, proveniente de estações de tratamento de esgotos sanitários (ETE) de sistemas públicos e privados e dá outras providências*. Belo Horizonte.

- Morais, N.W.S., Santos, A.B. (2019) Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. *Revista DAE*, **67**(215), 40-75. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.004>
- Munoz, N.J. (2016) *What is the economic feasibility of implementing grey water infrastructure at the citywide level?* (Master' Dissertation). University of San Francisco, São Francisco (CA).
- Oliveira, L.O.V. (2015) *Características sensoriais e o risco microbiológico em águas cinza tratadas para reúso predial*. 2015. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória (ES), 2015.
- Orteng-Peprah, M., Acheampong, M.A., Devries, N.K. (2018) Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception - a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, **229**(8) <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3909-8>
- Queiroz L.M., Ferreira, I.V.L., Sousa J.T., Oliveira-Esquerre, K.P., Barboza, M.G., Mendonça, N. M. (2019) Aspectos quantitativos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas. In.: Santos, A.B. (org.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Imprece.
- Ramos, A.V., Gonzalez, E.N.A., Echeverri, G.T., Moreno, L.S., Jiménez, L.D., Hernandez, S.C. (2019) Potential uses of treated municipal wastewater in a semiarid region of Mexico. *Sustainability*, **11**, 11-23. <https://doi.org/10.3390/su11082217>
- Rio Grande do Sul (2020) *Resolução CONSEMA Nº 419 de 13 de fevereiro de 2020. Estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reúso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais no Estado do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, 2020.
- Roccaro, P., Verlicchi, P. Wastewater and reuse. (2018). *Current Opinion in Environmental Science & Health*, **2**, 61–63. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.03.008>
- São Paulo. (2020) Resolução Conjunta SES/SIMA nº 01, de 13 de fevereiro de 2020. Disciplina o reúso direto não potável de água, para fins urbanos, proveniente de estações de tratamento de esgoto sanitário e dá providências correlatas. São Paulo.
- Shi, K.W., Wang, C., Jiang, S.C. (2018) Quantitative microbial risk assessment of greywater on-site reuse. *Science of The Total Environment*, **635**, 1507–1519. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.197>
- Souza M.A.A., Santos, A.B., Wolff, D.B., Barboza, M.G., Morais, N.W.S., Bittencourt, S. (2019) Aspectos legais e normativos sobre o gerenciamento de água, lodo e emissões gasosas em sistemas descentralizados de coleta e tratamento de esgotos. In: Santos, A.B. (org.). *Caracterização, Tratamento e Gerenciamento de Subprodutos de Correntes de Esgotos Segregadas e Não Segregadas em Empreendimentos Habitacionais*. Fortaleza: Imprece.
- Valentina, R.S.D. (2009) *Gerenciamento da qualidade e da quantidade de água cinza em uma edificação residencial de alto padrão com vistas ao seu reúso não potável*. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal do Espírito Santo. Vitória, Espírito Santo, 2009.
- Von Sperling, M. (2005). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 2. ed., Belo Horizonte: DESA/UFMG.
- Vuppaladadiyam, A.K., Merayo, N., Prinsen, P., Luque, R., Blanco, A., Zhao, M. (2019) A review on greywater reuse: quality, risks, barriers and global scenarios. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **18**(1), 77–99. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9487-9>
- Yoonus, H., Al-Ghamdi, S.G. (2020) Environmental performance of building integrated grey water reuse systems based on Life-Cycle Assessment: A systematic and bibliographic analysis. *Science of The Total Environment*, **72** (April). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136535>
- Zhu, J., Wagner, M., Cornel, P., Chen, H., Dai, X. (2018) Feasibility of on-site grey-water reuse for toilet flushing in China. *Journal of Water Reuse and Desalination*, **8**(1), 1–13. <https://doi.org/10.2166/wrd.2016.086>

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DO ADENSAMENTO POR GRAVIDADE DO LODO GERADO PELO TRATAMENTO DE ÁGUA

* Isadora Alves Lovo Ismail ¹
Luiz Di Bernardo ²
Angela Di Bernardo Dantas ²

EVALUATION OF GRAVITY THICKENING OF SLUDGE GENERATED BY WATER TREATMENT

Recibido el 22 de junio de 2021. Aceptado el 25 de enero de 2022

Abstract

Water used for human consumption must undergo treatment to become potable. One of the most used water treatment technologies in Brazil is the complete cycle, which includes the stages of coagulation, flocculation, sedimentation, filtration and disinfection. In this type of treatment, there is the generation of residues in greater quantities in the sedimentation and filtration units, also called sludges or WWTP, which cause environmental impacts when improperly discharged into untreated springs. A widely used alternative for the treatment of waste generated in WTP is gravity thickening with the application of chemical conditioning, mainly polymers. In the present work, a water sample was prepared and submitted to treatability tests to obtain the sludge. From the generated sludge, "samples" were prepared with different concentrations of total suspended solids (TSS) and tested different chemical conditions (synthetic polymers and organic polymers) in gravity density tests. The results showed that synthetic polymers were more efficient than organic polymers, and that the higher the concentration of TSS in the initial sludge, the lower the values for turbidity and total solids of the clarified water, as well as higher speeds of clarification and thickening. Turbidity removal reached 95% for the 5.7 g TSS/L sludge in the gravity thickening tests.

Keywords: thickening, WTP residues, WTP sludge, polymers, water.

¹ Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto, Brasil.

² Hidrosan Engenharia, São Carlos, Brasil.

* Autor correspondente: Centro de Ciências Exatas, Naturais e Tecnologias, Universidade de Ribeirão Preto. Avenida Costábile Romano, 2201 – Ribeirânia, Ribeirão Preto – SP, 14096-900, Brasil. Email: eng.isadoralovo@gmail.com

Resumo

A água utilizada para consumo humano deve passar por tratamento para se tornar potável. Uma das tecnologias de tratamento de água mais utilizada no Brasil é a de ciclo completo, que contempla as etapas de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e desinfecção. Nesse tipo de tratamento, há a geração de resíduos em maior quantidade nas unidades de decantação e filtração, também denominados de lodos ou RETAs, que causam impactos ambientais quando lançados indevidamente nos mananciais sem tratamento. Uma alternativa muito utilizada para tratamento dos resíduos gerados em ETA é o adensamento por gravidade com aplicação de condicionantes químicos, principalmente de polímeros. No presente trabalho foi preparada uma amostra de água e submetida a ensaios de tratabilidade para a obtenção do lodo. A partir do lodo gerado, foram preparados "lodos" com diferentes concentrações de sólidos suspensos totais (SST) e testados diferentes condicionantes químicos (polímeros sintéticos e polímeros orgânicos) em ensaios de adensamento por gravidade. Os resultados mostraram que os polímeros sintéticos foram mais eficientes que os polímeros orgânicos, e que quanto maior a concentração de SST no lodo inicial, menores os valores para turbidez e sólidos totais da água clarificada, assim como velocidades maiores de clarificação e adensamento. A remoção da turbidez chegou a 95% para o lodo de 5.7 g SST/L nos ensaios de adensamento por gravidade.

Palavras chave: adensamento, água, lodo de ETA, polímeros, resíduos de ETA.

Introdução

A tecnologia de tratamento utilizada em uma Estação de Tratamento de Água (ETA) depende principalmente de fatores relacionados à qualidade da água bruta. Para cada tipo de tecnologia utilizada, há a geração de resíduos de ETA (RETAs), ou lodos de ETA, com características diferentes.

Atualmente, o maior problema ambiental enfrentado pelas ETAs está relacionado com os resíduos gerados pelo tratamento da água provenientes das descargas dos decantadores ou flotadores e da lavagem dos filtros. Esses resíduos possuem compostos químicos que são prejudiciais ao meio ambiente e, portanto, necessitam de tratamento para posterior disposição final.

Os RETAs, quando lançados nos cursos d'água sem o devido tratamento, contribuem para aumentar a concentração de metais e diminuir significativamente a luminosidade dos meios, além de serem tóxicos para diversos organismos aquáticos, os quais são de grande importância na alimentação dos peixes (DI BERNARDO *et al.*, 2017).

A quantidade e a qualidade dos resíduos produzidos em uma ETA dependem de inúmeros fatores como a qualidade da água bruta, tecnologia de tratamento, mecanismos da coagulação, uso de auxiliar de coagulação, de oxidante, carvão ativado, método de limpeza dos decantadores (ou flotadores), método de lavagem dos filtros, habilidade dos operadores, automação de processos e operações na ETA e reuso da água recuperada no sistema de tratamento (Di Bernardo *et al.*, 2017).

Sendo assim, os RETAs devem passar por algum tipo de tratamento para posterior disposição adequada dos mesmos e, além disso, é proibido o lançamento de RETAs em cursos d'água. Diversas tecnologias de tratamento dos RETAs envolvendo adensamento e posterior desaguamento são utilizadas nos dias de hoje e cada uma delas possui suas características.

Até a presente pesquisa, não haviam sido feitos estudos que relacionassem todos os itens anteriores, com diferentes tipos de polímeros. Sendo assim, há a necessidade de um trabalho que verifique a influência da concentração de sólidos suspensos totais (SST) no lodo, de quais formas ele pode ser tratado, condicionantes químicos a serem utilizados (sintéticos ou orgânicos) e variação da dosagem empregada em etapas de adensamento desses resíduos.

Para isso, a pesquisa verificou a influência da concentração de sólidos e diferentes tipos e dosagens de condicionantes químicos em tecnologias utilizadas para o tratamento dos RETAs, neste caso, o adensamento por gravidade.

Metodologia

As etapas relacionadas à metodologia do trabalho estão apresentadas resumidamente no fluxograma da Figura 1 e, posteriormente, a justificativa dos parâmetros utilizados.

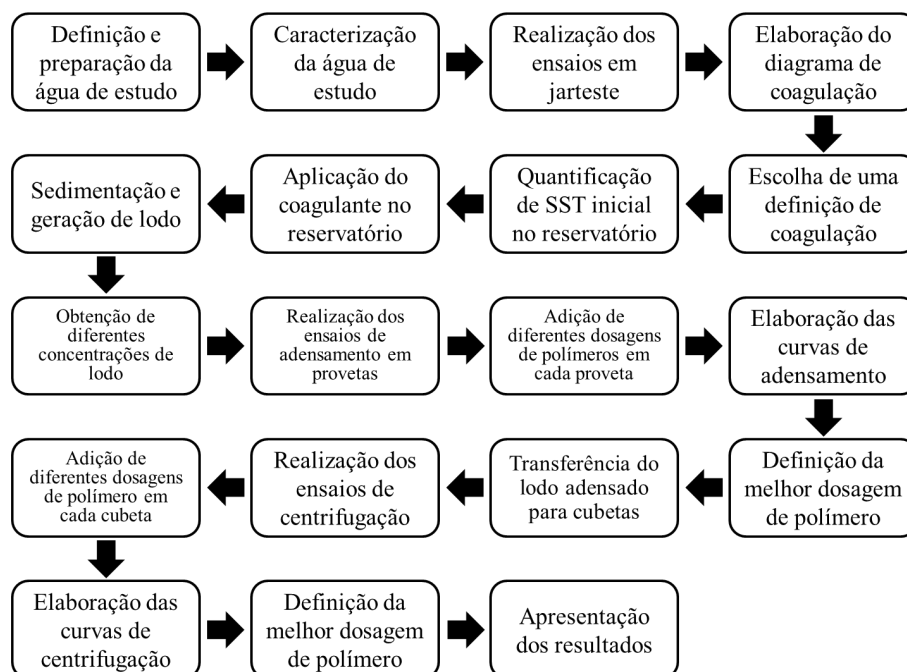


Figura 1. Metodologia do trabalho realizado.

Água de Estudo

Primeiramente, definiu-se que a água de estudo a ser utilizada no presente trabalho seria preparada a partir da mistura da água do poço da instituição de pesquisa (desclorada com adição de tiosulfato de sódio) com o sedimento coletado no fundo do rio Parto (região de Ribeirão Preto - SP, Brasil) para conferir turbidez em torno de 1000 uT.

As amostras de água foram preparadas de acordo com o estabelecido e foi realizada a caracterização físico-química da água obtida. As etapas para preparação da água bruta foram:

- Coletou-se uma certa quantidade de sedimento do rio Pardo; o mesmo foi disposto em uma caixa para secagem e peneirado. Com o sedimento seco, foi preparada uma suspensão para hidratação do material e posterior diluição e preparação de uma água bruta com turbidez de 1000 uT.
- Para preparação da suspensão, foi utilizada uma caixa d'água com capacidade de 200 L com 30 kg de sedimento seco e completou-se com água até 150 L, obtendo-se uma suspensão com 200 g/L. A suspensão permaneceu em repouso para hidratação do sedimento por 96 horas (conforme ensaios preliminares realizados em bancada). Depois de 96 horas, a suspensão foi agitada e depois permaneceu em repouso por, aproximadamente, 15 minutos para sedimentação do material grosseiro.
- Em seguida, aproximadamente 137 L da suspensão (sobrenadante) foram transferidos para um reservatório com capacidade de 1500 L e adicionou-se água do poço da instituição de pesquisa (sem cloro) à caixa d'água até que sua turbidez atingisse 1000 uT, sendo monitorada através de um turbidímetro.

Definição dos parâmetros utilizados

Após definição das condições de preparação da água de estudo, foram definidos outros parâmetros, conforme descrito posteriormente, juntamente com as justificativas de escolhas:

- Coagulante Cloreto de Polialumínio (PAC): é um coagulante sintético comumente utilizado em ETAs, muito eficiente.
- Concentrações de lodo a serem trabalhadas:
 - 0.5 g SST/L: lodo mais diluído, proveniente da mistura da água de lavagem dos filtros e limpeza dos decantadores (valor usualmente obtido nas ETAs). Devido a fatores inerentes ao método de medição de sólidos suspensos totais, foi obtido um lodo com 0.63 g SST/L.
 - 5.0 g SST/L: lodo um pouco mais concentrado, proveniente da água de limpeza dos decantadores (valor usualmente obtido nas ETAs). Devido a fatores inerentes ao método de medição de sólidos suspensos totais, foi obtido um lodo com 5.7 g SST/L.
 - Floculantes sintéticos catiônico, aniônico e não iônico: são os mais utilizados em ETAs
 - Floculantes orgânicos Tanfloc SL e Tanfloc SG (fornecidos pela empresa TANAC): estão sendo muito utilizados nas ETAs atualmente devido ao apelo ambiental por não apresentarem, em sua composição, compostos nocivos à saúde e serem não prejudiciais ao meio ambiente.

Ensaio realizado

Foram feitas séries de ensaios de bancada com a água de estudo, conforme descrição a seguir.

Definição das Condições de Coagulação

Foram feitos ensaios de coagulação com Cloreto de Polialumínio, floculação e sedimentação em equipamento de jarteste visando à construção do diagrama de coagulação de pH em função da dosagem e da turbidez. Para variar o pH de coagulação foi usado hidróxido de sódio (10 g/L).

As condições dos ensaios foram:

- Mistura rápida: gradiente de velocidade médio de 1000 s^{-1} e tempo de mistura de 10 s;
- Floculação: gradiente de velocidade médio de 30 s^{-1} e tempo de floculação de 20 min;
- Sedimentação: velocidades de sedimentação de $V_{s1} = 3.0 \text{ cm/min}$; $V_{s2} = 1.5 \text{ cm/min}$;

Parâmetros resultantes:

- Água coagulada: pH
- Água decantada: turbidez e cor aparente.

Ao fim dos ensaios, definiu-se um ponto de dosagem ideal de coagulação. Essa dosagem de coagulante foi realizada na caixa d'água de 1500 L, a qual permaneceu sob agitação lenta (manual) por, aproximadamente, 20 minutos. A água permaneceu em repouso por 3 horas para sedimentação dos sólidos suspensos.

Depois de três horas, o sobrenadante da caixa foi coletado e uma determinada quantidade foi armazenada para diluição do lodo, caso fosse necessário. O lodo permaneceu no fundo da caixa e o mesmo foi transferido para outro recipiente.

Adensamento por Gravidade

A Figura 2 apresenta o fluxograma para a realização dos ensaios de adensamento por gravidade do lodo.

Os ensaios de adensamento por gravidade foram conduzidos em uma coluna de sedimentação (proveta) devidamente graduada, com diâmetro igual a 3.5 cm e altura igual a 23.0 cm.

As soluções de polímeros utilizadas no condicionamento do lodo foram preparadas adicionando-se 1.0 g de produto concentrado em 1.0 litro de água, obtendo-se uma concentração de 1.0 g/L e agitando-se por 30 minutos até "abrir a cadeia".

As dosagens de polímero utilizadas foram 0.4; 0.8; 2.0 e 4.0 mg pol./g SST para o lodo com concentração de 0.63 g SST/L e 0.4; 0.9; 2.2 e 4.4 mg pol./g SST para o lodo com concentração de 5.7 g SST/L pois são dosagens comumente utilizadas em ETAs.

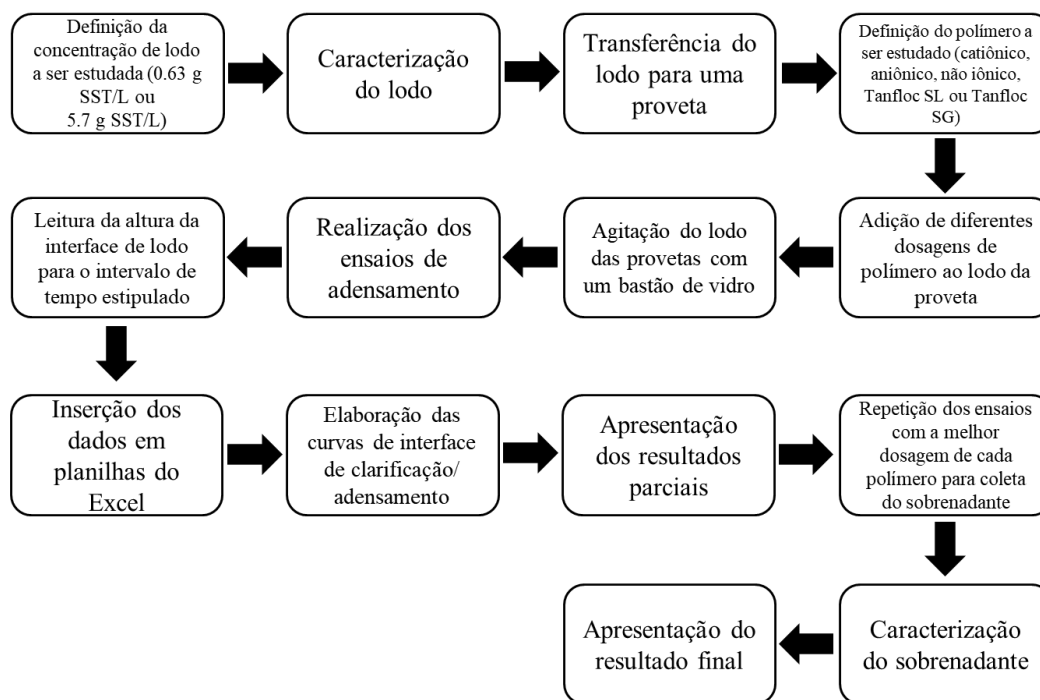


Figura 2. Fluxograma dos ensaios de adensamento por gravidade.

O lodo foi condicionado na coluna de adensamento com o auxílio de um agitador manual, onde foi agitado e depois permaneceu em repouso para ocorrer a clarificação e o adensamento por 1 h. Ressalta-se que não foram analisados dados de taxa superficial e de aplicação de sólidos para dimensionamento de adensadores por gravidade.

Estipularam-se intervalos de tempo (de acordo com o método proposto por Talmage *et al.* (1955), de modo que fosse possível aplicá-lo) para medir a altura da interface de clarificado e, após o tempo pré-estabelecido, inseriram-se os dados em planilhas do Excel para elaboração de diferentes curvas de sedimentação.

Os parâmetros escolhidos para a avaliação do efeito das diferentes dosagens de polímero pré-estabelecidas foram:

- concentração de lodo adensado de 30.0 g SST/L;
- maior velocidade de clarificação e de adensamento;
- menor turbidez do líquido clarificado.

Obtendo-se a melhor dosagem de cada polímero, realizaram-se novamente os ensaios para caracterização do líquido clarificado obtido.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos para o adensamento do lodo por gravidade estão apresentados a seguir.

Caracterização da Água de Estudo

A Tabela 1 apresenta todos os parâmetros avaliados na água de estudo que foi utilizada para a realização do ensaio de tratabilidade empregando o coagulante PAC com a finalidade de obter o lodo para os ensaios de adensamento.

A análise dos sólidos totais requer cuidado e atenção elevados para sua caracterização, isso porque pode ser considerada uma análise qualitativa, uma vez que qualquer modificação no simples ato, por exemplo, de se misturar a água para coleta, pode alterar seu resultado.

Tabela 1. Características da água de estudo utilizada para geração do lodo de 5.7 g SST/L.

Parâmetro	Unidade	Valor
pH	-	6.74
Cor Aparente	uH	3353
Cor Verdadeira	uH	62
Turbidez	uT	998
Condutividade Elétrica	$\mu\text{s/cm}$	62
Alcalinidade	mg/L CaCO_3	10.5
Carbono Orgânico Total	mg/L C	15.1
Ferro Dissolvido	mg/L Fe	1.06
Manganês Dissolvido	mg/L Mn	<0.01
Alumínio	mg/L Al	0.01
Sólidos Totais	mg/L	981

**Para geração do lodo bruto de 0.63 g SST/L, diluiu-se o lodo de 5.7 g SST/L.*

Após a preparação e caracterização da água de estudo, foram realizados ensaios em jarteste para definir a dosagem de coagulante a ser utilizada na água de estudo condicionada na caixa d'água para obtenção do lodo.

A Figura 3 mostra os equipamentos durante a realização dos ensaios em jarteste. Após realização dos ensaios em jarteste, elaborou-se o diagrama de coagulação, apresentado na Figura 4, para definição da dosagem a ser utilizada na água de estudo condicionada na caixa d'água para geração do lodo.

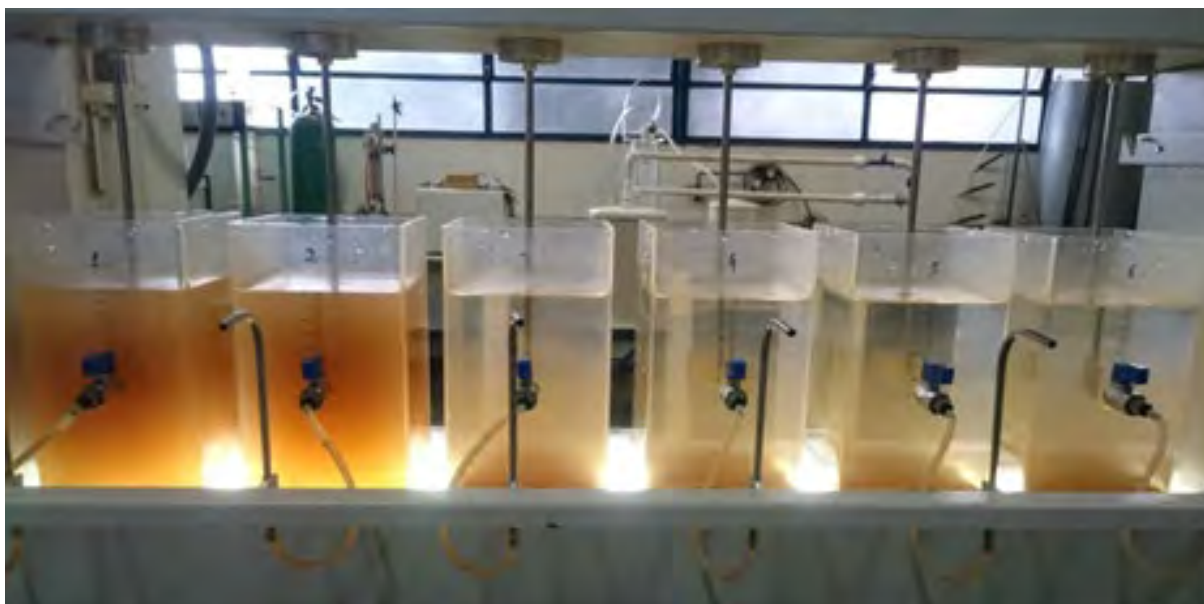


Figura 3. Ensaio em jarreste no início da sedimentação.

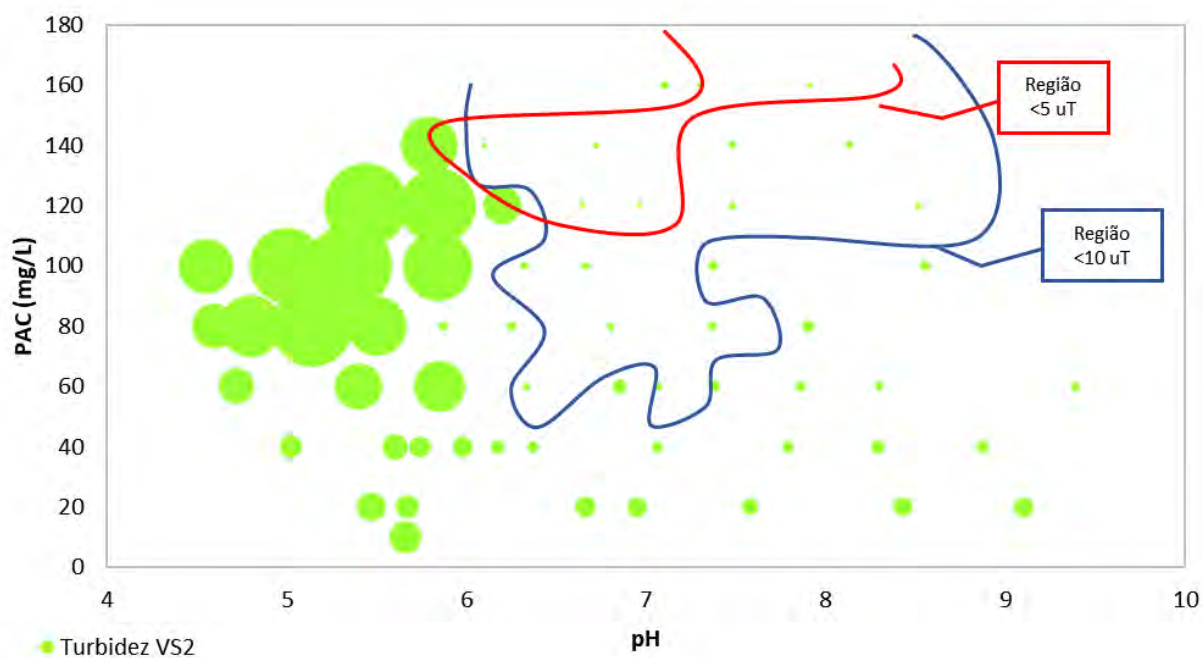


Figura 4. Turbidez remanescente em função da dosagem de PAC e pH de coagulação para a velocidade de sedimentação $V_{s2} = 1.5$ cm/min.

Conforme pode ser visto na Figura 4, os melhores resultados foram obtidos com pH de coagulação em torno de 7.0 e dosagem de PAC entre 80 e 160 mg/L.

Os ensaios foram repetidos para as dosagens de 80, 120 e 160 mg/L de PAC com a inclusão do ensaios de filtração lenta em areia (FLA) (taxa de filtração: 60 m³/m².dia).

Analisando-se criteriosamente e levando-se em consideração a quantidade de coagulante a ser utilizada, uma vez que o PAC é composto por alumínio, concluiu-se que a dosagem para realização dos experimentos seria de 120 mg/L em pH de coagulação 7.0, condição para a qual resultou turbidez em torno de 4.3 uT para a velocidade de sedimentação $V_{s2} = 1.5$ cm/min e água filtrada com cor aparente em torno de 2.0 uH e turbidez menor que 0.5 uT.

Geração e caracterização do lodo de estudo

As condições de coagulação (dosagem de PAC de 120 mg/L e pH de coagulação em torno de 7.0) foram aplicadas na água de estudo condicionada na caixa d'água de 1500 L para coagulação e geração do lodo, o qual foi caracterizado segundo os parâmetros apresentados na Tabela 2.

O planejamento do trabalho foi feito no sentido de serem obtidos lodos de estudo com concentrações de 0.5 e 5.0 g SST/L. Devido a fatores inerentes ao método de medição de sólidos suspensos totais, resultaram concentrações de 0.63 e 5.7 g SST/L, respectivamente.

Tabela 2. Características físico-químicas do lodo de estudo.

Parâmetro	Unidade	Lodo 0.5	Lodo 5.0
pH	-	6.17	6.70
Cor Aparente	uH	5050	24133
Cor Verdadeira	uH	3	5
Turbidez	uT	600	9200
Condutividade Elétrica	µs/cm	55.7	154.0
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	26.0	36.3
Carbono Orgânico Total	mg C/L	11.12	104.3
Ferro Total	mg Fe/L	0.58	417
Manganês Total	mg Mn/L	<0.01	5.5
Alumínio	mg Al/L	16	140
Ferro Dissolvido	mg Fe/L	<0.01	<0.01
Manganês Dissolvido	mg Mn/L	<0.01	<0.01
Sólidos Totais	mg/L	772	5857
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	147	131
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	625	5727

Adensamento do lodo por gravidade

Os ensaios de adensamento por gravidade foram realizados de acordo com o descrito na metodologia, em provetas devidamente graduadas. A Figura 5 mostra fotos de ensaios de adensamento por gravidade com diferentes concentrações de lodo e dosagens de polímeros.

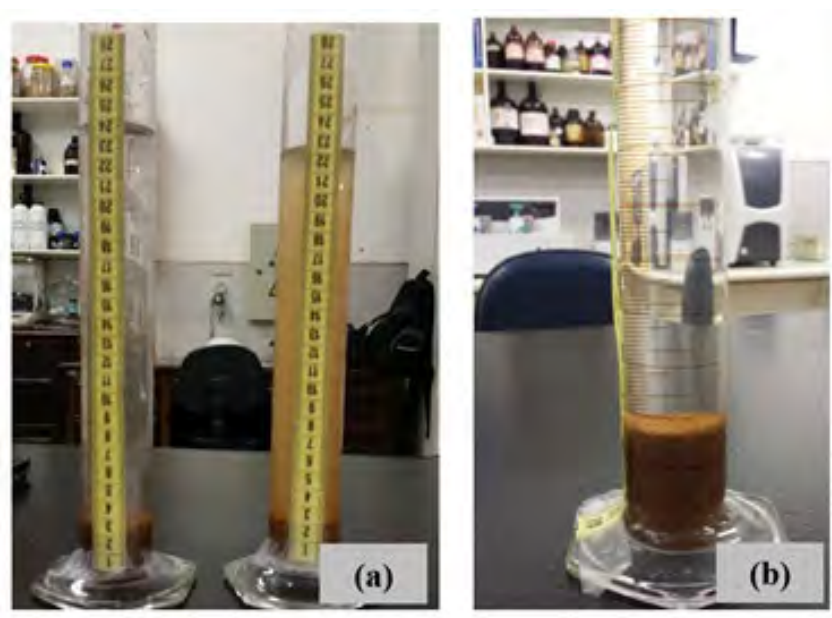


Figura 5. Ensaios de adensamento por gravidade com diferentes concentrações de lodo e dosagens de polímeros.

Pode ser observado na Figura 5 (a) que o sobrenadante está mais clarificado na proveta da esquerda, onde foi utilizada uma solução de polímero sintético. Na Figura 5 (b) também foi adicionada solução de polímero sintético. Nota-se uma nítida diferença no líquido clarificado quando há a comparação entre os dois tipos de polímeros (sintéticos e orgânicos), que, neste caso, os sintéticos foram mais eficientes.

Lodo de estudo 0.5 (0.63 g SST/L)

Os ensaios de adensamento por gravidade em provetas com lodo de 0.63 g SST/L podem ser vistos na Figura 6. Conforme pode ser observado, o lodo de 0.63 g SST/L é bem diluído e, neste caso, até sua turbidez é menor do que a água que entra na ETA simulada para este trabalho (Tabela 1).

Os resultados obtidos para os ensaios de adensamento por gravidade para concentração de lodo de 0.63 g SST/L com os polímeros catiônico, aniônico e não iônico estão apresentados nas Figuras 7, 8 e 9.

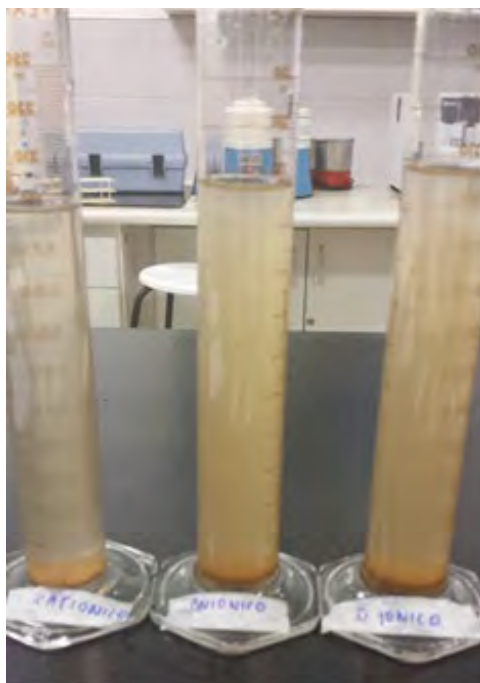


Figura 6. Fotos dos ensaios de adensamento por gravidade em provetas com lodo de 0.63 g SST/L com adição de diferentes polímeros.

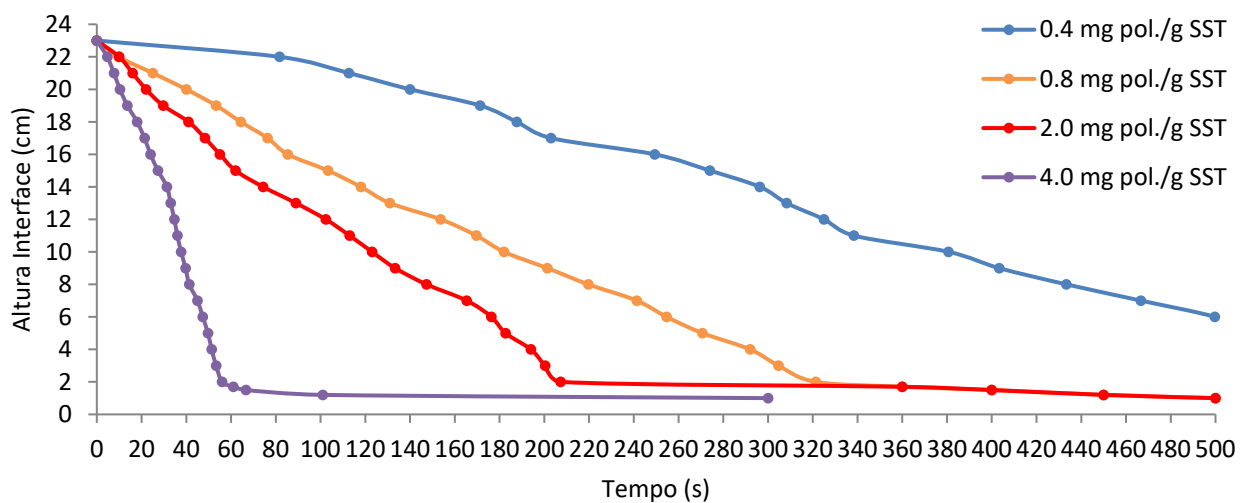


Figura 7. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com uso do polímero catiônico.

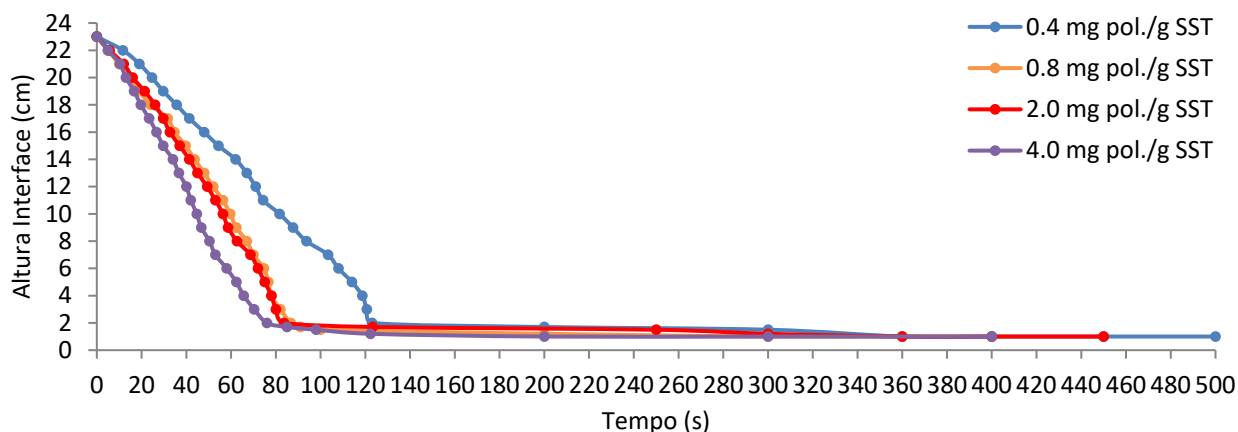


Figura 8. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com uso do polímero aniônico.

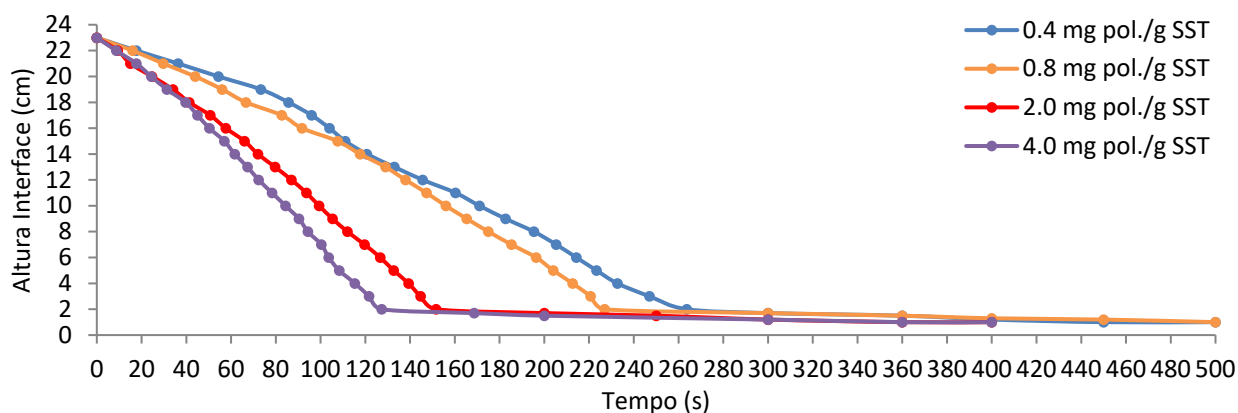


Figura 9. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com uso do polímero não iônico.

Para o lodo de 0.63 g SST/L, os polímeros orgânicos não apresentaram resultados satisfatórios e, portanto, não foram considerados. Na Figura 10 pode ser visto um ensaio de adensamento por gravidade em provetas com polímeros orgânicos. Nota-se que não houve a clarificação e o adensamento das partículas, para este caso específico com as dosagens utilizadas. Uma hipótese poderia ser que os polímeros orgânicos são mais eficientes em concentrações de sólidos suspensos totais mais elevadas.

Com as melhores dosagens obtidas para cada condicionante químico foi construído o gráfico da Figura 11 para comparação e em seguida realizou-se a caracterização do sobrenadante para as respectivas dosagens, de acordo com o tempo final de adensamento de cada curva de interface de clarificação/adensamento.

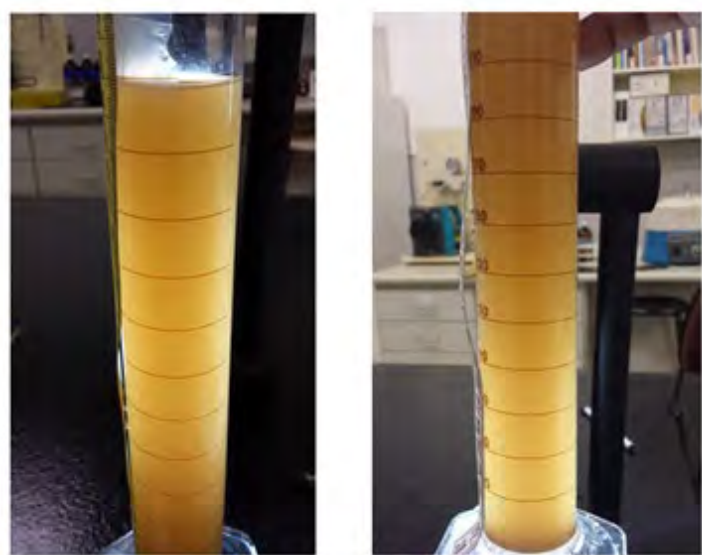


Figura 10. Fotos de ensaios de adensamento por gravidade em proveta com lodo de 0.63 g SST/L com Tanfloc SL e SG, respectivamente.

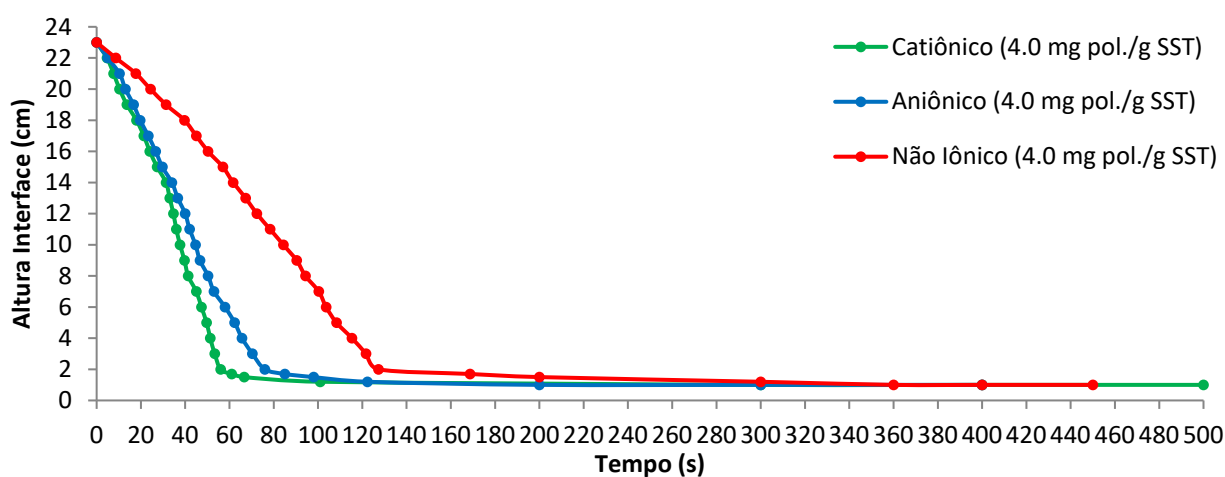


Figura 11. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 0.63 g SST/L para as melhores dosagens de polímeros.

Com base na Figura 11, nota-se que a melhor dosagem de todos os polímeros foi de 4.0 mg pol./g SST. No entanto, fica evidente que o polímero catiônico se destacou em relação aos demais, ocasionando maior sedimentação do material em menos tempo.

A Tabela 3 apresenta a algumas características do sobrenadante do lodo adensado com concentração inicial de 0.63 g SST/L.

Tabela 3. Características do sobrenadante do lodo adensado com concentração inicial de 0.63 g SST/L.

Parâmetro	Unidade	Catiônico	Aniônico	Não Iônico	Tanfloc SL	Tanfloc SG
Turbidez	uT	152.0	643.0	268.0	-	-
Ferro Total	mg Fe/L	0.09	0.12	0.13	-	-
Manganês Total	mg Mn/L	<0.01	<0.01	<0.01	-	-
Alumínio Total	mg Al/L	0.13	0.05	0.10	-	-
Carbono Orgânico Total	mg C/L	5.7	11.6	5.8	-	-
Sólidos Totais	mg/L	158.0	334.0	210.0	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	66.7	161.3	65.3	-	-
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	91.3	172.7	144.7	-	-

De acordo com a Tabela 3, fica evidente que o polímero catiônico se sobressaiu em relação aos demais. Por exemplo, a turbidez do sobrenadante do catiônico resultou 152 uT, enquanto o aniônico e o não iônico resultaram 643 e 268 uT, respectivamente. No entanto, com as dosagens utilizadas no presente trabalho não foi possível obter um líquido clarificado com turbidez menor que 100 uT.

Outro ponto que merece destaque é a quantidade de sólidos presentes no sobrenadante do catiônico em relação aos demais, resultando um valor bem menor.

Sendo assim, a clarificação nos ensaios de adensamento com o lodo com concentração de 0.63 g SST/L só foi possível com o uso de polímeros sintéticos, destacando-se o polímero catiônico, o qual resultou um clarificado com turbidez até quatro vezes menor que os outros, assim como sólidos totais na ordem de duas vezes menores.

O objetivo dos ensaios de adensamento foi gerar um lodo com concentração final de 30.0 g SST/L pois é um valor adequado para a próxima etapa de tratamento (desaguamento por centrifugação). Para isso, utilizando-se as melhores dosagens de cada polímero e o método proposto por Talmage *et al.* (1955) e já utilizado por Di Bernardo *et al.* (2017), Patrizzi (1999) e Scalize (1997), foram elaborados os gráficos das Figuras 12, 13 e 14. Os parâmetros obtidos para que o lodo com concentração inicial de 0.63 g SST/L fosse adensado até 30.0 g SST/L estão apresentados na Tabela 4.

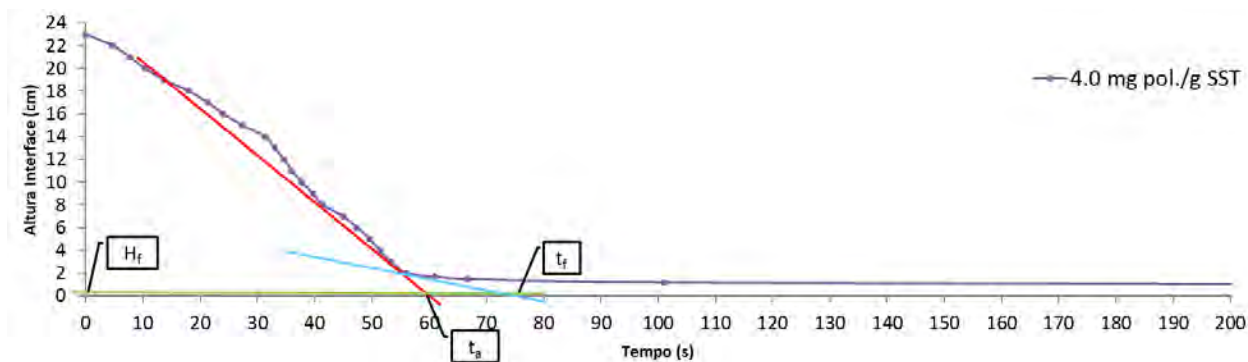


Figura 12. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com dosagem de 4.0 mg pol./g SST de polímero catiônico.

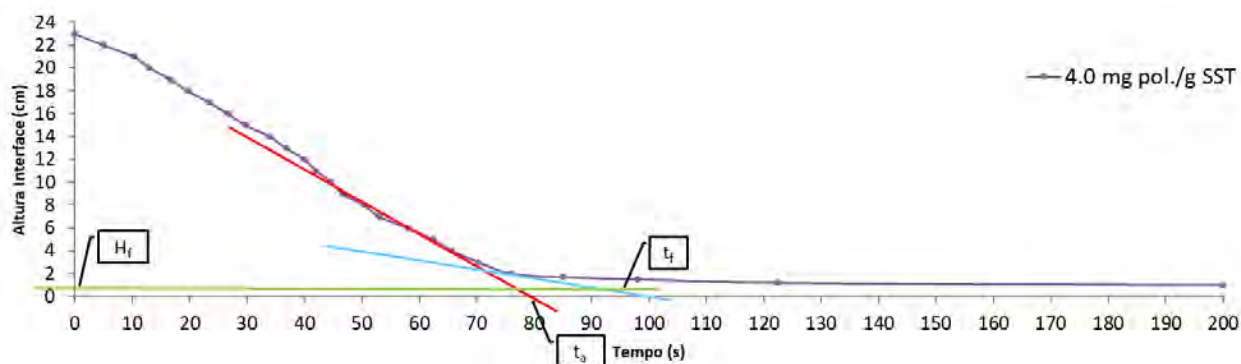


Figura 13. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com dosagem de 4.0 mg pol./g SST de polímero aniônico.

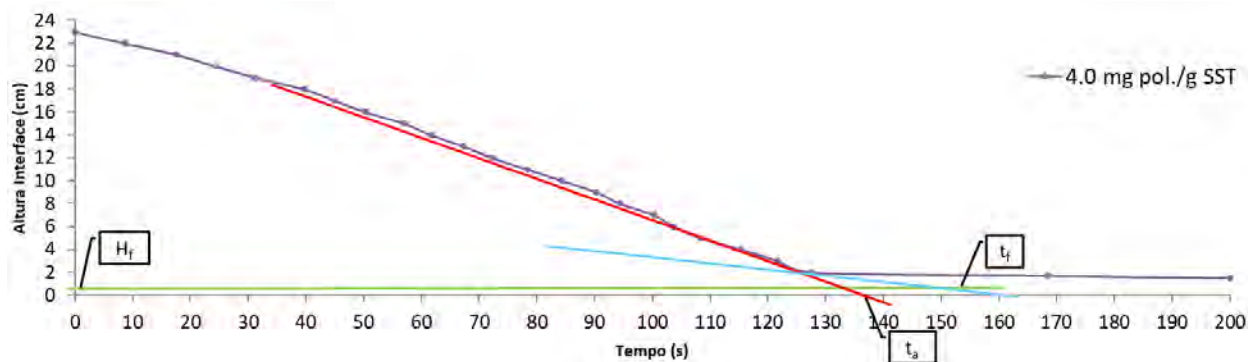


Figura 14. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 0.63 g SST/L com dosagem de 4.0 mg pol./g SST de polímero não iônico.

Tabela 4. Parâmetros obtidos no adensamento por gravidade para lodo com concentração inicial de 0.63 g SST/L e final de 30.0 g SST/L.

Parâmetro	Unidade	Catiônico	Aniônico	Não iônico	Tanfloc SL	Tanfloc SG
Tempo Final de Adensamento	s	77	98	155	-	-
Concentração Final do Lodo	g SST/L	30.0	30.0	30.0	-	-
Velocidade Teórica de Clarificação	cm/min	23.0	17.3	10.0	-	-
Velocidade Teórica de Adensamento	cm/min	17.6	13.8	8.8	-	-

Já pela Tabela 4, nota-se a diferença do tempo final de adensamento entre os polímeros. Dentre os polímeros sintéticos (catiônico, aniônico e não iônico), o catiônico foi o polímero que ocasionou as maiores velocidades de clarificação e adensamento, confirmando os resultados obtidos na Tabela 3 de caracterização do sobrenadante.

Sendo assim, é evidente que o polímero sintético catiônico se destacou em relação aos demais e deve ser utilizado para este projeto, nessa concentração de lodo.

Lodo de estudo 5.0 (5.7 g SST/L)

Os ensaios de adensamento por gravidade em provetas com lodo de 5.7 g SST/L podem ser vistos na Figura 15. Conforme pode ser observado, o lodo de 5.7 g SST/L também é bastante diluído e sua turbidez é menor do que a água que entra na ETA simulada para este trabalho (Tabela 1).

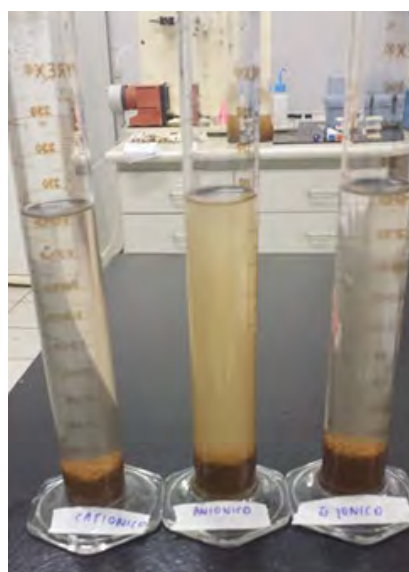


Figura 15. Fotos de ensaios de adensamento por gravidade em provetas com lodo de 5.7 g SST/L com adição de diferentes polímeros.

Os resultados obtidos para os ensaios de adensamento por gravidade para concentração de lodo de 5.7 g SST/L com os polímeros catiônico, aniônico e não iônico estão apresentados nas Figuras 16, 17 e 18, respectivamente.

Os resultados obtidos para os ensaios de adensamento por gravidade para concentração de lodo de 5.7 g SST/L com os polímeros Tanfloc SL e Tanfloc SG estão apresentados nas Figuras 19 e 20, respectivamente.

Com as melhores dosagens obtidas para cada condicionante químico foi construído o gráfico da Figura 21 para comparação e em seguida realizou-se a caracterização do sobrenadante para as respectivas dosagens, de acordo com o tempo final de adensamento de cada curva de interface de clarificação/adensamento.

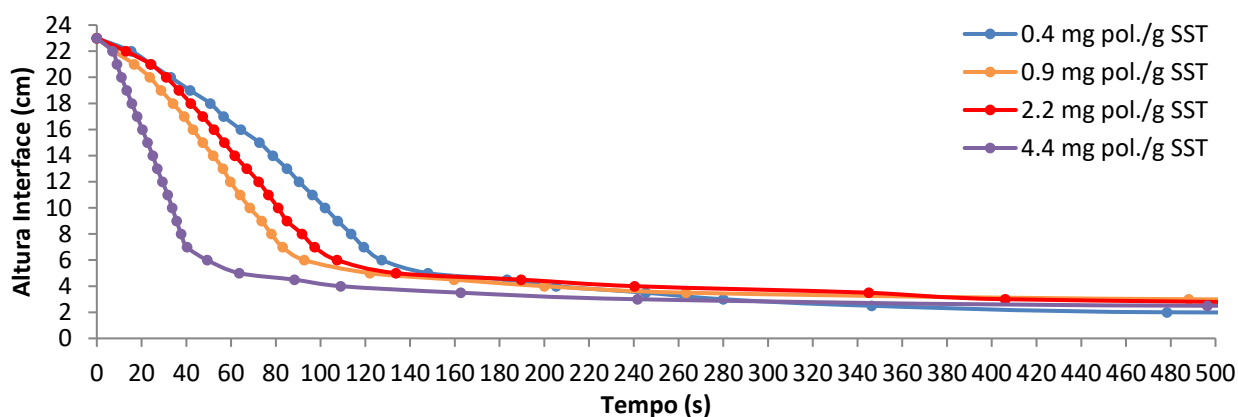


Figura 16. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com uso do polímero catiônico.

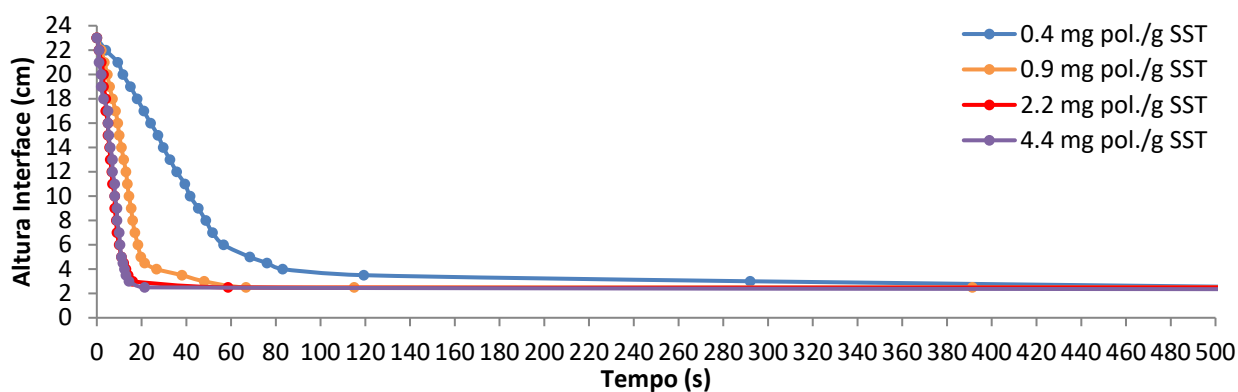


Figura 17. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com uso do polímero aniônico.

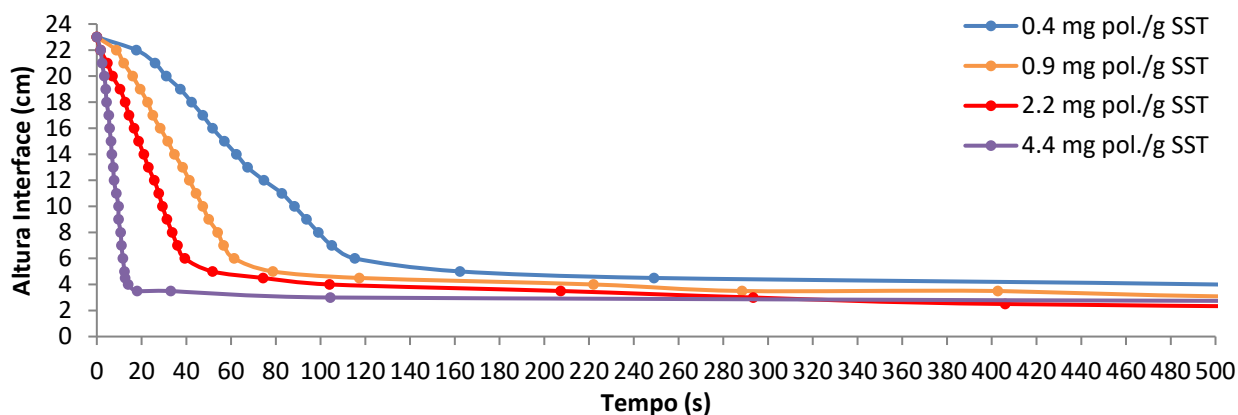


Figura 18. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com uso do polímero não iônico.

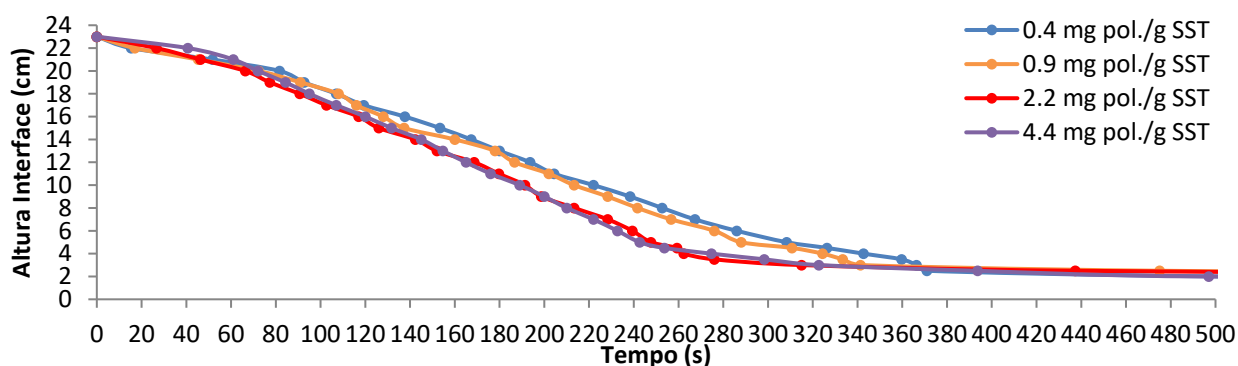


Figura 19. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com uso do polímero Tanfloc SL.

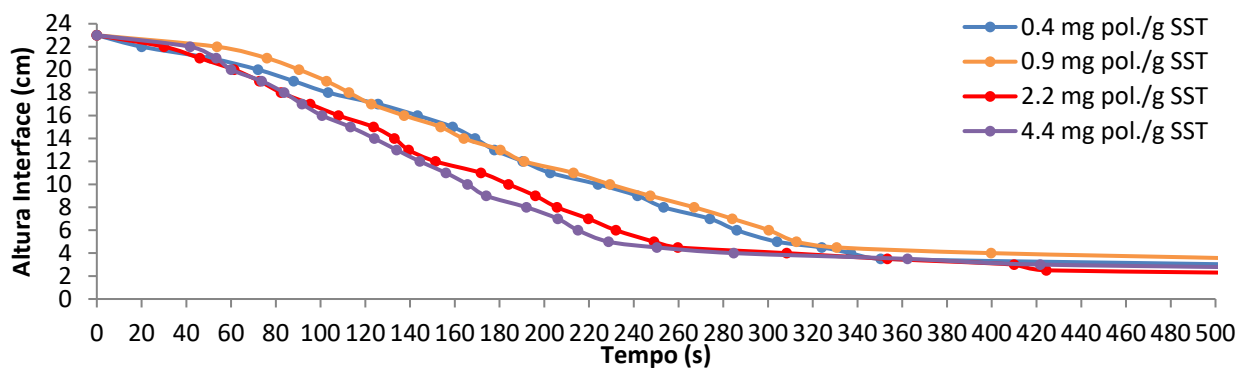


Figura 20. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com uso do polímero Tanfloc SG.

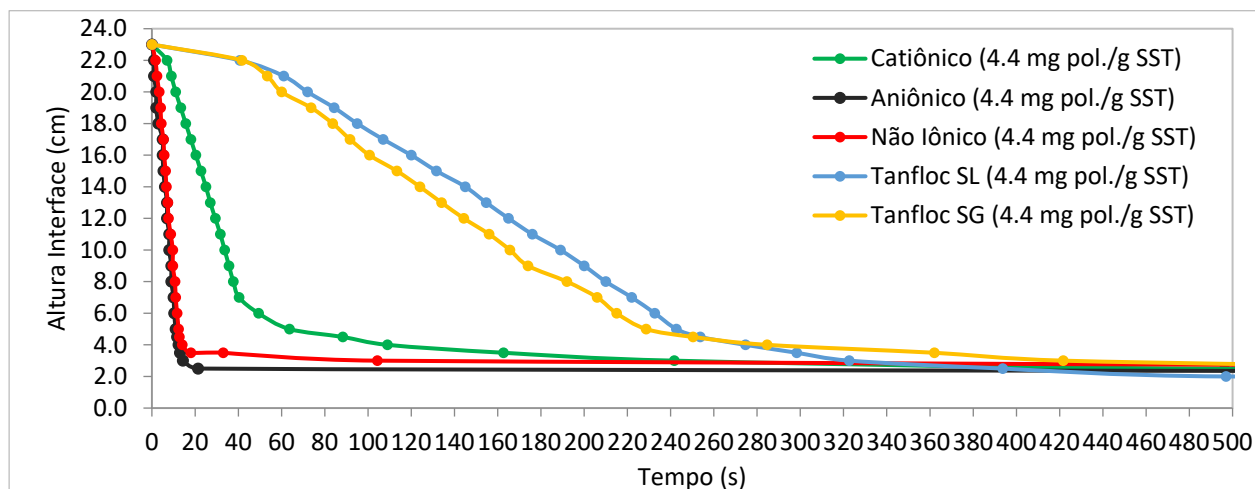


Figura 21. Curvas da interface de clarificação/adensamento do lodo de 5.7 g SST/L para as melhores dosagens de polímeros.

Pelo gráfico da Figura 21, nota-se que a melhor dosagem de todos os polímeros foi de 4.4 mg pol./g SST. No entanto, o polímero aniônico se destacou em relação aos demais, ocasionando maior sedimentação do material em menos tempo.

A Tabela 5 apresenta algumas características do sobrenadante do lodo adensado com concentração inicial de 5.7 g SST/L. Nota-se que, para os ensaios de adensamento com lodo com concentração de 5.7 g SST/L, os polímeros sintéticos se destacaram em relação aos polímeros orgânicos. O polímero aniônico, com a mesma dosagem dos demais, obteve maiores velocidades de clarificação e adensamento, mas gerou um clarificado com turbidez de 117 uT, sendo considerada elevada quando comparada à obtida com polímero catiônico (29.7 uT) e não iônico (33.8 uT).

Tabela 5. Características do sobrenadante do lodo adensado com concentração inicial de 5.7 g SST/L

Parâmetro	Unidade	Catiônico	Aniônico	Não Iônico	Tanfloc SL	Tanfloc SG
Turbidez	uT	29.7	117.0	33.8	560.0	343.0
Ferro Total	mg Fe/L	0.02	0.05	0.04	0.06	0.06
Manganês Total	mg Mn/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Alumínio Total	mg Al/L	0.02	0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Carbono Orgânico Total	mg C/L	5.3	8.9	6.1	7.2	10.9
Sólidos Totais	mg/L	82.0	224.0	101.0	695.0	880.0
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	52.7	97.0	71.7	455.7	695.9
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	29.3	127.0	29.3	239.3	184.1

O objetivo dos ensaios de adensamento foi gerar um lodo com concentração final de 30.0 g SST/L, conforme apresentado anteriormente. Utilizando-se as melhores dosagens para cada polímero, foram elaborados os gráficos das Figuras 22, 23, 24, 25 e 26. Os parâmetros obtidos para que o lodo com concentração inicial de 5.7 g SST/L fosse adensado até 30.0 g SST/L estão apresentados na Tabela 6.

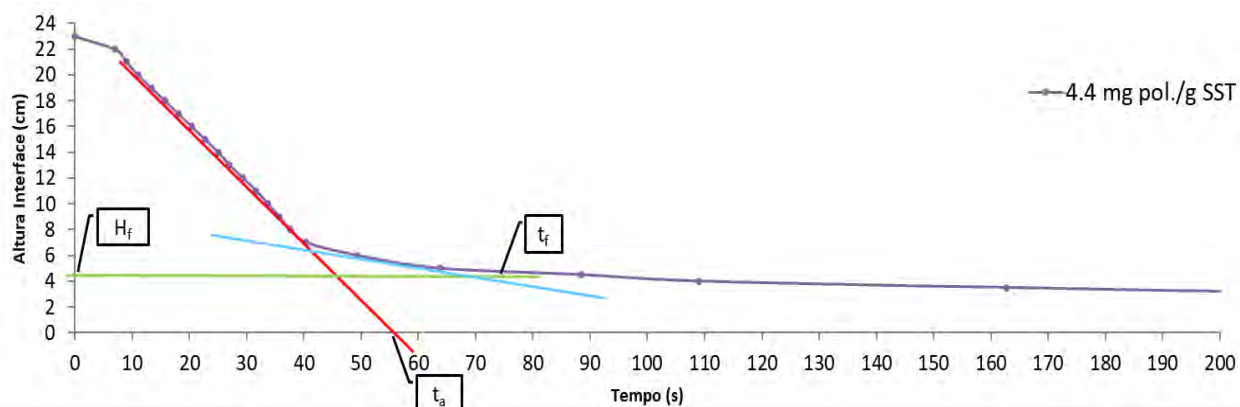


Figura 22. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com dosagem de 4.4 mg pol/g SST de polímero catiônico.

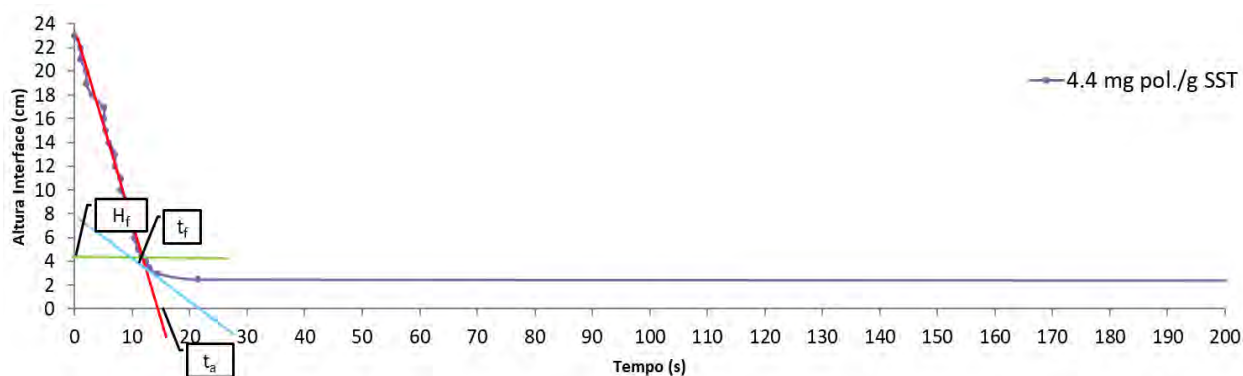


Figura 23. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com dosagem de 4.4 mg pol/g SST de polímero aniônico.

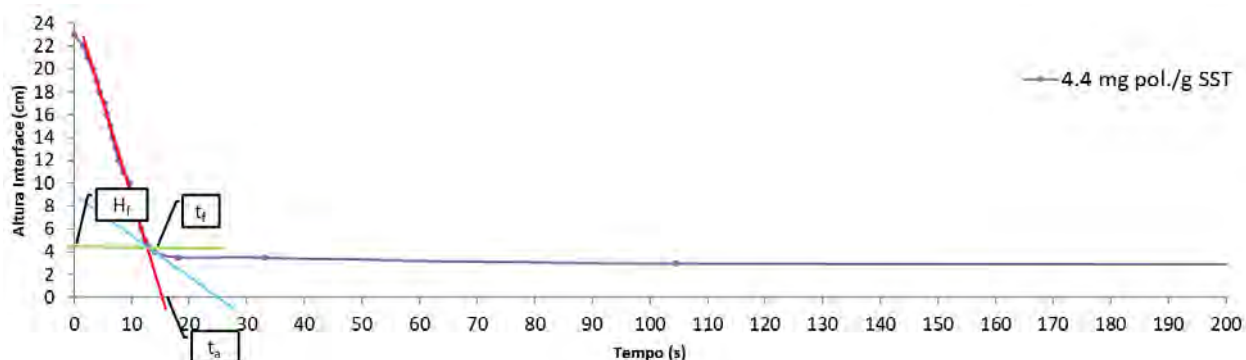


Figura 24. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com dosagem de 4.4 mg pol/g SST de polímero não iônico.

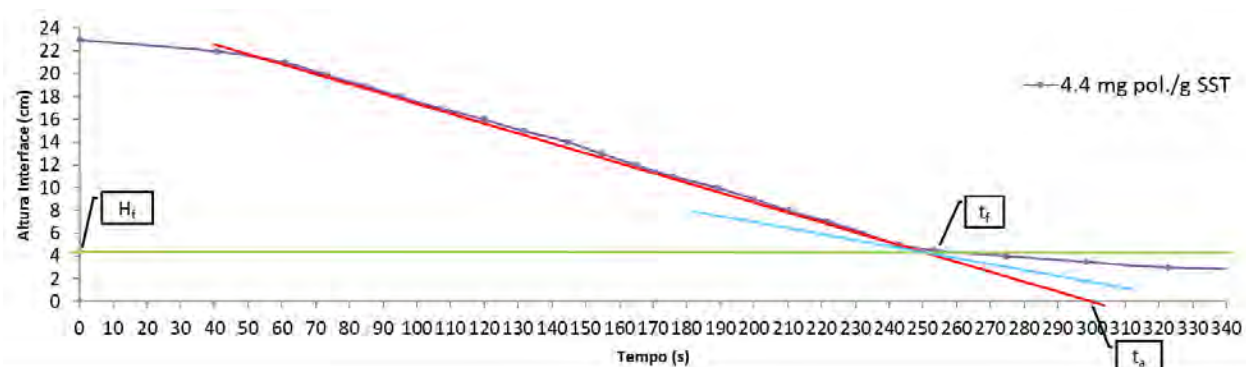


Figura 25. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com dosagem de 4.4 mg pol/g SST de polímero Tanfloc SL.

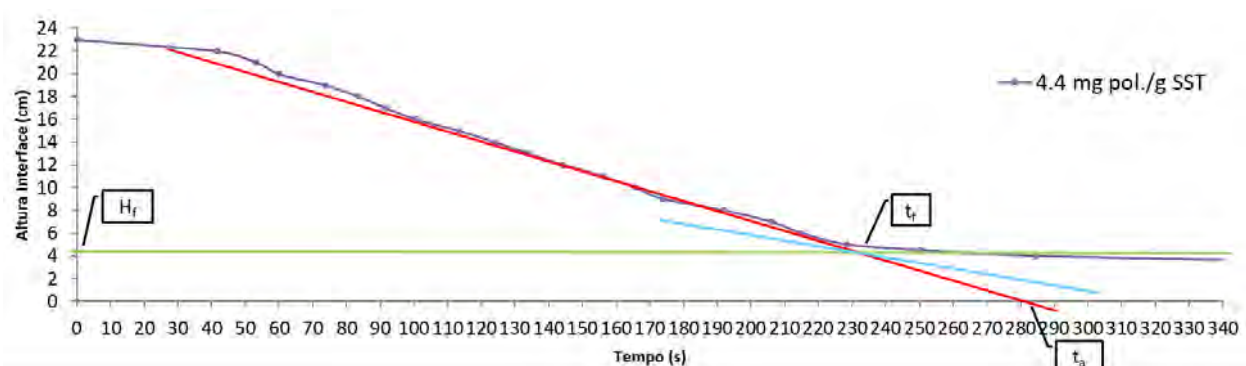


Figura 26. Método gráfico para determinação dos parâmetros de clarificação e adensamento do lodo de 5.7 g SST/L com dosagem de 4.4 mg pol/g SST de polímero Tanfloc SG.

Tabela 6. Parâmetros obtidos no adensamento por gravidade para lodo com concentração inicial de 5.7 g SST/L e final de 30.0 g SST/L.

Parâmetro	Unidade	Catiônico	Aniônico	Não Iônico	Tanfloc SL	Tanfloc SG
Tempo Final de Adensamento	s	75	9	18	255	235
Concentração Final do Lodo	g SST/L	30.0	30.0	30.0	30.0	30.0
Velocidade Teórica de Clarificação	cm/min	24.6	106.2	86.3	4.6	4.9
Velocidade Teórica de Adensamento	cm/min	15.3	127.8	63.9	4.4	4.8

De acordo com a Tabela 5, alguns parâmetros como sólidos e turbidez do ensaio com polímero aniônico resultaram mais elevados do que os obtidos com os ensaios com polímeros sintéticos catiônico e não iônico. No entanto, quando analisamos os resultados da Tabela 6, nota-se que o tempo final do ensaio de adensamento utilizando polímero aniônico é bem menor em relação aos demais, e suas velocidades de clarificação e adensamento foram bem maiores. Isso justifica o fato dos valores de turbidez e de sólidos terem resultado mais elevados, uma vez que, por maiores que foram as velocidades de clarificação e adensamento, o sobrenadante ainda ficou com uma parte de sólidos.

No entanto, a turbidez do sobrenadante de 117 uT é pequena quando comparada com a turbidez da água bruta da água de estudo (1000 uT), logo, em função somente da turbidez, não teria nenhum problema dessa água retornar ao início da ETA.

Ressalta-se que outras dosagens de polímeros podem ser testadas para que se possa diminuir os valores de turbidez.

Em relação aos polímeros orgânicos, para este caso, não foram interessantes, uma vez que ambos apresentaram um tempo final de adensamento muito elevado, assim como a turbidez do sobrenadante e velocidades de clarificação e adensamento muito baixas.

Conclusões

Com base nos resultados obtidos no presente estudo, concluiu-se que a clarificação nos ensaios de adensamento com o lodo com concentração de 0.63 g SST/L só foi possível com o uso de polímeros sintéticos, destacando-se o polímero catiônico.

Neste caso específico, com as dosagens utilizadas de polímeros orgânicos nos ensaios de adensamento do lodo de 0.63 g SST/L, não foram obtidos resultados satisfatórios. No entanto, pode ser que dosagens mais elevadas proporcionem bons resultados.

Para os ensaios de adensamento com o lodo com concentração de 5.7 g SST/L, os polímeros sintéticos se destacaram em relação aos polímeros orgânicos.

A maior dosagem empregada nos ensaios de adensamento do lodo de 5.7 g SST/L foi de 4.4 mg pol/g SST, portanto, pode ser que seja possível uma maior clarificação do sobrenadante utilizando-se o polímero aniônico ou outro polímero com uma dosagem mais elevada.

Nos ensaios de adensamento por gravidade as melhores dosagens de polímeros sempre foram as mais elevadas. Portanto, para esse tipo de lodo estudado, maiores dosagens de polímeros geraram resultados mais satisfatórios. Ressalta-se que não foi realizada nenhuma análise econômica referente às dosagens de polímeros utilizadas.

Houve influência do teor de SST do lodo na eficiência do adensamento por gravidade. No lodo com concentração de 0.63 g SST/L, o clarificado dos melhores resultados obtidos com cada polímero resultou valores de turbidez em torno de seis vezes maiores do que o obtido com o lodo de 5.7 g SST/L, assim como os sólidos totais, que foram cerca de duas vezes mais elevados. Destaca-se, também, que as velocidades de clarificação e adensamento também foram, aproximadamente, seis vezes maiores com o lodo de maior concentração, com exceção para o polímero catiônico.

Foi possível a remoção da turbidez em 75% do lodo de 0.63 g SST/L e em até 95% do lodo de 5.7g SST/L nos ensaios de adensamento por gravidade.

No adensamento do lodo de 0.63 g SST/L foi possível a remoção de 80% dos sólidos totais e 90% no lodo de 5.7 g SST/L utilizando-se o polímero catiônico.

Referências bibliográficas

- Di Bernardo, L., Dantas, A. D. B., Voltan, P. E. N. (2017) *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. 3ª Edição. Editora LDiBe, São Carlos, 1246 pp.
- Di Bernardo, A. S., Di Bernardo, L., Frollini, E. Influência do Tempo de Aplicação de Polímeros na Eficiência da Flocculação/Sedimentação. 27º Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, 2000. Disponível em: <https://docplayer.com.br/10445489-li-022-influencia-do-tempo-de-aplicacao-de-polimeros-na-eficiencia-da-floculacao-sedimentacao.html>
- Di Bernardo, L., Dantas, A. D., Voltan, P. E. N. *Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*. 1ª Edição. São Carlos: Editora LDiBe, 540 páginas, 2012.
- Guimarães, G. C. (2007) *Estudo do Adensamento e Desidratação dos Resíduos Gerados na ETA-Brasília*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <http://ptarh.unb.br/wp-content/uploads/2017/03/GustavoCosta.pdf>

- Lovo, I. A. (2016) *Avaliação do adensamento por gravidade e do desaguamento por centrifugação do lodo gerado pelo tratamento de água*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto, 278 pp. Disponível em: <https://repositorio.unaerp.br/handle/12345/298>
- Mangrich, A. S., Doumer, M. E., Mallmann, A. S., Wolf, C. R. (2014) Química Verde no Tratamento de Águas: Uso de Coagulante Derivado de Tanino de *Acacia mearnsii*. *Revista Virtual Química Verde*, **06**(01), 02-15. <https://rvq-sub.sbg.org.br/index.php/rvq/article/view/425>
- Patrizzi, L. J., Reali, M. A. P., Cordeiro, J. S. (1999) Redução de volume de lodo gerado em decantadores de estações de tratamento de água, utilizando espessamento por flotação e por gravidade. *20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, Brasil. Disponível em: <https://docplayer.com.br/136022986-Reducao-de-volume-de-lodo-gerado-em-decantadores-de-estacoes-de-tratamento-de-agua-utilizando-espessamento-por-flotacao-e-por-gravidade.html>
- Räder, A. S. (2015) Avaliação do uso de coagulante orgânico no tratamento de água potável para abastecimento público. *28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. Rio de Janeiro, Brasil.
- Scalize, P. S. (1997) *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de estações de tratamento de água que utilizam sulfato de alumínio como coagulante primário*. Dissertação de Mestrado em Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. Disponível em: https://www.academia.edu/1035084/Caracteriza%C3%A7%C3%A3o_e_clarifica%C3%A7%C3%A3o_por_sediment%C3%A7%C3%A3o_da_%C3%A1gua_de_lavagem_de_filtros_r%C3%A1pidos_de_esta%C3%A7%C3%B5es_de_tratamento_de_%C3%A1gua_que_utilizam_sulfato_de
- Talmage, W.P., Fitch, E.B., (2012) Determining Thickener unit areas, *Ind. Eng.Chem*, In: Di Bernardo, L., Dantas, A. D., Voltan, P. E. N. *Métodos e Técnicas de Tratamento e Disposição dos Resíduos Gerados em Estações de Tratamento de Água*. 1ª Edição. Editora LDiBe. São Carlos, 192-194.

REVISTA AIDIS

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

CONTROLE DA DRENAGEM ÁCIDA DE MINA DE CARVÃO POR MEIO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

* Thiago Henrique Ribeiro ¹
Jeanette Beber de Souza ¹

CONTROL OF COAL MINE ACID DRAINAGE BY CONSTRUCTED WETLANDS

Recibido el 26 de junio de 2021. Aceptado el 26 de noviembre de 2021

Abstract

In the present article, the performance of two vertical flow constructed wetlands (WC), operated in batches, for the treatment of Mine Acid Drainage (DAM) from coal mining waste piles was evaluated. The wetlands consisted of two types of support medium of the basal layer, one of limestone and the other of granite, both complemented by a layer of organic compost, sandy soil, bovine manure and pine bark. The macrophyte used as vegetation cover, in the two wetlands, was of the genus Typha, known as Cattail. The treatments were evaluated in relation to the pH and concentration of total iron and manganese in the effluents, after a period of hydraulic detention of 24 hours in the systems, and a statistical comparison was made between the results. The final effluent from the calcite-based wetland showed a pH increase higher than that of the granite base, whose highest average increase was from 2.8 to 5.8. There was no statistically significant difference between the two treatment systems in terms of removal of iron and manganese, having reached, in that order, a level of 60.9% and 49.3% in the system composed of limestone and 59.0% and 45.0% in that built with granite. It was observed good applicability of wetlands built in the treatment of AMD, with the warning that, for effluents with very low pH values and a high concentration of metals, the technology should be used as an alternative combined with other types of treatment.

Keywords: acid mine drainage. constructed wetlands. iron removal. manganese removal. pH rise.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Rua Profª Rosa Zanon de Almeida, Bairro Engenheiro Gutierrez, Irati/PR, CEP: 84.505-677, Brasil. E-mail: thiagoribeiro1984@yahoo.com.br

Resumo

No presente artigo avaliou-se o desempenho de dois *wetlands* construídos (WC) de fluxo vertical, operados em batelada, para o tratamento de Drenagem Ácida de Mina (DAM) proveniente de pilhas de rejeito de mineração de carvão. Os *wetlands* consistiram em dois tipos quanto ao meio suporte da camada basal, um de calcário e outro de granito, sendo ambos complementados por camada de composto orgânico, solo arenoso, esterco bovino e cascas de pinus. A macrófita utilizada como cobertura vegetal, nos dois *wetlands*, foi do gênero *Typha*, conhecida como Taboa. Os efluentes foram avaliados em relação aos parâmetros pH e concentração dos metais ferro e manganês antes e após período de detenção hidráulica de 24 horas nos sistemas de tratamento, tendo sido realizada comparação estatística entre os resultados. O efluente final proveniente do *wetland* de base calcítica apresentou elevação de pH superior àquele de base granítica, cuja maior elevação média observada foi de 2.8 para 5.8. Não houve diferença estatística significativa entre os dois sistemas de tratamento em termos de remoção de ferro e de manganês, tendo sido alcançado, nessa ordem, patamar de 60.9% e 49.3% no sistema composto por calcário e de 59.0% e 45.0% naquele construído com granito. Observou-se boa aplicabilidade dos *wetlands* construídos no tratamento da DAM, com a ressalva de que, para efluentes com valores de pH muito baixos e elevada concentração de metais, a tecnologia deva ser utilizada como uma alternativa conjugada a outros tipos de tratamento.

Palavras chave: drenagem ácida de mina, elevação de ph, remoção de ferro, remoção de manganês, *wetlands* construídos.

Introdução

A mineração é a extração de bens minerais da natureza, nesse sentido, atua como base de sustentação para a maioria dos segmentos industriais, desempenhando papel fundamental na economia brasileira, como geradora de empregos e desenvolvimento econômico. Entretanto, quando exercida sem controle e de maneira inadequada, pode gerar degradação ambiental e desequilíbrio aos ecossistemas. Via de regra, a atividade pode propiciar, entre outros, remoção da vegetação, alteração da superfície topográfica e da paisagem, rebaixamento do lençol freático e geração de resíduos (Pejon, Rodrigues e Zuquette, 2013).

O processo de extração e beneficiamento do carvão gera resíduos compostos basicamente por materiais carbonosos, pirita (FeS_2) e argilominerais. Esses rejeitos e estéreis, quando em contato com o oxigênio do ar, água e bactérias do gênero *Thiobacillus ferroxidans*, oxidam-se e formam a drenagem ácida de mina (DAM), que apresenta caráter ácido e com elevada presença de metais (Carriso; Possa, 1995; Darling, 2011; Fungaro; Izidoro, 2006).

A DAM pode ser definida como a solução ácida gerada quando minerais sulfetados como pirita, calcopirita, arsenopirita, esfalerita, galena e outros, presentes em resíduos de mineração (rejeito ou estéril), são oxidados em presença de água. Essa solução atua como agente lixiviante de outros minerais presentes nos resíduos, produzindo percolado rico em metais tóxicos e ácido sulfúrico. A ocorrência da DAM é relatada na extração de ouro, cobre, zinco, urânio e carvão, dentre outros.

Dessa forma, para que a atividade de extração de carvão possa ocorrer de forma a não causar danos severos ao meio ambiente, com alterações nos compartimentos ambientais e ecossistemas, em especial aos recursos hídricos, faz-se necessário o emprego de técnicas de remediação e de tratamento dos efluentes provenientes da drenagem ácida de mina.

Uma das formas de tratamento são os *wetlands* construídos (WC), que são ecossistemas projetados, construídos e operados com a finalidade de tratamento de águas residuárias, manipulando, para isso, simultaneamente, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos *wetlands* naturais (Wu; Vymazal; Brix, 2019). Os WC representam uma barreira ao aporte de poluentes aos cursos de água, podendo existir *wetlands* com plantas emergentes, com plantas flutuantes e com solos filtrantes.

Neste estudo, o objetivo foi avaliar a eficiência de um sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) em escala de microcosmo, operados em bateladas, para o tratamento de drenagem ácida de mina proveniente de pilhas de rejeito de mineração de carvão, visando o aumento do pH e a redução das concentrações dos metais ferro e manganês nos efluentes finais.

Metodologia

Efluente da mineração de carvão

Para o estudo empregou-se efluente proveniente de pilhas de rejeito de uma mina de carvão mineral, localizada no nordeste do Estado do Paraná. O rejeito, composto por silito, carvão mineral não recuperado no processo de beneficiamento e rochas sulfetadas, em especial a pirita (FeS_2), quando em contato com o ar atmosférico e água proveniente da precipitação pluviométrica, gera a drenagem ácida.

Wetlands construídos

Os dois *wetlands* de fluxo vertical descendente foram construídos em escala de microcosmo, ou seja, área inferior a 0.5 m^2 (Brisson; Chazarenc, 2009), a partir de uma bombona plástica cortada ao meio, obtendo-se assim dois cilindros com dimensões de 0.45 m de altura e 0.58 m de diâmetro, com área superficial da base de 0.27 m^2 e volume total de 0.12 m^3 .

O dreno de fundo foi confeccionado com tubo de PVC de diâmetro de 32.0 mm em formato de “U”, no qual foram realizados furos de 8.0 mm. A tubulação foi revestida com manta geotêxtil, de forma a garantir a permeabilidade e a retenção de sólidos que pudessem causar entupimento da tubulação de drenagem. Ao final da tubulação, foi conectado um registro para permitir a coleta regular das amostras.

O meio suporte constituiu-se por uma camada basal de 150.0 mm de brita 1 (9.5 a 19.0 mm) e uma camada de 250.0 mm de composto orgânico, formado por solo arenoso (75.0%), esterco bovino (20.0%) e cascas de pinus *Pinus elliotti* (5.0%).

A diferença entre os dois *wetlands* construídos consistiu no tipo de rocha utilizada como camada basal, que subsidiaram a nomenclatura dos sistemas, a saber: *Wetland* Construído Base Calcítica (WCC) e *Wetland* Construído Base Granítica (WCG).

A espécie de macrófita escolhida foi a do gênero *Typha*, vulgarmente conhecida por Taboa, que pode ser facilmente encontrada na região dos Campos Gerais/PR, além de tolerar baixos valores de pH (< 4). Foram coletadas plantas já desenvolvidas, com altura entre 30 e 40 cm, de um ambiente natural e transplantadas nos *wetlands* em uma densidade de aproximadamente 15 mudas/m² (4 mudas em cada *wetland* construído). Após serem transplantadas, as espécies foram colocadas em água potável por um período de 30 (trinta) dias para adaptação, até serem expostas à drenagem ácida de mina. Foram inicialmente alimentados 12 litros de água potável, com drenagem e reposição semanal na mesma quantidade.

Na Figura 1 é apresentado o perfil esquemático do sistema de tratamento empregado.

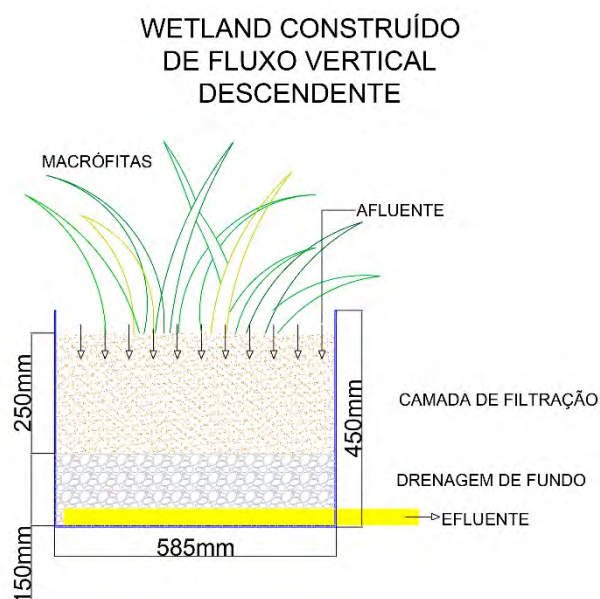


Figura 1. Perfil esquemático do sistema de tratamento. Fonte: Os autores (2021).

Condições operacionais e coleta de amostras

As amostras de DAM bruta foram coletadas diretamente no ponto de captação dos drenos de fundo das pilhas de rejeito da mineração de carvão. Ao longo de todo o experimento foram realizadas 3 coletas, totalizando 320 litros de amostra bruta em cada coleta.

Cada um dos *wetlands* foi alimentado manualmente com o efluente da DAM bruta (12 litros), de maneira uniforme, mantendo sempre o líquido no interior da camada filtrante, de forma a caracterizar um escoamento subsuperficial. Além disso, a alimentação foi realizada em bateladas, sendo o tempo de detenção hidráulica de 24 horas.

Após a DAM passar pelo sistema de tratamento, respeitando-se o tempo de detenção hidráulica definido, coletou-se o líquido efluente em recipientes de polietileno com capacidade volumétrica de 500 ml, sendo estes armazenados sob refrigeração, para posterior análise laboratorial. A coleta e preservação das amostras dos efluentes foram realizadas de acordo com os procedimentos descritos na norma ABNT NBR 9898 (1987).

Após a coleta das amostras dos efluentes de cada um dos WCs, procedia-se a drenagem total do sistema e realizava-se nova alimentação com DAM bruta, finalizando, assim, o ciclo do tratamento proposto.

No total foram coletadas 39 amostras, divididas em 03 ensaios com 13 amostras cada.

Análises laboratoriais

Os parâmetros físico-químicos analisados foram pH e concentração de ferro total (Fe) e de manganês (Mn). O pH foi medido diretamente por meio de pHmetro de bancada da marca Gehaka, modelo PG 1800. A determinação da concentração de ferro total foi pelo método colorimétrico-Tiocianato, enquanto que para o manganês foi utilizado o método colorimétrico formaldoxima, empregando-se, em ambos os casos, espectrofotômetro UV/Vis (faixa de comprimento de onda de 190 a 1100 nm) da HACH, modelo DR6000.

Tratamento dos dados

Inicialmente, os dados foram analisados a partir de estatísticas descritivas, como média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.

A eficiência dos *wetlands* construídos na remoção de ferro e de manganês foi calculada a partir da Equação 1:

$$Ef = (Ca - Ce) / Ca \times 100$$

Equação (1)

Em que:

Ef = Eficiência de remoção (%)

Ca= Concentração do metal no afluente (mg L^{-1})

Ce= Concentração do metal no efluente (mg L^{-1})

Com o intuito de se definir quais testes estatísticos seriam utilizados sobre os estimadores dos parâmetros pH e concentração de ferro e de manganês realizou-se a avaliação da normalidade da distribuição dos dados pelo teste de Shapiro-Wilk.

Constatada a normalidade dos dados, verificou-se a homogeneidade das variâncias, e, na sequência, o teste paramétrico *t* de *Student*. Nos casos em que os dados não apresentavam distribuição próxima da normal empregou-se o teste não-paramétrico Mann-Whitney.

O software usado foi o R-4.0.3 para Windows e o nível de significância dos testes (α) de 5%.

Resultados e discussão

Análise do pH

Os valores da média aritmética e desvio padrão do pH, no afluente e efluente de cada *wetland* construído (base granítica e base calcítica), no primeiro, segundo e terceiro ensaios, são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados da estatística descritiva quanto aos valores de pH do afluente e dos efluentes dos dois tipos de *wetlands* nas três bateladas de ensaios.

Parâmetro	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG
Média	2.8	4.8	3.0	3.0	5.5	3.5	3.2	5.8	3.4
Desvio Padrão	0.1	0.6	0.3	0.1	0.4	0.2	0.2	0.2	0.2

O valor médio do pH do afluente no ensaio 1 foi de 2.8 com desvio padrão de 0.1. No efluente proveniente do *wetland* de base calcítica, o pH apresentou média de 4.8 e desvio padrão de 0.6. Já no efluente de base granítica o pH apresentou um valor médio de 3.0 com desvio padrão de 0.3.

No ensaio 2, o pH afluente teve média de 3.0 e desvio padrão de 0.1. O pH do efluente do WCC apresentou média de 5.5 e desvio padrão de 0.4. No efluente oriundo do WCG, o pH médio foi equivalente a 3.5 com desvio padrão de 0.2.

No ensaio 3, o pH médio do afluente foi de 3.2 e o desvio padrão de 0.2. Do efluente proveniente do *wetland* calcítico, observou-se média do valor de pH de 5.8 e desvio padrão de 0.2. O pH do efluente proveniente do *wetland* granítico apresentou valor médio de 3.4 e desvio padrão de 0.2.

De acordo com Younger, Banwart e Hedin (2002) se uma amostra de DAM apresentar pH abaixo de 4.5, ela é ácida, e se o pH estiver acima de 4.5, ela é alcalina. Desta forma, nesta pesquisa, observou-se que o pH da DAM proveniente das pilhas de rejeitos da mina de carvão foi caracterizada como ácida.

Os resultados dos testes estatísticos são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Testes estatísticos para comparação entre os resultados de pH do afluente e dos efluentes dos wetlands de base calcítica e granítica.

Análise do pH	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG
Nº de amostras	13	13	13	13	13	13	13	13	13
Teste Realizado	t de Student	Mann-Whitney	Mann-Whitney	t de Student	t de Student	t de Student	t de Student	t de Student	t de Student
p-value (bilateral)	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
p-value (unilateral)*	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01

Legenda: *Análise unilateral: AF < WCC; AF < WCG; WCC > WCG.

Em todos os ensaios, observou-se que os resultados obtidos para o p-value foram menores que 0.05, assim, houve diferença significativa entre os valores de pH do afluente e dos efluentes de ambos os *wetlands* construídos. Ainda, o pH do afluente foi significativamente inferior ao dos efluentes.

Ao se comparar os resultados obtidos entre os dois tipos de *wetlands*, verificou-se diferença significativa entre eles, sendo que os valores obtidos de pH do WCC foram superiores àqueles do WCG em todos os ensaios realizados (*p-value* < 0.05).

Karathanasis e Johnson (2003) obtiveram aumento do valor de pH em *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial, de 3.2 para 6.4. Os autores reportaram o aumento como resultado de uma camada de calcário adicionada ao substrato, que contribuiu para diminuir a solubilidade e as concentrações dos metais em etapas subseqüentes do processo de tratamento da DAM.

Collins, Sharitz e Coughlin (2005) realizaram estudos envolvendo um *wetland* construído de fluxo vertical, cujo substrato era uma mistura de resíduo de calcário e compostagem, na proporção de 1:3, sem a presença de macrófitas, para o tratamento da drenagem de uma pilha de carvão, com pH 2.4 na entrada do sistema e um valor de pH de 6.4 no efluente.

Bavandpour et al. (2018) utilizaram *wetland* construído de fluxo vertical, constituído de cascalho e conchas marinhas, plantado com *Typha domingensis*, para o tratamento de água residuária ácida sintética. Em relação ao pH, os autores relataram a elevação do pH de 2.6 para 7.8 após sete dias de operação.

Singh e Chakraborty (2020) realizaram estudos em escala laboratorial para o tratamento de afluente sintético por meio de *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial. No referido estudo, os autores relataram aumento de pH de 2.0 para 6.4 após tempo de detenção hidráulica de 7 dias.

Nos *wetlands* os substratos providos de matéria orgânica (por exemplo, esterco e lascas de madeira) desempenham um papel muito importante no aumento do pH, devido ao fato de fornecerem fonte de carbono para o desenvolvimento de bactérias redutoras de sulfato, reduzindo o sulfato a sulfetos, diminuindo a acidez e aumentando o pH (Sheoran, 2006).

De acordo com os resultados obtidos nesta pesquisa, foi perceptível a maior elevação no pH do efluente proveniente do *wetland* construído de base calcítica, em relação ao de base granítica, tendo em vista que ambos possuíam a mesma composição de substrato. Assim, provavelmente, a presença de calcário (fonte de CaCO_3) na camada de base, propiciou a dissolução do carbonato de cálcio, que por sua vez consumiu H^+ e neutralizou a acidez.

Entretanto, os resultados alcançados em termos de elevação do pH foram inferiores àqueles obtidos em outras pesquisas elencadas na literatura. Tal fato pode ser explicado devido às diferenças na composição e profundidade do substrato, principalmente no que diz respeito à quantidade de matéria orgânica disponível (25% de esterco e casca de pinus), que auxilia na redução de sulfatos e, por consequência, propicia aumento do pH.

Avaliação da concentração de ferro total

Os resultados da média aritmética e desvio padrão da concentração de ferro total nas amostras provenientes dos afluentes e dos efluentes de cada uma das campanhas dos testes realizados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Resultados da estatística descritiva da concentração de ferro no afluente e nos efluentes dos wetlands.

Medida	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG
Média (mg.L ⁻¹)	1677.0	655.4	700.0	1608.0	687.5	653.8	1608.0	773.1	753.8
Desvio Padrão (mg.L ⁻¹)	479.0	361.4	449.5	46.9	109.0	217.4	170.6	177.5	227.7

O valor médio da concentração de ferro total do afluente no primeiro ensaio foi de 1677.0 mg L⁻¹ com desvio padrão de 479.0 mg L⁻¹. Já a média no WCC foi de 655.4 mg L⁻¹ com desvio padrão de 361.4 mg L⁻¹. No efluente do WCG a média da concentração de ferro total foi 700.0 mg L⁻¹ com desvio padrão de 449.5 mg L⁻¹.

No segundo ensaio, o valor médio da concentração de ferro total no afluente foi de 1608.0 mg L⁻¹ com desvio padrão de 46.9 mg L⁻¹. No efluente do *wetland* de base calcítica a concentração média desse parâmetro foi de 687.5 e 109.0 mg L⁻¹ como desvio padrão. Quanto ao efluente do WCG, este apresentou concentração média de ferro total de 653.8 mg L⁻¹ e desvio padrão de 217.4 mg L⁻¹.

Em relação ao terceiro ensaio, a concentração média de ferro total no afluente foi de 1608.0 mg L⁻¹ e o desvio padrão de 170.6 mg L⁻¹. No efluente derivado do *wetland* calcítico a média foi de 773.1 mg L⁻¹ e o desvio padrão de 177.5 mg L⁻¹. Para o efluente do *wetland* granítico, a concentração do parâmetro ferro resultou no valor médio de 753.8 mg L⁻¹ e desvio padrão de 227.7 mg L⁻¹.

Na Tabela 4 são apresentados os resultados das análises estatísticas referentes aos dados da concentração de ferro no afluente e nos efluentes dos *wetlands*.

Em todos os três ensaios, os valores de *p-value* foram menores que 0.05 na comparação entre os dados do afluente e dos efluentes dos *wetlands* de base calcítica e granítica, o que confirmou que houve diferença significativa em termos de concentração de ferro total após o tratamento, sendo esta inferior nos efluentes em todos os tratamentos.

Tabela 4. Comparação entre os dados relativos à concentração de ferro total do afluente e dos efluentes dos wetlands por meio de testes estatísticos.

Análise do Ferro	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluent e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG
Nº de amostras	13	13	13	12	12/13	12/13	13	13	13
Teste Realizado	<i>t</i> de Student	Mann-Whitney	Mann-Whitney	<i>t</i> de Student	Mann-Whitney	Mann-Whitney	<i>t</i> de Student	<i>t</i> de Student	<i>t</i> de Student
<i>p-value</i> (bilateral)	< 0.01	< 0.01	0.96	< 0.01	< 0.01	0.21	< 0.01	< 0.01	0.81
<i>p-value</i> (unilateral)*	< 0.01	< 0.01	0.48	< 0.01	< 0.01	0.91	< 0.01	< 0.01	0.59

Legenda: *Análise unilateral: AF > WCC; AF > WCG; WCC < WCG.

Ao se confrontar os resultados obtidos no WCC e no WCG, verificou-se que não houve diferença significativa na concentração de ferro total alcançada nos efluentes provenientes dos dois tipos de *wetlands* construídos, tendo em vista que os valores de *p-value* nos três ensaios foram superiores ao nível de significância ($\alpha=0.05$).

Ou seja, a distinção entre o material constituinte da base dos *wetlands* construídos (calcário e granito) não provocou disparidade em relação à remoção de ferro total após o tratamento. Tendo em vista que o pH final no efluente WCC foi superior ao do efluente do WCG, embora ambos não tenham atingido uma condição próxima da neutralidade (entre 6.0 e 8.0), pode-se concluir que a diminuição da concentração de ferro não foi fortemente influenciada pelo pH, nem mesmo pelo tipo de material utilizado para a construção da base do sistema de tratamento.

Assim, observou-se que a remoção de ferro se deu devido à filtração física do hidróxido férrico coloidal da solução pelos constituintes do meio suporte, além da provável atuação dos microrganismos e das macrófitas plantadas.

Os resultados de eficiência na remoção de ferro nos três ensaios realizados são apresentados na Figura 2.

As eficiências dos *wetlands* construídos na remoção de ferro total, nos ensaios 1, 2 e 3, foram, respectivamente de 60.9%, 57.2% e 51.9%, para o WCC, e de 58.2%, 59.3% e 53.1%, para o WCG.

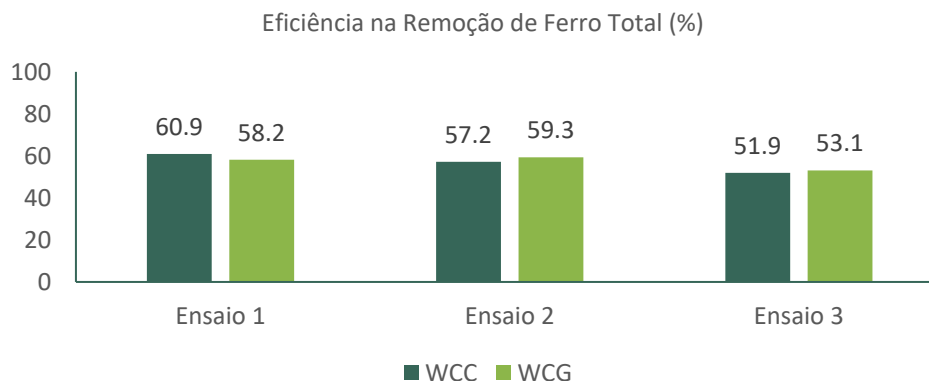


Figura 2. Eficiência na remoção do ferro. Fonte: Os autores (2021).

Karathanasis e Johnson (2003) ao estudarem um sistema de tratamento de drenagem ácida de mina de carvão, composto por uma bacia de sedimentação, dois drenos anóxicos de calcário e cinco *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, plantados com *Typha latifolia*, *Scirpus validus* e *Bidens aristosa*, obtiveram resultados para a remoção de ferro de 99.9%. Ao se considerar a eficiência do primeiro WC, o resultado passa a ser de 62.0% de eficiência (afluente com concentração de 158.0 mg L⁻¹).

A eficiência na remoção de ferro obtida por Sheoran (2017) variou entre 95.2 e 95.5% após 24 horas de tempo de detenção. Porém, há de se salientar que os níveis das concentrações de ferro nos afluentes eram inferiores a 18 mg L⁻¹.

No estudo desenvolvido por Bavandpour et al. (2018) a eficiência de remoção do ferro foi de 99.0%, a partir de um afluente sintético cuja concentração inicial era de 160.0 mg L⁻¹.

Kiiskila et al. (2019) com o tratamento da DAM em um *wetland* de fluxo superficial, ao final de 364 dias de tratamento, chegaram a uma eficiência de remoção de ferro da ordem de 81.0%, partindo de uma concentração inicial média de 81.4 mg L⁻¹.

Singh e Chakraborty (2020) alcançaram eficiência de remoção de ferro de 91.6% partindo de um afluente com concentração inicial de 100 mg L⁻¹. após tratamento realizado com *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial, composto por um substrato de cascalho fino, lascas de bambu, esterco bovino e solo, plantado com *Typha latifolia*.

Nesta pesquisa, os resultados alcançados em termos de remoção de ferro foram inferiores àqueles obtidos em outros estudos. porém, considerando a elevada concentração do metal no

afluente. com valor médio próximo de 1600.0 mg L^{-1} , muito superior aos valores observados por outros autores, pode-se considerar que a eficiência de remoção foi satisfatória.

Segundo Mayes et al. (2009) um desempenho abaixo do esperado nos *wetlands* que tratam águas extremamente ácidas ($\text{pH} < 4.0$) pode estar relacionado à geração inadequada de alcalinidade, hidrólise de Fe mais lenta e efeitos prejudiciais de concentrações elevadas do metal.

Segundo Hedin, Narin e Kleinmann (1994) a remoção de ferro em *wetlands* que recebem um afluente ácido é inferior do que naqueles que recebem soluções mais alcalinas. Tal fato ocorre devido à oxidação abiótica de ferro ferroso ser extremamente baixa mediante valores de pH abaixo de 5.0. Desta forma, a remoção do Fe fica quase que virtualmente dependente, direta ou indiretamente, das atividades microbianas.

Quando os valores de pH são mantidos entre 6.0 e 8.0, a hidrólise do ferro é mais rápida, o que permite a melhor precipitação do metal na forma de um oxihidróxido sólido. Com valores de pH entre 3.0 e 6.0, a remoção do ferro é limitada pela etapa de oxidação (Hedin, 2008; Younger; Banwart; Hedin, 2002).

Assim, tendo em vista que a precipitação do ferro é dependente do pH, o fato dos *wetlands* construídos não terem propiciado valores de pH próximos da neutralidade ou acima dela, acredita-se que tal fator tenha prejudicado maior eficiência na remoção desse metal.

Além disso, supõe-se que a quantidade de matéria orgânica utilizada na presente pesquisa pode não ter sido suficiente para que as bactérias redutoras de sulfato, que atuam na remoção de metais pesados por precipitação após a oxidação destes, tenham se desenvolvido a contento.

De acordo com Hedin, Narin e Kleinmann (1994) os *wetlands* que tratam efluentes com características ácidas devem promover a precipitação dos metais contaminantes e neutralização da acidez. Sendo necessária a utilização de mecanismos que promovam a elevação do pH e maior geração de alcalinidade nos *wetlands*, de forma a se obter eficiências mais elevadas na remoção de ferro dos efluentes.

Outra opção para a melhoria global da qualidade dos efluentes é a complementação dos *wetlands* construídos com alguma forma de pré-tratamento (Mayes et al.; 2009; Mello; Duarte; Ladeira, 2014).

Avaliação da concentração de manganês

Os valores de média aritmética e desvio padrão da concentração de manganês nos ensaios realizados são apresentados na Tabela 5

Tabela 5. Estatística descritiva da concentração de manganês no afluente e nos efluentes dos *wetlands*.

Medida	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG	Afluente	WCC	WCG
Média (mg.L ⁻¹)	79.2	59.2	56.1	67.5	53.8	50.8	109.2	55.4	60.0
Desvio Padrão (mg.L ⁻¹)	7.6	13.2	10.4	8.7	9.6	21.0	17.0	11.3	12.2

No ensaio 1, a concentração de manganês no afluente apresentou média no patamar de 79.2 mg L⁻¹ e desvio padrão de 7.6 mg L⁻¹. Em relação ao efluente do WCC, os valores de manganês apresentaram média de 59.2 mg L⁻¹ com desvio padrão de 13.2 mg L⁻¹. O efluente do WCG, por sua vez, apresentou valor médio de Mn de 56.1 mg L⁻¹ e desvio padrão de 10.4 mg L⁻¹.

No ensaio 2, em termos de concentração de manganês, o afluente alcançou valor médio de 67.5 mg L⁻¹ com desvio padrão de 8.7 mg L⁻¹. No efluente do *wetland* calcítico, a média foi de 53.8 mg L⁻¹ com desvio padrão de 9.6 mg L⁻¹. O efluente oriundo do *wetland* granítico resultou em concentrações de Mn com média e desvio padrão de 50.8 e 21.0 mg L⁻¹, respectivamente.

Já no terceiro ensaio, a concentração de manganês do afluente apresentou média e desvio padrão de 109.2 e 17.0 mg L⁻¹, respectivamente. O manganês do efluente do WCC apresentou valor médio de 55.4 mg L⁻¹ e desvio padrão de 11.3 mg L⁻¹. O efluente do WCG, por sua vez, teve valor médio de 60.0 mg L⁻¹ e desvio padrão de 12.2 mg L⁻¹.

Os dados referentes às análises estatísticas do parâmetro Mn podem ser observados na Tabela 6.

Tabela 6. Análise estatística da comparação entre os dados da concentração de manganês no afluente e nos efluentes dos *wetlands* construídos.

Análise do Mn	Ensaio 1			Ensaio 2			Ensaio 3		
	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG	Afluente e WCC	Afluente e WCG	WCC e WCG
Nº de amostras	13	13	13	12	13	13	13	13	13
Teste Realizado	Mann-Whitney	Mann-Whitney	t de Student	Mann-Whitney	t de Student	Mann-Whitney	Mann-Whitney	t de Student	Mann-Whitney
p-value (bilateral)	< 0.01	< 0.01	0.52	< 0.01	0.02	0.94	< 0.01	< 0.01	0.34
p-value (unilateral)*	< 0.01	< 0.01	0.26	< 0.01	0.01	0.47	< 0.01	< 0.01	0.84

Legenda: *Análise unilateral: AF > WCC; AF > WCG; WCC > WCG.

Levando-se em conta os valores de *p-value* obtidos nos três ensaios (< 0.05) para a comparação dos dados dos afluentes e dos efluentes do WCC e do WCG, observa-se que houve diferença significativa em todos os casos, e verifica-se ainda que a concentração de manganês nos efluentes foi significativamente menor em relação àquela dos afluentes.

As informações apresentadas também revelam que em todos os ensaios não houve diferença significativa na concentração de manganês nos efluentes dos dois tipos de *wetlands* construídos (*p-value* > 0.05).

Tal fato pode ser esclarecido com base na elevada concentração de ferro presente na drenagem proveniente da pilha de rejeitos da mina de carvão (média de 1600.0 mg L^{-1}), o que certamente prejudicou a remoção do manganês no tratamento por *wetlands*.

De maneira geral, o ferro e o manganês não precipitam simultaneamente, sendo que o processo de oxidação e precipitação do ferro ocorre mais rápido do que o do manganês, devido ao fato de os sólidos oxidados de Mn serem instáveis na presença de Fe^{2+} . Sendo assim, para a conversão do Mn em sólidos estáveis, deve-se inicialmente promover a redução da concentração de ferro no sistema de tratamento (Davis, 1995).

Os resultados obtidos em termos de eficiência na remoção do manganês são apresentados na Figura 3.

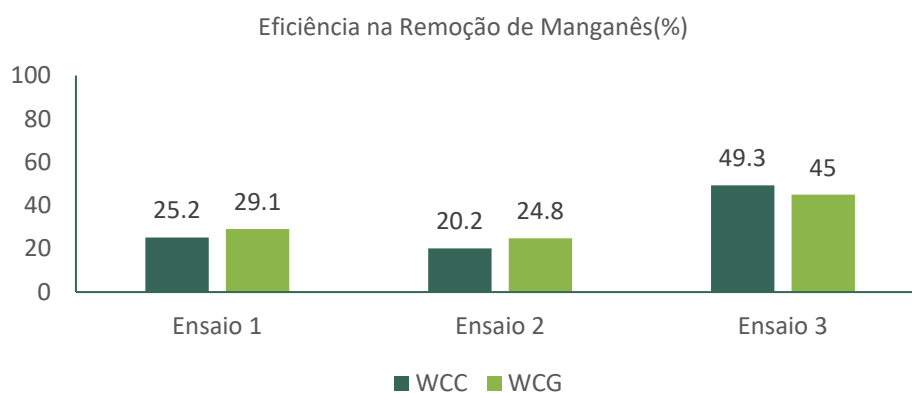


Figura 3. Eficiência na remoção do manganês. Fonte: Os autores (2021).

A redução da concentração de manganês após a submissão do afluente ao tratamento com o *wetland* de base calcítica foi de 25.2% no primeiro ensaio, 20.2% no segundo e 49.3% no terceiro.

Analogamente, o *wetland* de base granítica mostrou resultados de remoção do manganês da ordem de 29.1%, 24.8% e 45.0%.

Considerando o estudo desenvolvido por Karathanasis e Johnson (2003), conforme descrito anteriormente, a eficiência de remoção de manganês em todo o sistema de tratamento foi de 66.9%. De maneira análoga, considerando apenas o primeiro *wetland* construído, a eficiência de remoção não passou de 8.5%. Os autores justificaram a baixa remoção de Mn devido à concentração de Fe solúvel acima de 2.0 mg L⁻¹ no efluente a ser tratado.

Bavandpour et al. (2018), a partir de uma água residuária ácida sintética, com concentração inicial de 18.0 mg L⁻¹ de manganês, reportaram eficiência de remoção de 55.6%. Segundo os autores, frente a uma acidez reduzida (aumento no pH), ocorreu maior eficiência na remoção de metais. Porém, a precipitação de Mn é menos sensível à acidez do que os demais metais em *wetlands* de fluxo vertical.

Em relação à remoção do manganês, os estudos realizados por Kiiskila et al. (2019) mostraram eficiência de 27.0%, considerando concentração inicial de 21.9 mg L⁻¹ de Mn.

Singh e Chakraborty (2020) a partir do tratamento de afluente sintético realizado com *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial, composto por um substrato de cascalho fino, lascas de bambu, esterco bovino e solo, plantado com *Typha latifolia* relataram aumento da concentração no efluente em cerca de 2.5 vezes em relação à concentração do afluente após passar pelo leito do *wetland*. Segundo os autores, em condições anaeróbias/anóxicas, o manganês permanece no estado Mn²⁺, que é mais solúvel e, portanto, muito difícil de remover. Além disso, a formação de um precipitado insolúvel de sulfeto de manganês é muito difícil, sendo que este poderia ser facilmente liberado.

Na presente pesquisa, mesmo com concentrações de Mn no afluente acima daquelas reportadas em outros estudos (valor médio de 85 mg L⁻¹), a eficiência de remoção do metal ficou próxima da apresentada na literatura, sendo, por vezes, superior.

De maneira geral, a remoção de manganês foi baixa, tendo em vista a elevada concentração de ferro no afluente, bem como devido às condições anaeróbias do sistema de tratamento, conforme exposto por Karathanasis e Johnson (2003) e Singh e Chakraborty (2020).

Nesse sentido, para que a remoção de manganês no sistema de tratamento por meio de *wetlands* construídos ocorra de maneira mais eficiente, deve-se impulsionar a remoção de ferro da solução para que o Mn possa ser mais facilmente removido, além de promover a elevação do pH para um valor, no mínimo, superior a 6.0.

Conclusões

A elevação do pH mostrou-se mais proeminente no *wetland* construído cuja camada basal era composta por rocha calcária, com maior elevação média observada de 2.8 para 5.8, tendo em vista que a dissolução do carbonato de cálcio consome H^+ e auxilia na neutralização da acidez. Porém, mesmo no WCC, a elevação do pH não foi suficiente para a total neutralização da acidez, que, por sua vez, prejudica a remoção de íons metálicos no tratamento do efluente.

Verificou-se que não houve diferença estatística entre os dois sistemas de tratamento em termos de diminuição da concentração de ferro, sendo que a máxima eficiência de remoção obtida no WCC foi de 60.9% e no WCG foi de 59.0%.

Embora os valores obtidos sejam inferiores àqueles reportados na literatura e insuficientes para a mitigação completa dos impactos adversos da drenagem ácida, as eficiências de remoção podem ser consideradas satisfatórias, tendo em vista que a concentração do metal no afluente era muito elevada (valor médio de 1600.0 mg L^{-1}).

A eficiência de remoção do manganês atingiu o patamar máximo de 49.3% no *wetland* de base calcária e de 45.0% no de base granítica, não havendo diferença estatística entre os resultados obtidos no tratamento com os dois tipos de WC.

Em termos gerais, a utilização do *wetland* construído de base granítica se mostra mais vantajosa, tendo em vista que o granito não sofre dissolução tão proeminente quanto o calcário, o que auxilia na maior longevidade do sistema de tratamento, sem necessidade de manutenção para reposição do material da camada de base.

Ao final deste estudo, comprova-se a aplicabilidade dos *wetlands* construídos no tratamento de drenagens ácidas de mina. Porém, para efluentes com valores de pH muito baixos (entre 2 e 4) e com elevada concentração de metais (acima de 200 mg L^{-1} de ferro), ressalta-se que essa tecnologia deve ser utilizada como uma alternativa conjugada a outros tipos de tratamento, preferencialmente após a aplicação de um pré-tratamento (como, por exemplo, drenos de calcário e lagoas de sedimentação), ou como uma etapa final de polimento do efluente da DAM.

Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (1987) *NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores*, ABNT, 22pp
- Bavandpour, F., Zou, Y., He, Y., Saeed, T., Sun, Y., Sun, G. (2018) Removal of dissolved metals in wetland columns filled with shell grits and plant biomass, *Chemical Engineering Journal*, **331**, 234-241. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.08.112>

- Brisson, J., Chazarenc, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection?, *Science of The Total Environment*, **407**(13), 3923-3930. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.047>
- Carriso, R.C.C., Possa, M.V. (1995) *Carvão mineral: aspectos gerais e econômicos*, CETEM/MCT, Rio de Janeiro, 30 pp.
- Collins, B.S., Sharitz, R.R., Coughlin, D.P. (2005) Elemental composition of native wetland plants in constructed mesocosm treatment wetlands, *Bioresource Technology*, **96**(8), 937-948. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2004.08.005>
- Darling, P. (2011) *SME Mining Engineering Handbook*, 3a ed., Society For Mining, Metallurgy, And Exploration, Englewood, 1984 pp.
- Fungaro, D.A., Izidoro, J.C. (2006) Remediação de drenagem ácida de mina usando zeólitas sintetizadas a partir de cinzas leves de carvão, *Química Nova*, **29**(4), 735-740. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422006000400019>
- Hedin, R.S., Narin, R.W., Kleinmann, R.L.P. (1994) *Passive Treatment of Coal Mine Drainage*, United States Department of The Interior, Washington DC, 34 pp.
- Hedin, R.S. (2008) Iron Removal by a Passive System Treating Alkaline Coal Mine Drainage, *Mine Water and The Environment*, **27**(4), 200-209. <https://doi.org/10.1007/s10230-008-0041-9>
- Karathanasis, A.D., Johnson, C.M. (2003) Metal Removal Potential by Three Aquatic Plants in an Acid Mine Drainage Wetland, *Mine Water And The Environment*, **22**(1), 22-30. <https://doi.org/10.1007/s102300300004>
- Kiiskila, J.D., Sarkar, D., Panja, S., Sahi, S.V., Datta, R. (2019) Remediation of acid mine drainage-impacted water by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*): a multiscale long-term study, *Ecological Engineering*, **129**, 97-108. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.018>
- Mayes, W.M., Batty, L.C., Younger, P.L., Jarvis, A.P., Köiv, M., Vohla, C., Mander, U. (2009) Wetland treatment at extremes of pH: a review, *Science of The Total Environment*, **407**(13), 3944-3957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.045>
- Mello, J.W.V., Duarte, H.A., Ladeira, A.C.Q. (2014) Origem e Controle do Fenômeno Drenagem Ácida de Mina, *Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola*, **1**(8), 24-29.
- Pejon, O.J., Rodrigues, V.G.S., Zuquette, L.V. (2013) Impactos Ambientais Sobre o Solo. In Calijuri, M.C., Cunha, D.G.F. (Eds.), *Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão*, Elsevier, Rio de Janeiro, 317-341 pp.
- Sheoran, A.S. (2006) Performance of Three Aquatic Plant Species in Bench-scale Acid Mine Drainage Wetland Test Cells, *Mine Water And The Environment*, **25**(1), 23-36. <https://doi.org/10.1007/s10230-006-0105-7>
- Sheoran, A.S. (2017) Management of acidic mine waste water by constructed wetland treatment systems: a bench scale study, *European Journal of Sustainable Development*, **6**(2), 245-255. <https://doi.org/10.14207/ejsd.2017.v6n2p245>
- Singh, S., Chakraborty, S. (2020) Performance of organic substrate amended constructed wetland treating acid mine drainage (AMD) of North-Eastern India, *Journal of Hazardous Materials*, **397**, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122719>
- Wu, S., Vymazal, J., Brix, H. (2019) Critical Review: Biogeochemical Networking of Iron in Constructed Wetlands for Wastewater Treatment, *Environmental Science & Technology*, **53**(14), 7930-7944. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b00958>
- Younger, P.L., Banwart, S.A., Hedin, R.S. (2002) *Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 453 pp.

REVISTA AIDIS

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

SISTEMATIZAÇÃO E IMPLANTAÇÃO DE PROJETO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA VALORIZAÇÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS COMPOSTÁVEIS EM UM PLANO MUNICIPAL INTEGRADO DE RESÍDUOS

* Thais de Miranda Rios¹
Teresinha Guerra²
Darci Barnech Campani³
Rejane Maria Candiota Tubino⁴

SYSTEMATIZATION AND IMPLEMENTATION OF AN ENVIRONMENTAL EDUCATION PROJECT FOR THE VALORIZATION OF COMPOSTABLE SOLID WASTE IN AN INTEGRATED MUNICIPAL WASTE PLAN

Recibido el 26 de junio de 2021. Aceptado el 26 de noviembre de 2021

Abstract

This study presents results of systematic socioenvironmental education as a tool for the management and recovery of solid waste. This tool was developed through an agreement between Environmental Studies Laboratory (LEAMet/UFRGS) and Secretariats of Environment (SEMAM) and Education (SMED) from Novo Hamburgo (NH), to enable projects contained in the Municipal Plan for Integrated Management of Solid Waste (PMGIR) and implement socio-educational programs, promoting the reduction of waste in the common and/or selective collection of NH. This work aims to raise awareness, organize, guide and facilitate field practices for waste management and development of projects and socio-environmental education good practices. The methodology begins with the registration of schools for pedagogical actions, preparation of an action plan, composting workshops and recording activities in a field diary. Data collection and content production were carried out through Action Research. The activities carried out correspond to the socio-environmental education and composting workshops, facing the school community (students, parents, teachers and employees) and the educating collective. Trained schools received sets of composting boxes, donated by SEMAM. 57 schools in this municipality participated in the training workshops and received composting boxes and 1747 people were trained and sensitized. It is understood that this initiative has been a successful prototype of this type of program and that it can be replicated to other schools and even to other municipalities.

Keywords: management and socio-environmental education, systematization, methodology, awareness, practices in projects.

¹ Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

² Departamento de Ecologia - Instituto de Biociências - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Mecânica - DEMEC - Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

⁴ Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

* Autor correspondente: Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500. Setor 6, Bairro Agronomia, Porto Alegre, RS. CEP 91501-970. Brasil. E-mail: miranda.thairs@gmail.com

Resumo

Este estudo apresenta resultados da educação socioambiental sistematizada como ferramenta de gestão e valorização de resíduos sólidos. Por meio de um convênio entre o Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (LEAMet/UFRGS), e as Secretarias do Meio Ambiente (SEMAM) e da Educação (SMED) de Novo Hamburgo (NH) RS, para viabilizar projetos contidos no Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município (PMGIR) e implantar programas socioeducativos, promovendo a redução dos resíduos na coleta comum e/ou seletiva de NH. Este trabalho tem como objetivo sensibilizar, organizar, orientar e facilitar práticas em campo para a gestão de resíduos e desenvolvimento de projetos e boas práticas de educação socioambiental. A metodologia inicia com o cadastro das escolas para as ações pedagógicas, elaboração de um plano de ação, oficinas de compostagem e registro das atividades em um diário de campo. A coleta de dados e a produção de conteúdos foi realizada através de Pesquisa-ação. As atividades realizadas correspondem às oficinas de educação socioambiental e Compostagem, destinadas à comunidade escolar (alunos, pais, professores e funcionários) e ao coletivo educador. As escolas capacitadas receberam conjuntos de caixas composteiras, disponibilizadas pela SEMAM. Participaram das oficinas de treinamento e receberam composteiras 57 escolas deste município, onde 1747 pessoas foram capacitadas e sensibilizadas. Entende-se que esta iniciativa tenha sido um protótipo de sucesso deste tipo de programa e que pode ser replicado para outras escolas e até mesmo para outros municípios.

Palavras chave: gestão e educação socioambiental, sistematização, metodologia, conscientização, práticas em projetos.

Introdução

De acordo com a Confederação Nacional dos Municípios CNM (2017), até o ano de 2017, apenas 38.2% de um total de 4224 municípios pesquisados concluíram seus Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos (PMGIR), 38.7% ainda estavam em processo de elaboração e 20.4% não haviam sequer iniciado a elaboração dos mesmos (2.7% não informaram ou não responderam). Esta situação indica o atraso ou descaso quanto ao atendimento das disposições da Lei 12305/10, instituída na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) por parte dos municípios (Brasil, 2010).

A PNRS estabeleceu os princípios, objetivos, instrumentos e diretrizes para a gestão integrada e o gerenciamento adequado dos resíduos sólidos e definiu as responsabilidades do poder público e dos geradores responsáveis pelos resíduos. Os municípios ficam responsáveis por elaborar Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos (PMGIR), os quais devem atender ao conteúdo mínimo definido nos incisos I a XIX do Art. 19 da Lei 12305/10. A PNRS determinou o prazo para que no ano de 2012, os estados e municípios elaborassem os seus PMGIR (Jacobi e Bensen, 2011).

PMGIRS são instrumentos imprescindíveis para gestão ambiental municipal e o elemento Educação Ambiental é fundamental para o sucesso de sua implantação. Elaborar, aplicar, acompanhar, avaliar e obter melhorias são as etapas de um PMGIR, teoricamente lógico, porém bastante complexo do ponto de vista de execução.

Em 2017 a Secretaria de Meio Ambiente (SEMAM) do município de Novo Hamburgo firmou convênio com a Fundação Empresa-Escola de Engenharia (FEEng) e o Laboratório de Estudos Ambientais para Metalurgia (LEAMet) da UFRGS para a revisão do Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos (PMGIR), que acontece revisão a cada 4 anos.

O Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos, atualizado, prevê o acompanhamento através de oito Macro Diretrizes (Figura 1). Este trabalho refere-se à sétima (Educação Ambiental para Sustentabilidade) e oitava (Sustentabilidade social, econômica e ambiental). Dentre estas macro diretrizes tem-se as etapas de “Implantação e Operação” da UCR (unidade de compostagem da Roselândia) e “Sensibilização da Comunidade” para a implantação do programa de compostagem caseira e comunitária.

Tabela 19. Macro Diretrizes do Plano de Resíduos Sólidos

1. Tecnologias e Gestão adequadas a Serviços de Limpeza Urbana e Manejo de Resíduos Sólidos
2. Minimização da Geração de Resíduos Sólidos
3. Valorização de Resíduos
4. Universalização e integralidade
5. Controle Social
6. Articulação com políticas públicas
7. Educação para sustentabilidade
8. Sustentabilidade (social, econômico e ambiental)



Figura 1. Macro Diretrizes do PMGIR/NH. Fonte: - PMGIR-NH, 2017.

Coletivos educadores

De acordo com o Ministério de Meio Ambiente (MMA), os Coletivos Educadores são conjuntos de instituições que atuam em processos formativos permanentes, participativos, continuados, voltados à diversidade dos habitantes de um determinado território. O objetivo dos Coletivos Educadores é o acesso a processos de formação que permitam transformação crítica, emancipação de forma sustentável (MMA, 2007).

O Coletivo pode ser constituído por educadores e agentes sociais/ ambientais de diferentes instituições que desenvolvam ações formativas no campo da educação ambiental, nos mais diferentes setores - Universidades, Secretarias de Educação, Meio Ambiente, IBAMA, Institutos (como Chico Mendes, ONGs, Pastorais, Sindicatos, entre outros (MMA, 2007).

Estes grupos, articulados com os Poderes Públicos Municipais e Estaduais, poderão avaliar, planejar, desenvolver projetos e práticas voltadas a cada município. O público envolvido deve ser composto por todos os segmentos sociais, especialmente indivíduos que têm atuado em processos de enfrentamento da problemática socioambiental.

Programa Escola Sustentável - PES

O Programa Escola Sustentável (PES) é parte do Coletivo Educador de Novo Hamburgo e tem como objetivo qualificar e dar visibilidade às ações sustentáveis das escolas do município. Promove e organiza Indicadores de Sustentabilidade em seis metas a serem medidas com instrumentos construídos coletivamente.

Para destacar suas trajetórias em busca da sustentabilidade, cada escola recebe placas (Figura 2) conforme atingem as metas, sendo completada com adesivos. A placa é fixada na fachada principal da escola, sinalizando que esta escola incorpora práticas socioambientais e participa do PES.

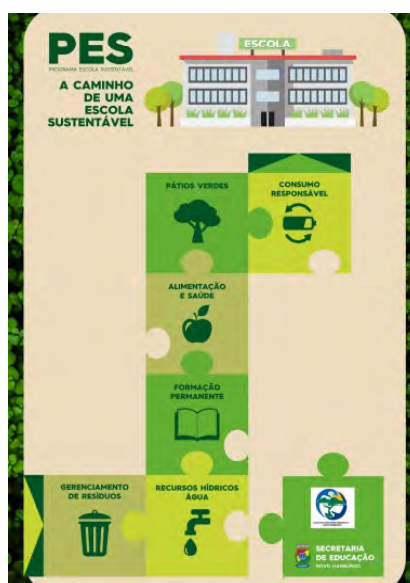


Figura 2. Programa Escola Sustentável – PES. Fonte: Acervo SMED (2019).

Este programa é conduzido pela Secretaria de Educação (SMED), que em 2017 firmou parceria com a Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMAM). As escolas que participam do coletivo e buscam a certificação do PES, comprometem-se com formações contínuas sobre os vários temas propostos pelo programa e sobre “gestão de resíduos e compostagem”, requisito para recebimento de composteiras. O PES foi identificado como proposta que melhor atendia às metas da sétima e oitava macro diretrizes do PMGIR.

A Educação e gestão ambiental unidas a mecanismos regulatórios possibilitam atingir uma rede eficiente de políticas públicas para a proteção e a conservação do ambiente (Rosa *et al.*, 2015). Campani *et al.* (2018) discutem que a educação ambiental deve se articular com todas as diretrizes do PMGIR do município, permeando todas as ações relacionadas com a gestão dos resíduos sólidos, pois somente por meio dela torna-se possível a sensibilização da comunidade que é fundamental para a concretização do plano.

O gerador deve ter conhecimentos claros dos impactos provocados, assim como acesso a meios, ações e técnicas de mitigação e controle. As formações e sensibilizações são requisitos para a implementação de projetos. Sendo preciso estruturar o formato de transmitir, praticar, replicar conhecimentos e informações, organizando processos de diagnósticos, ações, metas, registrando os resultados e limitações.

A metodologia sistematizada para este município visa colocar em prática projetos e/ou programas de educação ambiental e boas práticas integrados ao PMGIR através do Coletivo Educador da SMED e Universidade.

Os resíduos sólidos de Novo Hamburgo

Estudos de Waskow (2015), realizados na central de transbordo de Novo Hamburgo demonstraram que o teor de matéria orgânica e rejeito é maior que 57% (Figura 3). Para se reduzir e/ou eliminar a chegada da fração de resíduos orgânicos à central de transbordo e gastos com o envio de rejeitos ao aterro sanitário é imprescindível processos socioeducativos eficientes e acessíveis ao grande público gerador.

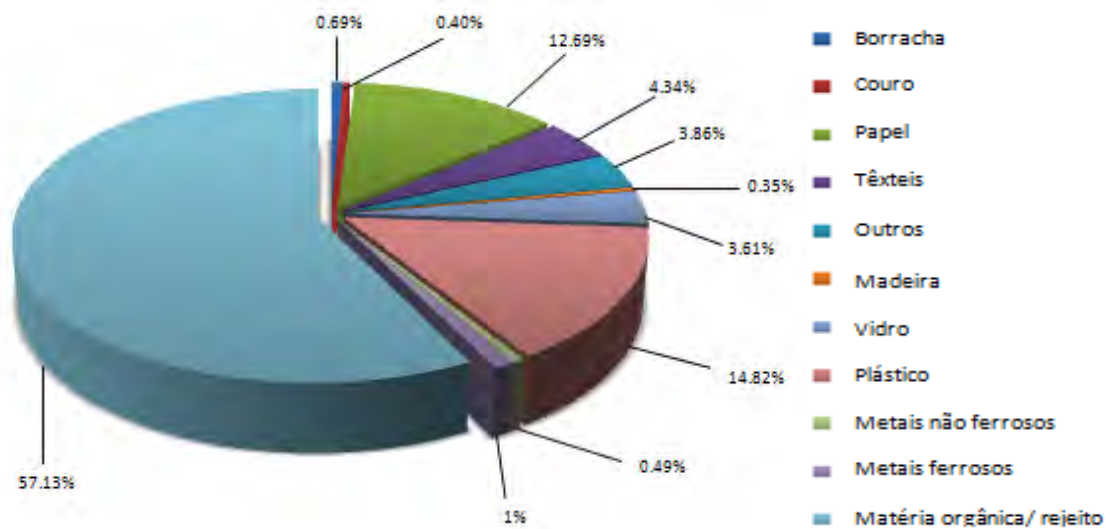


Figura 3. Teor de matéria orgânica nos RSU de NH. Fonte: Adaptado de Waskow (2015).

Com a caracterização de mais de 57% da fração de resíduos sólidos compostos de matéria orgânica, a grande maioria compostável, este trabalho propõe sistematizar um projeto de Educação socioambiental, junto às escolas Municipais de Novo Hamburgo, atuando no tema compostagem da fração orgânica, através da vermicompostagem implantada comunitariamente nas escolas.

Metodologia

Em 2017, após a entrega do PMGIR revisado, deu-se início aos trabalhos de execução dos projetos nele propostos. A equipe de trabalho para produção de conteúdos e abordagens de trabalho nas oficinas integrou, dois professores coordenadores e uma doutoranda (UFRGS) do convênio, além de duas funcionárias da SEMAM e da SMED, que coordenaram as atividades e as oficinas presenciais. O campo de trabalho foram as Escolas Municipais de Educação Infantil (EMEI) e de Ensino Fundamental (EMEF) de Novo Hamburgo, RS.

Coletivo educador e o PMGIR

Em NH, pela existência do Coletivo Educador, já estruturado há muitas gestões, a equipe optou por fazer a implantação do projeto de "Valorização de Resíduos e Compostagem" do PMGIR, através deste Coletivo.

As escolas são convidadas a participar do Programa Escola Sustentáveis, formado por professores, funcionários das escolas e/ou entidades ligadas ao Meio Ambiente (relacionadas a saneamento e saúde pública). Este ambiente proporciona a presença de técnicos, gestores, pesquisadores que apresentam e desenvolvem vivências, capacitam, qualificam, trazem materiais e discussão acerca da sustentabilidade.

Através das reuniões e encontros temáticos comunica-se, discute-se e sistematizam-se as boas práticas, assim como resultados positivos, negativos e melhorias – processos recorrentes em metodologias qualitativas.

O calendário de encontros é definido no início do ano, com agendamentos mensais. O grupo gestor do PES, orienta os representantes das escolas a recrutar no mínimo dois membros de cada escola para integrar o Coletivo. Os interessados cadastram-se para participar dos encontros (isto é contabilizado e revertido como "bônus" em suas horas atividades, entre outros auxílios a professores voluntários) na SMED.

Os projetos são livres de acordo com as características de cada escola. No final de cada ciclo, a escola envia relatório evidenciando as atividades, resultados e avaliações socioambientais. Materiais, contribuições, atividades e conteúdos socioambientais são disponibilizados nos dias

dos encontros aos participantes. Nesta etapa do estudo participavam 102 pessoas, entre professores, funcionários públicos e coordenação escolar.

Após o término de cada projeto escolar é enviado relatório ao grupo gestor do Coletivo que faz a avaliação e, de acordo com a meta do ciclo em questão, a SMED entrega o adesivo que compõe a placa certificadora que é afixada na frente da escola (Figura 2).

Os temas anuais do programa PES são: recursos hídricos, gerenciamento de resíduos, formação permanente, alimentação saudável, consumo responsável e pátios verdes - denominado como metas. Nestes anos de duração, o coletivo criou uma metodologia pedagógica para as escolas participantes atingirem a certificação.

A seguir, visualiza-se a proposta metodológica do coletivo, não é uma proposta obrigatória, apenas facilitadora.

Plano de Ação na Educação Ambiental

Para chegar à certificação PES, o coletivo propõe ações pedagógicas que visem à qualificação socioambiental a partir do espaço escolar, através das etapas de: Diagnóstico, plano de ação, desenvolvimento, e finalizar com relatório. As etapas são discutidas a seguir.

Diagnóstico socioambiental

É proposto às escolas identificar os limites e possibilidades existentes no espaço escolar, em relação às metas do PES (Figura 2). Dentre as metas - resíduos, água, formações, pátios verdes, consumo consciente e alimentação saudável- a escola deve escolher (para começar) a que consegue melhor adequar à sua realidade e espaço atual. A proposta do passo a passo, visualiza-se na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1. Diagnóstico.

Ações	Como realizar	Sugestão de Atividades/Práticas
1. Escolher metas do PES (integradas)	Observação do ambiente/espaço escolar.	Fotos /Desenhos
2. Elaborar instrumentos de coleta de dados	Adaptar à realidade da escola.	Entrevistas/questionários/ rodas de conversa.
3. Registrar e compilar informações	Finalização das escolhas da escola.	Rascunho do plano de ação

Fonte: Adaptado SMED 2019.

Construção de Plano de Ação

Orientou-se que fossem definidas as metas de cada escola de forma coletiva, de acordo com as já apontadas no PES (consumo, resíduos, etc.) E que fixassem objetivos para cada meta.

Estruturar/ definir ações a serem realizadas, em um determinado período, a partir dos critérios do PES (plano de ação com a meta). Mensurar recursos, espaço e tempo necessário, finalizando em um cronograma. Na Tabela 2, visualiza-se os pontos importantes para a elaboração do plano de ações.

Tabela 2. Principais itens para projetar as ações.

1. Metas da escola	A partir do PES. (Espaços verdes, alimentação saudável, etc.)	Tempo /execução, recursos disponíveis
2. Objetivos pedagógicos	Relacionar as disciplinas, currículo, projetos escolares.	Integração da comunidade escolar
3. Estruturar e definir ações. Propor práticas e atividades.		
4. Cronograma de ações	Sistematizar formato.	Tabela ou outro formato, físico e/ou digital (para envio).

Fonte: Adaptado SMED 2019.

Desenvolvimento do Plano de Ação

A escola é orientada a fazer planejamento de ações organizadas e registradas em etapas, envolvendo ao máximo a comunidade escolar nas atividades e disciplinas curriculares ou não curriculares (Tabela 3). Orienta-se a retomar o plano de ação constantemente e realizar registros sistemáticos, visando à divulgação das ações na comunidade escolar.

Tabela 3. Principais pontos para desenvolver o plano de ação.

1. Planejamento das ações para atingir metas	2. Organização das etapas Protagonismo dos alunos	3. Buscar participação de todos. Integrar ao calendário escolar
4. Registro das ações em diferentes formatos	5. Distribuir ações para o grupo da escola (turmas, funcionários) Centralizar o envio de registros.	6. Organizar em uma plataforma, virtual e/ou física

Fonte: Adaptado SMED 2019.

Relatório do Plano

Nesta etapa deve-se retomar o plano de ação, os registros das ações e relacionar fotos com descrições. Orienta-se a selecionar materiais obtidos a partir dos registros, priorizando ações e imagens que reflitam a situação e identidade escolar, sinalizando protagonismo dos alunos, professores, funcionários, famílias (agentes ambientais). Todos esses registros contemplam o relatório final, a ser enviado pelo grupo gestor. Estas informações, orientações e conteúdos são disponibilizados em um drive do programa, com acesso para todos integrantes do coletivo educador de NH.

Trabalho em campo

Para iniciar a execução das atividades, relacionadas à sensibilização e capacitação de valorização de resíduos e compostagem (previsto no PMGIR), o grupo UFRGS adotou duas linhas de trabalhos em momentos diferentes, porém de forma consecutiva. Estes dois momentos foram denominados: Oficinas de compostagem e Escolas Modelo. O programa PES, assim como os estudos e sistematizações, aconteceram em ambos os espaços escolares (EMEI's e EMEF's da rede), mas de formas distintas (Tabela 4).

Tabela 4. Distinção dos campos de trabalho nas escolas.

Oficinas de compostagem	Escolas modelo
Educação e Gestão socioambiental	Educação e Gestão socioambiental
Valorização e gestão dos resíduos sólidos e orgânicos compostáveis.	Valorização e gestão dos resíduos sólidos e orgânicos compostáveis.
Atender Macro Diretrizes do PMGIR	Pesquisa-ação, captação de dados e conteúdo científico acadêmico.
Atender os objetivos do convênio entre a Universidade e a Prefeitura.	Suporte técnico para obtenção dos selos certificadores: PES Suporte na criação de áreas verdes, manutenção de composteira, hortas, paisagem, aplicação de biofertilizante e composto.
Capacitação de professores, funcionários, comunidade de entorno, alunos sobre a gestão de resíduos/ utilização de composteiras, requisito para receber caixas de compostagem.	Obtenção de valores quantitativos e indicadores para replicar a gestão de resíduos com composteiras em outras escolas.
Formação continuada na escola. Visitas semestrais.	Visitas semanais às escolas.

Fonte: Autora.

Escolas modelo

Após as oficinas de compostagem, foram definidas duas Escolas Modelo juntamente com a equipe do Projeto e o grupo gestor (SMED). Estas Escolas foram denominadas como Escolas E1 e E2, e tiveram acompanhamento semanal no período de fevereiro a dezembro de 2019, para levantamento de dados sobre as práticas e os procedimentos operacionais de execução dos projetos.

O critério para a escolha das escolas foi o percurso e participação da escola nas atividades propostas pelo Coletivo. A Escola E1 já apresentava projetos socioeducativos, relatórios com equipe de agentes ambientais, espaço verde para horta e composteira, com ações de gestão dos seus resíduos. A Escola E2 iniciou do zero.

Ambas as escolas se preparavam para receber a certificação tendo selecionado como meta PES gerenciamento de resíduos e pátios verdes. Estas escolas realizaram capacitação e foram providenciadas composteiras.

Estas composteiras são constituídas por caixas sobrepostas verticalmente com encaixe. Nas escolas foram colocadas três caixas plásticas com 36 litros de volume. Duas caixas superiores para alocar orgânicos compostáveis e a inferior para coletar o líquido (Figura 4).

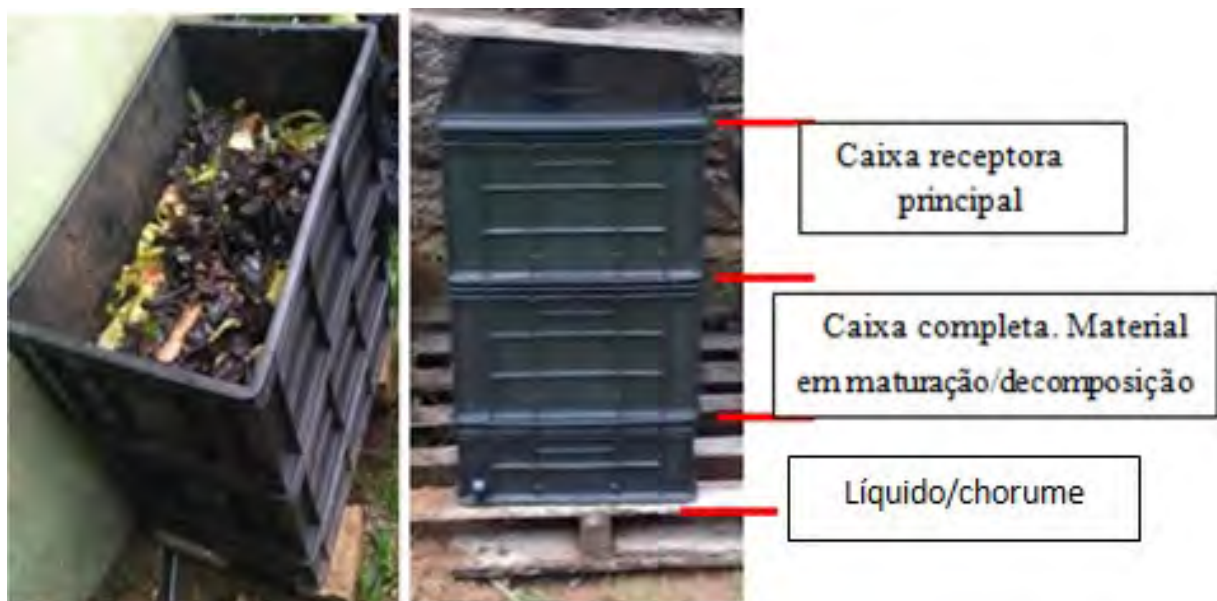


Figura 4. Estrutura das caixas da vermicompostagem. Fonte: Arquivos autora.

Este método de compostar apresentou-se mais adequado em espaços comunitários, por ser fechado (orgânicos e minhocas confinados) reduz/ elimina a presença de insetos, vetores e mau cheiro, além de acelerar o processo de transformação do resíduo em composto orgânico, para posterior utilização em outros projetos como, por exemplo, hortas para a meta “alimentação saudável” ou “espaços verdes”. Este tipo de compostagem permite também coletar o choro que dissolvido em água se torna um biofertilizante.

Inicialmente foi proposto que essas escolas pontuassem suas características e comportamento de consumo: o que, o quanto e como descartam seus resíduos. Para mensurar, foi proposto (fevereiro e março de 2019) que as escolas realizassem a pesagem dos seus resíduos compostáveis num período de sete dias.

Foi disponibilizada uma balança, para que os alunos (agentes), juntamente com a doutoranda, pesassem os resíduos. Foram registradas as condições dos resíduos, sua composição, condições da composteira, onde está posicionada, disposição solar, chuva, temperatura. Foram introduzidas as minhocas californianas, anelídeos da espécie *Eiseniae* após também foram anotados dados como reportar sobre a decomposição do composto, expressando se ainda visualizavam as cascas, cor, umidade e registrando sempre que o composto da caixa era mexido.

No decorrer das atividades, agentes ambientais relatavam dificuldades de mobilidade devido ao peso das unidades quando completas com o composto. Também foi observado que, com alguma demora no momento de manutenção e colocação dos orgânicos compostáveis até o fechamento total das caixas, havia incidência de moscas, larvas e mau cheiro; condições desfavoráveis principalmente em ambiente escolar de espaço comunitário. Tudo foi ajustado e tornaram-se melhorias, replicadas a outras escolas do coletivo.

No final do ciclo (três meses), foi pesada e registrada a quantidade de composto e biofertilizante líquido gerados. Na etapa seguinte foi realizada a aplicação destes produtos nos espaços verdes e hortas. O professor agente é o responsável por integrar estas atividades em, no mínimo, um turno da semana, alinhando o máximo possível com as atividades curriculares.

Estes registros, do passo a passo foram cruciais para a rotina do levantamento de dados e, por fim, a sistematização dos procedimentos. Outro ponto chave, característica da vivência de pesquisa-ação, foi cruzar todas as informações e réplicas que aconteciam em outras escolas, como a vivência que acontecia durante as visitas às escolas e em encontros do Coletivo Educador (Kemmis e Mc Taggart, 1988).

Todo processo de pesquisa foi registrado com anotações e imagens. A cada dia um agente aluno transcrevia em um diário de campo e outro agente aluno disponibilizava em formato digital para todo o grupo de agentes ambientais do projeto.

Este processo do “diário de campo”, tornou-se uma ferramenta, posteriormente denominada como FPM (Ficha Prática Manuseável). A ferramenta levou este nome pela característica de ser utilizada e permanecer com o grupo nas práticas de campo, operada por um aluno (revezados diariamente) para captar todas as observações e ocorrências durante as atividades fora de sala de aula. Diferente de seus materiais de uso pessoal, a FPM era de uso coletivo do grupo que executava o projeto (horta, composteira, atividades de gestão de resíduos, etc.)

No decorrer dos projetos e da pesquisa-ação, observava-se que a FPM foi essencial para a construção da sistematização e revelou-se aliada na interdisciplinaridade, apontando diversos pontos a serem trabalhados em outros projetos e disciplinas como informática, português e matemática.

A sistematização é um conceito que vem sendo cunhada para designar uma forma metodológica de elaboração do conhecimento. A sistematização é mais do que organização de dados, é um conjunto de práticas e conceitos que propiciam a reflexão e a reelaboração do pensamento, a partir do conhecimento da realidade, com o objetivo de transformar educandos e educadores no processo de formação em sujeitos do conhecimento e agentes transformadores em sua localidade (Fumagalliet *al.*, 2000).

Nas atividades e formações do coletivo educador, em 2019 foram registradas todas as informações e experiências vivenciadas nas Escolas Modelo (acompanhamento semanal). Outras 20 escolas do município, participantes do PES (acompanhadas por trimestre) relatam usar a mesma ferramenta, restringindo-se a faixas etárias alfabetizadas.

Oficinas de compostagem

As oficinas de compostagem abrangeram todas as escolas municipais da rede e complementou as atividades de Educação Socioambiental que já aconteciam, através do PES. Foi organizada uma agenda de oficinas em conjunto com o Coletivo Educador da SMED e as escolas participantes.

As escolas que tinham interesse em fazer a gestão dos resíduos solicitavam a oficina às representantes do Coletivo Educador. Nesta modalidade, podiam participar professores, funcionários, coordenação, alunos e familiares da comunidade escolar.

Esta atividade tinha parceria com ações de gestão da SEMAM, sendo um pré-requisito para que a escola ganhasse o conjunto de caixas para compostagem dos seus resíduos orgânicos compostáveis.

Na primeira etapa, as oficinas de sensibilização eram ministradas nas escolas com auxílio de materiais gráficos de mídia e físicos para apresentar definições, conceitos e imagens de situações práticas e processos de gestão de resíduos. As Linhas Temáticas abordaram os seguintes tópicos:

- Sensibilização: utilização de imagens/ fichas com situações de ambientes conservados e/ou degradados;
- Separação e Destinação de Resíduos;
- Sensibilização e Orientação sobre Catadores das cooperativas existentes no município;
- Capacitações para a Vermicompostagem com composteiras;
- Atividade de Resíduos e Compostagem para professores e funcionários.

A segunda etapa as oficinas eram práticas, onde os participantes recebiam resíduos diversos como objetos plásticos, papéis, etc., e resíduos orgânicos como cascas, tendo como tarefa a identificação quanto ao correto descarte, gerando debate com os participantes e com informações de que quase tudo pode se transformar e se reciclar, se for separado e colocado corretamente.

Em seguida mostrava-se uma porção de composto já pronto para utilização em hortas e espaços verdes. Discutia-se sobre a vermicompostagem para acelerar e otimizar o processo. Nesta última etapa da oficina, os participantes montavam um conjunto de caixas composteiras e utilizavam o composto orgânico e o biofertilizante líquido.

O tempo de duração das atividades era de uma a duas horas, de acordo com o evento e faixa etária dos participantes.

Todas as atividades eram registradas em uma ficha física previamente elaborada pelo grupo gestor, com informações sobre a escola, quantidade de pessoas, dados da escola, número de participantes, horário, dúvidas, sugestões e observações gerais, visto a seguir nos “resultados” deste estudo.

Foram atendidas uma média de quatro escolas por semana. Após as oficinas, registrava-se as escolas (dados, informações e atividade) em planilha digital do coletivo educador, depois enviadas para a SEMAM, que habilitava a escola (que participou) a receber composteiras para o processamento dos resíduos compostáveis.

O passo a passo para a sistematização é apresentado na Figura 5, em quatro etapas. Os campos em azul mostram as etapas e, em vermelho, nos resultados finais, além da sistematização, obteve-se a criação da FPM e atendimento da sétima e oitava macro diretrizes do Plano.

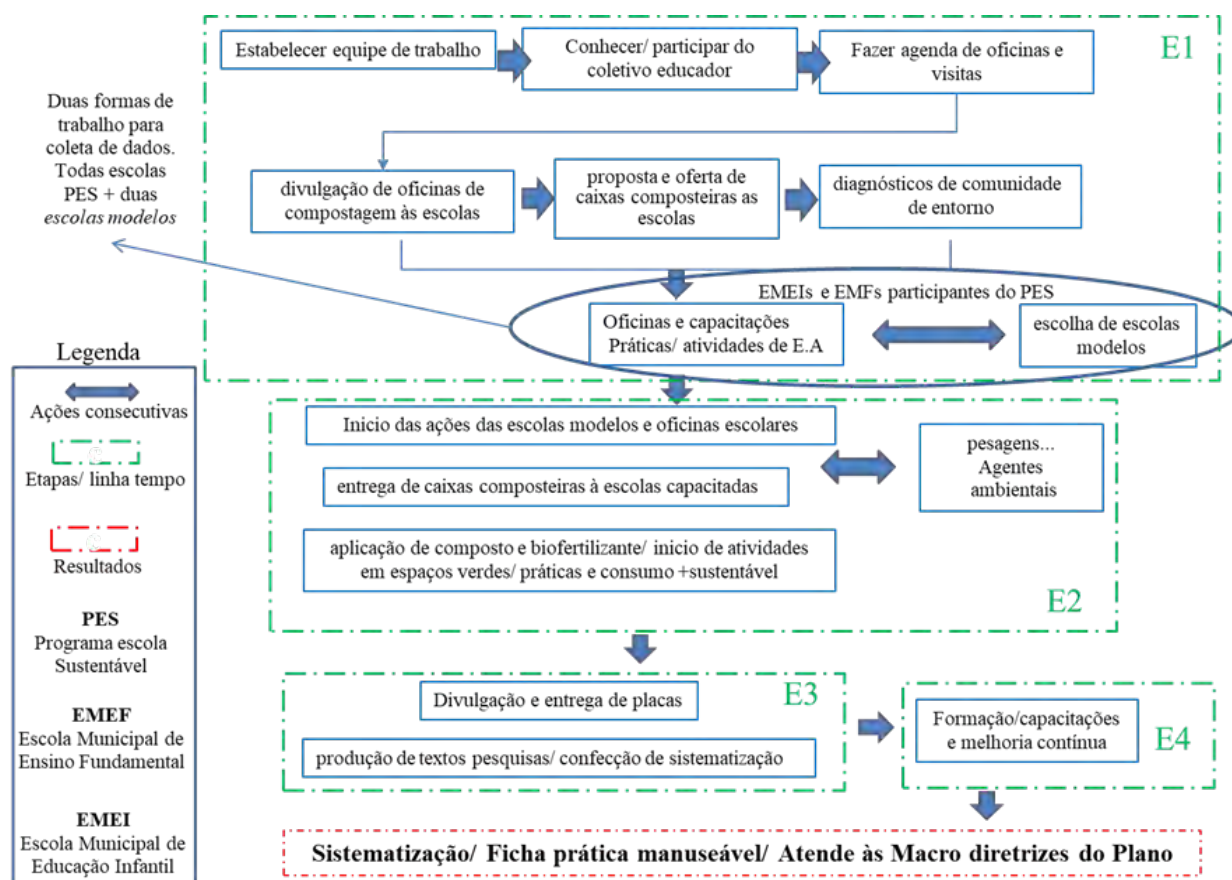


Figura 5. Etapas da sistematização e metodologia. Fonte: Autora (2020).

Resultados e discussões

A Secretaria Municipal (SMED) é responsável pela gestão da Rede Municipal de Ensino de 79 escolas, entre educação infantil e ensino fundamental. Todas as escolas são orientadas e convidadas para participar do Coletivo Educador. Atualmente 58 escolas participam deste Coletivo, porém este número tem variação - há escolas que aderem ao projeto e outras que abandonam.

Em um período de dois meses e duas semanas a escola E1 coletou 68.40 kg de resíduos orgânicos compostáveis, gerou 42.18 kg de compostos e 30L de biofertilizante, enquanto que a segunda escola, E2 coletou 90.17 kg de resíduos, gerando 39.17 kg de composto orgânico e 10 L de biofertilizante.

Em um período de seis meses as escolas MODELO produziram 158.57 kg de resíduos orgânicos compostáveis, gerando uma produção de 81.35 kg de composto e 40L de biofertilizante. Os resultados dessas pesagens têm caráter informativo e de apoio, servindo como parâmetro para futuras réplicas de projetos de compostagem em caixas e utilização do composto.

Cada escola tem rotinas e atividades diferentes. Alguns alunos participaram de projetos paralelos no contraturno, alguns permaneciam para reforço e outros só participavam de atividades em um turno. Além disso, alguns turnos o consumo de pães, bolos, bolachas é predominante, com pouca ou nenhuma produção de resíduos orgânicos compostáveis. Esta circulação e presença de alunos e professores na escola são variantes que implicam diretamente na produção da cozinha (almoços e lanches) e, conseqüentemente, refletindo na geração de restos de alimentos compostáveis.

Ao final de cada trimestre, a equipe técnica do coletivo, organizava apresentações e resultados das atividades ocorridas nas escolas visitadas. Esses encontros eram ponto de partida para agendamentos de outras escolas interessadas.

Nos relatórios e registros de cada projeto escolar, evidenciava-se boas práticas acontecendo de forma autônoma (áreas verdes, hortas, compostagem), além de serem replicadas em outros espaços da comunidade de entorno. Muitas escolas, professores e famílias registraram investimento e compra de mais caixas composteiras, assim como a aplicação do composto (húmus) nas hortas.

Muitas escolas que já haviam recebido as oficinas preenchiam novamente a solicitação para a próxima visita de capacitação e melhorias contínuas. Processos de avaliação são feitos na última semana de cada mês em encontro na SMED, onde também são replicadas e expostas as boas práticas e como as escolas fazem para atingir suas metas.

Nos grupos virtuais os professores repassavam suas ações, eventos, fotos e vídeos sobre suas “boas práticas”. Cinco escolas relataram que compraram suas composteiras, antes da doação acordada entre secretarias (SEMAM e SMED). Algumas escolas solicitaram acompanhamento para a elaboração de projetos escolares integrados de educação socioambiental e acompanhamento nas hortas.

Em dezembro de 2019, foi feita avaliação geral dos projetos. Identificando-se que o movimento foi bastante satisfatório e aderido. As escolas se mostravam menos resistentes a mudanças. Posteriormente mais escolas apresentavam-se para fazer parte do coletivo.

A sistematização socioeducativa como ferramenta de gestão foi aplicada na forma de oficinas de compostagem. Durante as visitas e formações orientava-se sobre a separação dos resíduos em três frações – resíduos recicláveis/ secos, orgânicos compostáveis e rejeito. As escolas adaptavam-se a nova metodologia de destinação dos seus resíduos. Este processo foi um elemento chave para os resultados finais da gestão integrada dos resíduos. As escolas passaram a priorizar três coletores, distribuídos de forma estratégica nos espaços, independente das cores, simplificando e tornando o processo eficiente. O fluxograma do processo adotado para a sequência das ações e definição dos coletores pode ser visualizado na Figura 6.

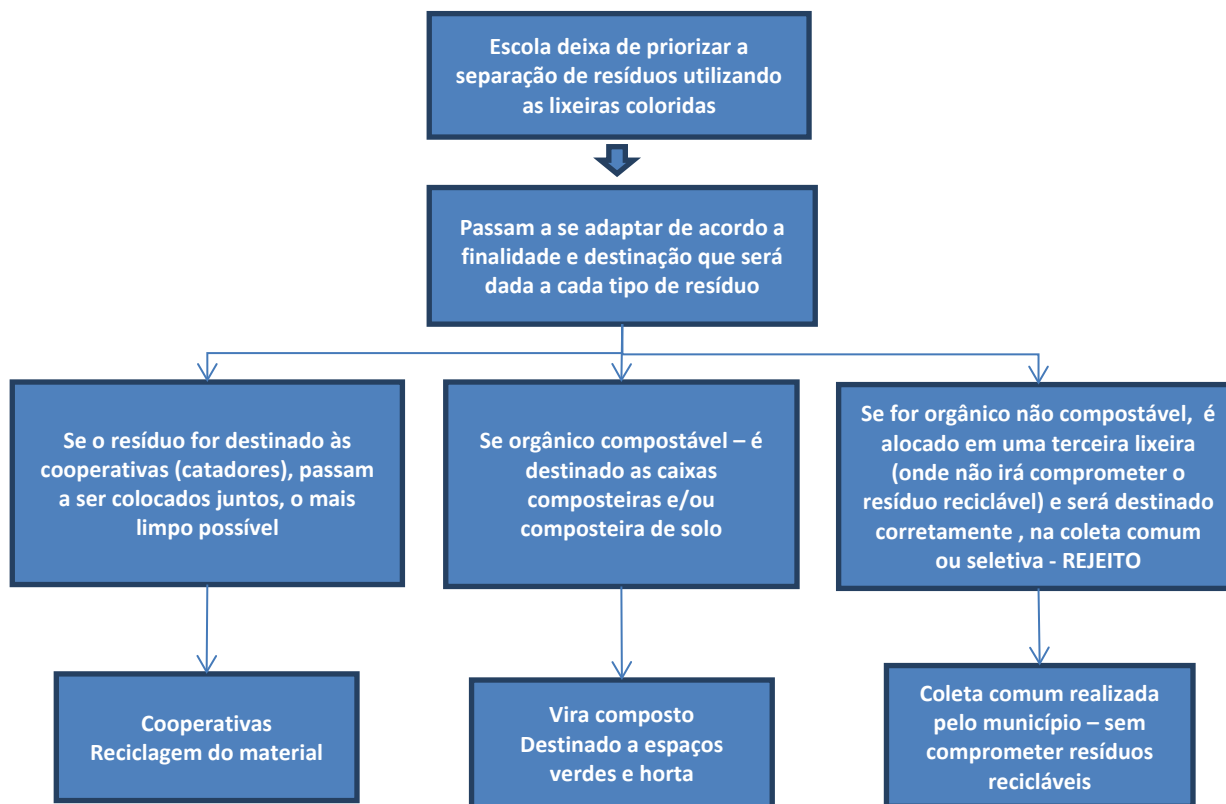


Figura 6. Fluxograma do processo adotado. Fonte: Autora.

Embora cada escola e projeto tenham as suas particularidades, observou-se que havia uma lógica de execução e obtenção de resultados. A sequência observável para os projetos foi ter um plano base/norteador, realizar diagnóstico e planejamento (situação escolar), práticas, avaliações (sistematizando ações praticadas) melhorias e réplicas na próxima etapa do projeto.

O conceito fundamenta-se na ferramenta de gestão PDCA - planejar, executar, checar e agir (ABNT, 2015), apresentada na Figura 7.

A elaboração da Ficha Prática Manuseável (FPM) tem o objetivo de ser utilizada como ferramenta de gestão no processo de educação ambiental, adaptável com a realidade e necessidade das escolas. Foi projetada sob a lógica do “Plano de Ação de Educação Ambiental” visto anteriormente na “Metodologia”. Esta ficha acompanha os agentes no trabalho de campo e deve ser preenchida da esquerda para direita. A ficha auxilia na organização de procedimentos operacionais padrões, norteador, mas não engessando, indicando o passo a passo- permite registros de cada etapa, modificações e melhorias.

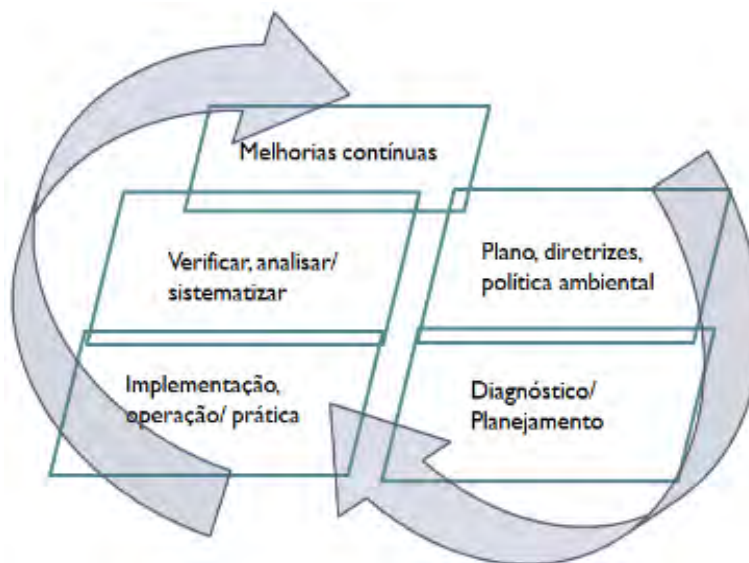


Figura 7. Lógica para sistematização de projetos socioambientais. *Fonte: Adaptado de ABNT, 2015.*

A FPM é aplicável em programas e projetos. Leva a ações e práticas de gestão ambiental em escolas, reduzindo falhas nas execuções. O formato físico da ficha possui mais campos, para ser preenchida livremente. Na imagem, no interior dos campos está exemplificado o conteúdo de cada item (Figura 8).

Foram 1747 pessoas sensibilizadas nas atividades, (Figura 9) entre professores, funcionários, comunidade de entorno, familiares e alunos do ensino fundamental e educação infantil. Do total de pessoas que tiveram acesso às oficinas, 98% estão relacionadas às escolas municipais e 2% relacionadas ao Hospital Municipal e o Centro de Educação Ambiental Ernest Sarlet. Estas duas últimas instituições, ocasionalmente solicitaram as atividades e oficinas.

Na Figura 10, é ilustrado as instituições que receberam as oficinas. Se comparado ao número de escolas municipais de ensino fundamental e infantil (EMEF e EMEI) disponíveis no município Novo Hamburgo (2020), constata-se que o projeto atendeu 58% escolas de ensino fundamental e 62% das escolas de educação infantil.

Bairros populosos, como Canudos e Santo Afonso, tiveram o maior número de pessoas sensibilizadas pelo Projeto, superando 300 pessoas (Figura 11).

Os processos para descarte e alocação de resíduos do município de Novo Hamburgo podem ser visualizados na Figura 13.

Local:		
Projeto: Gestão de resíduos compostáveis		Data/ Etapa:
Agentes envolvidos:		
Diagnóstico/ponto de partida		Plano
Descrição de como está antes de um novo projeto ou programa		Previsões/quanto tempo
		Metas Cronograma
Práticas	Verificação	Melhorias
Descrição das ações	Saiu como esperado? Relatos	O que implementar para a próxima etapa
Diário		

Figura 8. Ficha Prática Manuseável (FPM). Fonte: Autora, 2020.

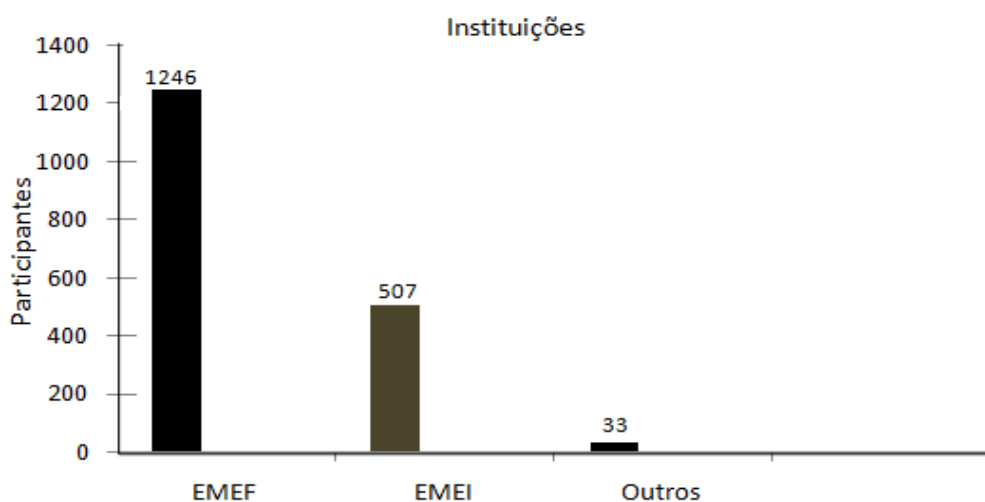


Figura 9. Participantes por tipo de instituição Escolas de Municipais de Ensino Fundamental (EMEFs) e Educação Infantil (EMEIs). Fonte: Relatório LEAMet (2020).

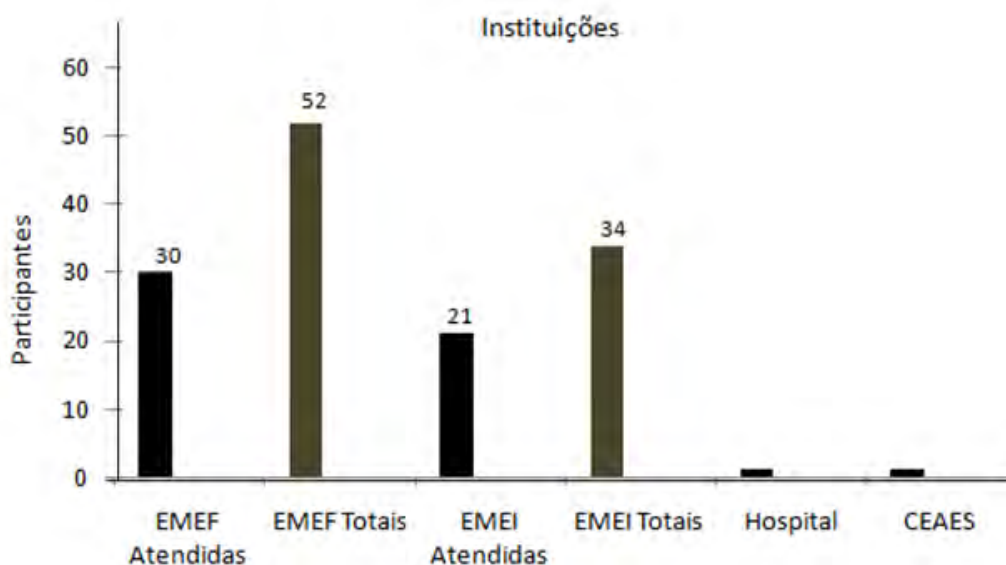


Figura 10. Instituições atendidas pelas oficinas de compostagem e educação ambiental. Fonte: Relatório LEAMet (2020).

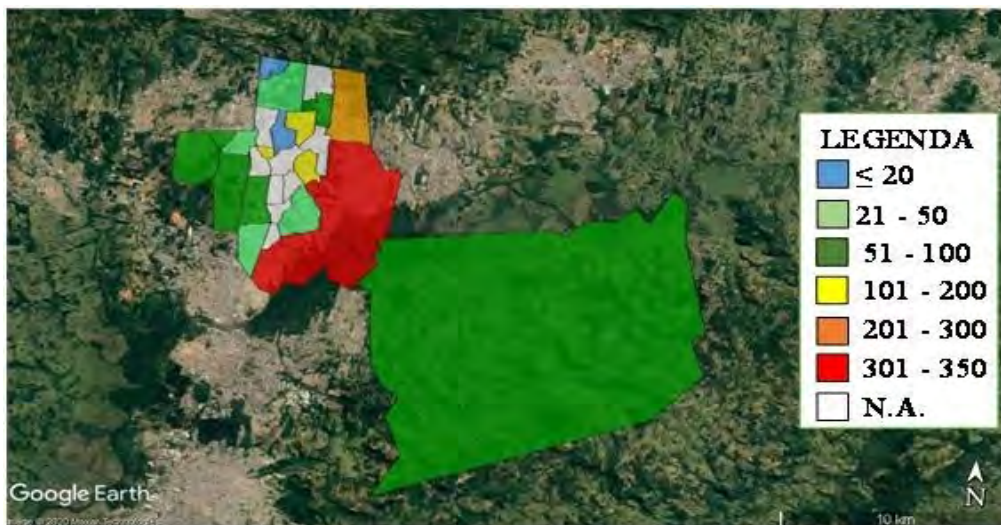


Figura 11. Distribuição espacial do número de participantes por bairros. Fonte: Google Earth.

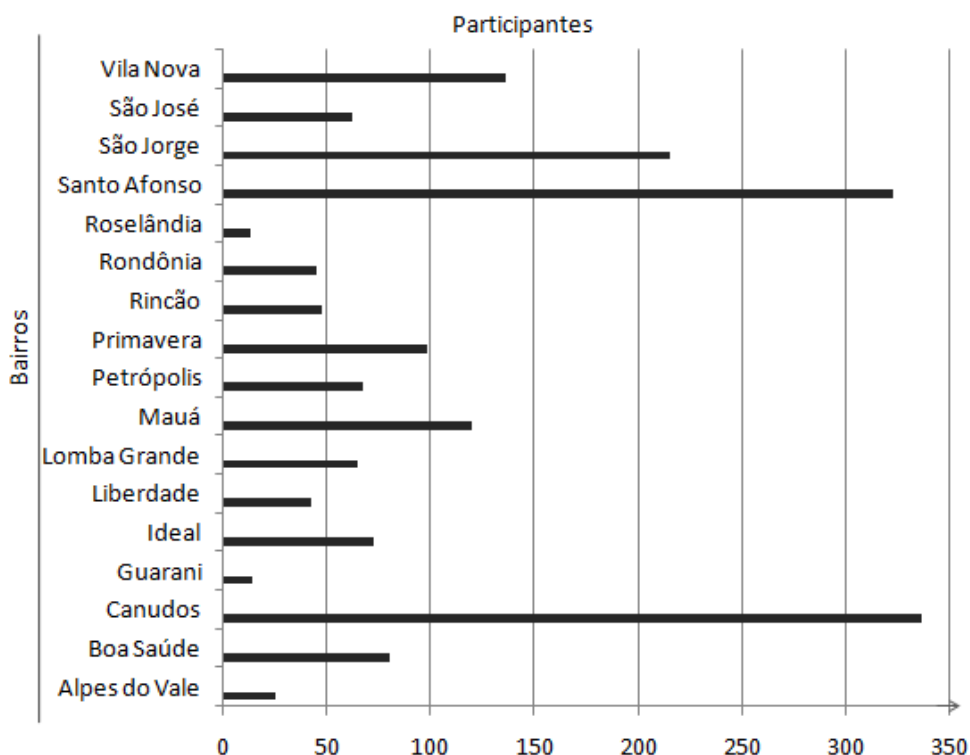


Figura 12. Pessoas sensibilizadas nas oficinas de compostagem e educação ambiental no município de Novo Hamburgo. Fonte: Relatório LEAMET (2020).

O ponto de partida é o “gerador”, como aloca e destina o resíduo. No fluxograma, no processo tradicional 1, o resíduo sólido reciclável vai a central de transbordo juntamente com o resíduo orgânico. Nesta central (Roselândia) tudo passa pela esteira dos catadores, onde separam rapidamente para comercialização os materiais recicláveis mais conservados. Lembrando que nesta central não há processos de lavagem ou beneficiamento de resíduos contaminados, ou seja, se não estão em condições mínimas para serem manuseados, são dispensados como “rejeito”. Este é o ponto crítico em vermelho no fluxograma, onde há descarte e envios desnecessários ao aterro sanitário licenciado. Este ponto crítico representa impactos ambientais, sociais e econômicos. Ambientais por exploração e ocupação de espaço físico, para alocar resíduos, sociais e econômicos, quando muitos destes materiais podem ser comercializados, revertendo-se como renda aos catadores e a economia local, além de gastos que o município tem para recolher, transportar e alocar resíduos que poderiam ser melhor manejados na rotina do gerador.

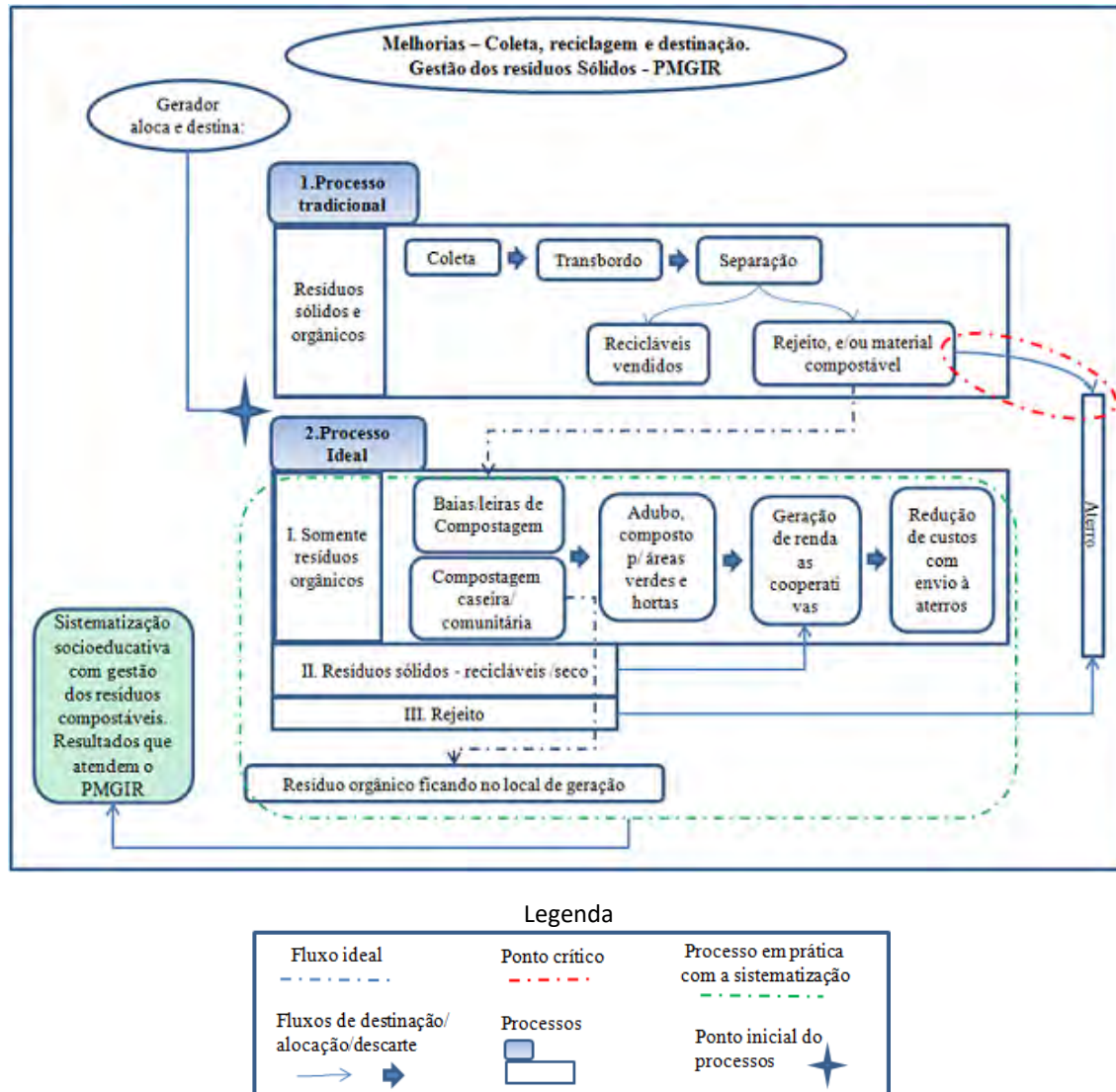


Figura 13. Fluxograma resumo da sistematização do PMGIR. Fonte: Autora, 2020.

No processo 2 do fluxograma, visualiza-se três momentos: Na etapa I, sinaliza onde o gerador tem a opção de fazer a compostagem em casa (preferível) ou enviar na coleta municipal (alocado separadamente) para que o resíduo seja disposto e processado nas baias/leiras de compostagem da central.

Na etapa II o gerador alocou o resíduo seco/ compostável separadamente – este foi preservado e está apto a ser comercializado pelas cooperativas.

A etapa III seria para resíduos que realmente são difíceis e/ou impossíveis de se reciclar, reprocessar e se reincorporar a rotina/ sistema de consumo, assim, enviados a aterros sanitários certificados.

Durante este estudo e sistematização junto às escolas do município, observou-se muitos alunos, professores e famílias com dificuldades de compreensão sobre o conceito “rejeito”, visto no fluxograma como ponto crítico. A partir desta percepção, durante as capacitações, realizava-se atividades focadas em reconhecer os resíduos recicláveis, de valor econômico aos cooperados/ catadores. Exercitava-se a compreender se orgânicos e/ou embalagens muito sujas, alocados juntos (mesma sacola) poderiam comprometer e desvalorizar outros resíduos recicláveis colocados juntos.

Trabalha-se muito que o resíduo orgânico também pode e deve ser reciclado. Orienta-se a incorporar e exercer o conceito de responsabilidade socioambiental, refletindo e praticando os 3Rs - reduzir, reutilizar e apenas finalmente reciclar e/ou destinar a aterro sanitário.

Considerações finais

É importante que escolas, como espaços educativos e de construção de valores, consigam ser exemplo, responsabilizando-se também por suas gerações e impactos socioambientais, negativos e positivos.

Atividades que aconteciam neste projeto levaram algumas professoras a refletir outros formatos de experiências pedagógicas. Posteriormente em encontros do coletivo educador, foi compartilhado que as práticas que envolviam a FPM nas ações socioeducativas em hortas com os alunos, revelaram-se amplamente benéficas, onde os registros de campo indicavam também aspectos importantes sobre o docente, como déficits e habilidades de escrita, linguagem, vocabulários, atenção, comunicação entre outras características individuais e limitações - pontos que poderiam ser reforçados ou desenvolvidos.

Esses momentos e registros em campo, de forma lúdica, eram ricos e tornaram-se importante ferramenta de diagnóstico e avaliação para algumas professoras desenvolverem outros projetos e disciplinas, indicando a viabilidade de uma educação socioambiental em espaço escolar mais orgânica transversalizada.

Os PMGIRsnorteiam ações de gestão ambiental - importante instrumento de política pública e na redução de impactos socioambientais, porém por si só, não assegura solidez e continuidade aos programas municipais.

As formações e sensibilizações são requisitos para a implementação de projetos. Neste estudo, as práticas e sistematizações no PES foram objeto de fortalecimento e melhoria contínua,

característico de coletivos educadores, que protegem projetos. Multifacetados na sociedade civil são conduzidos por diversas pastas e funcionários de carreira – o que reduz muito possibilidades de término dos programas, por serem “maiores” que agendas partidárias.

Projetos como este reduzem custos às secretarias e fomentam geração de renda. Em julho de 2019 este projeto levou à premiação do 1º Lugar no Prêmio de Boas Práticas Ambientais da FAMURS.

A continuação do projeto dá estímulos e suporte a escolas que querem se adequar, se responsabilizar, produzir conhecimento e exercer cidadania - Empenhando-se em fazer um desenvolvimento social mais sustentável e oportuno. Atualmente o projeto aguarda o retorno das aulas presenciais, por ocasião de quarentena devido ao COVID-19. Com a extensão do projeto espera-se avaliar se de fato os resultados estenderam-se à Central de Transbordo e Compostagem da Roselândia.

Referências

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2015) NBR ISO 14001– Sistemas de gestão ambiental – Requisitos com orientações para uso. ABNT, Rio de Janeiro.
- 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.* Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 agosto 2010. Seção 1, p.3.
- Campani, D. B., Samuel, P. R., Santos, A. P., Cunha, M. G. C., WAskow, R. P., Tubino, R. M. C. (2018) *Diretrizes para plano de resíduos sólidos.* Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Trabajos técnicos. Guayaquil, Ecuador: Acesso em 11 março 2020, disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/188341>
- CNM, Confederação Nacional de Municípios (2017) Pesquisa sobre Gestão Municipal de Resíduos Sólidos. *Estudos Técnicos.* Acesso em: 18 de março 2018, disponível em: <http://www.cnm.org.br/biblioteca/exibe/3080>
- Fumagalli, D., Santos, J. M. P., Basualdo, M. E. (Org.) (2000) *O que é sistematização? Uma pergunta, diversas respostas.* São Paulo: CUT Brasil, acesso em 20 de novembro de 2019, disponível em <https://cepalforja.org/sistem/bvirtual/wp-content/uploads/2013/11/o-que-e-sistematizacao-uma-pergunta-diversas-respostas.pdf>
- Jacobi, P.R., Besen, G.R., (2011) *Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade.* *Estudos Avançados*, 25(71),135-158. Acesso em 08 de maio de 2020, disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142011000100010>
- Kemmis, S.; MCTaggart, R. (1988) *Como planificar la investigación-acción.* Barcelona: Editorial Alertes, 199 pp.
- PMNH, Prefeitura Municipal de Novo Hamburgo. Governo – *Novo Hamburgo ganha o prêmio Gestor Público.* Acesso em 10/01/2020. Disponível em: <https://www.novohamburgo.rs.gov.br/noticia/novo-hamburgo-ganha-premio-gestor-publico>
- PMNH, Prefeitura Municipal de Novo Hamburgo (2017) *Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos.* Acesso em 02 de julho de 2018. Disponível em: https://www.novohamburgo.rs.gov.br/sites/pmnh/files/secretaria_doc/2019/PGIR_2017_publicado.pdf

- SMED, Secretaria Municipal de Educação (2019) *Programa Escola Sustentável recebe prêmio*. Acesso em 14 de agosto de 2019, disponível em: <https://www.novohamburgo.rs.gov.br/noticia/escolas-recebem-selos-programa-escola-sustentavel><https://www.novohamburgo.rs.gov.br/index.php/noticias/meio-ambiente>
- Rosa, T. S., Mendonça, M.B., Monteiro, G.T., Souza, M. R., Lucena, R.A. (2015) Educação ambiental como estratégia para a redução de riscos. *Ambiente & Sociedade*, **XVIII**(3), 211-230.
- Waskow, R.P. (2015) *ASTM D5231 Aplicada à Caracterização da Composição Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos. Estudo de caso: Novo Hamburgo, RS*. Dissertação (Mestrado em Engenharia) Programa de Pós Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e de Materiais da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) Acesso em 21 de março de 2018, disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/115271>



REVISTA AIDIS

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

O CENÁRIO LATINO-AMERICANO DA SUSTENTABILIDADE NA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL: REVISÃO SISTEMÁTICA

Camila Dornelas de Almeida¹
Samara Castro Santos¹
Fernanda Bento Rosa Gomes²
* Samuel Rodrigues Castro^{1,2}

THE LATIN AMERICAN SCENARIO OF SUSTAINABILITY IN THE CIVIL CONSTRUCTION INDUSTRY: SYSTEMATIC REVIEW

Recibido el 15 de julio de 2021. Aceptado el 7 de enero de 2022

Abstract

Sustainable development aims to find a balance between economic growth and rational use of resources, which directly impacts the most important activities, just like civil construction. In this sense, the present article aims to perform a literature review about sustainability in the construction industry between 1990 and 2020, focusing on Latin America in an approach that makes it possible to evaluate management tools in comparison to other scenarios. As a methodological strategy, the PRISMA methodology was used to include articles for quali-quantitative analysis. In the analysis step, 11 articles related to Latin America were included, confirming the incipient number of studies focusing in sustainability in civil construction, especially in developing countries. Studies have shown recurring points regarding the lack of a systemic view and an integrated approach that considers, among others, environmental, economic and social aspects. About the last one, it is important to highlight the importance of training of human resources for the use of sustainable management tools and methodologies that can assist in decision making and dissemination of a planning culture, based on the principle of prevention.

Keywords: Latin America, heavy construction, management tools, sustainable development.

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

² Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Juiz de Fora, Brasil.

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

Resumo

A busca pelo desenvolvimento sustentável visa encontrar um equilíbrio entre crescimento econômico e uso racional de recursos, o que impacta diretamente nas atividades de maior expressão, sendo a construção civil uma delas. Nesse sentido, o presente artigo tem por objetivo realizar uma revisão da sistemática literatura acerca da sustentabilidade na indústria da construção civil entre 1990 e 2020, com foco na América Latina, de maneira a traçar um paralelo com outros cenários, em uma abordagem que possibilite avaliar instrumentos de gestão adotados. Como estratégia metodológica, utilizou-se da metodologia PRISMA para a inclusão de artigos submetidos a análise quali-quantitativa. Para avaliação, foram incluídos 11 artigos relacionados à América Latina, ratificando o número incipiente de estudos que abordam o tema sustentabilidade na construção civil, principalmente em países em desenvolvimento. Os estudos evidenciaram pontos recorrentes no que tange a falta de visão sistêmica e abordagem integrada que considere, dentre outros, aspectos ambientais, econômicos e sociais. Nesse último, destaca-se a capacitação de recursos humanos para o uso de ferramentas e metodologias de gestão sustentável, que possam auxiliar a tomada de decisão e disseminação de uma cultura de planejamento, pautada no princípio da prevenção.

Palavras chave: América Latina, construção pesada, ferramentas de gestão, desenvolvimento sustentável.

Introdução

Desde o início da história da humanidade, o homem se mostrou o maior explorador dos recursos naturais. A princípio, tal exploração se destinava à sobrevivência, sendo as atividades baseadas na caça e pesca. Entretanto, com o desenvolvimento das sociedades, o indivíduo viu, na natureza, uma grande fonte de desenvolvimento econômico (Queiroga e Martins, 2015).

Segundo Lamberts *et al.* (2008), dessa relação insustentável entre homem e os recursos naturais, derivaram-se o alto crescimento populacional; a falta de planejamento das áreas urbanas; desigualdades sociais, com um elevado índice de pobreza; alteração dos padrões de consumo, e uso indiscriminado de recursos; exploração não planejada das florestas e da terra; além de constantes desastres naturais causados por mudanças climáticas e aquecimento global. Ainda, de acordo com Queiroga e Martins (2015), tais ações culminaram em diversos impactos ambientais - muitas vezes associados à extinção de recursos - e sociais, transformando a percepção mundial sobre a importância de maior empenho em prol da sustentabilidade, de maneira geral.

Nesse sentido, a busca pelo desenvolvimento sustentável, o qual busca encontrar um equilíbrio entre crescimento econômico e conservação de recursos naturais, através do uso racional dos recursos no presente e no futuro, impacta diretamente nas atividades de maior expressão, sendo a construção civil uma delas (Queiroga e Martins, 2015).

A indústria da construção civil contribui significativamente para a qualidade de vida das pessoas. Entretanto, o desenvolvimento da indústria da construção e de seus produtos determinam

problemas ambientais em escala global (Ngowi, 2000). Estima-se que essa indústria seja responsável por, aproximadamente, 40% da energia consumida, 30% das emissões de dióxido de carbono (CO₂) e 40% do total de resíduos sólidos produzidos globalmente (IRC, 2014).

Dentro desse contexto, segundo Novis (2014), a indústria da construção civil torna-se protagonista, atuando em ações que incentivam a adoção de boas práticas ambientais para garantir a sustentabilidade do negócio e minimizar possíveis impactos. Assim, há uma tendência para que as construções atuais se atentem para a dimensão ambiental de seus empreendimentos, com a utilização de indicadores ambientais e ferramentas de gestão sendo adotadas para contemplar o desempenho relacionado ao consumo de matérias-primas, uso do solo, energia e água, bem como as emissões atmosféricas, lançamento de efluentes e a disposição de resíduos (Novis, 2014; Borba, 2009).

A nível mundial, alguns indicadores merecem destaque, dentre eles (Silva, 2013): o projeto CRISP (Construction Related Sustainability Indicators) que envolve onze países europeus, os Estados Unidos, Japão e Malásia; a estrutura CIRIA (Construction Industry Research and Information Association), envolvendo o Reino Unido; e outros indicadores de sustentabilidade de edificações, estabelecidos por países desenvolvidos, dentre eles o sistema LEED (Leadership in Energy and Environmental Design), criado pelos Estados Unidos.

No contexto da América Latina e Brasil, segundo Silva (2013), ainda há carência em normas e legislações sobre o assunto. Entretanto, algumas iniciativas sobressaem, como o Alta Qualidade Ambiental (AQUA), que é o primeiro certificado brasileiro para construções sustentáveis, publicado em 2010; e os indicadores de sustentabilidade do Programa Brasileiro da Qualidade e Produtividade do Habitat (PQBP-H), com abordagem relacionada ao consumo de água, energia e geração de resíduos (Novis, 2014).

Por fim, a atuação moderna da construção sustentável torna-se de extrema relevância a aplicação dos princípios do desenvolvimento sustentável no ciclo de vida dos empreendimentos a fim de minimizar os impactos inerentes dessa atividade econômica, quer seja pela extração dos recursos naturais e modificações na paisagem, ou pela geração de resíduos lançados no meio ambiente que impactam e interferem na sustentabilidade do planeta. (Queiroga e Martins, 2015).

Estudos anteriores

A sustentabilidade na indústria da construção civil tem sido abordada em estudos identificados em todo o mundo, mais frequentes no último ano. Estudo bibliométrico com foco em sustentabilidade na construção civil desenvolvido por Martens *et al.* (2013) foi pioneiro em tal abordagem no Brasil, com o objetivo de explorar o tema no âmbito da gestão de projetos de construção civil e expor lacunas e tendências das publicações.

No âmbito internacional, Wu *et al.* (2014) realizaram uma análise sistemática de métodos existentes para quantificar a geração de resíduos de construção e demolição (RCD) ao nível da obra e, a partir desta análise, propuseram um plano para a seleção do método mais adequado, considerando as especificidades de cada caso.

Santos *et al.* (2017) realizaram análise bibliométrica sobre as publicações envolvendo o uso de ferramentas de gestão de projeto com foco na Modelagem da Informação da Construção – Building Information Modeling – (BIM), a fim de compreender o trabalho de pesquisa em desenvolvimento sobre o tema, além de identificar os campos mais emergentes.

Wu *et al.* (2019) abordaram em sua pesquisa uma revisão dos métodos de avaliação de desempenho do gerenciamento de RCD, apresentando indicadores críticos e propondo uma estrutura de avaliação de desempenho para gestão ambientalmente adequada.

Por fim, o estudo mais recente sobre o tema foi desenvolvido por Araújo *et al.* (2020), a partir de uma revisão sistemática da literatura com a finalidade de investigar metodologias quantitativas de sustentabilidade na construção civil. Para realizar a investigação supracitada, os autores adotaram uma estratégia metodológica com abordagem quantitativa, análise de metadados e a análise qualitativa.

Como resultado, os autores evidenciaram que, dentre os estudos analisados, poucos apresentavam métodos quantitativos na avaliação de aspectos ambientais relacionados às atividades e aos produtos da indústria da construção (2.54%), sendo estes, quando existentes, mais comuns em construções cuja finalidade é a moradia multifamiliar. Por fim, os autores observaram uma iminente necessidade de trabalhos que preencham as lacunas existentes a respeito do tema em estudo, principalmente em países em desenvolvimento, e destacam a importância desses países desenvolverem pesquisas metodológicas que considerem a análise dos aspectos ambientais em todo ciclo de vida de suas construções.

Nesse sentido, o presente artigo tem por objetivo realizar uma revisão sistemática da literatura acerca da sustentabilidade na indústria da construção civil, com foco na América Latina, de maneira a traçar um paralelo com outros cenários, em uma abordagem que possibilite avaliar instrumentos de gestão adotados nos subsetores de construção pesada e edificações.

Material e métodos

Adotou-se, no presente estudo, uma estratégia metodológica adaptada a partir do trabalho de Araújo *et al.* (2020), baseada na divisão da análise de estudos reportados na literatura em duas etapas, sendo elas: (i) análise quantitativa; e (ii) análise qualitativa, conforme representado na Figura 1. Utilizou-se metodologia de característica mista, a qual combina técnicas quantitativas e qualitativas, que permitem múltiplas perspectivas (Pluye e Hong, 2014; Gough, 2015).

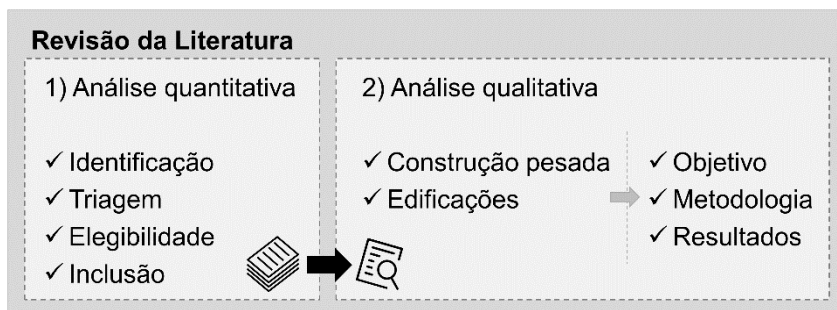


Figura 1. Esquema metodológico da revisão sistemática da literatura.

Análise quantitativa

Segundo Galvão *et al.* (2017), o componente de caráter quantitativo pode medir as associações entre diferentes fatores e a magnitude de seus efeitos ou implicações. Nesse sentido, tal análise foi utilizada para determinar as publicações que envolvem a gestão sustentável na construção civil a partir de filtros e fatores aplicados na busca.

A base de dados utilizada para identificar os artigos alvos dessa pesquisa bibliométrica foi a plataforma Web of Science, onde buscou-se por estudos de periódicos revisados por pares publicados no período de 1990 a junho de 2020.

A fim de se estabelecer uma relação entre os artigos encontrados e o contexto da sustentabilidade na construção civil, foram estabelecidos filtros que seguem a metodologia Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analysis (PRISMA). Este método é dividido em quatro fases (Moher *et al.*, 2010), conforme etapas apresentadas na Figura 1, a saber:

- *Identificação*: foram utilizadas as palavras-chave – construction, management e sustainab*, essa última adotada com o objetivo de identificar as diferentes derivações da palavra sustainable, abrangendo os mais diversos sufixos.
- *Triagem*: utilizaram-se filtros como a escolha de apenas dois grupos temáticos (engineering civil e construction building technology) dentre a classificação estabelecida pela própria plataforma, objetivando selecionar artigos que abarcassem a gestão sustentável na construção civil, de forma mais direta, objeto do presente estudo. Além disso, realizou-se o filtro com foco em contemplar estudos revisados por pares desenvolvidos na América Latina, ou com a coautoria de ao menos uma instituição de países da região.

- *Elegibilidad:* os títulos e resumos dos trabalhos foram avaliados duplamente pelo grupo de pesquisa, para um consenso, na seleção de artigos que apresentaram conteúdo diretamente relacionado com a área de gestão, sustentabilidade e construção civil.
- *Inclusão:* nesse último momento, os artigos selecionados foram lidos na íntegra com o intuito de identificar o tipo de abordagem e subsetores da construção civil relacionados, para uma posterior análise qualitativa.

Análise qualitativa

Essa etapa possibilitou discorrer sobre o conteúdo dos trabalhos selecionados nas etapas mencionadas anteriormente. A partir da investigação de seus tópicos, os artigos foram subdivididos considerando subsetores da construção civil em que eles se relacionavam, a saber: construção pesada e edificações.

Nesta etapa, os estudos selecionados foram analisados pelo uso do software Iramuteq (*Interface de R pour les Analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires*) com o objetivo de criar mapas que representassem, através de atributos visuais, uma análise textual que exprimisse as relações entre os estudos e conteúdos abordados.

O Iramuteq permite a elaboração de análises estatísticas textuais, como cálculo de frequência de palavras, análise de contraste de modalidades de variáveis, análises multivariadas e nuvens de palavras, as quais organizam a distribuição do vocabulário de forma compreensível e visualmente clara (Camargo e Justo, 2013). Tal programa, segundo Camargo e Justo (2013), começou a ser utilizado no Brasil em 2013, contribuindo para o processamento de dados qualitativos em análises estatísticas de textos, entrevistas, documentos, publicações científicas, e que possibilita a comparação de diferentes produções em função de variáveis específicas.

O componente qualitativo pode ser adotado, por exemplo, para se conhecer ou compreender os aspectos culturais, econômicos, organizacionais, políticos e sociais de um fenômeno ou problema, bem como, descobrir possíveis variáveis que interferem em alguns contextos e não em outros (Galvão *et al.*, 2017). Além disso, a análise qualitativa é elencada, por Pluye e Hong (2014), como de grande importância para descobertas empíricas que, teoricamente, explicam a contribuição de publicações científicas. Desse modo, tal análise objetivou observar e descrever tais questões relacionadas à gestão sustentável na construção civil.

Nesta etapa, o conteúdo foi investigado de maneira a descrever os artigos e elencar, dentre os trabalhos selecionados, especificidades relacionadas ao aspecto de sustentabilidade, envolvendo ferramentas, indicadores e metodologias de gestão ambientalmente adequada nos estágios, quando existentes, de planejamento, implementação e operação de empreendimentos da indústria da construção civil, considerando ainda, especificidades relacionadas a cada caso.

Resultados e discussão

Análise quantitativa

Foram encontrados 3,938 artigos, com publicação distribuída ao longo do período conforme representado na Figura 2, com resultados expressivos nos últimos anos, o que pode estar relacionado com a evolução das estratégias de gestão ambiental do controle da poluição para a prevenção, considerando-se aspectos e abordagens sustentáveis de desenvolvimento e produção (Brockhoff *et al.*, 1999).

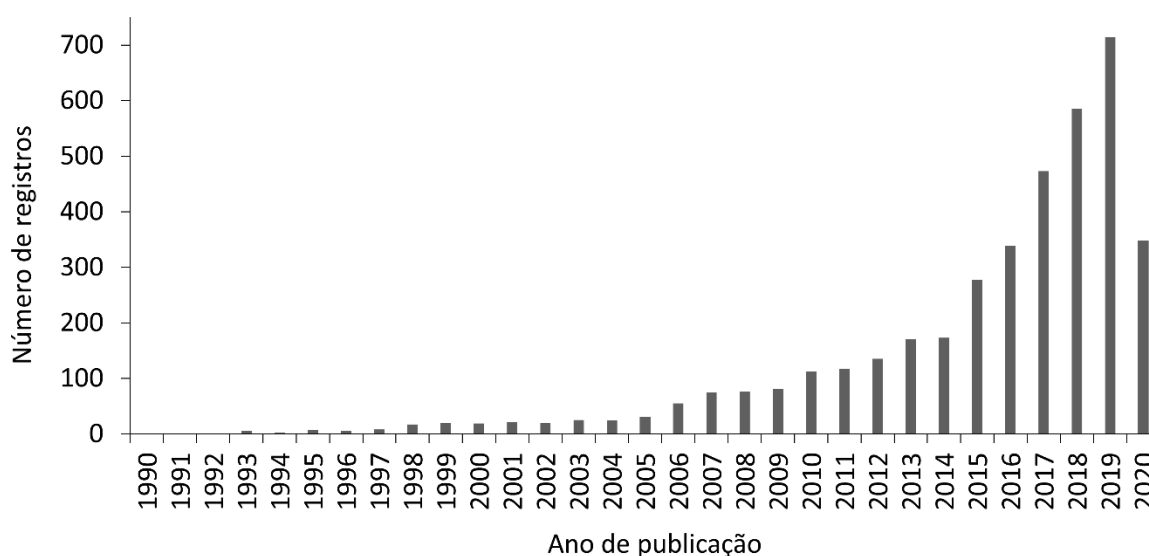


Figura 2. Série temporal de publicações selecionadas na fase de identificação da revisão sistemática da literatura.

Tal panorama pode ser corroborado por diversas discussões, sendo algumas destas abordadas por Rose (2011): (i) O papel cada vez mais forte desempenhado pela opinião pública sob regimes democráticos; (ii) a atuação dos meios de comunicação, apontando os problemas ambientais e informando a população; (iii) o crescimento da importância das normas técnicas em economias cada vez mais internacionalizadas; (iv) empresas multinacionais e locais voltadas para o mercado exportador estão introduzindo sistemas de gerenciamento ambiental e obtendo certificações na norma ambiental ISO 14001; (v) o aumento do número de ONGs, com grande atuação na área ambiental e social; (vi) a “indústria ambiental” apresenta um rápido crescimento, abrindo novas oportunidades de trabalho e ampliando a oferta de cursos especializados.

Outros fatores podem possuir relação direta com o demonstrado pela Figura 2. Um exemplo é o fato de, no início da década de 1990, na Rio 92, a Organização pelo Desenvolvimento Industrial das Nações Unidas (UNIDO), juntamente com o Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas

(PNUMA), estabeleceram, em consonância com os acordos multilaterais, o conceito de Produção Mais Limpa (P+L) como a aplicação contínua de uma estratégia ambiental preventiva integrada aos processos, produtos e serviços com o intuito de aumentar a ecoeficiência e reduzir os riscos à saúde e ao meio ambiente (Brasil, 2020).

Ademais, ressalta-se, o surgimento de novas tecnologias associadas à Engenharia na última década que, juntamente com o aumento da demanda por produtos e serviços mais sustentáveis, acaba corroborando para incremento de esforços em prol da inovação das técnicas de gerenciamento e, conseqüentemente, o número de estudos e publicações correlatas. Destaca-se que cerca de 87.5% dos estudos avaliados (3,444), foram publicados a partir de 2010.

Por outro lado, Minks (2020) destaca a necessidade de avanços relacionados ao tema de construções sustentáveis, principalmente em países em desenvolvimento, que visam, dentre vários fatores, maior fomento a pesquisas, educação, melhores práticas e projetos-piloto de novas tecnologias, além da formação de especialistas qualificados para a implementação dos conceitos de sustentabilidade nas construções.

As publicações representadas pela Figura 2 tiveram como origem 164 países, conforme proporções demonstradas na Figura 3.

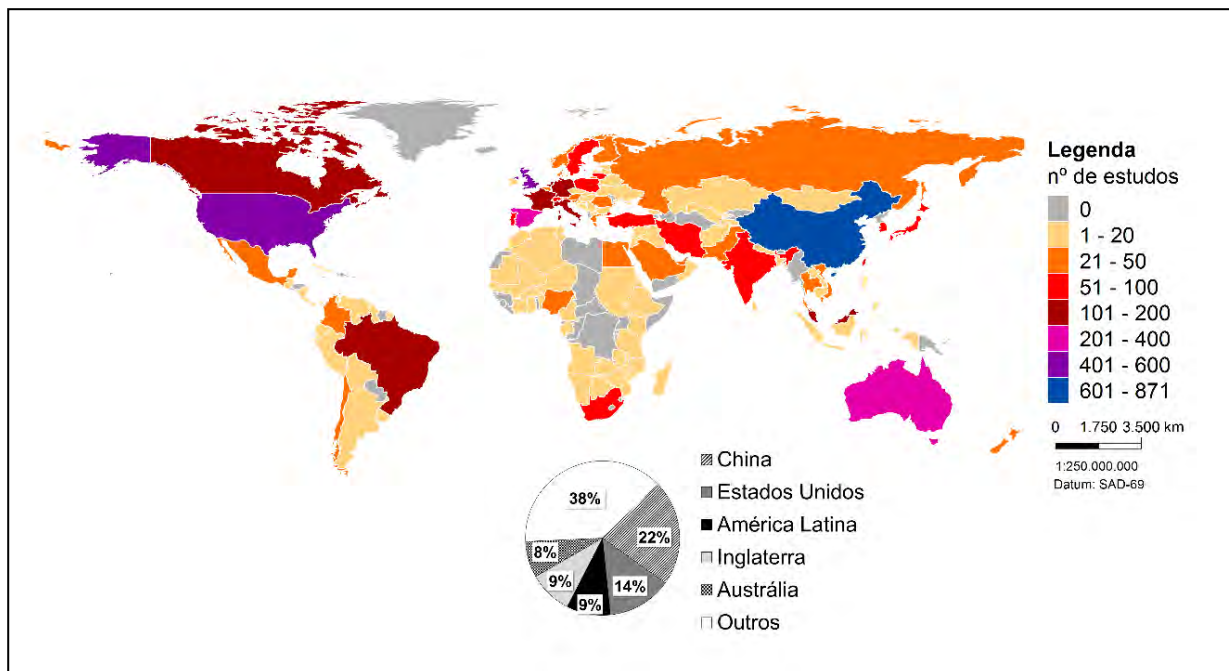


Figura 3. Distribuição espacial das publicações sobre gestão, sustentabilidade e construção civil.

Observou-se que, dentre os 164 países com publicações relacionadas ao tema, o de maior produtividade foi a China, com 870 artigos publicados, cerca de 22% do total; seguido pelos Estados Unidos, com 14% do total.

Para o estudo comparativo, considerou-se países da América Latina. O grupo representa 9% das publicações mundiais com um total de 362 artigos. Em ordem de produtividade científica no tema abordado, são eles: Brasil, México, Colômbia, Chile, Equador, Argentina, Venezuela, Peru, Cuba, Costa Rica, Uruguai, Guatemala, Bolívia, Nicarágua e Panamá.

Além de elencar a totalidade das publicações em uma avaliação bibliométrica e temporal, a etapa de identificação apresentou, ainda, a classificação destes estudos em 10 categorias, aqui denominadas de grupos temáticos, representados pela Figura 4.

A etapa de triagem se deu com a seleção dos grupos civil engineering e construction building technology, os quais possuem maior vínculo com especificidades do tema construção civil. A exclusão de duplicatas, realizada automaticamente pela própria plataforma, possibilitou o apontamento de 671 publicações, das quais, 21 apresentaram-se associadas à América Latina, estudos realizados no Chile, Brasil, México, Colômbia e Argentina com uma representatividade de 3.13% em relação ao total de registros reportados ao redor do mundo.

Em contrapartida, países como Estados Unidos e China mantiveram um quantitativo expressivo de publicações relacionadas ao tema, apresentando, nessa fase da pesquisa, 129 (19.2%) e 131 (19.5%) estudos, respectivamente. Nesse mesmo cenário, Araújo *et al.* (2020) relatam que, com exceção da China, foram realizados poucos estudos acadêmicos em países em desenvolvimento.

Em relação ao panorama apresentado para a América Latina, alguns pontos de partida podem ser analisados como motivadores, dentre os quais destaca-se a recente normalização e legislação ambiental desses países, além da falta de subsídios dos governos para fomento da prática de sustentabilidade nas construções. Dentre outros pontos, Minks (2020) ressalta, ainda, uma coordenação incipiente entre os diversos órgãos ambientais, agências econômicas e sociais; falta de decisão política; além de considerável pressão econômica por parte de grupos que se sentem afetados pelas ações de controle.

Após a leitura dos títulos e resumos dos 21 estudos associados à América Latina, ou com o envolvimento de instituições localizadas nos países da região, decidiu-se pela exclusão de mais dez artigos, uma vez que estes não se relacionavam minimamente com a gestão sustentável na construção civil. A etapa de elegibilidade foi realizada pela análise individualizada dos artigos por, no mínimo, dois pesquisadores que, de forma consensual, indicaram a exclusão.

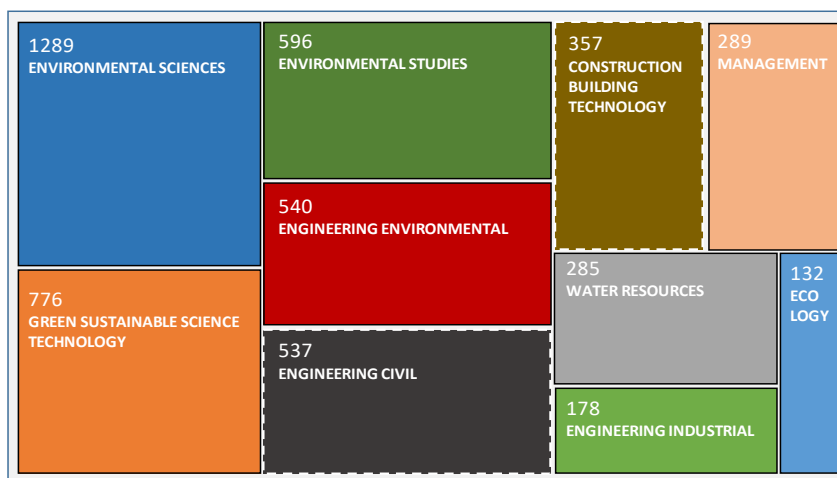


Figura 4. Classificação das publicações em grupos temáticos.

Dentre os estudos excluídos, a maioria apresentava abordagem relacionada a materiais destinados à construção civil e obtidos pelo reúso de resíduos diversos, entretanto, focavam nas novas propriedades físicas e no desempenho desses materiais (Calaes *et al.*, 2007; Calaes *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2012; Bedoya e Dzul, 2015; Mercader-Moyano *et al.*, 2016; Cabrera-Covarrubias *et al.*, 2017; Marinho *et al.*, 2017). Outros estudos não apresentaram abordagem e detalhamento que permitissem uma análise do rigor e critérios metodológicos considerados, divergindo da ideia central de sustentabilidade na construção.

Após a leitura mais detalhadas dos 11 artigos incluídos, visando destacar o subsetor da construção civil a qual eles se referiam, foram identificados cinco artigos com temas relacionados ao subsetor de construções pesadas, e seis artigos com abordagem relacionada ao subsetor de edificações. Além disso, observou-se aspectos ambientais e relacionados à sustentabilidade abordados em cada estudo.

Para o subsetor da construção pesada, apenas um dos artigos aborda, de forma mais específica, o aspecto ambiental de resíduos sólidos (Pavez *et al.*, 2010), enquanto dois artigos abordam o aspecto de emissões atmosféricas (Torres-Machi *et al.*, 2014; González e Echaveguren, 2012), outro retoma aspectos técnicos, econômicos e ambientais da construção civil (Torres-Machi *et al.*, 2015) e, por último, um artigo aborda o aspecto da sustentabilidade social e de recursos humanos (Sierra *et al.*, 2016). Para o subsetor de edificações, verificou-se que um artigo aborda o aspecto ambiental do consumo de energia (Ortiz *et al.*, 2007), dois artigos abordam o aspecto de resíduos sólidos gerados (Rosenbaum *et al.*, 2014; Nascimento *et al.*, 2018), um sobre a escolha de materiais empregados nas edificações (Arroyo *et al.*, 2016), outro a gestão de processos (Paula e Melhado, 2018) e, por fim, um artigo aborda simultaneamente materiais e consumo de energia na construção (Saldaña-Márquez *et al.*, 2018).

Ao analisar as nuvens de palavras geradas no Iramuteq conjuntamente, é possível perceber que ambas apresentaram as palavras “*construction*”, “*environmental*” e “*sustainability*” em destaque, ou seja, indicando alta frequência nos artigos, fato que pode estar relacionado com os termos de busca utilizados na plataforma de pesquisa.

Na análise para o subsetor de construção pesada, observou-se alta frequência para os termos “*economic*”, “*infrastructure*” e “*maintenance*”. O que possibilita inferir que, por se tratar de obras de infraestrutura, com recorrentes demandas de manutenções, o fator econômico é um termo que gera preocupação entre os gestores, principalmente quanto à gestão eficiente de recursos. Fato corroborado pela palavra em destaque “*management*”, que ratifica a importância de uma gestão ambientalmente adequada em projetos de grande porte, o que pode se dar pelo uso de ferramentas e softwares. Dahlbo *et al.* (2015) também utilizaram ferramenta multi-metodológica para avaliar um sistema de gerenciamento de resíduos de construção e demolição, que evidenciou a necessidade de uma análise da performance ambiental a partir de diferentes perspectivas, destacando considerar especificidades e diferenças regionais nas operações.

Evidencia-se ainda, principalmente nessa primeira análise, o destaque dado às palavras “*integrate*” e “*integral*”, o que evidencia a importância de um olhar sistêmico em um processo de gestão, com abordagens que integrem aspectos econômicos, ambientais e sociais em prol da sustentabilidade.

Por outro lado, a análise textual para o subsetor de edificações, que abrange obras para fins de moradias e comerciais, nota-se em destaque as palavras: “*design*”, demonstrando que há significativa preocupação a etapa de projeto; e “*life_cycle_assessment*” ou análise de ciclo de vida, que trata-se de uma análise importante de avaliação do impacto ambiental e que subsidia a tomada de decisão. Buyle *et al.* (2013) reportaram o crescimento de estudos com foco na redução do consumo de energia e do uso de materiais eco-friendly, mas destacam que o uso da análise do ciclo de vida tem ganhado importância na indústria da construção, subsidiando a seleção de materiais, redução do consumo de água, dentre outros.

Construção pesada

O estudo de Pavez *et al.* (2010) aborda o aspecto ambiental dos resíduos sólidos a partir da construção enxuta, objetivando ilustrar os impactos da visão integrada desse tipo de construção e da gestão de projetos. Todo o trabalho se desenvolve acerca da aplicação da ferramenta Last Planner System (LPS) no complexo organizacional da construção.

A abordagem LPS é elencada como uma boa provedora de informações avançadas sobre o controle, pois força o aparecimento de problemas no estágio de planejamento, permitindo a redução de resíduos e promovendo a adição de valor nas atividades através da melhoria da

produtividade no trabalho. O artigo cita ainda o fato de a maioria das implementações se darem de forma fragmentadas, sendo importante à incorporação dos princípios da visão sistêmica e integrada para esse tipo de construção e para a gestão de projetos como um todo.

O estudo de González e Echaveguren (2012) aborda principalmente o aspecto ambiental das emissões atmosféricas produzidas por máquinas e caminhões que circulam em obras de construção de estradas, realizando abastecimento de material e retirada de resíduos da área de obra. Essa movimentação provoca volumosas emissões de gases poluentes, sendo considerado o principal impacto ambiental gerado nesse tipo de obra de grande porte.

O artigo propõe uma modelagem baseada em simulação de eventos discretos para avaliar a sustentabilidade de construções de estradas quanto às emissões atmosféricas, possibilitando o cálculo de um número ideal de caminhões e carregadeiras utilizados na obra, com a finalidade de otimizar o tráfego e minimizar os níveis de emissões.

Um outro trabalho que aborda a sustentabilidade na construção no subsetor da construção pesada foi conduzido por Torres-Machi *et al.* (2014), o qual relaciona aspectos ambientais de emissões atmosféricas, balanço de energia, poluição sonora, gestão de resíduos sólidos, uso racional de materiais e consumo consciente de energia.

O artigo faz um exame dos modelos e práticas para a avaliação econômica e ambiental no setor da pavimentação, com o intuito de analisar as vantagens e limitações desses modelos, identificando oportunidades de melhoria. Para isso, os autores realizam um levantamento de como as análises econômicas e ambientais são feitas nesse setor, bem como os modelos que têm sido adotados.

Em relação aos modelos que consideram os aspectos ambientais supracitados, países como Estados Unidos, Dinamarca, Inglaterra e Canadá foram elencados como criadores dessas ferramentas. Nesse sentido, observa-se, novamente, a pouca atividade dos países da América Latina em relação a gestão sustentável da construção, evidenciando um amplo campo de atividades ainda inexploradas por esses países.

Os autores detectaram, ainda, que são incipientes os modelos que consideram aspectos econômicos e ambientais de forma integrada, aspectos essenciais para a garantia da gestão sustentável de projetos de pavimentação, além da incorporação de aspectos específicos do trabalhador, fatos também contemplados pela pesquisa de Pavez *et al.* (2010), mencionada anteriormente.

Ainda, de autoria de Torres-Machi *et al.* (2015), outro estudo sobre a gestão sustentável na construção foi publicado. Tal trabalho buscou examinar e comparar métodos construtivos que integram aspectos técnicos, econômicos e ambientais, garantindo a gestão sustentável na pavimentação.

A avaliação da esfera ambiental foi realizada a partir do uso da ferramenta de análise do ciclo de vida com foco nas emissões de carbono, elencando os impactos ambientais do tratamento dos pavimentos a partir da preservação (P), manutenção (M) e reabilitação (R), determinando as práticas ambientalmente mais “amigáveis”.

Ainda para a construção pesada, o artigo de Sierra *et al.* (2016) buscou a identificação de critérios relacionados ao cunho social da sustentabilidade que melhor se encaixam em cada estágio do ciclo de vida de infraestruturas públicas, determinando o nível de relevância de cada critério no desenvolvimento dessa estrutura. Para isso, os autores utilizaram uma metodologia com 31 critérios de sustentabilidade social submetidos à análise de especialistas e classificados em quatro macro grupos, sendo eles: recursos humanos internos (10), população externa local (12), participação social de stakeholders (4), e atividades sociais em nível regional ou nacional (5). Tal metodologia foi replicada em questionários respondidos por especialistas da área.

De acordo com a ordem de relevância de cada critério no ciclo de vida, os especialistas convergiram ao relacionar a contribuição do estágio de projeto sobre a maioria dos critérios que incorporam as categorias de participação dos stakeholders (partes interessadas), e da população local externa. Similarmente, a etapa de construção é influenciada por critérios associados aos recursos humanos internos e de atividades socioambientais. A etapa de operação apresentou risco às atividades socioeconômicas e o estágio de demolição mostrou-se significativo para critérios que abordam aspectos de participação de stakeholders e recursos humanos internos.

Por fim, em uma análise geral dos cinco estudos abordados neste item (Tabela 1), observa-se, inicialmente, uma pequena quantidade de trabalhos incluídos a partir da pesquisa bibliométrica e que abordam a gestão sustentável na construção pesada. Dentre os estudos apontados, três deles possuem autores em comum, demonstrando que o tema se encontra concentrado em grupos específicos de pesquisa, com destaque para o Chile. Tal fato aponta um gap da literatura, além de oportunidades para um maior aprofundamento em estudos relacionados a esse tema e que contemplem especificidades e particularidades das demais realidades da América Latina. Ao elencar questões que consideram os aspectos ambientais nesse subsetor, Torres-Machi *et al.* (2014) destacam o desenvolvimento desses modelos que se dá, majoritariamente, fora do eixo da América Latina, motivo o qual contribui para a escassa produção de estudos englobando a gestão sustentável nesta região.

Tabela 1. Construção pesada: análise qualitativa de estudos incluídos.

País	Objetivo	Metodologia	Resultados	Referência
Chile	Descrever e discutir a teoria da visão integrada em um cenário que apresente esforços e disciplina a gestão de projetos sob a perspectiva da construção enxuta.	Aplicação de uma ferramenta de planejamento e controle denominada Last Planner System, baseada nos princípios da construção enxuta foi utilizada para ilustrar os impactos uma visão integrada sobre a gestão da construção e projeto.	O estudo evidencia a necessidade da inclusão de uma visão sistêmica e integrada em práticas com fins de uma gestão efetiva, em prol de uma construção enxuta, com esforços que considerem e incorporem os recursos humanos das organizações, que ainda recebem pouca atenção.	Pavez <i>et al.</i> (2010)
Chile	Aplicar um modelo que incorpora aspectos ambientais em projetos de operações de construção de estrada, que considera as emissões geradas a partir do processo produtivo e condições de tráfego.	Estrutura de modelagem dinâmica na simulação de eventos discretos.	É possível dimensionar um número ótimo de caminhões e carregadeiras que minimiza a quantidade de emissões, um resultado obtido pela análise do ciclo de produção que inclui operações de carregamento/descarregamento, transporte interno/externo, além de possíveis atrasos no fluxo.	González e Echaveguren (2012)
Chile	Estudar modelos e práticas na avaliação econômica e ambiental de pavimentos, de forma a identificar vantagens, limitações e oportunidades para uma gestão sustentável.	Análises de indicadores para a avaliação econômica e ambiental para a gestão ambiental da infraestrutura de pavimentos.	O estudo destaca a escassez de modelos que consideram, de forma integrada, aspectos econômicos e ambientais, além da necessidade de considerar aspectos dos recursos humanos, o emprego de novas tecnologias e a utilização de materiais recicláveis.	Torres-Machi <i>et al.</i> (2014)
Chile	Examinar e comparar métodos para a consideração de aspectos técnicos, econômicos e ambientais dando suporte aos diversos atores envolvidos para a gestão sustentável dos pavimentos.	Indicadores e métodos de integração dos diferentes aspectos foram explorados e possibilitaram recomendações daqueles mais adequados aos diferentes cenários.	O Processo Analítico Hierárquico é recomendado quando o número de alternativas é pequeno. Por outro lado, em um número considerável de alternativas (> 7), metodologias multicritérios são as mais indicadas, como a soma ponderada, que torna-se mais eficiente para a tomada de decisão.	Torres-Machi <i>et al.</i> (2015)
Chile	Determinar a relevância de um conjunto de critérios utilizados na avaliação da sustentabilidade social pelo ciclo de vida de uma infraestrutura civil pública.	Estudo de caso com a aplicação do método Delphi a especialistas chilenos consultados. Testes estatísticos foram utilizados para avaliar a convergência da percepção dos especialistas.	Os critérios mais relevantes a serem considerados, por estágio do ciclo de vida, foram a participação dos stakeholders (projeto e demolição), população externa local (projeto), recursos humanos internos (construção e demolição), ações sociais e atividades socioambientais (construção), e ações sociais e atividades socioeconômicas (operação).	Sierra <i>et al.</i> (2016)

Destaca-se, ainda, aspectos relacionados à visão sistêmica e que integre aspectos econômicos, ambientais e sociais, recorrentes nos trabalhos de Pavez *et al.* (2010), Torres-Machi *et al.* (2014) e Sierra *et al.* (2016) e que evidenciam maiores fragilidades relacionadas ao desenvolvimento desse último pilar. Além disso, notou-se grande variação dentre os aspectos ambientais abordados, passando pelos resíduos sólidos, emissões atmosféricas, balanço de energia, poluição sonora, uso racional de materiais, e consumo consciente de energia. Esse panorama destaca a heterogeneidade das realidades evidenciadas nas construções latino-americanas, principalmente no subsetor da construção pesada, que engloba obras diversas, tais como: infraestrutura e telecomunicações, obras viárias, de instalações, grandes estruturas, urbanização e paisagismo, dentre outras.

Subsetor de edificações

O estudo de Ortiz *et al.* (2007) aborda a metodologia de análise do ciclo de vida como ferramenta de gestão sustentável na construção civil, através de uma revisão de diversos estudos de caso. Nesse contexto, o artigo apresenta a metodologia da Política Integrada do Produto, que procura identificar produtos com o menor potencial para impactos ambientais, se baseando em todo o ciclo de vida do mesmo. Os produtos podem ser classificados por: Produtos de Impacto Ambiental, Produtos para a Melhoria do Meio Ambiente ou Implicações Políticas. Para a implementação da Política Integrada do Produto, é utilizada a Declaração Ambiental do Produto, que apresenta informações a respeito da aquisição de matéria prima, consumo de energia e demais químicos, etc; além do Ecodesign, que expressa a relação entre o produto e o meio ambiente, com vistas à redução do seu impacto.

Os autores pontuam, ainda, que, com base na análise de todo o processo construtivo, a análise do ciclo de vida é empregada dependendo do cenário apresentado, a saber: (i) construções de moradias – são avaliados os dados dos materiais de construção, a variação de mistura de eletricidade e o consumo de energia; (ii) construções comerciais – são analisados o uso de eletricidade na operação, o calor gerado pelo funcionamento, o uso da água, além do potencial poluidor da atividade fim; (iii) construções de infraestrutura, mais especificamente tratando-se da construção de autoestradas – é avaliado o potencial de impacto ambiental, através da colaboração para o aquecimento global, acidificação dos solos e ecotoxicidade. Como resultado, o trabalho evidenciou que a maioria dos estudos de análise de ciclo de vida abordam o aspecto do consumo energético; nesse sentido, reportam que a etapa construtiva de uma edificação consome de 10 a 20% da energia consumida ao longo de sua vida útil.

O estudo de Rosenbaum *et al.* (2014) adota a abordagem “verde-enxuta” (green-lean) para gerenciar a produção com foco na redução do desperdício em construções utilizando a ferramenta de Mapeamento da Cadeia de Valor – uma técnica originalmente aplicada à manufatura para mapear sistemas de produção industrial.

A metodologia de pesquisa foi baseada na análise do projeto de um centro médico no Chile, onde o escopo do trabalho incluiu atividades fundamentais de construção, na parte estrutural. A implementação da ferramenta incluiu coleta de dados e processamento, medição de indicadores ambientais e geração de resíduos, elaboração dos mapas, diagnóstico do estado atual, além da elaboração de mapas futuros e recomendações para a manutenção do funcionamento. Destaca-se que é um trabalho pioneiro na experiência de implementação do Mapeamento da Cadeia de Valor na construção civil, com resultados positivos na redução de impactos ambientais gerados.

O estudo de Arroyo *et al.* (2016) propõe o uso de uma estratégia de tomada de decisão chamada Choosing by Advantages (CBA), ou “Escolhendo por Vantagens”. A metodologia consiste em basear as decisões na importância da vantagem, tendo-as ancoradas na relevância dos fatos. Nesse estudo, o método foi utilizado para a seleção de materiais empregados na construção de um prédio comercial de uma empresa global, considerando o desafio da escolha de materiais sustentáveis, em conformidade com os objetivos dos stakeholders. Os autores puderam concluir que a utilização do CBA pode potencializar um modelo de gestão sustentável na construção, além de contribuir com o aumento da demanda por tais materiais, direcionando os esforços e investimentos da indústria.

O estudo de Nascimento *et al.* (2018) tem como objetivos principais definir os conceitos de Building Information Modeling – Modelagem de Informações da Construção (BIM) e Lean Thinking, ou “Pensamento Enxuto”, analisar as relações entre os mesmos e aplicar a ferramenta Digital Obeya Room para gerenciamento de manutenções.

Primeiramente, foi realizada uma revisão da literatura sobre a abordagem BIM-Lean, em paralelo a uma investigação empírica da manutenção de uma planta industrial para avaliação de tal metodologia e suas tecnologias para o planejamento e controle da manutenção preventiva. Por fim, realizou-se a aplicação de um questionário a gerentes, pesquisadores e especialistas em BIM para avaliar a relevância de 9 funcionalidades BIM e 16 princípios Lean para a indústria de construção.

Os resultados da análise provaram ser fundamentais, para o gerenciamento e tomada de decisão, planejamento e controle da manutenção em projetos de construção. A pesquisa indicou que os princípios mais relevantes foram: padronização, instituição de avanços prévios, uso do gerenciamento visual, manutenção da informação e integridade do modelo, além da colaboração no design e construção. Com isso, evidenciou-se que o gerenciamento visual demonstrou ser o principal ponto para uma melhoria contínua em construções e a aplicação de metodologias BIM-Lean possibilita nivelar recursos, reduzir retrabalho e desperdício ao longo da etapa executiva do projeto.

O estudo de Paula e Melhado (2018) abordou a sustentabilidade em construções a partir da investigação da relação com a gestão de processos em três firmas de design arquitetônico. Para isso, os autores realizaram a coleta de dados a partir de uma entrevista semiestruturada e da análise de

documentos, considerando as esferas do planejamento estratégico, estrutura organizacional, gestão financeira e de pessoas, gestão de negócios e marketing, sistemas de informações, planejamento e controle dos processos de design e serviços agregados, além da avaliação de performance.

Como resultados, os estudos evidenciaram que a sustentabilidade não vem sendo formalmente considerada no planejamento estratégico das firmas, que não costumam destinar um profissional específico para atuar em aspectos relacionados ao meio ambiente e, assim, tal capacitação não é critério para contratação. Por fim, os autores apontam que, para pequenas e médias empresas, a estruturação pautada em sustentabilidade torna-se um desafio ainda maior.

O estudo desenvolvido por Saldaña-Márquez *et al.* (2018), avaliou diferentes unidades habitacionais construídas no âmbito do Programa de Financiamento para Soluções de Habitação, no México com base no Sistema de Avaliação da Sustentabilidade de Edificações, reconhecido internacionalmente. Nesse sentido, o trabalho abordou os aspectos ambientais do uso racional de materiais e energia, da qualidade ambiental interna e da gestão das construções.

Os autores adotaram uma metodologia que pode ser dividida em quatro passos: (i) seleção dos sistemas de avaliação de sustentabilidade; (ii) desenvolvimento e execução do processo de normalização de critérios; (iii) seleção e descrição dos estudos de caso; (iv) comparação entre os estudos de caso. Destaca-se, inicialmente, que os sistemas de avaliação elencados e apontados como melhores alternativas (LEED, BREEAM, AQUA-HQE e GBI) têm como origem países desenvolvidos, como EUA e Reino Unido, o que ratifica a ausência de países em desenvolvimento, como o próprio México e Brasil, na criação e evolução de sistemas relacionados com a avaliação de sustentabilidade em edificações.

Olhando por uma perspectiva global da sustentabilidade e enfatizando os detalhes intrínsecos que caracterizam a habitação sustentável, os autores indicam que nenhum dos estudos de caso avaliados puderam ser considerados como uma unidade habitacional sustentável, já que as características relacionadas aos materiais, energia, qualidade ambiental do interior e gestão, não foram compatíveis com os requisitos estabelecidos pelos sistemas de avaliação. Por outro lado, tais estudos fornecem indicadores que integram características sustentáveis nas configurações de habitação social, com potencial de serem aplicados em países em desenvolvimento e com características semelhantes ao México.

Por fim, analisando os seis estudos abordados neste item (Tabela 2), observa-se, também, uma pequena quantidade de trabalhos que abordam a gestão sustentável no setor de edificações, resultantes da pesquisa bibliométrica com foco na América Latina. Destaca-se, ainda, que a maioria desses estudos foram realizados em parceria com instituições internacionais, localizadas em países desenvolvidos, com destaque para a Espanha.

Tabela 2. Edificações: análise qualitativa de estudos incluídos.

País	Objetivo	Metodologia	Resultados	Referência
Colômbia	Detalhar conceitos relacionados com a análise de ciclo de vida com foco na metodologia e ferramentas empregadas, além de sumarizar e discutir diferenças entre a análise de ciclo de vida de materiais construtivos e componentes com a análise de ciclo de vida da edificação, como um todo.	Revisão com base na aplicação da análise do ciclo de vida no setor da construção.	A aplicação da análise do ciclo de vida é fundamental para a sustentabilidade e melhoria do setor da construção e edificações e que deve ser adotada não apenas para atendimento das demandas dos consumidores por produtos ambientalmente "amigáveis", mas para prover produtividade e competitividade no mercado de construções verdes.	Ortiz et al. (2007)
Chile	Avaliar aspectos ambientais e a produção de resíduos na etapa de execução de projetos construtivos.	Aplicação da ferramenta de Mapeamento da Cadeia de Valor em uma abordagem verde-enxuta em um estudo de caso envolvendo a construção de um centro médico.	Como resultados, o estudo de caso reforça a efetividade de uma abordagem verde-enxuta proposta para a melhoria da sustentabilidade de projetos construtivos por contribuir na otimização do uso de recursos e reduzir custos, melhorando, assim, os padrões de qualidade e minimizando os possíveis impactos ambientais gerados.	Rosenbaum et al. (2014)
Chile	Realizar uma abordagem sistemática, além de prover uma orientação prática aos tomadores de decisão acerca do uso de uma ferramenta de gestão.	Aplicação da ferramenta Choosing by Advantages para a tomada de decisão, com um exemplo prático e detalhado de escolha de materiais para o interior de um projeto comercial.	Os autores destacam que o uso da ferramenta possibilitou integrar múltiplas perspectivas, identificar fatores relevantes à sustentabilidade, agregou transparência aos processos, dentre outros pontos positivos, mostrando-se essencial à equipes de projetistas determinados na escolha de materiais globalmente sustentáveis.	Arroyo et al. (2016)

País	Objetivo	Metodología	Resultados	Referência
Brasil	Apresentar uma estrutura conceitual que relaciona o ciclo de melhoria contínua (<i>Plan-Do-Check-Act</i>) com abordagens <i>BIM-Lean</i> , além de identificar as principais funcionalidade <i>BIM</i> e princípios <i>Lean</i> aplicados.	Aplicação de uma metodologia de gestão de instalações em uma avaliação interdisciplinar do alinhamento entre os princípios <i>BIM</i> e <i>Lean</i> , a partir de uma revisão da literatura e uso do <i>Digital Obeya Room</i> para a melhoria da gestão em uma aplicação real de um estudo de caso.	Como resultados, o estudo apresenta contribuições para a tomada de decisão e seleção de estratégias para um gerenciamento adequado às particularidades, pautado no princípio da priorização. Descreve a sinergia entre <i>BIM</i> e <i>Lean</i> , a fim de garantir a eficiência em etapas de agendamento de processo, redução de resíduos, melhoria da qualidade, definição de escopo, minimização de erros, motivação de participantes e promoção de esforços para uma comunicação clara e compartilhamento de informações no setor da construção.	Nascimento et al. (2018)
Brasil	Investigar a relação entre sustentabilidade e processos de gestão em firmas de projeto arquitetônico - 3 estudos de caso desenvolvidos em São Paulo.	Foram conduzidos 3 estudos de caso, com a aplicação de entrevistas semiestruturadas e análise documental e o uso de tabelas temáticas para a análise de dados.	Os resultados evidenciaram que a sustentabilidade demanda, automaticamente, processos de gestão em investimentos, conhecimento técnico, atividades e agentes envolvidos no trabalho diário. Design arquitetônico tem ganhado complexidade devido à diversidade de demandas e novas atividades, novos agentes e ferramentas. Tal fato compromete uma abordagem sustentável nos processos de gestão estratégica.	De Paula e Melhado (2018)
México	Apresentar resultados da avaliação da sustentabilidade em edificações de diferentes unidades de moradias populares.	Aplicação da metodologia <i>Building Sustainability Rating Systems</i> , ajustada pelo processo de critério de normalização, devido às particularidades e complexidade de uma análise comparativa.	As moradias populares apresentaram baixa qualificação de sustentabilidade, considerando parâmetros estabelecidos no sistema internacional de avaliação, com deficiências relacionadas a materiais, eficiência energética, qualidade ambiental do interior e gestão.	Saldaña-Márquez et al. (2018)

Dentre os estudos apontados, nota-se uma variabilidade de aspectos abordados por diferentes pesquisadores e que contemplam desde o consumo de energia, resíduos sólidos, materiais, até processos adotados. Destaca-se também uma gama de métodos e ferramentas de gerenciamento que são utilizados nas construções de edificações latino-americanas, com destaque à ferramenta de análise de ciclo de vida (Ortiz *et al.*, 2007), o que corrobora o resultado evidenciado pela análise de conteúdo realizada pelo Iramuteq na etapa de análise dos estudos classificados no subsetor de edificações (Figura 5b) e também abordada no subsetor de construções pesadas (Sierra *et al.*, 2016), além do foco em construções enxutas (Rosenbaum *et al.*, 2014; Nascimento *et al.*, 2018).

Salienta-se, portanto, que na América Latina há um vasto campo de oportunidades no que se refere ao desenvolvimento e aplicação de ferramentas de gestão sustentável, tanto no contexto do subsetor de edificações quanto no de construções pesadas. Com isso, a demanda por profissionais que estejam aptos à utilização dessas ferramentas torna-se evidente. Ressalta-se ainda a importância de uma visão integrada que abranja toda a gama de possíveis aspectos sociais, ambientais e econômicos inerentes à indústria da construção civil.

Conclusões

Com base no levantamento e análise realizados, destaca-se alguns pontos principais:

- (i) avanços em estudos e pesquisas que abordam a sustentabilidade na indústria da construção civil são recentes, com avanços em publicações a partir de 2010 (87.5% dos estudos avaliados), concentradas na China e EUA com 36% do total de estudos avaliados em todo o período considerado (30 anos);
- (ii) para avaliação, foram incluídos 11 estudos relacionados à América Latina, com destaque para a produção com a participação de instituições chilenas, ratificando o número incipiente de estudos que abordem o tema sustentabilidade na construção civil, principalmente em países em desenvolvimento;
- (iii) como resultado da análise de qualitativa, os artigos foram classificados em 2 subsetores: construção pesada e edificações;
- (iv) em análise qualitativa do subsetor de construção pesada, foram evidenciados pontos recorrentes nos estudos, no que tange a falta de visão sistêmica e abordagem integrada, que considere, dentre outros, aspectos ambientais, econômicos e sociais; nesse último, com destaque à capacitação de recursos humanos para o uso de ferramentas e metodologias de gestão sustentável;
- (v) já, com relação a edificações, evidenciou-se estudos de caso com a aplicação de ferramentas de gestão em escala micro, comparada ao subsetor mencionado anteriormente, evidenciando o uso da análise de ciclo de vida auxiliando a tomada de decisão em uma gestão ambientalmente adequada de projetos, obras e aplicação de materiais e recursos.

Por fim, verifica-se oportunidades para a operacionalização da aplicação e desenvolvimento de ferramentas de gestão sustentável na indústria da construção civil e que abordem, de forma integrada, as diferentes etapas e processos concernentes à indústria de construção civil, com devido fomento à disseminação de uma cultura de planejamento, pautada no princípio da prevenção. Destaca-se, ainda, uma demanda por profissionais que dominem o uso de tais ferramentas, vislumbrem a viabilidade de aplicação nas diferentes realidades, e que atuem na capacitação dos diferentes atores envolvidos nas diferentes etapas. É um estudo que apresenta uma metodologia objetiva, sistematizada, e que merece ser replicado em um horizonte próximo para avaliação e monitoramento do estado da arte em um cenário que se apresenta vulnerável e com fragilidades para a adesão de uma abordagem sustentável na indústria da construção civil.

Referências bibliográficas

- Araújo, A. G., Carneiro, A. M. P., Palha, R. P. (2020). Sustainable construction management: A systematic review of the literature with meta-analysis, *Journal of Cleaner Production*, **256**, 120350. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120350>
- Arroyo, P., Tommelein, I. D., Ballard, G. (2016). Selecting Globally Sustainable Materials: A Case Study Using Choosing by Advantages, *Journal of Construction Engineering & Management*, **142**(2), 05015015. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)CO.1943-7862.0001041](https://doi.org/10.1061/(ASCE)CO.1943-7862.0001041)
- Brasil, Ministério do Meio Ambiente (2020) *Do conceito de P+L para o conceito de PCS*. Acesso em 17 de setembro de 2020, disponível em: <https://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/producao-e-consumo-sustentavel/do-conceito-de-pl-para-o-conceito-de-pcs.html#:~:text=Em%20conson%C3%A2ncia%20com%20os%20acordos,1990%2C%20como%20a%20aplic%C3%A7%C3%A3o%20cont%C3%ADnua>
- Bedoya, C., Dzul, L. (2015). Concrete with recycled aggregates as urban sustainability project, *Revista Ingeniería de Construcción*, **30**(2), 99-108, 2015. <https://doi.org/10.4067/S0718-50732015000200002>
- Borba, A. E. O. (2009) *Proposta de Indicadores de Sustentabilidade para o Setor da Construção Civil*, Dissertação de Mestrado, Escola Politécnica de Pernambuco, Universidade de Pernambuco, Pernambuco, 138 pp.
- Brockhoff, K., Chakrabarti, A.K., Kirchgeorg, M. (1999). Corporate strategies in environmental management, *Research Technology Management*, **42**(4), 26-30. <https://doi.org/10.1080/08956308.1999.11671291>
- Buyle, M., Braet, J., Audenaert, A. (2013). Life cycle assessment in the construction sector: a review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, **26**, 379-388, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.001>
- Cabrera-Covarrubias, F. G., Gómez-Soberón, J. M., Almaral-Sánchez, J. L., Corral-Higuera, R., Gómez-Soberón, M. C. (2017). Implementation of interaction diagram of the properties in fresh for mortars with ceramic aggregates, *Periodica Polytechnica Civil Engineering*, **61**(2), 335-340, 2017. <https://doi.org/10.3311/PPci.9651>
- Calaes, G. D., Carneiro, B. P., Margueron, C., Amaral, J. A. G. (2007). Bases para o desenvolvimento sustentável e competitivo da indústria de agregados nas regiões metropolitanas do país – Parte 1, *Revista Escola de Minas*, **60**(4), 675-685. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672007000400014>
- Calaes, G. D., Carneiro, B. P., Margueron, C., Amaral, J. A. G. (2008). Bases para o desenvolvimento sustentável e competitivo da indústria de agregados nas regiões metropolitanas do país – Parte 2, *Revista Escola de Minas*, **61**(1), 47-56. <https://doi.org/10.3311/10.1590/S0370-44672008000100009>
- Camargo, B. V., Justo, A. M. (2013). IRAMUTEQ: um software gratuito para análise de dados textuais. Periódicos Eletrônicos em Psicologia, *Temas em psicologia*, **21**(2), 513-518. <https://doi.org/10.9788/TP2013.2-16>

- Dahlbo, H., Bachér, J., Lahtinen, K., Jouttijarvi, T., Suoheimo, P., Mattila, T., Sironen, S., Myllymaa, T., Saramaki, K. (2015). Construction and demolition waste management – a holistic evaluation of environmental performance, *Journal of Cleaner Production*, **107**(16), 333-341, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.073>
- Paula, N., Melhado, S. (2018). Sustainability in Management Processes: Case Studies in Architectural Design Firms. *Journal of Architectural Engineering*, **24**(4), 05018005. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)AE.1943-5568.0000326](https://doi.org/10.1061/(ASCE)AE.1943-5568.0000326)
- Galvão, M. C., Pluye, P., Ricarte, I. (2017). Métodos de pesquisa mistos e revisões de literatura mistas: conceitos, construção e critérios de avaliação, *InCID: Revista de Ciência da Informação e Documentação*, **8**(2), 4-24. <https://doi.org/10.11606/issn.2178-2075.v8i2p4-24>
- González, V., Echaveguren, T. (2012). Exploring the environmental modeling of road construction operations using discrete-event simulation, *Automation in Construction*, **24**, 100-110. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2012.02.011>
- Gough, D. (2015). Qualitative and mixed methods in systematic reviews, *Systematic Reviews*, **4**, 181. <https://doi.org/10.1186/s13643-015-0151-y>
- IRC, Instituto de Recursos Copenhagen (2014) *Resource Efficiency in the Building Sector*. Acesso em 10 de maio de 2021, disponível em: <https://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/Resource%20efficiency%20in%20the%20building%20sector.pdf>
- Lamberts, R., Triana, A., Fossati, M., Batista, J. O. (2008) *Sustentabilidade nas edificações: contexto internacional e algumas referências brasileiras na área*. Acesso em 10 de maio de 2021, disponível em: https://labeee.ufsc.br/sites/default/files/documents/sustentabilidade_nas_edificacoes_contexto_internacional_e_alguas_referencias_brasileiras_na_area.pdf
- Marinho, A. L. B, Santos, C. M. M., Carvalho, J. M. F., Mendes, J. C., Brigolini, G., Peixoto, R. A. F. (2017). Ladle furnace slag as binder for cement-based composites. *Journal of Materials in Civil Engineering*, **29**(11), 04017207. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)MT.1943-5533.0002061](https://doi.org/10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0002061)
- Martens, M. L., Brones, F., Carvalho, M. M. (2013). Lacunas e tendências na literatura de sustentabilidade no gerenciamento de projetos: uma revisão sistemática mesclando bibliometria e análise de conteúdo, *Gestão e Projetos: GeP*, **4**(1), 165-195. <https://doi.org/10.5585/gep.v4i1.123>
- Minks, V. (2020) *Novas tecnologias de design verde urbano na América Latina: a construção de cidades autossuficientes e sustentáveis*. Acesso em 7 de outubro de 2020, disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4958353/mod_resource/content/1/Novas%20tecnologias%20de%20design%20verde%20urbano.pdf
- Mercader-Moyano, P., Yajnes, M. E., Caruso, S. I. (2016). Experimental characterisation of a cement-based compound with recycled aggregates and EPS from rehabilitation work, *Revista de la Construcción*, **15**(3), 97-106. <https://doi.org/10.4067/S0718-915X2016000300010>
- Moher, D., Liberati, A., Tetzlaff, J., Altman, D.G. (2010). Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement, *International Journal of Surgery*, **339**, b2535. <https://doi.org/10.1136/bmj.b2535>
- Morledge, R., Jackson, F. (2001). Reducing environmental pollution caused by construction plant, *Environmental Management and Health*, **12**(2), 191–206. <https://doi.org/10.1108/09566160110389933>
- Nascimento, D. L. M., Quelhas, O. L. G., Meirino, M. J., Caiado, R. G. G., Barbosa, S. D. J., Ivson, P. (2018). Facility Management Using Digital Obeya Room By Integrating Bim-Lean Approaches – An Empirical Study, *Journal of Civil Engineering and Management*, **24**(8), 581-591. <https://doi.org/10.3846/jcem.2018.5609>
- Ngowi, A. (2000). Construction procurement based on concurrent engineering principles, *Logistics Information Management*, **13**(6), 361-369, 2000. <https://doi.org/10.1108/09576050010355707>

- Novis, L. E. M. (2014) *Estudos dos indicadores ambientais na construção civil – estudo de caso em 4 construtoras*, Trabalho de conclusão de curso, Escola Politécnica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 95 pp.
- Ortiz, O., Castells, F., Sonnemann, G. (2009). Sustainability in the construction industry: A review of recent developments based on LCA, *Construction and Building Materials*, **23**(1), 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2007.11.012>
- Pavez, I., Gonzáles, V., Alarcon, L, F. (2010). Improving the Effectiveness of New Construction Management Philosophies using the Integral Theory, *Revista de la construcción*, **9**(1), 26-38. <https://doi.org/10.4067/S0718-915X2010000100004>
- Pluye, P., Hong, Q, N. (2014). Combining the power of stories and the power of numbers: mixed methods research and mixed studies reviews, *Annual Review of Public Health*, **35**, 29-45. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182440>
- Queiroga, A. T. D., Martins, M. F. (2015). Indicadores para a construção sustentável: estudo em um condomínio vertical em Cabedelo, Paraíba, *Revista de Administração da UFSM*, **8**, 114. <https://doi.org/10.5902/1983465916497>
- Rose, R. (2011) *Legislação e normas ambientais na América Latina*. Acesso em 7 de outubro de 2020, disponível em: <http://compam.com.br>
- Rosenbaum, S., Toledo, M., González, V. (2014). Improving Environmental and Production Performance in Construction Projects Using Value-Stream Mapping: Case Study, *Journal of Construction Engineering and Management*, **140**(2), 04013045. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)co.1943-7862.0000793](https://doi.org/10.1061/(asce)co.1943-7862.0000793)
- Saldaña-Márquez, H., Gómez-Soberón, J. M., Arredondo-Rea, S. P., Corral-Higuera, R. (2018). Sustainable social housing: The comparison of the Mexican funding program for housing solutions and building sustainability rating systems, *Building and Environment*, **133**, 103-122. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.02.017>
- Santos, A., Villegas, N., Betancourt, J. (2012). Residuo de mármol como insumo en la construcción civil: diagnóstico de la Comarca Lagunera, *Revista de la Construcción*, **11**(2), 17-26, 2012. <https://doi.org/10.4067/S0718-915X2012000200003>
- Santos, R., Costa, A. A., Grilo, A. (2017). Bibliometric analysis and review of Building Information Modelling literature published between 2005 and 2015, *Automation in Construction*, **80**, 118-136. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2017.03.005>
- Sierra, L. A., Pellicer, E., & Yepes, V. (2016). Social Sustainability in the Lifecycle of Chilean Public Infrastructure. *Journal of Construction Engineering and Management*, **142**(5), 05015020. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)co.1943-7862.0001099](https://doi.org/10.1061/(asce)co.1943-7862.0001099)
- Silva, C. P. C. (2013) *Indicadores de sustentabilidade ambiental na etapa de execução de edificações multipavimentos*, Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Geotecnia, Estruturas e Construção Civil. Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 141 pp.
- Torres-Machi, C., Chamorro, A., Yepes, V., Pellicer, E. (2014). Current models and practices of economic and environmental evaluation for sustainable network-level pavement management, *Revista de la construcción*, **13**(2), 49-56. <https://doi.org/10.4067/S0718-915X2014000200006>

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DE UM BIORREATOR A MEMBRANA DE LEITO MÓVEL NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE EFLUENTE DA INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS

* Guilherme Gavlak¹
Carlos Magno de Sousa Vidal²

EVALUATION OF A MEMBRANE BIOREACTORS WITH A MOVING BED FOR THE REMOVAL OF NUTRIENTS OF THE DAIRY INDUSTRY WASTEWATER

Recibido el 20 de julio de 2021. Aceptado el 7 de enero de 2022

Abstract

The membrane bioreactors are characterized by combining processes of biological degradation and membrane filtration in the same unit, resulting in high efficiencies for effluents treatment. However, the insertion of a moving bed in these systems can further the efficiency, especially in relation to the removal of nutrients such as nitrogen and phosphorus. Due to the high presence of nutrients in the effluent of the dairy industry and the number of environmental problems related to these compounds, the main objective of this study was to evaluate the removal of nutrients, exceptionally nitrogen and phosphate forms, by using a membrane bioreactor with a moving bed. The reactor was built on a pilot scale with 30% of its useful volume filled with support material and operated for a period of 60 days continuously. The sludge age and the hydraulic detention time adopted were 20 days and 20 hours, respectively. The average achieved efficiencies of total Kjeldahl nitrogen and ammonia nitrogen removal were 96 and 98%, respectively, highlighting the advantage of this type of system for removing nitrogenous compounds. In relation to phosphorus removal, for the conditions adopted, the average efficiency was 7.9%, resulting in a low efficiency.

Keywords: membrane bioreactors with moving bed, wastewater, nutrients removal.

¹ Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Departamento de Engenharia Ambiental (UNICENTRO), PR, Brasil.

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

Resumo

Os biorreatores a membrana (BRM) são caracterizados por combinarem os processos de degradação biológica e filtração por membranas em uma mesma unidade, este é responsável pela obtenção de elevadas eficiências no tratamento de efluentes. Entretanto, a inserção de um leito móvel nestes sistemas favorece ainda mais tal eficiência, principalmente em relação à remoção de nutrientes como o nitrogênio e fósforo. Devido a elevada presença de nutrientes no efluente da indústria de laticínios e os diversos problemas ambientais relacionados a estes compostos, o presente estudo tem como objetivo principal avaliar a remoção destes, excepcionalmente as formas nitrogenadas e fosfatadas por meio de um biorreator a membrana de leito móvel misto. O reator foi construído em escala piloto com 30% do seu volume útil preenchido com material suporte e operado por um período de 60 dias de forma contínua. A idade do lodo e o tempo de detenção hidráulica adotados foram de 20 dias e 20 horas, respectivamente. As eficiências médias de remoção de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal alcançadas foram de 96 e 98%, respectivamente, enaltecendo a vantagem deste tipo de sistema visando a remoção destes compostos nitrogenados. Em relação à remoção de fósforo, observou-se baixo rendimento para as condições adotadas, atingindo eficiência média de 7.9%.

Palavras chave: biorreator a membrana de leito móvel, efluentes industriais, remoção de nutrientes.

Introdução

Dentre as principais indústrias brasileiras, encontram-se as do ramo de laticínios, essas são responsáveis por contribuir para o crescimento do produto interno bruto do país e no desenvolvimento do mesmo, visto que em 2020, o Brasil foi considerado o sexto maior produtor de leite no mundo (Formigoni, 2020). Assim como grande parte das indústrias, os laticínios consomem grandes quantidades de água em seu processo produtivo e nas limpezas dos maquinários e pisos das fábricas. A partir da vasta utilização de água, são gerados também grandes volumes de efluentes líquidos, os quais são considerados de grande potencial poluidor principalmente em razão das elevadas concentrações de nutrientes, como no caso das diferentes formas de nitrogênio e fósforo e de material orgânico. Esses efluentes quando lançados em corpos hídricos, são capazes de causar grandes desequilíbrios ambientais, tanto para biodiversidade quanto para o meio físico em questão, sendo que a presença destes compostos pode favorecer ainda mais tais impactos, como por exemplo, a eutrofização destes locais.

O tratamento deste tipo de efluente, é comumente realizado por meio de sistemas de sedimentação dos sólidos e separação do material gorduroso, assim como, da degradação biológica da matéria orgânica presente, como por exemplo, pelos sistemas de lodos ativados. Porém, devido a elevada presença de matéria orgânica e óleos e graxas, diversos problemas operacionais são relatados nestes tipos de tratamento, como por exemplo a incrustação do sistema e a baixa sedimentabilidade dos sólidos.

Com o intuito de obter um efluente tratado de melhor qualidade e suprir as desvantagens dos sistemas convencionais, a implantação de biorreatores a membrana (BRM) vem sendo cada vez

mais empregada. Na atualidade, os BRM demonstram ser uma tecnologia mais promissora que os lodos ativados convencionais, se destacando em relação remoção de nutrientes dos esgotos, especialmente nitrogênio e fósforo (Brown *et al.*, 2011). Portanto, a implantação destes sistemas objetivando a remoção biológica desses compostos são comumente encontrados (Kim *et al.*, 2008). Os BRM operam de maneira similar aos sistemas de lodos ativados convencionais, porém, faz-se o uso de membranas de filtração, dispensando a necessidade de decantadores secundários na etapa de separação das fases sólido/líquida (Iorhemen *et al.*, 2016; Judd e Judd, 2006). As membranas utilizadas podem ser de micro, ultra ou nano filtração. Esse processo funciona, portanto, como um tratamento avançado, servindo como um polimento do efluente. Nesse sistema, consegue-se reter dentro do reator a totalidade os sólidos em suspensão, bactérias e demais microrganismos presentes no efluente, o que garante segurança microbiológica no efluente tratado (Provenzi, 2005).

Com o objetivo aumentar a concentração de biomassa nesses sistemas, pode ser feita a inserção de um leito móvel, isso favorece a formação de zonas anaeróbias e anóxicas no meio e beneficia o desenvolvimento de biofilme aderido nesse material suporte, originando o chamado *Moving Bed Biofilm Reactors* (MBBR), o qual é caracterizado pela presença de biomassa aderida e em suspensão no mesmo reator. O biofilme originado, é composto principalmente de microrganismos que possuem crescimento lento, isso acontece devido a retenção destas peças no reator por longos períodos e estes são responsáveis pela degradação de material orgânico e também pelos processos de nitrificação e desnitrificação (Fujii, *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2006). A implantação destes sistemas visando a remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio, é de suma importância uma vez que os mesmos são responsáveis por obter elevadas eficiências na remoção de tal parâmetro.

Porém, nos dias atuais, são poucos os exemplares de estudos de tratabilidade visando a remoção de nutrientes do efluente da indústria de laticínios, ainda mais quando se refere a utilização de biorreatores a membrana de leito móvel para este propósito. Portanto, o presente estudo busca avaliar a remoção de nutrientes, excepcionalmente, compostos nitrogenados e fosfatados do efluente da indústria de laticínios, por meio da utilização de um biorreator a membrana de leito móvel misto.

Procedimento Experimental

O efluente utilizado é proveniente de uma indústria de laticínios localizada na região sul do Brasil, no estado do Paraná, a qual tem como produto a fabricação de queijos e derivados, sendo oriundo dos processos de fabricação da indústria e de lavagem de maquinários e pisos. O efluente foi coletado após um tratamento inicial por caixa de gordura, flotação e lagoa de decantação, onde grande parte dos sólidos e óleos e graxas são removidos. Eram coletados 500 litros semanalmente para alimentação do sistema.

A biomassa foi coletada na lagoa aeróbia do próprio sistema de tratamento da indústria a qual cedeu o efluente, sendo disposta num reservatório para que houvesse a sedimentação dos sólidos presentes e conseqüentemente, obtivesse uma biomassa mais concentrada com um teor de sólidos suspensos totais igual a 8 g/L. Após esse período, o reator passou por um processo de aclimatação até que a estabilização da concentração de sólidos suspensos totais fosse atingida, o qual demorou cerca de 30 dias, resultando num teor de 5 g/L.

Características da unidade experimental

O sistema de biorreator a membrana foi composto por um tanque retangular com volume total e útil de 60 e 57 litros, respectivamente. Uma bomba peristáltica era responsável pelo processo de filtração, juntamente com um módulo de membranas submerso da marca Koch Membrane Systems®, do tipo fibra oca, com material poliéster, poro nominal de $0.03\mu\text{m}$ e diâmetro externo de fibra de 2.6mm, com uma área de filtração de 0.5m^2 e uma taxa de fluxo de permeado variando de 5 a 15 L/h. O módulo da membrana era acoplado a um vacuômetro com fins de aferir a pressão necessária para que houvesse a filtração. A vazão de entrada do efluente era regulada por meio de uma boia de nível à medida que o processo de filtração e o descarte do lodo fossem realizados, mantendo o sistema contínuo. A aeração foi fornecida por um compressor de ar, com vazões no reator e no módulo de membranas de 0.48 e $1.5\text{m}^3/\text{h}$ respectivamente, resultando numa taxa de aeração da membrana de $3\text{m}^3/\text{m}^2.\text{h}$, mantendo o reator totalmente aeróbio. Uma placa de arduíno foi utilizada para que houvesse uma automatização do sistema. A representação esquemática do sistema pode ser verificada na Figura 1.

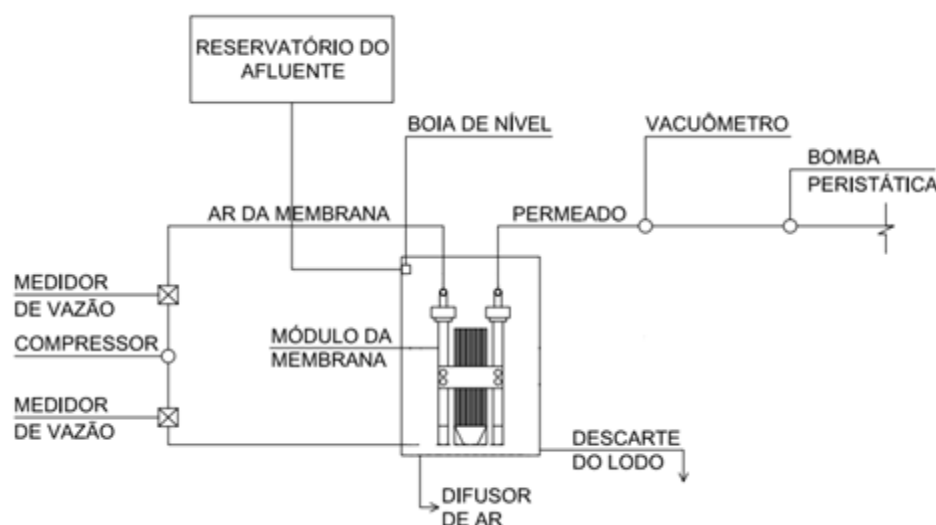


Figura 1. Representação esquemática do biorreator a membrana utilizado. Fonte: Adaptado de Orth, 2020.

Com fins de aumentar a concentração de biomassa no reator, assim como, favorecer a criação de diferentes zonas (anaeróbicas e anóxicas) no mesmo, fez-se a inserção de 30% do volume útil do reator, seguindo recomendações de Rusten *et al.* (2006) e Yang *et al.* (2009), de um leito móvel misto composto por dois tipos de material suporte, sendo 15% deste volume de cada tipo de material. Adotou-se um leito móvel misto contendo dois tipos de material suporte devido à escassez de estudos sobre tal temática, com o intuito de inovar e obter conhecimento sobre a velocidade de crescimento em ambos os materiais utilizados. As características dos dois tipos de material suporte utilizados para compor o leito móvel estão dispostas na Tabela 1.

Tabela 1. Características dos tipos de materiais suporte utilizados.

Tipo	Marca	Material	Área superficial	Diâmetro
1	Alfa BioMídia	Polipropileno	700m ² /m ³	30mm
2	AMB BioMídia TM	Polietileno	550m ² /m ³	15mm

Para a determinação da velocidade de crescimento dos microrganismos aderidos nos dois tipos de material suporte utilizados, aplicou-se o método utilizado por Costa (2018). Para tal metodologia, eram coletadas 5 peças de cada tipo de material suporte e alocadas em recipientes contendo 25 ml de água destilada, cada tipo em seu respectivo frasco, para que posteriormente fossem feitas a agitação das mesmas e a raspagem do material aderido com o auxílio de uma pinça. Após esses procedimentos, o meio líquido era filtrado e posteriormente realizado as análises de sólidos suspensos voláteis (SSV), os quais indicam a concentração de biomassa presente. Para a realização do cálculo da velocidade do crescimento dos microrganismos, dividiu-se a concentração de SSV obtida no final da operação do sistema menos a inicial pelo número de dias de operação, conforme apresentado na Equação 1.

$$\frac{SSV_f - SSV_i}{t_f - t_i} = v$$

Equação (1)

Onde:

v: velocidade de crescimento bacteriano (gSSV/L.d)

SSV_f: Concentração final de sólidos suspensos voláteis no material suporte (g/L)

SSV_i: Concentração inicial de sólidos suspensos voláteis no material suporte (g/L)

T_f: tempo final (dias)

T_i: Tempo inicial (dias)

A fim de evitar oscilações na temperatura do meio e a interferência desta nos resultados obtidos, o sistema foi operado em ambiente fechado com controle de temperatura realizado por meio de um ar-condicionado.

Operação do sistema

O biorreator a membrana de leito móvel misto foi operado em fluxo contínuo, porém, com filtração intermitente, 8 minutos realizando a filtração e 1 minuto com a bomba peristáltica desligada para relaxamento da membrana (Judd, 2006; Wu *et al.*, 2008). Esse tipo de operação adotada, tem a finalidade de permitir o arraste dos sólidos aderidos as paredes da membrana pelas bolhas de ar provenientes dos aeradores, desacelerando assim o processo de colmatação. Além disso, o sistema de tratamento proposto foi operado a partir das condições operacionais apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2. Condições operacionais do biorreator a membrana de leito móvel misto.

Condições Operacionais	Valores adotados
Idade do lodo	20 dias
Tempo de detenção hidráulica (TDH)	20 horas
Vazão do permeado	47.5 ml/min
Tipo de alimentação	Contínua
Tempo de operação do sistema	60 dias

A idade do lodo adotada, ou seja, o tempo necessário de permanência da biomassa (sólidos) dentro do biorreator, encontra-se dentro do valor recomendado por Meng *et al.* (2009), onde ao realizarem um levantamento bibliográfico sobre o tema, obtiveram informações de que as melhores idades de lodo estão entre 20 e 50 dias. O tempo de detenção hidráulica de 20 horas utilizado, teve como base a grande quantidade de estudos realizados utilizando valores de TDH variando de 10 a 40 horas (Giwa *et al.*, 2015; Rivas *et al.*, 2016; Belli *et al.*, 2017) e o tempo de operação do sistema de 60 dias é resultado da multiplicação da idade do lodo vezes três.

Monitoramento do sistema

Para obter uma análise completa da eficiência do sistema de tratamento, amostras de três pontos diferentes foram coletadas, sendo no reservatório de alimentação, ou seja, o efluente bruto, no tanque de aeração e no reservatório do permeado, após o tratamento proposto. Após a realização das coletas das amostras, eram realizadas as análises apresentadas na Tabela 3 em seus determinados pontos, seguindo as metodologias indicadas no Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater Ed. 23rd (APHA, 2017) e realizadas em triplicatas, para que fosse possível avaliar a eficiência do tratamento em questão.

As amostras coletadas no tanque de aeração foram previamente filtradas em membranas de 0.45 μm para que posteriormente fossem realizadas as análises de fósforo total e nitrogênio amoniacal.

Com a finalidade de obter um maior conhecimento da atividade biológica da biomassa presente no reator e determinar a taxa de consumo de oxigênio específica (TCOesp.) pelas bactérias a partir do decaimento do oxigênio dissolvido no meio, realizou-se também ensaios respirométricos seguindo a metodologia descrita por Ochoa *et al.* (2002) e Wolff *et al.* (2003).

Tabela 3. Análises realizadas em seus respectivos pontos.

Pontos de coleta	Análises realizadas
Reservatório de alimentação	Fósforo total ($P-PO_4^{3-}$), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), nitrogênio total Kjeldhal (NTK)
Tanque de aeração	Sólidos suspensos totais (SST), fixos (SSF) e voláteis (SSV), temperatura (T), oxigênio dissolvido (OD), pressão transmembrana (PTM), fósforo total ($P-PO_4^{3-}$), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$)
Reservatório do permeado	Fósforo total ($P-PO_4^{3-}$), nitrogênio amoniacal ($N-NH_3$), nitrogênio total Kjeldhal (NTK)

Periodicidade das análises de monitoramento

Com o intuito de obter o comportamento da atividade da biomassa do reator, era realizada a aferição do oxigênio dissolvido diariamente, assim como, executada a análise respirométrica duas vezes durante o período de operação do sistema, sendo no início e no final do experimento. A temperatura do licor misto e a pressão transmembrana foram monitoradas diariamente, já as análises de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis, nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal e fósforo total eram realizadas duas vezes na semana durante o período de operação do sistema.

Resultados e discussão

Caracterização do efluente

As concentrações dos parâmetros utilizados para caracterização do efluente da indústria de laticínios estão dispostas na Tabela 4.

Tabela 4. Caracterização do efluente oriundo da indústria de laticínios.

Parâmetro	Valor médio
Demanda química de oxigênio solúvel (DQOs) (mg/L)	1045.3 ± 160.21
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) (mg/L)	840.85 ± 130.11
Nitrogênio total Kjeldahl (mg/L)	104.575 ± 5.43
$N-NH_4^+$ (mg/L)	51.7 ± 7.27
$P-PO_4^{3-}$ (mg/L)	2.84 ± 0.47

Ao analisar a Tabela 4, verifica-se altos valores nas concentrações de demanda química de oxigênio solúvel e de demanda bioquímica de oxigênio, conseqüentemente, denota-se que o efluente da indústria de laticínios possui um elevado potencial poluidor e pode ser responsável por diversos impactos ambientais, principalmente nos recursos hídricos. Ao calcular a razão DQOs/DBO, o valor encontrado localiza-se abaixo de 2,5, portanto, segundo Von Sperling (2009), quando obtido valores inferiores a tal, considera-se que há notáveis concentrações de material orgânico biodegradável, o que favorece os processos de tratamento biológicos.

Os efluentes líquidos gerados neste tipo de indústria são caracterizados por possuírem elevadas concentrações de nutrientes, principalmente de nitrogênio em suas diferentes formas. Mesmo que a presença desses nutrientes seja indispensável para um bom funcionamento das estações biológicas de tratamento de efluentes, quando mal gerenciados, efluentes contendo grandes concentrações destes compostos, são causadores de diversos impactos ambientais ao serem lançados em corpos hídricos receptores, se destacando a eutrofização, assim como, a proliferação de algas e anaerobiose dos mesmos (Brum *et al.*, 2009). A legislação brasileira a qual regulamenta os padrões de lançamento de efluentes (Resolução CONAMA 430/2011), impõem o limite máximo de 20 mg/L para a concentração de nitrogênio amoniacal a ser disposta em corpos hídricos, portanto, a concentração presente no efluente estudado encontra-se muito a cima do permitido.

Monitoramento do biorreator a membrana de leito móvel

O sistema operado teve seu tanque de aeração (licor misto) monitorado no decorrer da operação por meio das análises de sólidos em suspensão, da aferição da temperatura e do oxigênio dissolvido no licor misto, assim como da pressão transmembrana. Com a finalidade de avaliar a eficiência do tratamento proposto, monitorou-se também as concentrações de nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal, de fósforo total nos três pontos de amostragem e os resultados deste monitoramento estão dispostos a seguir:

Sólidos suspensos no licor misto

O comportamento das concentrações de sólidos suspensos totais (SST), fixos (STF) e voláteis (STV) durante o período de operação do sistema está disposto na Figura 2.

Ao analisar os valores obtidos, nota-se pouca oscilação entre as concentrações, o que indica uma boa estabilização do reator biológico em termos de crescimento da biomassa em suspensão. Os elevados teores de sólidos em suspensão encontrados no reator são uma das vantagens da utilização do sistema de biorreatores a membrana, tendo em vista que a filtração por membranas faz com que a maior parte da biomassa fique retida no tanque, favorecendo os processos de degradação e assimilação biológica.

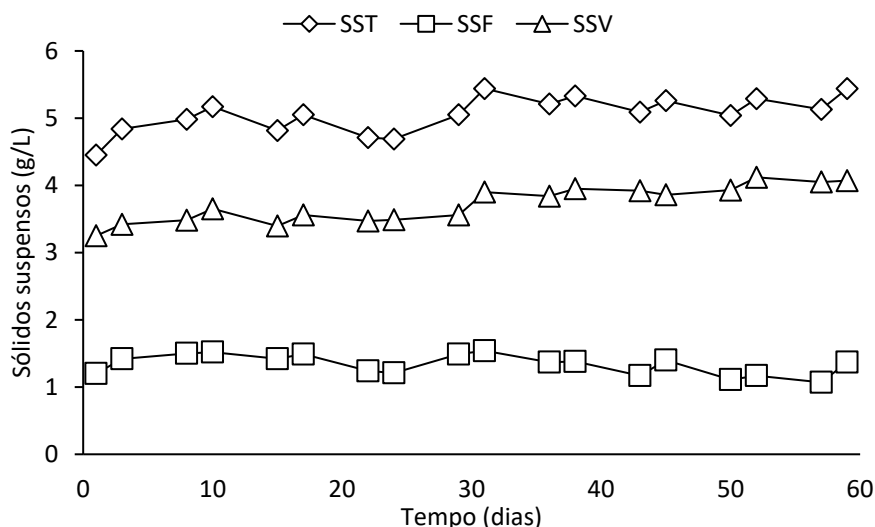


Figura 2. Comportamento dos sólidos em suspensão no licor misto no decorrer do período de operação do sistema.

A concentração média de sólidos suspensos totais obtida no decorrer da operação do sistema foi de 5.07 ± 0.27 g/L, enquanto as de sólidos suspensos fixos e voláteis foram 1.37 ± 0.15 e 3.74 ± 0.26 g/L, respectivamente. As concentrações obtidas mostram-se de grande significância, tendo em vista que segundo Jordão e Pessoa (2011), estas estão associadas a quantidade de microrganismos responsáveis pelos processos de degradação biológica. Diversas pesquisas são desenvolvidas com concentrações distintas de sólidos suspensos em biorreatores a membrana, como por exemplo nos estudos de Rosenberger e Kraume (2002), os quais operaram o sistema com concentrações entre 2 e 24 g/L e Ujang, Salim e Khor (2002), onde essa concentração foi entre 2.5 e 3.8 g/L.

Crescimento microbiano no leito móvel misto

As concentrações de SSV presentes em ambos os materiais suporte obtidas no decorrer da operação do sistema estão dispostas na Figura 3. Verifica-se grande disparidade na curva de crescimento de concentração de SSV em ambos os materiais utilizados, onde o material suporte do tipo 1 se destaca. Quando se referido ao tipo 1, a velocidade de crescimento microbológico obtida foi de 0.0255 gSSV/L.dia, com uma concentração média de SSV durante o período de operação de 0.868 ± 0.475 g/L, enquanto no tipo 2, a velocidade de crescimento e a concentração de SSV foram inferiores, sendo 0.0123 gSSV/L.dia e 0.416 ± 0.242 g/L, respectivamente. Portanto, ao utilizar um material suporte com maior diâmetro e maior área superficial, o crescimento de biofilme é favorecido.

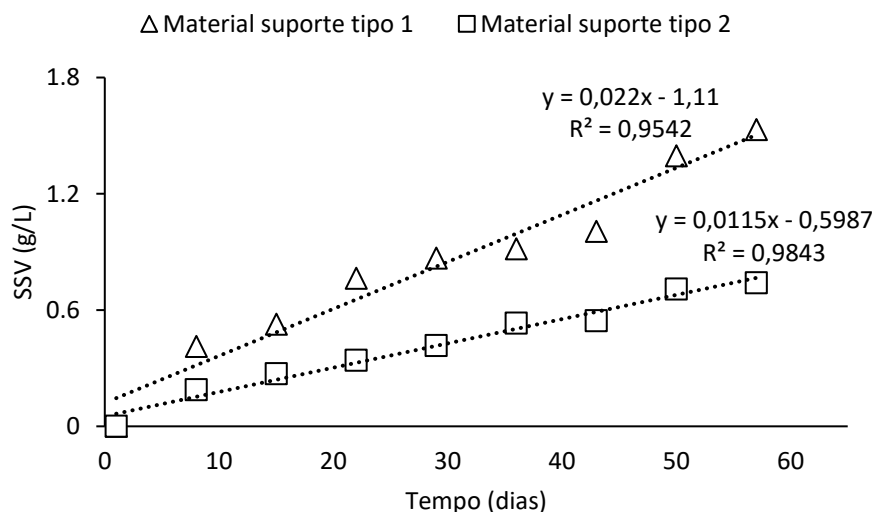


Figura 3. Evolução da concentração dos sólidos suspensos voláteis nos dois tipos de material suporte utilizados no decorrer do período de operação do sistema.

Quando utilizado um material suporte para que haja o crescimento de biomassa aderida no mesmo, acarreta na proliferação de diversos tipos de microrganismos devido as diferentes zonas presentes no meio, sendo elas aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas, como por exemplo, a criação bactérias nitrificantes e desnitrificantes. Outro fator importante para o aumento desses microrganismos são os elevados teores de substâncias poluentes, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal os quais servem de substrato metabólico para essas bactérias e beneficia o crescimento do biofilme (Fujii *et al.*, 2013). Portanto, os dados apresentados evidenciam uma das vantagens de utilizar o leito móvel num biorreator a membrana, onde pode-se obter uma maior concentração e maior variedade de microrganismos no sistema por meio deste e favorece ainda uma maior remoção de alguns poluentes, como por exemplo, os compostos nitrogenados.

Temperatura

Devido ao fato de sistema ser construído em ambiente fechado e com controle de temperatura, observa-se pouca oscilação nos valores aferidos diariamente no decorrer do período de operação, onde os mesmos estão apresentados na Figura 4. O valor médio da temperatura ao decorrer o período de operação do sistema foi de 27 ± 1.80 °C, o qual se encontrou dentro do considerado ideal por Jordão e Pessoa (2011), onde segundo os autores, o mesmo deve-se encontrar entre 25°C e 35°C, ressaltando que nenhum dos valores aferidos se diferiu desta margem. Segundo Park, *et al.* (2015), a temperatura pode influenciar e alterar o metabolismo dos microrganismos, todavia, este é um parâmetro crucial a ser monitorado em biorreatores a membrana.

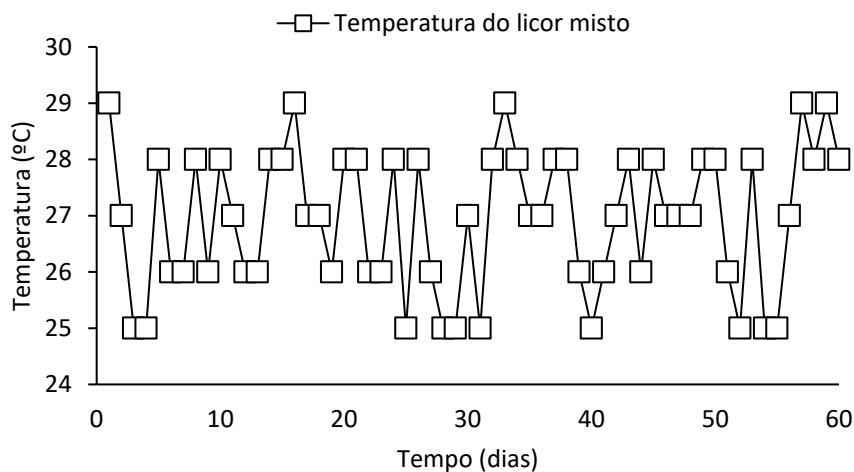


Figura 4. Comportamento da temperatura no licor misto no decorrer do período de operação do sistema.

Oxigênio dissolvido no licor misto

As concentrações diárias de oxigênio dissolvido no licor misto do tanque aeróbio do biorreator a membrana estão dispostas na Figura 5.

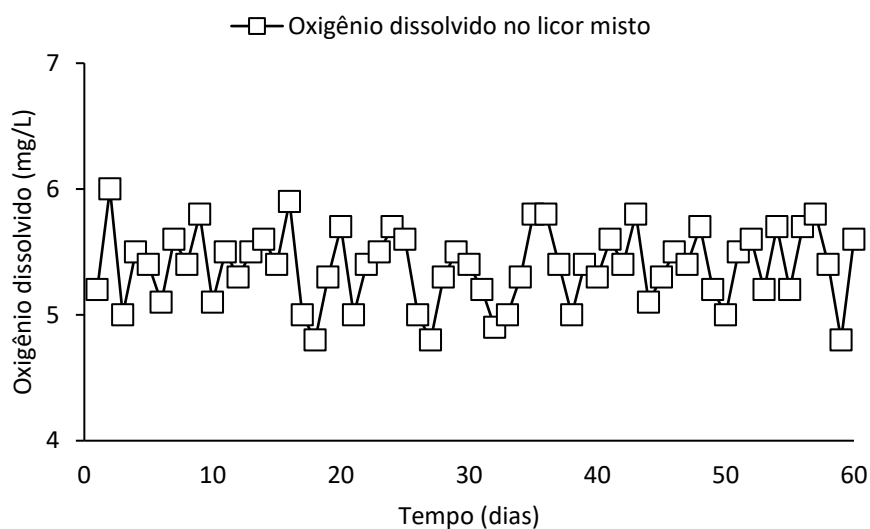


Figura 5. Comportamento do oxigênio dissolvido no licor misto no decorrer do período de operação do sistema.

Ao analisar as concentrações de oxigênio dissolvido diárias, verifica-se uma pequena variação nos valores obtidos, isso se dá possivelmente devido à realização do abastecimento do sistema, tendo em vista que o efluente bruto sofria variação nas suas concentrações de material orgânico e de nutrientes, resultando num maior consumo do oxigênio dissolvido nos processos de degradação em situações de alta. A concentração média de oxigênio dissolvido no licor misto durante a operação do sistema foi de 5.4 ± 0.342 mgO₂/L, estando dentro da margem considerada ideal para biorreatores a membrana a qual não deve ser menor e nem superior a 4 e 6 mgO₂/L, respectivamente (Wagner e Rosenwinkel, 2000; Cicek *et al.*, 2001; Xing *et al.*, 2001).

Pressão transmembrana

Monitorou-se a pressão transmembrana durante o processo de filtração e os valores aferidos diariamente estão expostos na Figura 6.

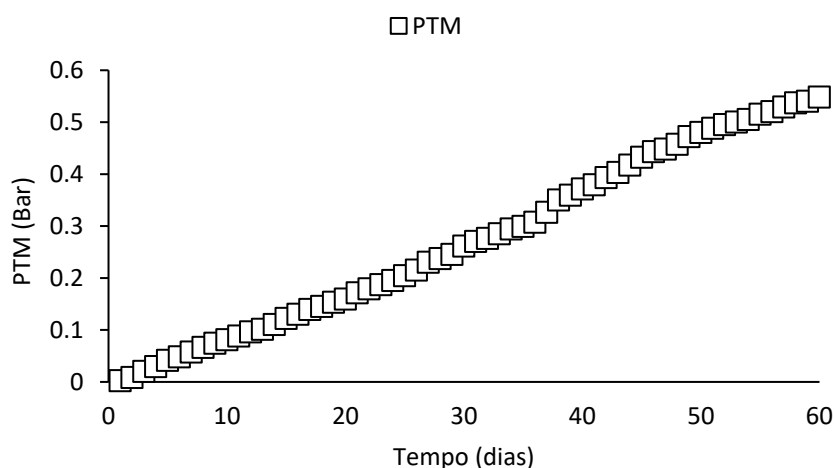


Figura 6. Comportamento da pressão transmembrana no decorrer da operação do sistema.

Nota-se um crescimento nos valores aferidos diariamente de pressão transmembrana, o que indica o aumento da colmatação da membrana de filtração, ou seja, um maior entupimento dos poros da mesma. O aumento no processo de colmatação se dá possivelmente devido ao fato do efluente em estudo possuir elevadas concentrações de óleos e graxas em sua composição, assim como de produtos microbianos solúveis e substâncias poliméricas extracelulares. Porém, ao decorrer do período de operação do sistema, o valor crítico da PTM (0,6 bar) não foi atingido, portanto, não sendo necessário a realização da limpeza da mesma. Adotou-se 0,6 bar como valor crítico para pressão transmembrana seguindo as recomendações do fabricante do módulo de membranas utilizado, assim como, indicado por Zsirai, *et al.* (2012), onde segundo os autores, esse valor não pode ser excedido em processos de filtração por membranas.

Avaliação da eficiência do sistema

Nitrogênio Total Kjeldahl e Nitrogênio Amoniacal

Estão apresentados na Figura 7 os dados obtidos referentes ao nitrogênio total Kjeldahl ao decorrer da operação do biorreator a membrana de leito móvel misto e sua respectiva eficiência na remoção.

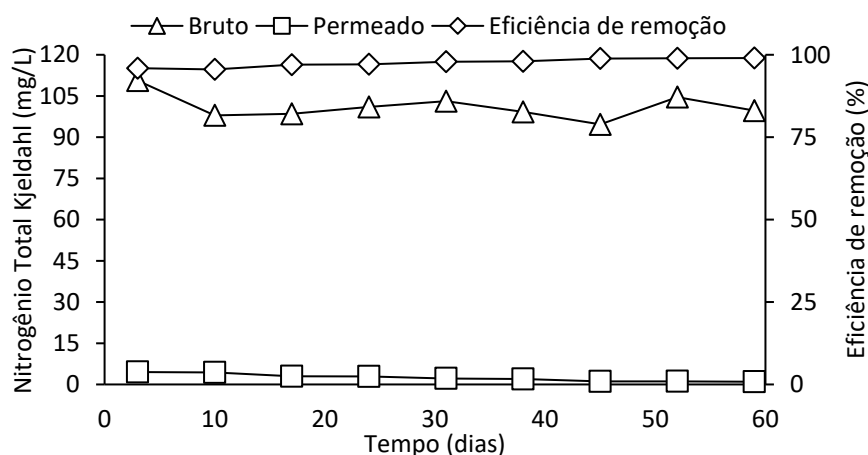


Figura 7. Comportamento das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl ao decorrer da operação do sistema e sua eficiência total de remoção.

O efluente bruto no reservatório de alimentação, ou seja, antes do tratamento proposto, possuía uma concentração média de NTK igual a 105.6 ± 6.1 mg/L, a qual foi reduzida em $98 \pm 1.3\%$ a partir do tratamento proposto, resultando numa concentração de 2.18 ± 1.34 mg/L no efluente tratado.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, está disposto na Figura 8 o monitoramento do mesmo durante a operação do sistema nos três diferentes pontos analisados. Ao decorrer da operação do sistema, foi verificado uma elevação na eficiência da ação biológica, visto que a mesma aumentou no transcorrer do período estudado, obtendo-se uma eficiência média de remoção de $94 \pm 2.9\%$, reduzindo a concentração média inicial de N-NH_4^+ de 50 ± 6 mg/L para 3 ± 1.5 mg/L dentro do tanque. Posteriormente ao 43º dia de análise, a concentração de nitrogênio amoniacal no tanque de aeração foi reduzida na faixa de 1 mg/L a qual permaneceu até o fim da operação do sistema. Em relação a eficiência total do sistema, ou seja, considerando a ação biológica, mais o processo de filtração por membranas, a mesma foi de $96 \pm 2.1\%$, onde a concentração média de N-NH_4^+ aferida no permeado, após o tratamento, foi 1.9 ± 1.2 mg/L, podendo destacar que a partir do 43º, a concentração obtida no permeado foi inferior a 1 mg/L.

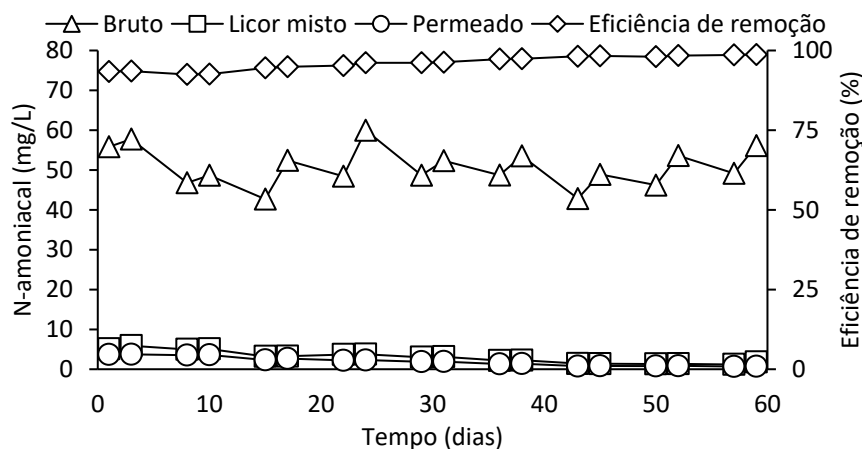


Figura 8. Comportamento das concentrações de nitrogênio amoniacal ao decorrer da operação do sistema e sua eficiência total de remoção.

Durante a operação do biorreator a membrana de leito móvel misto, o efluente tratado atendeu os padrões descritos pela legislação em relação aos padrões de lançamento de efluentes (Resolução CONAMA 430/2011) em função das concentrações de nitrogênio amoniacal. A redução deste parâmetro foi realizada exclusivamente pelo sistema de tratamento e não volatilizada, tendo em vista que em sua maioria, o nitrogênio amoniacal foi apresentado em forma de cátion amônio e não em forma de amônia, isso é comprovado pelos valores de pH no tanque de aeração a qual teve um valor médio de 7.9 ± 0.1 , não sendo superior a 9.25 (Benjamin, 2002). Portanto, a redução das concentrações de nitrogênio amoniacal, assim como, de nitrogênio total Kjeldahl, teve como principal mecanismo responsável para tal, o processo de nitrificação (Belli *et al.*, 2012), tendo em vista que a temperatura onde foi alocado o sistema era controlada a partir de um sistema de ar-condicionado e teve um valor médio de 27°C , estando entre as consideradas ideais para o crescimento de bactérias nitrificantes (Bitton, 2005), assim como, as condições de aeração no reator, as quais também favoreceram para tal processo.

A presença do leito móvel misto contendo formatos irregulares, favoreceu a criação de diferentes zonas no material suporte, sendo elas anaeróbias e anóxicas, o que resultou numa maior diversidade de microrganismos, como por exemplo os responsáveis pelos processos de nitrificação (Kellner, 2014). Estes tipos de microrganismos possuem crescimento lento, portanto, ao decorrer do período de operação, a eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, assim como, de nitrogênio total Kjeldahl aumentou juntamente com um maior desenvolvimento destes. O aumento da atividade biológica autotrófica da biomassa a partir da presença do leito móvel e favorecimento na remoção das formas de nitrogênio, é uma das principais vantagens deste tipo de sistema (Hem *et al.*, 1994), processo este beneficiado quando utilizado valores de idade do

lodo mais elevados, como na presente pesquisa. A elevada atividade biológica da biomassa citada, é comprovada por meio dos valores médios obtidos nas análises respirométricas do licor misto, os quais estão apresentados na Figura 9.

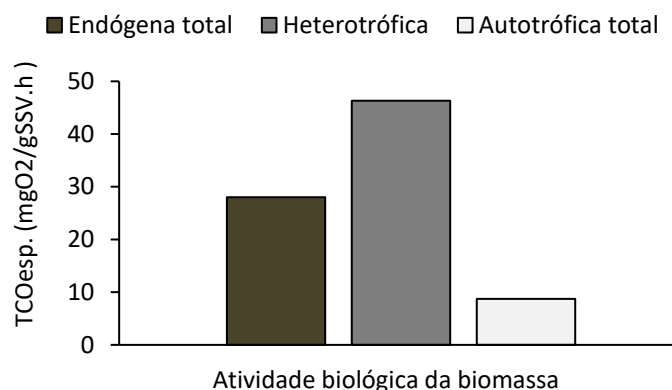


Figura 9. Taxas de consumo de oxigênio específicas médias pela biomassa no BRM utilizado.

Ao avaliar a TCOesp. autotrófica total, a qual está diretamente relacionada ao consumo do oxigênio a partir da degradação de compostos nitrogenados, o valor médio obtido foi de 8.73 mgO₂/gSSV.h. Este valor possivelmente se dá devido a criação de diferentes zonas no reator em decorrência da presença do leito móvel, sendo elas anaeróbias, anóxicas e facultativas, as quais favorecem o crescimento de bactérias nitrificantes no meio. Portanto, essas bactérias são responsáveis pelo elevado consumo de oxigênio em função da degradação de compostos nitrogenados, resultando em altos valores de TCOesp. autotrófica. No estudo de Kellner (2014), ao utilizar um biorreator a membrana de leito móvel de bateladas sequenciais, com 30% do seu volume útil composto por material suporte no tratamento de efluente sanitário, o autor obteve um valor médio de TCOesp. autotrófica de 8.71 mgO₂/gSSV.h. Portanto, evidencia que a utilização de um sistema de biorreator a membrana de leito móvel resulta numa TCOesp. autotrófica elevada, o que acontece devido ao desenvolvimento de bactérias nitrificantes no meio.

Ao realizar um estudo do tratamento de efluente da indústria de laticínios, Fraga *et al.* (2017) obtiveram a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 99.6% ao utilizar um biorreator a membrana de leito móvel. Eficiência próxima a obtida no presente estudo, tendo em vista que as características do efluente varia de indústria para indústria, assim como, as condições operacionais do sistema podem influenciar nos resultados. Nos estudos de Li *et al.* (2008), ao utilizarem um biorreator a membrana com *internal-loop airlift reactor* no tratamento de água residual sintética, obtiveram remoções entre 84 e 96% de nitrogênio amoniacal.

A melhora na remoção das formas de nitrogênio nos efluentes associada ao processo de nitrificação a partir do uso do material suporte para o crescimento do biofilme é reportada também por Richard e Setter (1995), assim como, pela introdução do módulo de membranas nos biorreatores, promovendo a retenção e enriquecimento dos microrganismos nitrificantes (Silva *et al.*, 1998). Entretanto, tendo como resultado dos processos de nitrificação, possivelmente são encontradas concentrações elevadas de nitrato no efluente tratado, pois neste tipo de reação, o nitrogênio orgânico é convertido a NO_3^- . Portanto, há necessidade de uma unidade posterior para conversão do nitrato em nitrogênio gasoso (N_2).

Fósforo total

Além do nitrogênio, outro tipo de nutriente encontrado no efluente oriundo da indústria de laticínios é o fósforo, o comportamento das concentrações deste nutriente nos pontos avaliados durante a operação do sistema, assim como, sua eficiência total de remoção ao decorrer do período avaliado, estão dispostos na Figura 10.

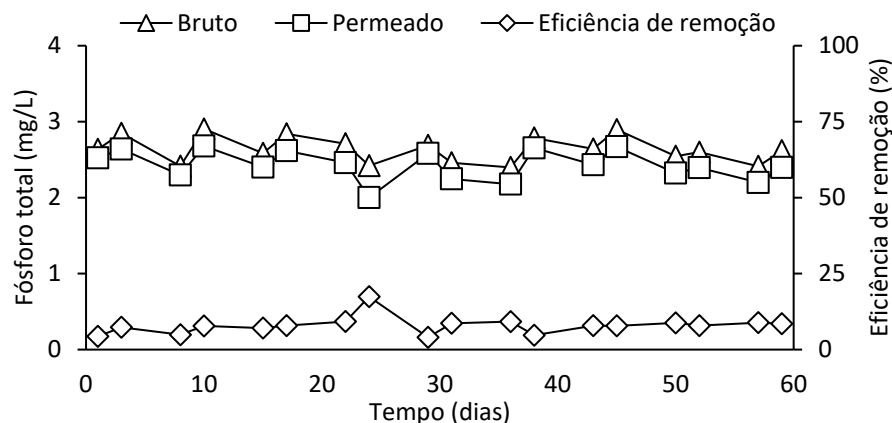


Figura 10. Comportamento das concentrações de fósforo ao decorrer da operação do sistema e sua eficiência total de remoção.

Verifica-se pouca redução da concentração de fósforo no permeado em relação ao efluente bruto, sendo que a eficiência média obtida no tratamento foi 7.9%, onde resultou no decréscimo da concentração média do efluente bruto de 2.7 ± 0.2 mg/L para 2.4 ± 0.2 mg/L no permeado, após o tratamento. Portanto, mostra-se que a utilização do sistema de biorreatores a membrana de leito móvel nas condições estudadas, não é uma alternativa promissora na remoção deste parâmetro. Nesta concepção, apenas pequena parte do fósforo presente no efluente é assimilado biologicamente a partir da síntese celular das bactérias (Lesjean *et al.*, 2003), as quais são retidas no reator pelas membranas e posteriormente removidas no processo de descarte de lodo.

Segundo Kortstee *et al.* (1994) apud Dabert *et al.* (2001), os microrganismos encarregados pela remoção de fósforo dos efluentes, necessitam de um período de 40 a 100 dias para se adaptarem e aclimatarem a tal composto, a partir disso, estes começam a acumular maiores concentrações de fósforo em seu organismo. Portanto, a idade do lodo adotada na presente pesquisa (20 dias) pode não ter sido suficiente para ocorrência de tal processo. Outro fator que favorece a criação desses organismos responsáveis pela remoção de compostos fosfatados, é a vantagem na competição por alimento quando a relação alimento/microrganismo (A/M) é baixa, pois, estes acabam se sobressaindo e proliferando de maneira facilitada (Yilmaz *et al.*, 2008). Porém, no estudo em questão, a relação A/M média obtida ao decorrer da operação do sistema foi de 0.26 ± 0.03 gDBO/gSSV.d.

Com o objetivo de aumentar a eficiência na remoção de fósforo dos efluentes, estudos relacionados aos eletrobiorreatores a membrana são cada vez mais desenvolvidos, com o intuito de promover a precipitação química do fósforo presente, pois, os íons dissociados do eletrodo de alumínio reagem com os íons fosfato, resultando em complexos insolúveis, portanto, estes precipitam e são removidos juntamente com o lodo. Manica (2019) reportou em seu estudo uma eficiência de remoção de 100% do fósforo presente em um esgoto sanitário sintético ao utilizar um sistema de eletrobiorreator a membrana.

Conclusões

Por meio dos dados apresentados, conclui-se que o sistema de tratamento composto por um biorreator a membrana de leito móvel misto, mostra-se eficiente na remoção de nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal, sendo favorecido pelo desenvolvimento de microrganismos responsáveis pelos processos de nitrificação no leito móvel misto e a condições de operação do sistema. Porém, este tipo de tratamento não foi considerado promissor na remoção de fósforo total deste tipo de efluente para as condições adotadas na pesquisa.

Agradecimentos

A CAPES, onde o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Referências bibliográficas

- APHA (2017) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 23rd. Ed.
- Belli, T. J., Bernardelli, J. K. B., Da Costa, R. E., Bassin, J. P., Amaral, M. C. S., Lapolli, F. R. (2017) Effect of solids retention time on nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater in a sequencing batch membrane bioreactor. *Environmental technology*, **38**(7), 806-815.

- Belli, T. J., Do Amaral, P. A. P., Recio, M. A. L., Vidal, C. M. S., Lapolli, F. R. (2012) Biorreator à membrana em batelada sequencial aplicado ao tratamento de esgoto visando à remoção de nutrientes. *Engenharia sanitária e ambiental*, **17**(2), 143-154.
- Benjamin, M.M. (2002) *Water chemistry*. International Edition. New York, NY: McGraw-Hill, series in Water Resources and Environmental Engineering.
- Bitton, G. (2005) *Wastewater microbiology*. 3th edition. Gainesville, Florida: Wiley, 746 pp.
- Brasil (2011) Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 430, de 13 de maio de 2011. Ministério do Meio Ambiente, Diário Oficial da União, no 92º, Brasília, DF, 16 maio de 2011, 89 pp.
- Brown, P., Ong, S. K., Lee, Y. W. (2011) Influence of anoxic and anaerobic hydraulic retention time on biological nitrogen and phosphorus removal in a membrane bioreactor. *Desalination*, **270**(1-3), 227-232.
- Brum, L. F. W., Júnior, L. C. O. S., Benedetti, S. (2009) Reaproveitamento de Água de Processo e Resíduos da Indústria de Laticínios, *Internacional Workshop Advances in Cleaner Production*, 2, São Paulo, Brasil.
- Cicek, N., Macomber, J., Davel, J., Suidan, M.T., Audic, J., Genestet, P. (2001) Effect of solids retention time on the performance and biological characteristics of a membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, **43**(11), 43-50.
- Costa, R. E. (2018) *Estudo comparativo das tecnologias de biorreator a membrana de leito móvel e biorreator a membrana convencional no tratamento de esgoto sanitário: avaliação do desempenho na remoção de nutrientes e da colmatção das membranas operando os reatores em batelada sequencial*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis - SC, 224 pp.
- Dabert, P., Fleurat, A. L., Mounier, E., Delgenès, J. P., Moletta, R., Gordon, J. J. (2001) Monitoring of the microbial community of a sequencing batch reactor bioaugmented to improve its phosphorus removal capabilities. *Water Science and Technology*, **43**(3), 1-8.
- Fraga, F. A., García, H. A., Hooijmans, C. M., Míguez, D., Brdjanovic, D. (2017) Evaluation of a membrane bioreactor on dairy wastewater treatment and reuse in Uruguay. *International Biodeterioration & Biodegradation*, **119**, 552-564.
- Formigoni, I. (2020) Principais países produtores de leite: dados de julho de 2020. *Farmnews*. Acesso em: 01, jul. de 2021, disponível em: <http://www.farmnews.com.br/gestao/principais-paises-produtores-de-leite/>.
- Fujii, F. Y., Piveli, R. P., Campos, F., Bueno, R. F., Sobrinho, P. A., (2013) Desempenho do reator integrado de lodo ativado com biofilme em leito móvel. *Eng Sanit Ambient*, **18**(4), 349-358.
- Hem, L.J., Rusten, B., Ødegaard, H. (1994) Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Water Research*, **28**(6), 1425-1433.
- Iorhemen, O. T., Hamza, R. A., Tay, J. H. (2016) Membrane Bioreactor (MBR) technology for wastewater treatment and reclamation: membrane fouling. *Membranes*, **6**(2), 33.
- Jordão, E.P., Pessoa, C.A. (2011) *Tratamentos de esgotos domésticos*. 6ª Edição, Rio de Janeiro: ABES.
- Judd, S., Judd, C. (2006) *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors in Water and Wastewater Treatment*. 1. ed. Oxford: Elsevier Science Ltd.
- Kellner, R. L. (2014) *Biorreator a membrana de leito móvel em bateladas sequenciais para a remoção de nutrientes e matéria orgânica de efluentes sanitários*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 146pp.
- Kim, J.Y., Chang, I.S., Park, H.H., Kim, C. Y., Kim, J. B., Oh, J. H. (2008) New configuration of a membrane bioreactor for effective control of membrane fouling and nutrients removal in wastewater treatment. *Desalination*, **230**(1-3), 153-161.
- Kortstee, G. J., Appeldoorn, K. J., Bonting, C. F., Niel, E. W. V., Veen, H. W. (1994) Biology of polyphosphate accumulating bacteria involved in enhanced biological phosphorus removal. *Microbiology Reviews*, **15**(2-3), 137-153.

- Lesjean, B., Gnriss, R., Adam, C., Kraume, M., Luck, F. (2003) Enhanced biological phosphorus removal process implemented in membrane bioreactors to improve phosphorous recovery and recycling. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, **48**(1), 87.
- Li, Y. Z., He, Y. L., Ohandja, D. G., Ji, J., Li, J. F., Zhou, T. (2008) Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. *Bioresource Technology*, **99**, 5867–5872.
- Manica, M. (2019) *Eletrobiorreator a membrana aplicado ao tratamento de esgoto sanitário visando a remoção de matéria orgânica e nutrientes e o estudo do processo de colmatção da membrana*. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental/Associação Ampla com UEPG, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati–PR, 114 pp.
- Meng, F., Chae, S. R., Drews, A., Kraume, M., Shin, H. S., Yang, F. (2009) Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): Membrane fouling and membrane material. *Water Research*, **43**, 1489–1512.
- Ochoa, J.C., Colprim, J., Palacios, B., Paul, E., Chatellier, P. (2002) Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor. *Water Science & technology*, **46**, 397-404.
- Orth, R. (2020) *Tratamento de efluente de indústria papeleira por eletrobiorreator a membrana visando a remoção de nutrientes e matéria orgânica*. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental/Associação Ampla com UEPG, Universidade Estadual do Centro-Oeste, Irati–PR., 82pp.
- Park, H., Chang, I., Lee, K. (2015) *Principles os Membrane Bioreactors for Wastewater Treatment*. Boca Raton, Flórida: Taylor & Francis Group, LLC. 436 pp.
- Provenzi, G.T. (2005) *Biorreator à membrana submersa para tratamento biológico de efluentes: estudos hidrodinâmicos e físicoquímicos no controle da colmatção*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 170 pp.
- Rivas, P. R., Pascual, J. M., Morillo, J. A., Jiménez, B. J., Poyatos, J. M., Rodelas, B., López, J. G. (2016) Interlinkages between bacterial populations dynamics and the operational parameters in a moving bed membrane bioreactor treating urban sewage. *Water research*, **88**, 796-807.
- Richard, M. (1995) Enhanced cold temperature nitrification in a municipal aerated lagoon using Ringlace fixed film media. Rocky Mountain American Water Works Association.
- Rosenberger S., Kraume M. (2002) Filterability of Activated Sludge in Membrane Bioreactors. *Desalination*, **146**, 373-379.
- Rusten, B., Eikebrokk, B., Ulgenes, Y., Lygren, E. (2006) Design and operations of the Kaldnes moving bed biofilm reactors. *Aquacultural Engineering*, **34**, 322–331.
- Setter, K. J. (1995) *Attached growth nitrification using Ringlace media*. Dissertação (Mestrado), Universidade da Columbia Britânica. Columbia, Canadá, 93pp.
- Silva, D.G.V., Urbain, V., Abeyinghe, D.H., Rittmann, B.E. (1998) Advanced analysis of membrane-bioreactor performance with aerobicanoxic cycling. *Wat. Sci. Tech.* **38**, 505–512.
- Ujang, Z., Salim, M. R., Khor, S. L. (2002) The effect of aeration and non-aeration time on simultaneous organic, nitrogen and phosphorus removal using an intermittent aeration membrane bioreactor. *Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research*, **46**(9) 193-200.
- Von Sperling, M. (2009) *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 3. ed. 4. reimp. Belo Horizonte: DESA/UFMG.
- Wagner, J., Rosenwinkel, K-H. (2000) Sludge production in membrane bioreactors under different conditions. *Water Science and Technology*. **41**(10-11), 251-258.
- Wang, X. J., Xia, S. Q., Chen, L., Zhao, J. F., Renault, N. J., Chovelon, J. M. (2006) Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. *Process biochemistry*, **41**, 824–828.
- Wolff, D.B., Chavez, J.C.O., Paul, E., Costa, R.H.R. (2003) Estudo da biomassa heterotrófica e autotrófica ativa desenvolvida em reatores híbridos no tratamento de esgoto urbano. *Simpósio Nacional de Fermentações*. Florianópolis, SC, Brasil.

- Wu, J., Clech, P. L., Stuetz, R. M., Fane, A. G., Chen, V. (2008) Effects of relaxation and backwashing conditions on fouling in membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, **324**(1), 26-32.
- Xing, C-H., Qian, Y., Wen, X-H., Wu, W-Z., Sun, D. (2001) Physical and biological characteristics of a tangential-flow MBR for municipal wastewater treatment. *Journal of Membrane Science*, 31-42.
- Yang, S., Yang, F., Fu, Z., Lei, R. (2009) Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal. *Bioresource Technology*, **100**, 2369–2374.
- Yilmaz, G., Lemaire, R., Keller, J., Yuan, Z. (2008) Effectiveness of an alternating aerobic, anoxic/anaerobic strategy for maintaining biomass activity of BNR sludge during long-term starvation, *Water Research*, **41**(12), 2590-2598.
- Zsirai, T., Buzatu, P., Aerts, P., Judd, S. (2012) Efficacy of relaxation, backflushing, chemical cleaning and clogging removal for an immersed hollow fibre membrane bioreactor. *Water Research*, **46** (14), 4499-4507.

REVISTA AIDIS

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

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DA GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NO MUNICÍPIO DE TUCURUÍ – PA

* Antonio Carlos Novaes Moreira ¹
Aline Furtado Louzada ²
Raisa Rodrigues Neves ³

SUSTAINABILITY ASSESSMENT OF URBAN SOLID WASTE MANAGEMENT IN THE CITY OF TUCURUÍ - PA

Recibido el 20 de julio de 2021. Aceptado el 31 de enero de 2022

Abstract

The growing production of solid waste is proportional to the advance of globalization and urban expansion. Many cities find it difficult to manage urban solid waste (MSW), concerning its operationalization and evaluation, due to the few informations about its main source which lead to limitations in the various dimensions involved in this process. Therefore, the present study used a matrix of indicators developed by Ramos (2013) to analyze the sustainability of MSW management in the city of Tucuruí-PA through the Solid Waste Management Quality Index (IQGRS). Using the Delphi Method, questionnaires were applied to specialists in the environmental research field and the company responsible for waste collection and management services. As a matter of fact the IQGRS found characterized the city management as unfavorable in terms of sustainability according to a study by Santiago and Dias (2012). The study noticed the necessity of a integrated management involving all environmental agents and variables, as long as the local management failed, according to the National Solid Waste Policy (PNRS) rules.

Keywords: integrated management, sustainability dimensions, sustainability indicators, urban solid waste.

¹ Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental – Campus Tucuruí, Universidade Federal do Pará, Brasil.

² Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Brasil

³ Faculdade de Engenharia Civil – Campus Tucuruí, Universidade Federal do Pará, Brasil.

* *Autor correspondente:* Faculdade de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal do Pará, Brasil. Rua 15 de Novembro, 14, São Sebastião, Tucuruí/PA, CEP: 68457-320, Brasil. Email: carlosnovaes411@gmail.com

Resumo

O aumento da produção de resíduos sólidos é proporcional ao avanço da globalização e a expansão urbana. Muitos municípios encontram dificuldades na gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), no que se refere a sua operacionalização e avaliação, em decorrência das poucas informações acerca da geração de RSU que acarretam à limitações nas várias dimensões envolvidas nesse processo. Por esse fato, o presente estudo utilizou uma matriz de indicadores elaborada por Ramos (2013) para avaliar a sustentabilidade da gestão de RSU do município de Tucuruí-PA através do Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos (IQGRS). Por meio do Método Delphi, foram aplicados questionários a especialistas da área ambiental e à empresa responsável pelos serviços de coleta e manejo de resíduos. Averigou-se que o IQGRS encontrado caracterizou a gestão do município como muito desfavorável a nível de sustentabilidade segundo estudo de Santiago e Dias (2012). A avaliação observou, como falha na gestão da localidade em estudo, a necessidade de uma gestão integrada envolvendo todos os atores e variáveis ambientais conforme a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) estabelece.

Palavras chave: gestão integrada, dimensões da sustentabilidade, indicadores de sustentabilidade, resíduos sólidos urbanos.

Introdução

Com o avanço da globalização houve um aumento do consumo de produtos cada vez mais descartáveis acarretando uma atual problemática da sociedade: os resíduos sólidos. As novas tecnologias resultam em resíduos constituídos de materiais diversificados (Gouveia, 2012), os quais quando não possuem uma destinação correta e adequada podem afetar o meio ambiente no âmbito social, econômico e de saúde pública (Vechi *et al.*, 2016).

Devido a isso, no ano de 2010 o governo sancionou a Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) para nortear as tomadas de decisões acerca da gestão integrada de resíduos sólidos estabelecendo um conjunto de ações com o intuito de sanar ou minimizar a problemática dos resíduos levando em conta as dimensões políticas, sociais, culturais e ambientais a fim de alcançar o desenvolvimento sustentável (Brasil, 2010). Porém, a PNRS encontra barreiras institucionais tais como a falta de política nacional, projetos e metas eficientes voltadas a implementação de investimentos, controle social e universalização dos serviços básicos bem como a falta de mecanismos e ações de fiscalização dos recursos aplicados (Monterosso, 2016). Outro empecilho encontrado pela PNRS são os dados divergentes disseminados pelos agentes públicos, privados e as prefeituras que na maioria das vezes oferecem informações imprecisas, desatualizados e insuficientes, dificultando as tomadas de decisões (Jacobi e Besen, 2011).

Por esse fato, a problemática dos resíduos sólidos ainda é pertinente. Só em 2017, 3352 municípios brasileiros despejaram mais de 29 milhões de toneladas de resíduos em lixões ou aterros controlados segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2019). No ano de 2018, o Brasil foi responsável pela geração de 79 milhões

de toneladas de resíduos sólidos (ABRELPE, 2019) ocupando assim o pódio de quarto lugar entre os países que apresentam as maiores taxas de gerações de lixo, estando atrás dos Estados Unidos, China e Índia, segundo a *World Wide Fund For Nature* (WWF, 2019).

Para lidar com esse problema, é necessária a criação de políticas públicas que interajam diversos aspectos ambientais, sociais e econômicos (Gouveia, 2012) juntamente com a intersectorialidade, ou seja, o envolvimento de secretarias de Meio Ambiente, de Educação, de Assistência Social e sociedade aliados a uma frequente fiscalização dos serviços prestados e dependência de recursos financeiros (Santiago e Dias, 2012; Maiello *et al.*, 2018).

Com o objetivo de realizar o monitoramento e identificar a sustentabilidade da gestão dos RSU, têm-se utilizado os indicadores, os quais são poderosas ferramentas para que as informações estatísticas, científicas e técnicas produzidas por diferentes órgãos e instituições públicas e privadas comuniquem-se com a população de maneira mais clara possível (Rametsteiner *et al.*, 2011). A utilização de um indicador permiti maior dinamismo no processo de gestão, pois ele fornece pistas e torna perceptível uma tendência de problemas e condições ambientais que não estão imediatamente visíveis (Barros e Silveira, 2019). Diversas pesquisas têm utilizado esse instrumento no contexto da problemática do RSU (Polaz e Texeira, 2008; Santiago e Dias, 2012; Cifrian *et al.*, 2015; Castro, 2016; Pereira *et al.*, 2018; Bertanza *et al.*, 2018; Chaabane *et al.*, 2018; Barros e Silveira, 2019; Ibáñez-Forés *et al.*, 2019; Ali *et al.*, 2019). Os indicadores podem ser associados a pesquisas com abordagens participativas, nesse sentido, destaca-se o método Delphi, o qual originou-se da coleta de informação de um grupo de pessoas com elevado conhecimento sobre determinado assunto (Rozados, 2015). Esta técnica colaborou para pesquisa na área da gestão ambiental (Marionttoni e Canada, 2016), na administração municipal (Resende, 2016) e na avaliação dos serviços de limpeza pública urbana municipal (Silveira, 2018). Tais estudos explicitam a eficiência do método Delphi na sua utilização como ferramenta auxiliar no processo de tomada de decisão.

Acerca do município foco do estudo, Tenório e Lima (2013) evidenciarium que Tucuruí apresenta obstáculos em seu planejamento urbano incluindo aspectos de infraestrutura física, saneamento básico, sistema de drenagem, abastecimento de água e disposição de resíduos sólidos. Sobre este último, a produção diária de RSU de Tucuruí é estimada em 86 ton., onde sua disposição é feita de maneira inadequada acarretando risco de contaminação por chorume ao solo e inúmero afluentes existentes na região (Tenório e Lima, 2013). Polaz e Teixeira (2009) enfatizam que para municípios de pequeno e médio porte há uma maior necessidade de se efetuar uma gestão municipal integrada de resíduos, a qual depende do processo de tomada de decisão do poder público e de dados precisos existentes. Por esse motivo, justifica-se a importância desta pesquisa na contribuição de mais informações acerca da realidade da gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) do município podendo assim dinamizar o processo de gestão de RSU da região. Para isso, o

presente estudo teve por objetivo identificar em que nível está a sustentabilidade da gestão de RSU do município de Tucuuruí, através de uma matriz de indicadores já consolidada na literatura e da aplicação do método Delphi.

Metodologia

A proposta metodológica para elaboração deste estudo foi de uma pesquisa com abordagens participativa, qualitativa e quantitativa. O levantamento de dados e análise para esta produção científica foi realizado conforme o processo apresentado na Figura 1. Todo esse processo de pesquisa perdurou entre final de 2018 a meados de 2020, destaca-se as limitações encontradas como a demora de retorno da empresa, das respostas do questionários dada pelos especialista e o período de pandemia.

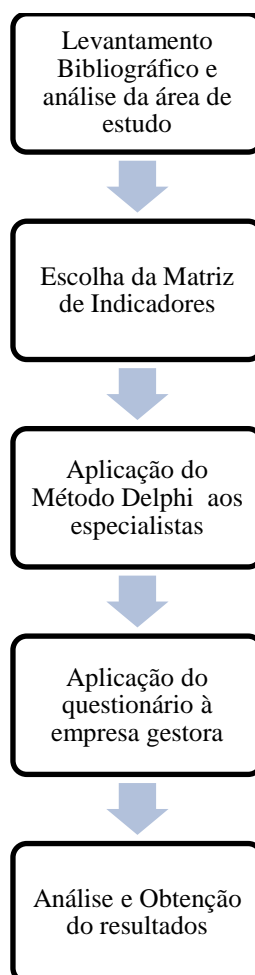


Figura 1. Processos para o desenvolvimento da pesquisa.

No início do processo de desenvolvimento da pesquisa foi construído um marco teórico para dar embasamento ao estudo. Por meio da leitura de periódicos, revistas eletrônicas, dissertações de mestrado, doutorado e sistemas de informações nacionais de saneamento básico, pôde-se levantar informações sobre os conceitos que cercam a temática de resíduos sólidos e as metodologias mais utilizadas para avaliar a gestão destes materiais.

Caracterização da área de estudo

Situado na mesorregião do estado do Pará que integra Breu Branco, Jacundá, Nova Ipixuna, Itupiranga e Novo Repartimento, o município de Tucuruí (Figura 1) abrange uma área de 2084,289 km² com uma população estimada de 112148 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2018).

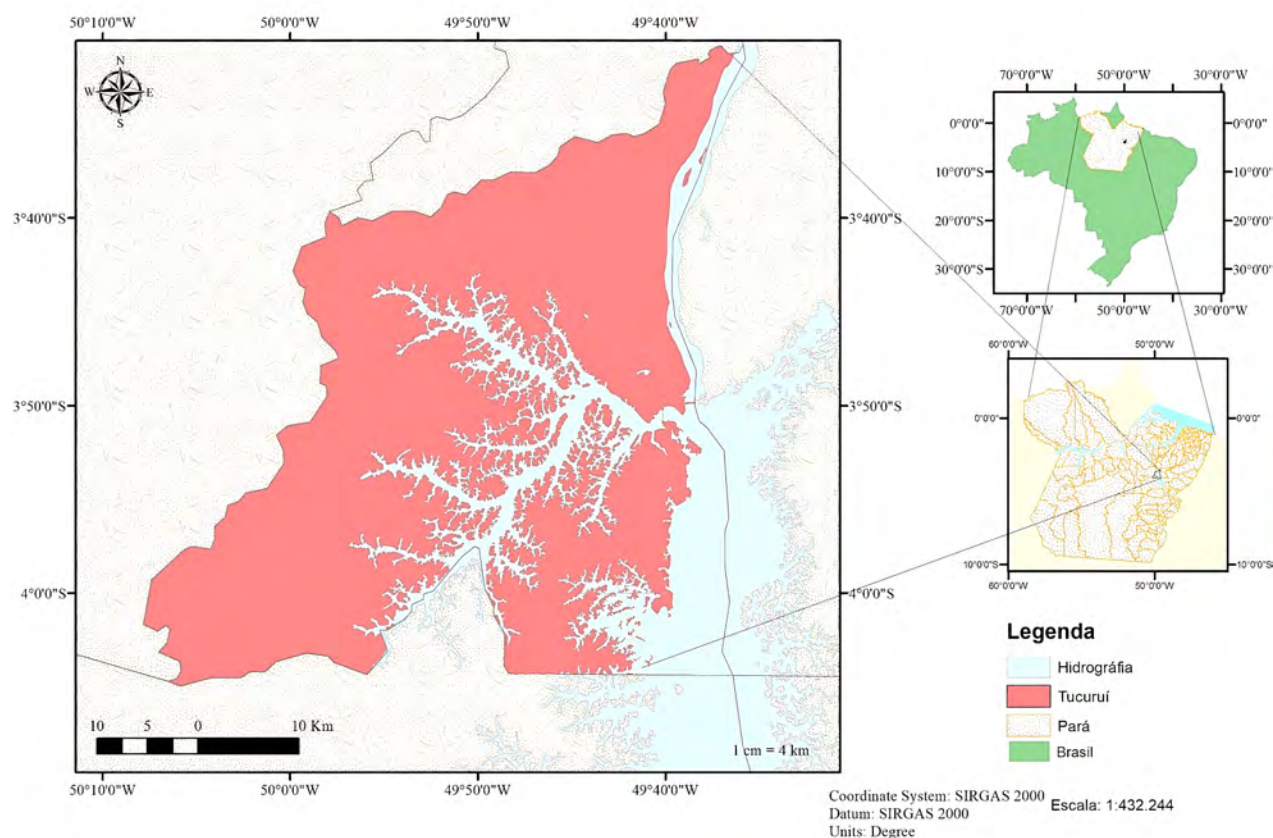


Figura 2. Localização do município de Tucuruí-Pará.

No que se refere a ocupação territorial, 65% da sua malha urbana constituiu-se no período da construção da UHE da empresa Centrais Elétricas do Norte do Brasil S.A – Eletronorte, tendo seu processo de ocupação desordenado em decorrência da falta de políticas públicas eficazes em acomodar o grande número de pessoas que vinham morar na cidade, acarretando assim em grandes desequilíbrios sociais, econômicos e ambientais (Rocha e Gomes, 2002). O município possui políticas ambientais consolidadas como a Lei nº 5.846/2003 que sanciona a Política Municipal de Meio Ambiente a qual utiliza como instrumentos de ação o Zoneamento Ecológico Econômico e o Licenciamento Ambiental municipal bem como o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) (Tenório e Lima, 2013).

Quanto a gestão de RSU municipal, a empresa *Clean Service* Serviços Gerais Ltda. realizava os serviços de limpeza urbana, de varrição e capina, de saúde pública e coleta especial do município desde 2005 (Fonseca, 2010). Os resíduos sólidos estavam sendo dispostos no aterro controlado em área particular, localizado na rodovia PA 156 (Km 15) no ano de 2009, sendo encerrada a operação neste local em janeiro de 2010. No ano de 2015 foi implantado o lixão a céu aberto no município de Tucuruí, recebendo os resíduos recolhidos pela prefeitura e por empresa terceirizada, mesmo após a promulgação da Lei 12305/2010 (Rabelo e Santos, 2019). Devido às mudanças de administração da Prefeitura Municipal de Tucuruí (PMT), em 2018 foi firmado contrato de um ano com a empresa Sancil Sanatonioconstrutora e Incorporadora LTDA para serviços de limpeza pública urbana, recolhimento de entulho, coleta, transporte e remoção de galhadas e resto de podagem em todo território compreendido pelo município.

Matriz de indicadores para avaliação do sistema da gestão dos RSU

A matriz de indicadores de sustentabilidade escolhida para a pesquisa foi a de Polaz e Teixeira (2008) elaborada para avaliar a gestão municipal de RSU tomando o município de São Caetano (SP) como estudo. Foram atribuídos por Polaz e Teixeira (2008) três parâmetros de tendências, baseado no estudo de Milanez (2002), para avaliar a sustentabilidade: tendência muito desfavorável (MD), tendência desfavorável (D), tendência favorável (F).

Ramos (2013), por sua vez, propôs uma matriz de indicadores (Tabela 1) adaptando o estudo de Polaz e Teixeira (2008) com o objetivo de contribuir para mais produções sobre indicadores de sustentabilidade. Esta será a matriz aplicada na avaliação de sustentabilidade da gestão de RSU no município de Tucuruí – PA. A autora utilizou um total de 14 indicadores classificando-os em cinco dimensões: ambiental/ecológica, econômica, social, política/institucional e cultural. O fato da matriz de indicadores de Ramos (2013) estar embasada em literatura consolidada, possuir praticidade e número razoável de indicadores, o que facilita a obtenção de resultados, justifica sua escolha para ser aplicada na região estudada.

Tabela 1. Matriz de Indicadores

Dimensões	Indicadores	Formas de apuração
Dimensão Ambiental/ecológica	(1) Grau de recuperação de passivos ambientais	Áreas não foram mapeadas (MD* ¹); Áreas mapeadas, mas não recuperadas (D* ²); Áreas recuperadas (F* ³)
	(2) Grau de implementação das medidas previstas no licenciamento das atividades relacionadas aos RSU	Inexistência de licenciamento ambiental (MD); Licenciamento ambiental realizado, porém, as medidas não foram plenamente implementados (D); Licenciamento ambiental realizado e medidas implementadas integralmente (F).
	(3) Grau de recuperação do RSU que estão sob responsabilidade do poder público	Recuperação inexistente ou muito baixa dos RSU (MD); Recuperação baixa dos RSU (D); Recuperação alta dos RSU (F).
Dimensão Econômica	(4) Grau de autofinanciamento da gestão pública de RSU	Inexistência de fonte específica ou sistema de cobrança para financiamento da gestão de RSU (MD); Existência de fonte específica ou sistema de cobrança para financiamento da gestão de RSU, mas não cobre todos os custos (D); Os custos da gestão de RSU são completamente financiados por fonte específica ou sistema de cobrança dos resíduos (F).
Dimensão Social	(5) Grau de disponibilização dos serviços públicos de RSU à população	Baixa disponibilização dos serviços públicos de RSU à população (MD); Média disponibilização dos serviços públicos de RSU (D); Disponibilização plena dos serviços públicos de RSU (F)
	(6) Grau de abrangência de políticas públicas de apoio ou orientação às pessoas que atuam com RSU	Inexistência de políticas públicas efetivas de apoio às pessoas que atuam com RSU (MD); Existência de políticas públicas, porém com baixo envolvimento das pessoas que atuam com RSU (D); Existência de políticas públicas com alto envolvimento das pessoas que atuam com RSU (F);
Dimensão Político/Institucional	(7) Grau de estruturação da gestão de RSU na administração pública.	Inexistência de setor específico para RSU na administração pública (MD); Existência de setor específico para RSU, porém não estruturado (D); Existência de setor específico para RSU devidamente estruturado (F)
	(8) Grau de capacitação dos funcionários atuantes na gestão de RSU	Nenhum funcionário do setor de RSU recebeu capacitação específica (MD); Apenas parte dos funcionários do setor de RSU recebeu capacitação específica (D); Todos os funcionários receberam capacitação específica (F).
	(9) Quantidade de ações de fiscalização relacionada à gestão de RSU promovidas pelo poder público	Inexistência de ações de fiscalização (MD); Existência de ações de fiscalização, porém em quantidades insuficientes (D); Existência de ações de fiscalização em quantidade suficientes (F).
	(10) Grau de execução do Plano Municipal de RSU vigente	Inexistência de Plano Municipal para RSU vigente (MD); Existência de Plano Municipal para RSU, porém poucas metas foram atingidas (D); Existência de Plano Municipal para RSU com muitas metas atingidas (F).
	(11) Existência de informações sobre a gestão de RSU sistematizadas e disponibilizadas a população	As informações sobre a gestão de RSU não são sistematizadas (MD); As informações sobre a gestão de RSU são sistematizadas, porém não estão acessíveis à população (D); As informações sobre a gestão de RSU são sistematizadas e divulgadas de forma pro-ativa para a população (F).
Dimensão Cultural	(13) Efetividade dos programas educativos continuados voltados para boas práticas da gestão de RSU.	Inexistência de programas educativos (MD); Existência de programas educativos, porém com baixo envolvimento da população (D); Existência de programas educativos continuado com alto envolvimento da população (F).
	(14) Efetividade de atividades de multiplicação de boas práticas em relação aos RSU	Ausência de divulgação de boas práticas de gestão de RSU ou inexistência do mesmo (MD); Divulgação pouco efetiva de boas práticas de gestão de RSU (D); Divulgação pouco efetiva de boas práticas de gestão de RSU, inclusive com replicação das mesmas (F).

*¹ MD: Muito desfavorável; *² D: Desfavorável; *³ F: Favorável.

Fonte: Adaptado de Ramos (2013) e Polaz e Texeira (2009).

Aplicação do Método Delphi

Delphi é um procedimento qualitativo, onde especialistas em um determinado tema respondem uma sequência de perguntas, itens ou questionários de forma anônima permitindo *feedback* controlados das respostas obtidas com objetivo de alcançar unanimidade de opiniões sobre um assunto específico (Mora, 2021). Na Figura 3 podemos ver o esquema simplificado do processo de aplicação do método Delphi.

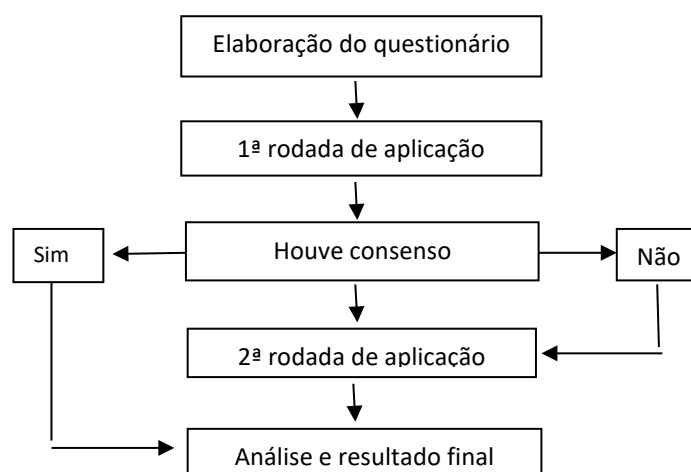


Figura 3. Esquema de aplicação do Método Delphi.

De início é elaborado o questionário alinhado aos objetivos do estudo, após isso ocorre a primeira rodada de sua aplicação a um grupo de especialista, os quais variam em número de acordo com a literatura, sendo, segundo Moura (2021), acima de 20 painelistas uma quantidade boa e suficiente para gerar informações importantes. Em seguida é analisado o consenso mínimo de resposta entre os participantes. Para Salmond (1994) o consenso ideal varia entre 50% a 80%, para Fernandes (2005) e Silva (2005) a concordância ideal admitida é de até 75%. Nesta pesquisa utilizou-se o percentual de concordância abordado por Santiago e Dias (2012) que é de 50%. O questionário utilizado neste estudo está ligado ao formulário aplicado ao gestor municipal. Através das notas resultantes do Delphi, pôde-se obter a realidade da situação municipal em níveis de sustentabilidade.

O questionário (Tabela 1) foi aplicado via Google Forms para estudantes e profissionais da área ambiental da Universidade Federal do Pará (UFPA) e do Instituto Federal do Pará (IFPA) da região estudada, sendo instruídos a conceituarem cada descritor como Ruim, Bom e Excelente de acordo com sua percepção para uma efetiva gestão de RSU do município. Para cada conceito,

haverá uma nota correspondente de acordo com o estudo de Santiago e Dias (2012): 1 para Ruim, 3 para Bom e 5 para Excelente. Os especialistas também foram orientados a atribuírem pesos dentro do intervalo de 1 a 100 para cada uma das cinco dimensões ambientais envolvidas na matriz de indicadores de acordo com a sua percepção da dimensão que é mais importante dentro da gestão de RSU na região. Assim, quando o peso da dimensão estiver mais próximo de 100, maior será sua importância. Foi feita uma média aritmética simples com os pesos dados, obtendo assim o peso final para cada dimensão. As somas de todas os pesos devem ser menor que 100, segundo Crispim (2019).

Com o consenso igual ou superior a 50% das respostas dos especialistas, foi estabelecida para cada descritor uma nota final que servirá de avaliação para o questionário aplicado diretamente na empresa gestora de RSU do município. Após isso, esse questionário (Tabela 1) foi aplicado presencialmente à empresa responsável pela gestão municipal dos RSU, sendo destacado o descritor que representava a condição da gestão para cada indicador. De posse dos dados obtidos pelos especialistas, os pesos atribuídos nas dimensões e o questionário respondido pela empresa, foram efetuados os cálculos a seguir.

Cálculos do Índice de Qualidade da Gestão de Resíduos Sólidos (IQGRS)

O cálculo de IQGRS será baseado na metodologia utilizada por Crispim (2019), o qual elaborou o Índice de Pobreza Hídrica (IPH) no município de Pombal. Costa *et al.*, (2017) desenvolveram uma metodologia de Técnica de Cenarização de auxílio ao Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos – IQGRS, para avaliar de forma representativa a situação atual do gerenciamento e gestão de resíduos de um município. Em ambas os estudos citados, os autores utilizaram as mesmas ferramentas para conseguir uma representação única da situação estudada. Com base nisso, de posse dos dados das notas estabelecidas e as respostas da empresa gestora de RSU do município, pode-se calcular o valor das dimensões através da fórmula:

$$D_i = \sum_{j=1}^n \frac{X_j}{n} \quad \text{Equação (1)}$$

Em que:

D_i é o valor das dimensões;

n é a quantidade de indicadores que compõem a dimensão;

X_j é a nota determinada pelo método Delphi para um dado indicador j ;

Os valores das dimensões resultantes desse cálculo e os pesos obtidos pelos especialistas foram utilizados na fórmula a seguir para a obtenção do IQGRS final:

$$IQGRS = \frac{\sum_{j=1}^n W_{x,j} \cdot D_i}{\sum_{j=1}^n W_{x,j}} \quad \text{Equação (2)}$$

Em que:

IQGRS é o valor do índice referente aos indicadores de RSU;

D_i é o valor da dimensão i , referente a cada uma das cinco dimensões;

$W_{x,j}$ são os pesos estabelecidos a essas dimensões, obtidos pelo método Delphi;

O IQGRS encontrado demonstra a real situação do RSU do município. Para classificar o nível de sustentabilidade através do índice encontrado, será utilizado o estudo de Santiago e Dias (2012). Os autores construíram uma matriz de indicadores por meio do método Delphi, elaborada com a finalidade de avaliar e planejar a gestão de resíduos sólidos urbanos nos municípios. Por meio de um levantamento bibliográfico e aplicação de questionários a especialistas, os autores utilizaram-se de 6 dimensões da sustentabilidade englobando 42 indicadores. Para facilitar mais o entendimento, Santiago e Dias (2012) atribuíram notas aos resultados finais de sua matriz, as quais serão utilizadas no presente estudo.

Resultados e discussão

Um total de 21 especialistas responderam a primeira rodada de questionário, observou-se que o consenso em dois descritores foram inferiores a 50%. Por esse fato, foi necessária a aplicação da segunda rodada do questionário, a qual obteve repostas de apenas 17 painelistas, ou seja, houve um percentual de perda entorno de 19.05 % e 80.5% de adesão a pesquisa. Abaixo podemos observar alguns estudos que utilizaram o Método Delphi e suas respectivas taxas de adesão:

Tabela 2. Taxa de adesão de estudos que utilizaram Método Delphi

Pesquisa	Número de especialistas	Número de respostas recebidas	Taxa de adesão
Desenvolvimento e avaliação de cartilha educativa para idosos consumidores de álcool (2020)	55	33	88%
Construção de indicadores de resiliência comunitária aos desastres no Brasil: uma abordagem participativa (2020)	97	72	74%
Construção da equação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA/OP) da cidade de Ouro Preto (MG) para o gerenciamento do saneamento municipal urbano (2020)	28	22	78.6%
Proposta de Adaptação do Índice de Salubridade Ambiental (ISA/FNS) ao município de Florianópolis (SC) com aplicação da metodologia Delphi (2020)	22	14	63.0%

Fonte: Autores, 2021.

Conforme pode ser constatado, observa-se que a taxa de adesão desta pesquisa foi inferior a um e superior a três dos trabalhos listados. Dessa forma, considera-se a taxa de adesão do presente estudo satisfatória e confiável para o seu prosseguimento.

Análise dos questionários

Com o resultado das duas rodadas dos questionários respondidos pelos especialistas com base em seus conhecimentos sobre gestão de RSU pôde-se estabelecer as notas para cada descritor que serviu como avaliação para o segundo questionário aplicado à empresa.

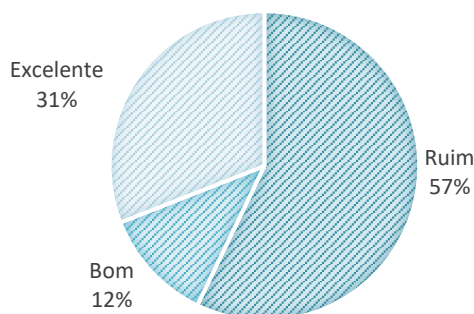


Figura 4. Distribuição dos conceitos estabelecidos pelos especialistas na matriz de indicadores.

Conforme a gráfico (Figura 4) nos mostra, os painelistas atribuíram aos descritores os conceitos em maior incidência Ruim e Excelente, enquanto o conceito Bom foi atribuído em um número menor. Por esse fato, a matriz de indicadores para a avaliação da sustentabilidade de RSU da região tornou-se rígida. Com esses conceitos e notas estabelecidas, pode-se avaliar a real situação de RSU no município.

A Tabela 3 nos mostra o questionário com as respostas obtidas pela empresa, para cada situação há um conceito e sua respectiva nota explicitando a real situação da gestão de RSU da cidade. Abaixo (Figura 5) podemos ver a distribuição das notas e conceitos de avaliação de cada indicador:

Nota-se que apenas três indicadores receberam a maior nota. O primeiro foi o indicador (5), relacionado com a disponibilização dos serviços públicos de RSU ao município, embora essa problemática atual do país não seja priorizada pelos gestores, segundo Polaz e Teixeira (2008), é pertinente sua relevância na avaliação da sustentabilidade de RSU de uma localidade. O segundo indicador (6) a levar condição Excelente está atrelado as escassas políticas públicas que apoiam os sistemas formais e informais de catadores de resíduos recicláveis (Polaz e Teixeira, 2008). Para que se possa avançar a caminho da sustentabilidade socioambiental, conforme afirma Grimber (2007), deve-se combinar a

responsabilidade dos geradores pela produção de seus resíduos e a autossugestão da integração de catadores. Acerca do Indicador (8), a falta de organograma e plano de carreira no setor de RSU é uma dos grandes fatores que comprometem a sustentabilidade de uma gestão de resíduos, conforme afirma Polaz e Teixeira (2008), nesse contexto, o conceito foi avaliado como Excelente.

Tabela 3. Situação real da gestão de RSU do município de Tucuruí.

Indicadores	Situação da gestão do município	Conceito	Nota
(1) Grau de recuperação de passivos ambientais	Áreas mapeadas, mas não recuperadas.	Bom	3
(2) Grau de implementação das medidas previstas no licenciamento das atividades relacionadas aos RSU	Licenciamento ambiental realizado, porém, as medidas não foram plenamente implementados.	Ruim	1
(3) Grau de recuperação do RSU que estão sob responsabilidade do poder público	Recuperação baixa dos RSU.	Ruim	1
(4) Grau de autofinanciamento da gestão pública de RSU	Existência de fonte específica ou sistema de cobrança para financiamento da gestão de RSU, mas não cobre todos os custos.	Ruim	1
(5) Grau de disponibilização dos serviços públicos de RSU à população	Disponibilização plena dos serviços públicos de RSU.	Excelente	5
(6) Grau de abrangência de políticas públicas de apoio ou orientação às pessoas que atuam com RSU	Existência de políticas públicas com alto envolvimento das pessoas que atuam com RSU	Excelente	5
(7) Grau de estruturação da gestão de RSU na administração pública	Existência de setor específico para RSU, porém não estruturado.	Ruim	1
(8) Grau de capacitação dos funcionários atuantes na gestão RSU	Todos os funcionários receberam capacitação específica.	Excelente	5
(9) Quantidade de ações de fiscalização relacionada à gestão de RSU promovidas pelo poder público	Existência de ações de fiscalização, porém em quantidades insuficientes.	Ruim	1
(10) Grau de execução do Plano Municipal de RSU vigente	Existência de Plano Municipal para RSU, porém poucas metas foram atingidas.	Ruim	1
(11) Existência de informações sobre a gestão de RSU sistematizadas e disponibilizadas a população	As informações sobre a gestão de RSU não são sistematizadas.	Ruim	1
(12) Variação da geração per capita	Taxa de variação = 1	Bom	3
(13) Efetividade dos programas educativos continuados voltados para boas práticas da gestão de RSU.	Existência de programas educativos, porém com baixo envolvimento da população.	Ruim	1
(14) Efetividade de atividades de multiplicação de boas práticas em relação ao RSU	Divulgação pouco efetiva de boas práticas de gestão de RSU	Ruim	1

Fonte: Autores, 2021.

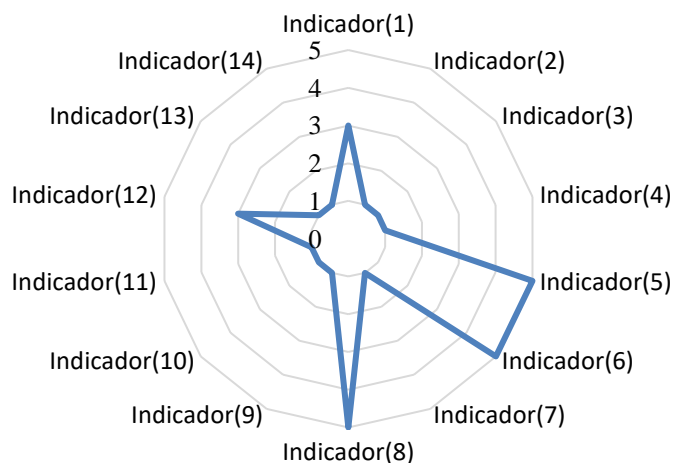


Figura 5. Avaliação dos indicadores.

Análise por dimensões

As notas obtidas em cada indicador foram aplicadas na equação (1), como resultado teremos os valores de cada dimensão que serviram de análise para averiguar o grau de sustentabilidade com que cada uma está sendo trabalhada dentro da gestão de RSU do município e para o cálculo do IQGRS. Nas tabelas a seguir poderemos ver por dimensão, as notas dos indicadores e os pesos atribuídos a cada dimensão pelos especialistas.

Dimensão Ambiental/Ecológica

Tal dimensão trata da preservação do meio ambiente através do uso dos potenciais do ecossistema com o menor dano possível ao sistema ecológico, trocando os recursos esgotáveis pelos renováveis além de implantar meios para diminuir a poluição e resíduos sólidos, intensificando estudos em tecnologias limpas objetivando realçar e atender a capacidade de autodepuração dos meios naturais (Sachs, 2002)

Foi observado que o município possui licenciamento ambiental para suas atividades de manejo e disposição final de resíduos, porém as medidas previstas não foram alcançadas. Como demonstração de tal fato, temos que o município não recupera suas áreas utilizadas para destinação final dos RSU, até o ano de 2018 foram utilizados nove pontos de instalação de lixões a céu aberto sem nenhum plano de recuperação após seus encerramentos (Rabelo e Santos, 2019). Em consequência disso, ficam cada vez mais escassas as áreas disponíveis para construção de um aterro sanitário em decorrência das ocupações espontâneas recorrentes no município e da extensa área de Preservação Ambiental presente na região (Fonseca, 2010). Constata-se também um *déficit* na recuperação de RSU, o município não possui coleta seletiva, baseando-se

no modelo de coleta indiscriminada dispensando assim materiais com potencial reciclável. A respeito disso, Besen (2011) afirma que a coleta seletiva contribuí significativamente para reciclagem reduzindo a quantidade de resíduos sólidos depositados no solo contribuindo diretamente para a sustentabilidade urbana e de saúde pública. Para isso, é importante o planejamento e a avaliação de cenários visando eficiência operacional, ambiental e econômica para a implantação da coleta seletiva em uma determina localidade (Piresa *et al.*, 2017). Tal realidade não entra em consonância com a PNRS bem como com a Agenda 2030 elaborada pela Organização das Nações Unidas (ONU) que tem por objetivo até 2020 alcançar o manejo ambientalmente adequado de todos os resíduos para minimizar seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente. (ONU, 2015; Brasil, 2010).

Tabela 4. Dimensão Ambiental/Ecológico

Indicadores	Situação da gestão do município	Conceito	Nota
(1) Grau de recuperação de passivos ambientais	Áreas mapeadas, mas não recuperadas.	Bom	3
(2) Grau de implementação das medidas previstas no licenciamento das atividades relacionadas aos RSU	Licenciamento ambiental realizado, porém, as medidas não foram plenamente implementados.	Ruim	1
(3) Grau de recuperação do RSU que estão sob responsabilidade do poder público	Recuperação baixa dos RSU.	Ruim	1

Fonte: Autores, 2021.

Dimensão Econômica

Sachs (2002) aborda esta dimensão como a possibilidade pela alocação e gestão mais eficiência da economia no nível micro e macroeconômico através de um fluxo regular de investimento público.

Esta dimensão foi avaliada com a menor nota. Não é cobrada taxa pelos serviços de saneamento no município em foco, entretanto nenhum serviço público é gratuito (Santos *et al.*, 2020). Serviços de saneamento, como o manejo de RSU, são obrigações do Estado e possuem um determinado custo que a cada dia necessita de maior investimento para que se garanta e respeite os princípios

básicos constitucionais da universalidade de atendimentos dos serviços básicos ambientais e de saúde pública (Santo *et al.*, 2020). Segundo a Constituição Federal de 1988 (Brasil, 2018), os recursos necessários para que o Estado efetue a prestação de serviços públicos podem ser arrecadados através de impostos, taxas, contribuições sociais e empréstimos compulsórios.

Acontece do Estado recorrer ao regime contratual para a prestação de serviços públicos divisíveis ou específicos, a remuneração dar-se-á por intermédio de tarifa, também conhecida como preço público, exigidas por não integrantes da administração Pública, como as concessionárias e permissionárias de serviços públicos (Santos *et al.*, 2020), como é o caso da município estudado. A Prefeitura Municipal de Tucuruí (PMT) firmou contrato no ano de 2018 com a empresa Sancil no valor total de R\$ 4.313.088,00. A empresa afirmou que o financiamento não cobre todos os gastos exigidos na prestação das atividades contratuais. Tal fato é comum em serviços de limpeza urbana de muitos municípios (Debnath e Bose, 2016), levando-os a operarem em meio à ineficiência estrutural e financeira.

A Lei nº 11445/2007 que estabelece a Política Nacional de Saneamento Básico possibilita a cobrança de taxa, tarifa ou outras cobranças de preço pelos serviços públicos de saneamento. A instituição de taxa para manejo de resíduos sólidos ou pelo seu tratamento é vantajoso para se alcançar uma gestão sustentável (Feitosa *et al.*, 2020), pois, além de garantir uma sustentabilidade financeira, também fomentaria a conscientização da população à necessidade de reduzir a geração de resíduos e à sua correta destinação (Gonçalves *et al.*, 2013).

Tabela 5. Dimensão Econômica.

Indicador	Situação da gestão do município	Conceito	Nota
(4) Grau de autofinanciamento da gestão pública de RSU	Existência de fonte específica ou sistema de cobrança para financiamento da gestão de RSU, mas não cobre todos os custos.	Ruim	1

Fonte: Autores, 2021.

Dimensão Social

Esta dimensão tem seu foco em condições igualitárias e serviços de boa qualidade que propiciam boas condições de vida através do fim da carência de boas oportunidades, descaso com os serviços públicos, da pobreza, e outros fatores (Garcia, 2016; Sachs, 2002).

Na localidade em estudo, a dimensão social atingiu maior nível de sustentabilidade na gestão de RSU. Isso demonstra que o Estado está cumprindo seu papel na disponibilização dos serviços básicos de saneamento a todos os habitantes da região. Sabemos que há uma grande deficiência

no Brasil no que se refere a distribuição dos serviços de saneamento básico ocasionados por vários fatores, entre eles está a fragmentação das políticas públicas atreladas a falta de regulação e regulamentação (Medeiros e Rodrigues, 2019) e a gestão ineficiente dos recursos que potencializam os problemas já existentes no setor, inviabilizando o acesso a serviços de qualidade por grande parte da população (Cruz e Ramos, 2012). Dentro do aspecto social também está incluída políticas públicas que apoiam pessoas que atuam direta e indiretamente com RSU. O município possui apenas uma cooperativa de catadores (COOPMART) que atua com 40 colaboradores, os quais possuem renda mensal de até um salário mínimo.

Tabela 6. Dimensão Social.

Indicadores	Situação da gestão do município	Conceito	Notas
(5) Grau de disponibilização dos serviços públicos de RSU à população	Disponibilização plena dos serviços públicos de RSU.	Excelente	5
(6) Grau de abrangência de políticas públicas de apoio ou orientação às pessoas que atuam com RSU	Existência de políticas públicas com alto envolvimento das pessoas que atuam com RSU	Excelente	5

Fonte: Autores, 2021.

Dimensão Político/Institucional

Está atrelada a gestão pública – indicadores (7), (8), (9) e (10) – e a participação social – indicador (11). Sachs (2002) afirma que esta dimensão está baseada na democracia e na apropriação dos direitos humanos, assim como na capacidade de cada Estado em executar o seu projeto nacional em cooperação com seus empreendedores e em coesão social.

A gestão avaliada no estudo possui setor específico para RSU, porém não estruturado. Como exemplo disso temos que a contratada para o manejo de RSU responde a serviços da Secretaria de Obras, Serviços Urbanos e Habitação e não a Secretaria de Meio Ambiente (PMT, 2018). Em seu contrato, a prefeitura municipal exige da contratada treinamento específico e a obrigatoriedade do uso de EPI's pelos seus funcionários bem como serviços atendendo às exigências legais ambientais, à saúde, limpeza urbana e a normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT.

Tabela 7. Dimensão Político/Institucional.

Indicador	Situação da gestão no município	Conceito	Nota
(7) Grau de estruturação da gestão de RSU na administração pública	Existência de setor específico para RSU, porém não estruturado.	Ruim	1
(8) Grau de capacitação dos funcionários atuantes na gestão RSU	Todos os funcionários receberam capacitação específica.	Excelente	5
(9) Quantidade de ações de fiscalização relacionada à gestão de RSU promovidas pelo poder público	Existência de ações de fiscalização, porém em quantidades insuficientes.	Ruim	1
(10) Grau de execução do Plano Municipal de RSU vigente	Existência de Plano Municipal para RSU, porém poucas metas foram atingidas.	Ruim	1
(11) Existência de informações sobre a gestão de RSU sistematizadas e disponibilizadas a população	As informações sobre a gestão de RSU não são sistematizadas.	Ruim	1

Fonte: Autores, 2021.

A contratante específica algumas penalidades caso a empresa não cumpra com suas obrigações ou a prefeitura seja atuada judicialmente por natureza, fiscal, trabalhista ou ambiental por conta de irregularidades constatadas. Acerca da fiscalização, o contrato expressa apenas aquelas relativas a segurança do trabalho. O município possui Plano Municipal de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos (PMGIRS) criado no ano de 2013 sendo seu prazo de cumprimento de metas até um período de 20 anos, entretanto poucos objetivos foram alcançados. A gestão não possui nenhum meio de sistematização e disponibilização de suas informações acerca do RSU, ficando sujeito a verificação de informações somente em alguns sistemas nacionais.

Dimensão Cultural

Refere-se a conservação de valores, tradições e história de determinada região. Para se alcançar tal dimensão é necessário promover, preservar e possibilitar acesso aos campos culturais da localidade (Sachs, 2002).

O valor *per capita* de resíduos de uma localidade está ligado ao aumento na geração de RSU acarretado pelo elevado do padrão de consumo de bens pela população (Guedes, 2020). A redução da geração de RSU é abordado tanto na PNRS quanto na Agenda 2030 da ONU através da prevenção, redução, reciclagem e reuso dos resíduos gerados. (ONU, 2015; PNRS, 2010). Um estudo realizado por Oliveira *et al.*, (2004) na cidade de Campina Grande, verificou que o valor *per capita* tem maior variação em um curto espaço de tempo em localidades em que a população possui maior poder aquisitivo. No município de Tucuruí, o valor *per capita* igual a 1 significa que a produção de RSU no ano da pesquisa em relação ao ano anterior manteve-se constante, embora o PIB per capita do município aumentou 14.10% no mesmo período (IBGE, 2018). A importância de ter conhecimento e compreensão acerca da geração de RSU possibilita melhor planejamento e desenvolvimento da gestão e gerenciamento desses resíduos (Abduli *et al.*, 2013), evitando assim que algumas etapas, como tratamento e disposição final, sejam inviabilizadas (Costa *et al.*, 2012).

Nesse sentido, buscar outras alternativas econômicas vantajosas para reciclar e/ou reutilizar os resíduos ou diminuir sua geração, são duas possibilidades defendidas por Ribeiro e Moreli (2009) para se alcançar uma gestão sustentável de RSU. Mudar a cultura e o hábito de uma população que tende ao maior padrão de consumo requer um longo processo (Alfaia *et al.*, 2017). Para isso, o desafio das prefeituras é investir em novos modelos de gestão que não somente entere seus resíduos, mas sim fomentar práticas de coletas seletivas, triagem e reaproveitamento de materiais recicláveis tendo em vista a inclusão social (Grimber, 2007). Uma alternativa efetiva para isso, segundo Brito (2016), é investir no trabalho que promova a educação ambiental criando assim uma consciência crítica a toda sociedade levando a formação de novos valores acerca da geração de seus resíduos.

Tabela 8. Dimensão Cultural

Indicador	Situação da gestão no município	Conceito	Notas
(12) Variação da geração per capita	Taxa de variação = 1	Bom	3
(13) Efetividade dos programas educativos continuados voltados para boas práticas da gestão de RSU.	Existência de programas educativos, porém com baixo envolvimento da população.	Ruim	1
(14) Efetividade de atividades de multiplicação de boas práticas em relação ao RSU	Divulgação pouco efetiva de boas práticas de gestão de RSU	Ruim	1

Fonte: Autores, 2021.

Pesos e notas finais das dimensões

Abaixo temos as notas obtidas em cada dimensão (Tabela 9) através da equação (1). O destaque é dado para a dimensão Social, é notória a discrepância de seu valor em relação as demais dimensões. Dois fatores contribuíram para essa disparidade: A atribuição das notas dada pelos especialistas, pois todos os descritores dessa dimensão receberam nota 5; e a resposta da gestão do município, visto que todos os indicadores receberam conceito excelente. Infere-se que a dimensão social está recebendo maior atenção dos gestores a ponto de alcançar um elevado grau de sustentabilidade. Entretanto, as demais dimensões encontram-se em situação negativa.

Tabela 9. Notas das Dimensões

Dimensão	Valores
Ambiental/Ecológica	1.67
Econômica	1.00
Social	5.00
Político/Institucional	1.80
Cultural	1.67

Fonte: Autores, 2021.

No que se refere aos pesos, a Tabela 10 nos mostra os valores resultantes de uma média aritmética simples de todos os pesos atribuídos a cada dimensão pelos especialistas. Com isso, para uma melhor visualização, o Figura 6 abaixo nos mostra a distribuição desses pesos em uma escala de 0-30, ou seja, os valores mais próximos de 30 demonstram a dimensão que possui maior importância dentro de uma gestão sustentável de RSU segundo a percepção dos especialistas.

Tabela 10. Pesos das dimensões

Dimensão	Pesos
Ambiental/Ecológica	23
Econômica	20
Social	15
Político/Institucional	25
Cultural	17

Fonte: Autores, 2021.

Como podemos observar na Figura 6, a dimensão político/institucional, ambiental/ecológica e econômica, segundo o ponto de vista dos estudantes e profissionais da área ambiental envolvidos na pesquisa, são aspectos considerados prioridades dentro da gestão de RSU.

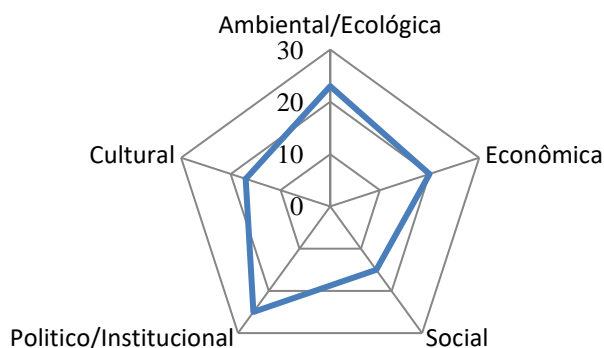


Figura 6. Avaliação das dimensões através dos pesos.

Os resultados obtidos pelos pesos das dimensões serviram para subsidiar os cálculos do estudo, explicitando um olhar de um dos atores que devem integrar a gestão de resíduos segundo a PNRS: a sociedade. Dentro da gestão de RSU, a participação social possui grande importância para melhoria das questões da sustentabilidade, visto que eles vivenciam direta ou indiretamente os transtornos ocasionados pelos resíduos sólidos (Cetrulo *et al.*, 2020). No que se refere a construção de indicadores, esse envolvimento torna-se imprescindível para consolidação de ferramentas para avaliação da sustentabilidade (Reed *et al.*, 2006), pois uma vez que há envolvimento da sociedade, há uma garantia de que a avaliação irá focar em fatores relevantes daquela localidade (Fraser *et al.*, 2006).

Índice de Qualidade da Gestão de Resíduos Sólidos(IQGRS)

Com as notas obtidas nos cálculos das dimensões e os pesos resultantes da pesquisa, através da equação (2), obteve-se o valor do Índice de Qualidade da Gestão de Resíduos Sólidos (IQGRS) do município de Tucuruí.

Tabela 11. Índice de Qualidade da Gestão de Resíduos Sólidos(IQGRS)

Dimensão	Valores	Pesos
Ambiental/Ecológica	1.67	23
Econômica	1.00	20
Social	5.00	15
Política/Institucional	1.80	25
Cultural	1.67	17
	IQGRS	
	2.07	

Fonte: Autores, 2021.

Constata-se que o nível de sustentabilidade da gestão municipal de RSU da cidade de Tucuruí é considerada muito desfavorável conforme os níveis de sustentabilidade definidos por Santiago e Dias (2012) na tabela abaixo:

Tabela 12. Nível de sustentabilidade (NS)

Intervalo de Sustentabilidade	Nível de Sustentabilidade
$1.0 \leq NS \leq 4.0$	Muito desfavorável
$5.0 \leq NS \leq 8.0$	Desfavorável
$9 \leq NS \leq 10$	Favorável

Fonte: Santiago e Dias, 2012.

O IQGRS = 2.07 encontrado implica em um resultado mais pautado que foi proveniente de todos indicadores usados na pesquisa nos dando a possibilidade de interpretar a realidade da gestão de RSU estudada (Daronco, 2014). Oliveira e Oliveira (2019) caracterizam a sustentabilidade ambiental de centros urbanos como algo complexo, pois para alcançar tal nível, deve haver uma conjunta aplicabilidade de diversos instrumentos que norteiam a questão do meio ambiente. Ainda, para os autores, a insustentabilidade acarretada por uma ineficiente gestão ambiental deve ser combatida prontamente, pois tal realidade gera um crescimento exponencial dos problemas ambientais que podem comprometer a saúde de milhares de pessoas.

Mesmo possuindo PMGIRS, essencial para o município lhe dar com a problemática dos RSU (Chaves *et al.*, 2020), a realidade é caracterizada como insustentável ambientalmente na localidade em foco. A incapacidade de gestão e planejamento em concomitância com bancos de dados não consolidados para apoiar a elaboração e execução dos PMGIRS (Godoy, 2013; Santin *et al.*, 2017) são fatores comuns e pontuais nas cidades brasileiras que inviabilizam uma gestão integrada de RSU de forma a contemplar todas as dimensões da sustentabilidade e os atores envolvidos (Feitosa *et al.*, 2020). Para reverter tal situação, é necessário desenvolvimento de modelos baseados numa visão sistêmica que contemplem todas as variáveis envolvidas no alcance da sustentabilidade (Costa *et al.*, 2017).

Conclusão

Com base nos estudos abordados e nos dados obtidos e analisados, constata-se que o município de Tucuruí ainda encontra dificuldades para se adaptar a PNRS, destacando-se a complexidade e dificuldade na obtenção de dados municipais sobre resíduos. Tal realidade enfatiza a importância da presente pesquisa no que se refere ao levantamento de informações sobre a gestão de RSU para a região estudada.

A dimensão social obteve maior nível de sustentabilidade devido a universalização dos serviços de coleta e apoio a cooperativa de catadores existentes no município. Por outro lado, a dimensão econômica encontra-se em nível insustentável, tal fato é resultante da não cobrança de taxa de serviço de coleta de lixo em todo território municipal. O estudo atingiu seu objetivo avaliando a realidade da gestão de RSU através de todos os quatorze indicadores utilizados dos quais nove obtiveram notas baixas na avaliação. Em decorrência disso, o IQGRS resultou em 2.07 e ficou entre $1.0 \leq NS \leq 4.0$ sendo uma avaliação muito desfavorável para sustentabilidade ambiental.

Diante disso, torna-se necessária a mudança no processo gestão dos RSU, devendo ser considerada a capacidade de implementação das políticas públicas de acordo com as particularidades e limitações do município, focando na prática de atividades que sejam baseadas na integração dos poderes públicos, do setor empresarial e da sociedade civil

Referências

- Abduli, M. A., Tavakolli, H., Azari, A. (2013). Alternatives for solid waste management in Isfahan, Iran a case study, *Waste Management & Research*, **31**(5), 532-537. 2013.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2017). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2017*. Acesso em 12 de Junho de 2019, disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2017>
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2019). *Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2019*. Acesso em 12 de Junho de 2019, disponível em: <https://abrelpe.org.br/download-panorama-2019>
- Alfaia, R. G. S. M., Costa, A. M., Campos, J. C. (2017). Municipal solid waste in Brazil: A review, *Waste Management & Research*, **35**(12), 1195-1209.
- Ali, M., Geng, Y., Robins, D., Cooper, D., Roberts, W., Vogtländer, J. (2019). Improvement of waste management practices in a fast expanding sub-megacity in Pakistan, on the basis of qualitative and quantitative indicators. *Waste Management*, **85**, 253–263. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.030>
- Barros, R. T. V., Silveira, A. V. F. (2019). Uso de indicadores de sustentabilidade para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de Belo Horizonte, *Eng Sanit Ambient*, **24**(2), 411-423.
- Bertanza, G., Ziliani, E., & Menoni, L. (2018). Techno-economic performance indicators of municipal solid waste collection strategies, *Waste Management*, **74**, 86–97. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.009>
- Besen, G. R. (2011). *Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices desustentabilidade*, Tese (Doutorado), Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Brasil (2010) *Lei Federal nº 12.305/10. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos*. Acesso em 20 de março de 2018, Diário Oficial da União, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm
- Brito, R. M. S. (2016) *Educação ambiental para manejo dos resíduos sólidos no IFMG, Campus Ouro Preto: uso da gestão do conhecimento*, Tese de mestrado, Fundação Mineira de Educação e Cultura (FUMEC), Faculdade de Ciências Empresariais. Belo Horizonte, 106 pp.
- Castro, M. A. de O. e, Silva, N. M. da, & Marchand, G. A. E. L. (2015). Desenvolvendo indicadores para a gestão sustentável de resíduos sólidos nos municípios de Iranduba, Manacapuru e Novo Airão, Amazonas, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **20**(3), 415–426. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522015020000109837>

- Cetrulo, N. M., Cetrulo, T. B., Dias, S. L. F. G., Ramos, T. B. (2020). Indicadores de resíduos sólidos em sistemas de avaliação de sustentabilidade local: uma revisão da literatura, *Revista Ambiente e Sociedade*, **23**, 2-32.
- 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>
- Chaves, G. L. D., Siman, R. B., Sena, L. G. (2020). Ferramenta de avaliação dos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos: parte 1, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **(55)**(1). <https://doi.org/10.1590/s1413-4152202020180120a>
- Cifrian, E., Andres, A., & Viguri, J. R. (2015). Developing a regional environmental information system based on macro-level waste indicators, *Ecological Indicators*, **53**, 258–270. D:10.1016/j.ecolind.2015.02.010
- Costa, A. R. S., Santos, T. C. C., Kozmhinsky, M., Alencar, S. K. P., Vale, G. (2017). Aplicação da matriz GUT na gestão integrada de resíduos sólidos da cidade do Recife-PE, *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, **10**(2), 201-213. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2017.10.2.57757>
- Costa, L. E. B., Costa, S. K., Rego, N. A. C., Silva Junior, M. F. (2012). Gravimetric model of household solid waste and socio-economic profile in the city of Salinas/MG, *Revista Ibero – Americana de Ciências Ambientais*, **3**(2), 73-90.
- Crispim, D. L. (2019). *Estudo da situação hídrica da população rural do município de Pombal – PB*, Tese de mestrado, Programa de pós-graduação em Sistemas Agroindustriais, Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, 104 pp.
- Cruz, K. E. A., Ramos, F. S. (2012). Efficiency in the management of sanitation and its impacts on health promotion: an application of data envelopment analysis (DEA), *Data envelopment analysis: theory and applications – proceedings of the 10th International Conference on DEA*. Disponível em: <https://bit.ly/2YjIdAl>
- Dalkey, N., Helmer, O. (1963). An experimental application of the Delphi method to the use of experts. *Management Science*, **(9)**3, 458-467.
- Daronco, C. G. (2014). *Proposição e aplicação de metodologia e auditoria de planos municipais de saneamento básico*, Tese (Doutorado, Programa de pós-graduação em recursos hídricos e saneamento ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 192 pp.
- Debnath, S., Bose, SK., (2014). Exploring full cost accounting approach to evaluate cost of MSW service in India, *Resources, Conservation and Recycling*, **83**(1), 87-95.
- Dias, R. C. B. (2007). *Método Delphi: Uma descrição de seus principais conceitos e características*, Monografia (Especialização em Pesquisa de Mercado em Comunicação), Universidade Federal de São Paulo, São Paulo, 88 pp.
- Feitosa, A. K., Barden, J. E., Odorico, K., Matos, A. A. M. (2020). Avaliação da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos em um Município do Nordeste Brasileiro, *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, **9**(1), 293-315.
- Fernandes, M. V. L. (2005). *Indicadores de avaliação de práticas de controle e prevenção de infecção do trato urinário associada a cateter: construção e validação*, Tese de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo, 123p.
- Fonseca, D, R, M. (2010). *O Consórcio público intermunicipal como instrumento de gestão dos resíduos sólidos urbanos: um estudo de caso nos municípios de Tucuruí e Breu Branco (Estado do Pará)*, Tese de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Gestão dos Recursos Naturais e Desenvolvimento Local, Universidade Federal do Pará, Núcleo de Meio Ambiente, Belém, 137 pp.
- Fraser, E. D. G., Dougill, A. J., Mabee, W. E., Reed, M., McAlpine, P. (2006). Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management, *Journal of Environmental Management*, **78**(2), 114–127. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.04.009>
- Godoy, M. R. N. (2013). Dificuldades para aplicar a Lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Caderno de Geografia*, **23**(39), 1-12.
- Gonçalves M. A., Tanaka A.K., Amedomar A. A., (2013). A destinação final dos resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso, *Future Studies Research Journal*, **5**(1), 96-129.

- Gouveia, N. (2012) Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, **17**(6), 1503-1510.
- Grimberg, E. (2007). Abrindo os sacos de “lixo”: um novo modelo de gestão de resíduos está em curso no país. Acesso em: 17 jul. 2019. Disponível em: http://www.polis.org.br/artigo_interno.asp?codigo=176
- Guedes, N. S. (2020). *Minimização da geração de resíduos sólidos domiciliares e de sua disposição em aterros sanitários: estudo de caso em condomínio vertical na cidade de João Pessoa-PB*, Tese de mestrado, Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 80 pp.
- Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D., Coutinho-Nóbrega, C., Medeiros, H. R. (2019). Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study, *Ecological Indicators*, **98**, 164–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.10.031>
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2018) Panorama@. Acesso em 20 de agosto de 2019, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/tucuru/panorama>.
- Jacobi, P. R., Besen, G. R. (2011). Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade, *Estudos Avançados*, (25) 71, 135-158. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142011000100010>
- Lima, C. C. T. (2017). *Aplicação de Indicadores de Sustentabilidade de Resíduos Sólidos Urbanos no Município de Araguari-MG*, Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, 61 pp.
- Maiello, A., Britto, A. L. N. P., Valle, T. F. (2018). Implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, *Revista Administração Pública*, **52**(1), 24-51. <http://dx.doi.org/10.1590/0034-7612155117>
- Medeiros, V., Rodrigues, C. T. (2019). *Políticas públicas municipais, universalização e eficiência no setor de saneamento básico: uma análise para os municípios mineiros*, Tese (Doutorado em Economia), Programa pós-graduação em Economia do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea), Minas Gerais.
- Milanez, B. (2002). Resíduos sólidos e sustentabilidade: princípios, indicadores e instrumentos de ação, Tese (Mestrado em Engenharia Urbana), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Monterosso, E. P. (2016). Política Nacional de Resíduos Sólidos: o olhar crítico de um gestor público. In: Amaro, A. B., Verдум, R. (Eds), *Política Nacional de Resíduos Sólidos e suas interface com o espaço geográfico: entre conquistas e desafios*, Porto Alegre, 22-30p. <https://doi.org/10.21826/9788563800237>
- Mora, M. G. (2021), El método Delphi. In: González, J. M. T. (Eds.), *Técnicas de investigación cualitativa en los ámbitos sanitario y sociosanitario*, Ediciones de La Universidad de Castilla-La Mancha, Cuenca, 55 – 63.
- Mucelin, C. A., Berllini, M. (2008). Lixo e Impactos Ambientais Perceptíveis no Ecosistema Urbano, *Sociedade & Natureza*, **20**(1), 111-124.
- Oliveira, S. A., Leite, V. D., Prasad S., Ribeiro, M. D. (2004). Estudo da produção per capita de resíduos sólidos domiciliares da cidade de Campina Grande-PB, *Revista Saúde e Ambiente*, **5**(2), 37-44.
- Oliveira, S. J., Oliveira, C. (2019). Cidades sustentáveis e a tutela jurídica do meio ambiente artificial: da positivação à conscientização. In Jorge, W. J., Silva, D., Macedo, A, E. F (Eds), *Políticas Públicas e seus desafios na atualidade*, UNIEDUSUL, Paraná, 68-81.
- ONU, Organização das Nações Unidas (2015) *Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. Acesso em 17 de junho de 2021. Disponível em: http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/Agenda2030-completo-site.pdf
- Pereira, S. S., Curi, R. C., Curi, W. F. (2018). Uso de indicadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos: uma proposta metodológica de construção e análise para municípios e regiões. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **23**(3), 471-483. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522018162872>
- Piresa A, Sargedasa J, Miguela M, Pinac J, Martinhoa G. (2017). A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part II: Environmental and economic analysis, *Waste Management*, **61**, 108-116.
- PMT, Prefeitura Municipal de Tucuruí (2018) *Contrato nº: 022.2018.20.2.003*, Publicação Diário Oficial Municipal, Seção 3 número 47, 09 de março de 2018.

- Polaz, C. N., Teixeira, B. A. (2008). Indicadores de Sustentabilidade para a gestão municipal de resíduos sólidos urbanos: um estudo para São Carlos (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **14**(3), 411-420. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522009000300015>
- Rabelo, M. F., Santos, V. C. P. (2019). A gestão dos resíduos sólidos no município de Tucuruí-PA, *2º Congresso Sul-Americano de Resíduos Sólidos e Sustentabilidade*, Foz do Iguaçu, Paraná. Acesso em 21 de março de 2021, disponível em: <http://www.ibeas.org.br/conresol/conresol2019/IV-101.pdf>
- Rametsteiner, E., Püzl, H., Alkan-olsson, J., Frederiksen, P. (2011). Sustainability indicators development – Science or political negotiation?, *Elsevier: Ecological Indicators*, **11**, 61 – 70.
- Ramos, R. R. (2013). Gestão de resíduos sólidos urbanos: indicadores de sustentabilidade aplicadas a programas de gestão e associações de catadores de materiais recicláveis, *Geografia (Londrina)*, **22**(3), 27-45.
- Reed, M. S., Fraser, E. D. G., Dougill, A. J. (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities, *Ecological Economics*, **59**(4), 406-418.
- Resende, L. H. S. (2016). *Análise da gestão de resíduos sólidos de construção civil de Belo Horizonte (MG) a partir da percepção dos atores envolvidos*, Tese de mestrado, Curso de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 124 pp.
- Ribeiro, D. V., Morelli, M. R. (2009). Resíduos sólidos: problema ou oportunidade?, *Rio de Janeiro: Interciência*, 158p.
- Rocha, C. A. (2017). *Índice de qualidade ambiental de áreas utilizadas para a prática de atividades físicas e lazer na cidade de Fortaleza, CE*, Tese de mestrado, Pós-graduação Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Ceará, 188 pp.
- Rozados, H. F. (2015). O uso da técnica Delphi como alternativa metodológica para a área da Ciência da Informação, *Em Questão*, **21**(3), 64-86. <http://dx.doi.org/10.19132/1808-5245213.64-86>
- Sachs, I. *Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável*. Rio de Janeiro: Garamond, 2002, 96p
- Salmond, S.W. (1994). Orthopedic nursing research priorities: a Delphi study. *Othop. Nurs*, **2**(13), 31-45.
- Santiago, L. S., Dias, S. M. F. (2012). Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **2**(17), 203-212.
- Santin, J. R., Pedrini, M., Comiran, R. (2017). A política nacional dos resíduos sólidos e os municípios brasileiros: desafios e possibilidades, *Revista de Direito da Cidade*, **9**(2), 556-581, 2017. <https://doi.org/10.12957/rdc.2017.26985>
- Santos, W. J. R., Leite, W. C. A., Schalch, V. (2020). A sustentabilidade econômico-financeira da gestão de resíduos sólidos domiciliares, em um município de porte médio do interior do estado de São Paulo. *Brazilian Journal Of Development*, [S.L.], **6**(4), 18192-18204, 2020. <http://dx.doi.org/10.34117/bjdv6n4-114>
- Silveira, S. F. (2018). *Avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos no município de Itabira (MG): uma ênfase na coleta seletiva*. Tese de mestrado, Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 239 pp.
- Tenório, C.R., Lima, A.M.M. (2013). Indicadores de eficiência do Plano Diretor Municipal de Tucuruí-Pa, *Revista de Geografia (UFPE)*, **30**(3), 146-162. Acesso em 20 de agosto de 2019, disponível em <https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/viewFile/229085/23491>
- Vecchi, T. P. B., Surco, D. F., Constantino, A. A., Steiner, M. T. A., Jorge, L. M. M., Ravagnani, M. A. S. S., Paraíso, P. R. (2016) A sequential approach for the optimization of truck routes for solid waste collection. *Process Safety and Environmental Protection*, **10**(2), 238-250.
- Wright, J. T. C., Giovinazzo, R. A. (2000). Delphi: uma ferramenta de apoio ao planejamento prospectivo, *Cadernos de Pesquisa em Administração*, **1**(12), 54-65.
- WWF, World Wide Fund For Nature (2019). *Solucionar a poluição plástica: Transparência e responsabilização. Relatório Técnico*. Acesso em 04 de janeiro de 2020, disponível em: <http://promo.wwf.org.br/solucionar-a-poluicao-plastica-transparencia-e-responsabilizacao>

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE ESTATÍSTICA DA PRECIPITAÇÃO E DA EROSIVIDADE DAS CHUVAS NO SEMIÁRIDO PARAIBANO, NORDESTE DO BRASIL

* Tássio Jordan Rodrigues Dantas da Silva¹
José Ludemario da Silva Medeiros¹
Maxsuel Bezerra do Nascimento¹
Janaína Aparecida Cezario¹
Daniele de Almeida Carreiro²
Laércio Leal dos Santos¹
William de Paiva¹

STATISTICAL ANALYSIS OF RAIN PRECIPITATION AND EROSIVITY IN THE PARAIBANO SEMIARID, NORTHEAST OF BRAZIL

Recibido el 22 de julio de 2021. Aceptado el 8 de noviembre de 2021

Abstract

Soil erosion by water is a serious threat to many regions around the world. The impacts caused by this phenomenon are complex and, in some cases, imperceptible, slowly changing the geomorphology over the years. Despite being a natural process, erosion is intensified by anthropic action, and rainfall erosivity is one of the main factors for soil degradation in semiarid environments. In Brazil, research at local scales is still timid and limited, which makes it difficult for researchers to effectively analyze soil loss across the country. The objective of the work was analyzed using descriptive statistics and rainfall erosivity in the semiarid region of Paraíba State, northeastern Brazil. The study area corresponds to the Paraíba portion of the Piancó-Piranhas-Açu River basin (BHRPPA-PB). The homogeneity of time series data from 28 rainfall stations from 1962 to 2020 (59 years of data) was analyzed and verified, the erosivity was calculated using the rainfall erosivity index (EI_{30}), and a descriptive statistic of the Erosion and erosivity data. From the results it was possible to observe that the average rainfall erosivity value that represents the R Factor of the USLE is $3275 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$ being evaluated as moderate, and the period from January to May is the more conducive to the action of the erosivity of rains.

Keywords: brazilian semiarid region, rain intensity, r-factor, soil erosion, USLE.

¹ Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Brasil.

² Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil.

*Autor correspondente: Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual da Paraíba, Campus Universitário, s/n, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58109-790, Brasil. Email: tassiojordan@hotmail.com

Resumo

A erosão do solo pela água é uma ameaça séria para diversas regiões em todo o mundo. Os impactos provocados por este fenômeno são complexos e em alguns casos imperceptíveis, alterando lentamente a geomorfologia com o passar dos anos. Apesar de ser um processo natural, a erosão é intensificada pela ação antrópica, sendo a erosividade da chuva um dos principais fatores para degradação dos solos em ambientes semiáridos. No Brasil, as pesquisas em escalas locais ainda são tímidas e limitadas o que dificulta uma análise eficaz, por parte dos pesquisadores, da perda de solo em todo o país. O objetivo deste trabalho foi analisar por meio da estatística descritiva a precipitação e a erosividade das chuvas no semiárido do Estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. A área de estudo corresponde a porção paraibana da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (BHRPPA-PB). Foram analisadas e verificada a homogeneidade dos dados das séries temporais de 28 postos pluviométricos do período de 1962 a 2020 (59 anos de dados), calculada a erosividade através do Índice de erosividade das chuvas (EI_{30}), e realizada a estatística descritiva dos dados de precipitação e erosividade. A partir dos resultados foi possível concluir que o valor médio da erosividade da chuva que representa o Fator R da USLE é de $3275 \text{ MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ sendo classificado como moderado, e o período de janeiro a maio é o mais propício a ação erosiva das chuvas.

Palavras chave: semiárido brasileiro, intensidade de chuva, fator r, erosão do solo, USLE.

Introdução

Entre os fenômenos atmosféricos, a precipitação pluviométrica é um dos que se apresentam com maior relevância, visto que profusos setores socioambientais, econômicos e culturais mantêm um elevado grau de dependência com essa variável climatológica (Silva *et al.*, 2017; Lukić *et al.*, 2019). A quantidade, intensidade e a variabilidade das chuvas no tempo e espaço são algumas das características que intervêm diretamente na sociedade e nos recursos naturais, em especial, os recursos hídricos. Nas regiões áridas e semiáridas a dependência à dinâmica das chuvas é ainda maior, uma vez que, a biodiversidade, o agronegócio e o abastecimento público ficam à mercê desse fenômeno climático que influencia diretamente no desenvolvimento local (Lukić *et al.*, 2019).

A elevada concentração de chuvas em um curto período provoca o surgimento de processos erosivos que, por sua vez ocasionam o empobrecimento do solo por meio da lavagem da camada superficial, transportando nutrientes, sedimentos, herbicidas e fertilizantes para planícies, lençóis freáticos ou corpos hídricos superficiais, o que provoca a contaminação das águas. O assoreamento dos corpos hídricos é outro problema ocasionado pela erosão do solo, aumentando o risco de enchentes e interferindo na qualidade da água devido ao material lixiviado (Nearing *et al.*, 2017; Borrelli *et al.*, 2020).

A erosividade da chuva, também conhecida como o Fator R de entrada na Equação Universal de Perda do Solo (USLE), é considerado um dos principais fatores desta equação, especialmente, na atualidade em que as mudanças climáticas estão cada vez mais relacionadas ao desequilíbrio dos ecossistemas ambientais e a sua degradação (Lee e Lin, 2015; Back e Poletto, 2018; Furtado, 2019).

Na literatura, pesquisas clássicas destacam o índice EI_{30} com ótima correlação com as perdas de solo, em escala experimental, a exemplo dos estudos de Lombardi Neto e Modenhauer (1992), e Cantalice e Margolis (1993). No Brasil, este tipo de método é bastante empregado, devido sua praticidade, insuficiência de estações pluviográficas e por apresentar resultados satisfatórios, a exemplo do estudo de Trindade *et al.* (2016), que estimou a variabilidade erosiva para o território brasileiro com base em 1521 estações pluviométricas, com séries acima de 20 anos, e 75 equações de regressão que relacionaram a precipitação com o índice de erosividade EI_{30} .

Reddy *et al.* (2017) ressaltam a adoção da bacia hidrográfica como unidade ideal para análises ambientais, uma vez que este recorte apresenta condições climáticas, hidrológicas e geomorfológicas mais similares no que tange aos estudos do ciclo hidrológico como as mudanças climáticas e a erosividade. Neste contexto, evidencia-se os trabalhos de Bagwan (2020) na bacia do rio Urmodi de Maharashtra, na Índia, e o trabalho de Guesri *et al.* (2020) na bacia hidrográfica de K'sob, Nordeste da Argélia. No Brasil, destacam-se os estudos de Duarte e Silva Filho (2019) na bacia hidrográfica do rio Juma no Estado do Amazonas, e os de Terassi *et al.* (2019) na bacia hidrográfica do rio Alto do Iguaçu, Estado do Paraná.

No semiárido brasileiro, são poucos os trabalhos que empregam a bacia hidrográfica como unidade de estudo para cálculos de erosividade, com algumas exceções, a exemplo dos manuscritos de França *et al.* (2020) na bacia do rio Ipojuca no Estado de Pernambuco, e de Silva *et al.* (2020) na bacia do rio Apodi/Mossoró, Estado do Rio Grande do Norte. Vale destacar, também, a pesquisa de Almeida *et al.* (2017) que utilizaram séries mensais de 210 postos pluviométricos, a partir de 15 anos de dados históricos, englobando parte da região do semiárido do Brasil, e obtiveram uma variação do EI_{30} de 1439 a 5864 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹.

Nessa conjuntura, fica evidente a necessidade de estudos sobre a distribuição da erosividade nas demais localidades do semiárido brasileiro, especialmente, em bacias hidrográficas. Sobretudo, que contemplem séries históricas mais amplas, apresentem resultados mais coesos e auxiliem no planejamento ambiental e na conservação dos solos do semiárido. Este estudo teve como objetivo analisar por meio da estatística descritiva a precipitação e a erosividade das chuvas no semiárido paraibano, Nordeste do Brasil.

Materiais e métodos

Área de estudo

A área de estudo corresponde a porção paraibana da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (BHRPPA-PB), localizada na região semiárida do Nordeste brasileiro (NEB) entre as coordenadas geográficas 05°46'54" e 07°55'16" de latitude Sul e 38°35'42" e 36°15'10" de longitude Oeste (Figura 1). Seu território abrange 102 municípios no Estado da Paraíba, com uma população de

897162 habitantes e totalizando uma área de 25948 km², entre as principais cidades destacam-se: Patos, Sousa, Cajazeiras, São Bento, Pombal e Catolé do Rocha, todas pertencentes ao Estado da Paraíba (CBHPPA, 2018).

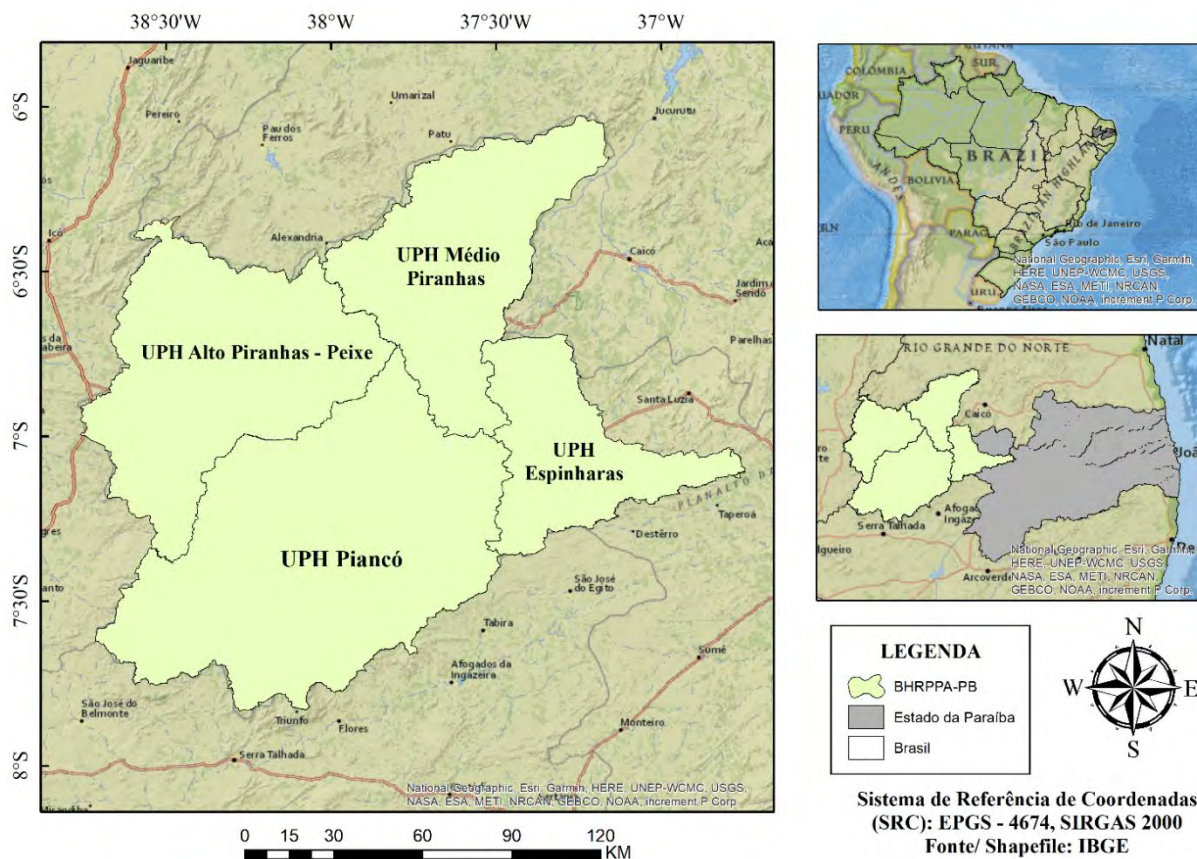


Figura 1. Localização da porção paraibana da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu (BHRPPA-PB).

A BHRPPA-PB engloba as sub bacias hidrográficas do rio Piancó, rio do Peixe, Alto e Médio Piranhas e a do rio Espinharas (CBHPPA, 2018). O relevo corresponde à Depressão Sertaneja, com a presença do Planalto da Borborema na porção sudeste da bacia, e ocorrência de serras e maciços rochosos, os solos predominantes são o Luvissole Crômico, o Neossolo Litólico, Argissolo Vermelho-amarelo e coberturas sedimentares representadas por aluviões (ANA, 2016; CBHPPA, 2018). A geologia é formada pelo predomínio do embasamento cristalino, com a presença de rochas ígneas e metamórficas, a exemplo os xistos e granitos, há existência de rochas sedimentares, especialmente, na sub bacia do rio do Peixe e depósitos quaternários distribuídos ao longo de toda a bacia hidrográfica (ANA, 2016).

O clima é o semiárido do tipo BSh seco e quente, de acordo com a classificação de Köppen, o período chuvoso é curto e irregular, com chuvas que alteram do verão ao outono, decorrentes da atuação das zonas de convergência intertropical (ZCIT), as temperaturas médias variam de 24°C a 28°C, com umidade relativa do ar inferior a 75% (De Araújo *et al.*, 2017). A cobertura vegetal é espaçada com árvores de pequeno a médio porte, com a presença de arbustos, cactáceas e trechos de florestas caducifólias, típica da caatinga xerófila e bastante presente no sertão nordestino (Fernandes e Queiroz, 2018).

Base de dados

Os dados pluviométricos foram obtidos em bancos de dados digitais da Agência Nacional de Águas (ANA), do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA). Empregou-se, como critério de seleção, a utilização de séries históricas superiores a 30 anos e com falhas inferiores a 5% dos dados, totalizando 59 anos de séries temporais de 28 postos pluviométricos do período de 1962 a 2020.

Inicialmente, foi realizada uma análise minuciosa a fim de identificar erros grosseiros (outliers) no banco de dados, para isso utilizou-se o box-plot. Em sequência, foi feito o preenchimento de falhas nas séries históricas por meio do método da ponderação regional, escolhendo os três postos pluviométricos mais próximos ao corrigido e situados em locais com características geográficas semelhantes. Este método é descrito por Bertoni e Tucci (2007), por meio da Equação 1:

$$P_y = \frac{1}{3} \left(\frac{P_{My}}{P_{Mx1}} P_{x1} + \frac{P_{My}}{P_{Mx2}} P_{x2} + \frac{P_{My}}{P_{Mx3}} P_{x3} \right) \quad \text{Equação (1)}$$

Em que,

P_y = Precipitação do posto a corrigir,

P_{My} = Precipitação média do posto Y ,

P_{x1} a P_{x3} = Precipitação dos postos $x1$ a $x3$,

P_{Mx1} a P_{Mx3} = Precipitação média dos postos $x1$ a $x3$.

A fim de identificar possíveis mudanças no comportamento da precipitação ao longo do tempo, foi introduzida uma análise de consistência dos dados por meio do método da Curva dupla-massa (ou duplo-acumulativa). Para melhores resultados, esta análise foi categorizada em grupos ou Unidades de Planejamento Hidrológico (UPHs), conforme classificação da ANA (2016). A referida classificação leva em consideração características geo-hidrológicas, assim, auxiliando na subdivisão da área de estudo.

Cálculo da erosividade

Para o cálculo da estimativa da erosividade foi utilizada a Equação 2 proposta por Cantalice *et al.* (2009), para as condições da região semiárida do Brasil em função do índice de Fournier modificado (MFI), e descrita por:

$$EI_{30} = 95,48 \left(\frac{Pi^2}{Pa} \right)^{0,56}$$

Equação (2)

Em que,

EI_{30} = Índice de erosividade das chuvas médio mensal ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ mês^{-1}$),

Pi = Precipitação pluvial (mm) histórica para o mês i,

Pa = Precipitação pluvial (mm) histórica anual.

O valor de erosão anual é estimado pela soma dos valores mensais de cada posto de análise, assim, este resultado representa o “Fator R” da USLE, proposta por Wischmeier e Smith (1978), e pode ser utilizado em futuras pesquisas como índice de erosividade para o território da BHRPPA-PB. O EI_{30} anual foi classificado de acordo com Carvalho (2008) e representado na Tabela 1. Em seguida, foi realizada a estatística descritiva dos dados de precipitação e erosividade por meio da média, valor máximo e mínimo, desvio-padrão, coeficiente de variação (CV), assimetria e curtose dos 28 postos pluviométricos, para as séries históricas mensais e total anual de 1962 a 2020.

Tabla 1. Classes para interpretação do índice de erosividade anual.

Erosividade ($MJ.mm.\ (ha.h)^{-1}$)	Classe de erosividade
$R < 2452$	Erosividade fraca
$2452 < R < 4905$	Erosividade moderada
$4905 < R < 7357$	Erosividade moderada a forte
$7357 < R < 9810$	Erosividade forte
$R > 9810$	Erosividade muito forte

Fonte: Carvalho (2008).

Resultados e discussão

Análise de consistência dos dados

A Figura 2 apresenta as curvas de duplas massas resultantes para os quatro grupos (UPHs) previamente definidos. As curvas obtidas da relação entre os acumulados das estações pluviométricas com o acumulado da média regional para cada UPH não apresentaram irregularidades, ou seja, todos os postos pluviométricos das quatro UPHs em estudo apresentaram homogeneidade regional.

A homogeneidade dos dados foi confirmada pelos resultados da correlação entre a média do acumulado regional e o acumulado para cada estação pluviométrica, pois os coeficientes de determinação (R^2) foram todos superiores a 0.992 e em sua grande maioria alcançaram 0.999. Vale enfatizar que, as séries pluviométricas não sofreram um preenchimento de falhas maiores que 5% dos dados mensais, houve uma tendência pela dispersão linear dos dados, uma vez que as curvas de dupla massa não apresentaram grandes distorções de declividade em relação à acumulada da média regional.

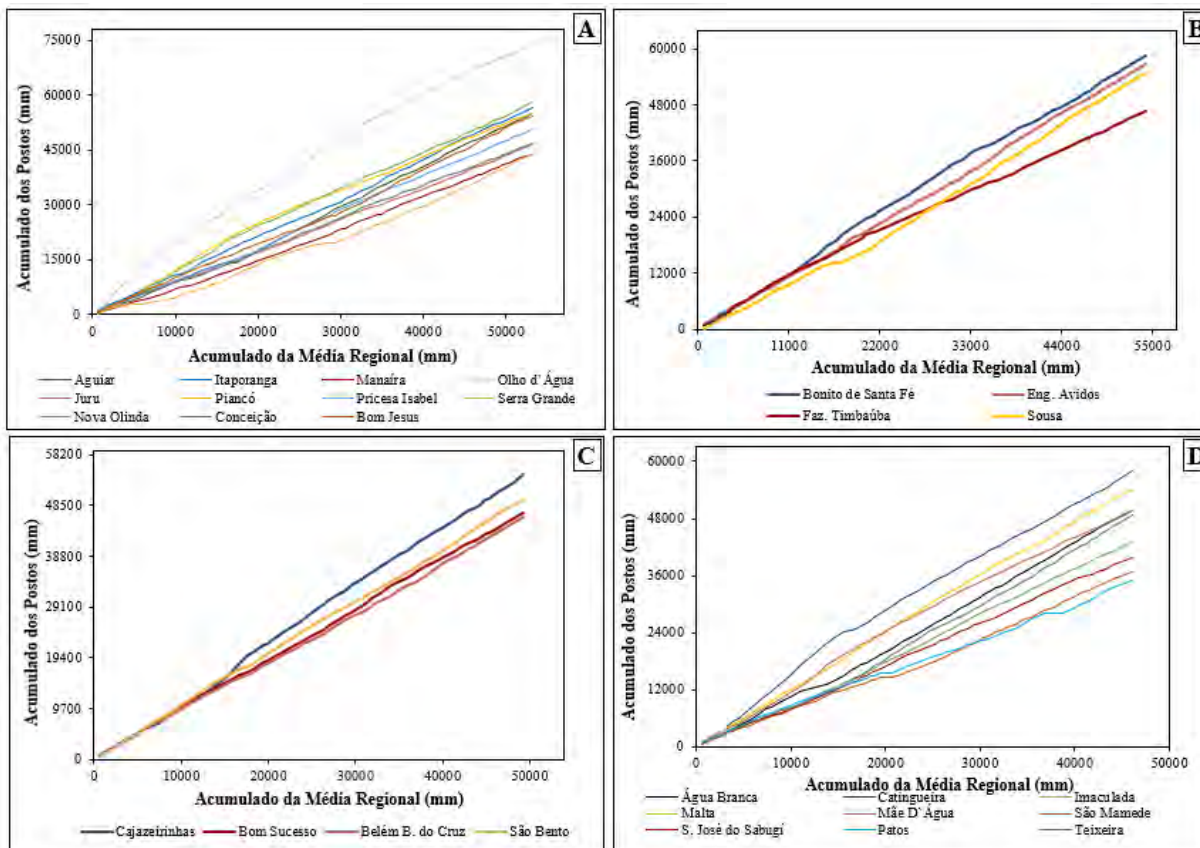


Figura 2. Curvas de dupla massa dos postos pluviométricos das UPHs Piancó (A), Alto Piranhas-Peixe (B), Médio Piranhas (C) e Espinharas (D).

Mello e Oliveira (2016) destacam a importância da análise de consistência de dados pluviométricos, visto que, as séries temporais podem, muitas vezes, não serem homogêneas e por isso é fundamental a aplicação de métodos estatísticos para que não haja erros na utilização futura destes dados. Portanto, após coleta, tabulação, preenchimento de falhas e análise de consistência das séries históricas, foi possível alcançar um banco de dados íntegro de todos os 28 postos pluviométricos para a área da BHPPA-PB (1962-2020), o que pode ser comprovado pela baixa dispersão entre os dados. Nesse contexto, diversos trabalhos utilizaram testes estatísticos para análise de consistência dos dados de chuva, a citar Trindade *et al.* (2016), Mello e Oliveira (2016), Silva *et al.* (2017), Almeida *et al.* (2017) e Terassi *et al.* (2019).

Estatística descritiva da precipitação

Os maiores valores de precipitação foram observados no período de janeiro a abril, sendo o mês de março o mais chuvoso com média de 206.2 mm, e o período de julho a novembro o menos chuvoso com médias de no máximo 22.1 mm (Tabela 2). Este último período representa a estação seca no semiárido paraibano com raros eventos de precipitação (DA SILVA *et al.*, 2020).

Tabla 2. Estatística descritiva da precipitação pluviométrica anual do período de 1962 a 2020 na BHRPPA-PB.

Mês	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-Padrão	Coefficiente de variação (%)	Assimetria	Curtose
	----- (mm) -----						
Janeiro	9.7	428.5	102.9	74.7	73	2.120	6.168
Fevereiro	21.0	349.7	140.8	75.2	53	0.518	-0.371
Março	52.2	463.3	206.2	86.4	42	0.437	0.299
Abril	35.2	414.0	176.5	102.0	58	0.726	-0.393
Mai	2.7	217.3	83.0	54.2	65	0.471	-0.516
Junho	3.0	122.2	36.4	27.5	75	1.094	0.841
Julho	0	76.2	22.1	17.3	78	1.225	1.351
Agosto	0	47.0	7.1	8.6	121	2.814	9.178
Setembro	0	32.5	4.9	6.7	138	2.198	4.965
Outubro	0	90.5	9.4	15.3	162	3.359	14.009
Novembro	0	108.0	16.1	20.0	124	2.312	6.933
Dezembro	0.1	149.8	37.7	35.3	94	1.413	1.719
Ano	291.8	1615.8	843.0	282.8	34	0.528	0.352

O maior desvio-padrão dos dados foi verificado para o mês de abril e o menor para setembro, que também representa o mês com maior déficit hídrico da área em estudo com média de 4.9 mm. Assim, os elevados valores do coeficiente de variação indicam significativa dispersão entre os dados, isto é, grande variabilidade da precipitação na BHRPPA-PB, principalmente entre os meses de agosto e novembro quando o desvio-padrão é maior que a média, devido esse período apresentar médias mensais próximas a zero (período da estiagem) corroborando com os estudos de De Souza *et al.* (2017), Silva *et al.* (2017), e Da Silva *et al.* (2020). Segundo De Almeida e Medeiros (2017), essa alta variabilidade no semiárido paraibano acontece devido as diversas interferências atmosféricas que atingem essa região como os fenômenos *El Niño* e *La Niña*.

Todos os meses apresentaram assimetria positiva, sendo que, de fevereiro a maio, a distribuição é próxima da normal, pois variáveis com medidas de assimetria próximas a 0.5 tendem a ter distribuição normal.

Na Figura 3, observa-se que todas as médias mensais são maiores que as medianas, o que confirma a assimetria positiva dos dados, como também, evidencia a elevada dispersão dos dados, principalmente, no período de janeiro a maio que é caracterizado pelo maior volume de precipitação.

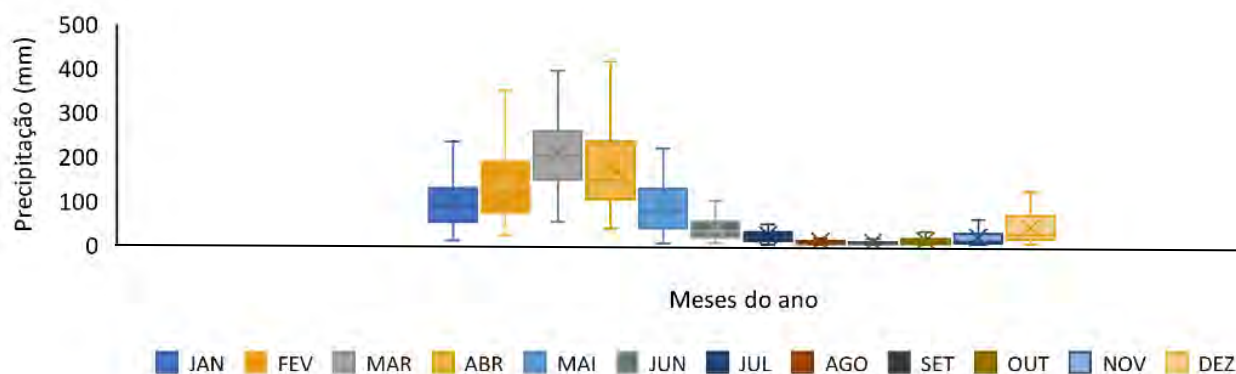


Figura 3. Box-plot da precipitação pluviométrica mensal para a BHRPPA-PB.

No tocante à curtose, somente os resultados de fevereiro, abril e maio apresentaram valores negativos, apontando que nestas datas a distribuição é do tipo platicúrtica, em outras palavras, significa dizer que é bem mais fácil alcançar valores que se distanciem da média, devido nestes meses se concentrar o período chuvoso da região.

Em relação aos valores anuais, a precipitação da BHRPPA-PB teve valor médio, máximo e mínimo de 843 mm, 1616 mm e 292 mm respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados por Dos Santos *et al.* (2017), para o semiárido brasileiro, por Silva *et al.* (2017), ao analisar a variabilidade das precipitações, no período de 1975 a 2016, para o município de Petrolina no semiárido pernambucano, e por De Souza *et al.* (2017) em cidades do semiárido, pertencentes aos estados de Pernambuco, Paraíba, Ceará e Rio Grande do Norte.

Na Figura 4, são apresentados os dados de precipitação mensal ao longo do ano para as UPHs do Piancó, Alto-Piranhas-Peixe, Médio Piranhas e Espinharas, como também a média da BHRPPA-PB, onde se confirma que o regime de chuvas mensais das quatro UPHs e da bacia hidrográfica seguem uma mesma tendência.

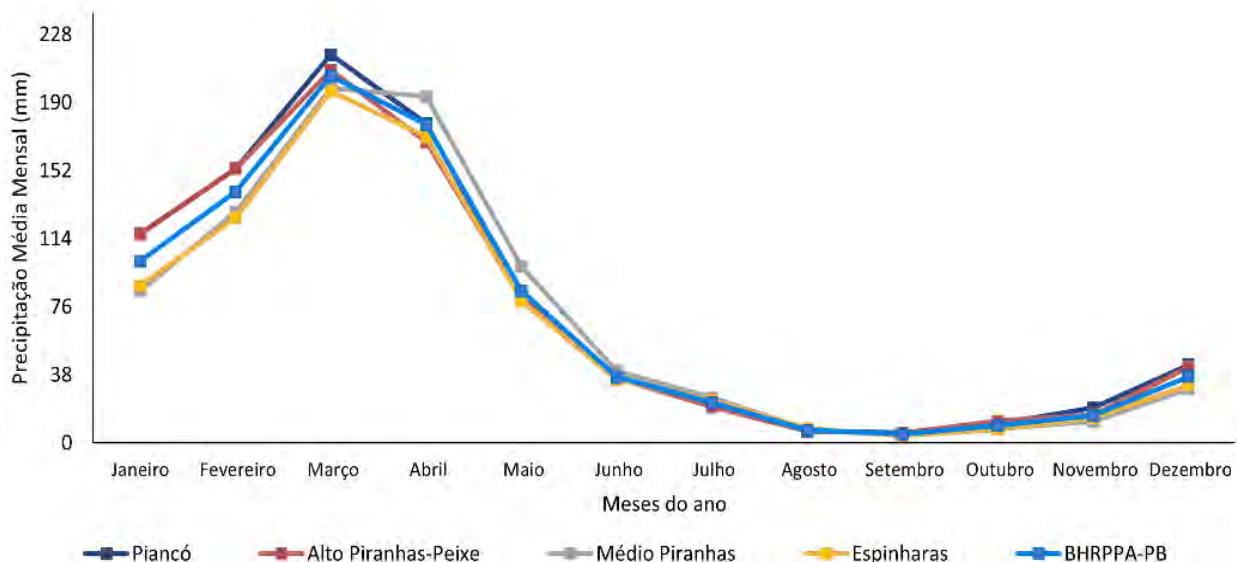


Figura 4. Precipitações médias mensais para as UPHs Piancó, Alto Piranhas-Peixe, Médio Piranhas e Espinharas e BHRPPA-PB.

No período de janeiro a maio existe superioridade de precipitações nas UPHs do Piancó e Alto Piranhas-Peixe, seguido pela média da bacia e com os menores valores no Médio Piranhas e Espinharas. Para o período seco, que compreende de julho a novembro o regime de precipitações segue a mesma tendência para todas as UPHs e consequentemente para a BHRPPA-PB, tendo os meses de junho e dezembro com variações no regime das precipitações devido esses meses serem considerados de transição entre as estações seca e chuvosa.

Vale destacar, que o período de janeiro a maio representa grande parte do total anual precipitado na área de estudo, cerca de 80% da pluviometria anual. Do ponto de vista ambiental, Santos *et al.*, (2017) ressaltam que as precipitações pluviométricas são bastante escassas durante as estações do inverno e primavera e se concentram em um curto período para essa região, e geralmente ocorrem na forma de chuvas torrenciais. Essas precipitações são a principal causa das perdas de solo no semiárido brasileiro, provocando danos irreparáveis como a perda da camada fértil do solo e o assoreamento dos corpos hídricos superficiais.

Os problemas ambientais são ainda mais graves quando estas chuvas ocorrem logo no início do período chuvoso e atingem um solo totalmente exposto, sem nenhuma proteção vegetal, onde a ação erosiva da chuva acarretará danos ainda mais significativos, como o surgimento de voçorocas e afloramentos de rocha (Ochoa *et al.*, 2016; Zhou *et al.*, 2016).

Estadística descriptiva da erosividade

Na Tabela 3, observa-se a estatística descriptiva da erosividade da chuva para a BHRPPA-PB, da série histórica de 59 anos (1962-2020). São expostos os valores de média, valor máximo e mínimo, CV, desvio-padrão, assimetria e curtose.

Tabela 3. Estatística descriptiva da erosividade da chuva anual do período de 1962 a 2020 na BHRPPA-PB.

Mês	Mínimo	Máximo	Média	Desvio-Padrão	Coefficiente de variação (%)	Assimetria	Curtose
	----- (MJ mm ha ⁻¹) -----						
Janeiro	27	1728	410	308	75	2.137	6.047
Fevereiro	116	1309	555	283	51	0.470	-0.236
Março	252	1884	873	345	40	0.588	0.895
Abril	156	1602	691	368	53	0.557	-0.674
Mai	8	828	303	197	65	0.476	-0.175
Junho	6	413	124	96	77	1.089	0.622
Julho	0	230	73	60	82	1.121	0.631
Agosto	0	101	18	19	105	2.176	6.164
Setembro	0	86	14	21	145	2.084	3.917
Outubro	0	192	26	39	150	2.397	6.401
Novembro	0	335	56	72	129	1.925	3.829
Dezembro	0	528	134	133	100	1.374	1.036
Ano	1767	4745	3275	622	19	0.063	0.044

Conforme Vanni (1998), um CV menor que 35% indica homogeneidade da série e que a média é significativa. Com base nesta informação, a média anual da Erosividade encontrada na presente pesquisa, é representativa para a série histórica em estudo, pois o CV anual foi de 19%. Assim, a média anual de 3275 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ da erosividade da chuva com base no índice El₃₀ para a BHRPPA-PB representa com significância o “Fator R” da USLE para a área de estudo. Resultado semelhante foi encontrado por Ribeiro Filho *et al.* (2017) que obteve um CV de 23.35% da erosividade média anual para o Estado do Ceará, que assim como a BHRPPA-PB é inserido quase que totalmente na região semiárida do Brasil. Entretanto, os CVs mensais apresentaram elevada percentagem, o que pode estar relacionado com a grande variabilidade das precipitações mensais, como também, pelos baixos valores de erosividade médiano período seco (agosta a novembro), os quais foram menores que os seus respectivos desvios-padrão.

Os maiores valores de EI_{30} foram obtidos nos meses entre janeiro e abril com 1728, 1309, 1884 e 1602 $MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$, respectivamente. Por outro lado, os menores valores foram observados no semestre de julho a dezembro, tendo zero como valor mínimo para todos os meses, o que pode ser atribuído à distribuição das chuvas na região, que se concentram nos primeiros meses do ano (Tabela 3), e praticamente ausentam-se no segundo semestre do ano.

Na Figura 5, nota-se que os valores das médias mensais de erosividade ao longo do ano, comprovam que o segundo semestre compreende os meses com os menores valores de erosividade e menor amplitude dos dados. Deste modo, as características da chuva para o referido semestre não representam grandes riscos a eventuais percas de solo por erosão hídrica. Entretanto, no período de janeiro a maio foram observados os maiores valores, bem como as maiores amplitudes de erosividade. Tal resultado aponta para que as práticas conservacionistas de manejo e uso do solo sejam intensificadas neste período do ano para a região.

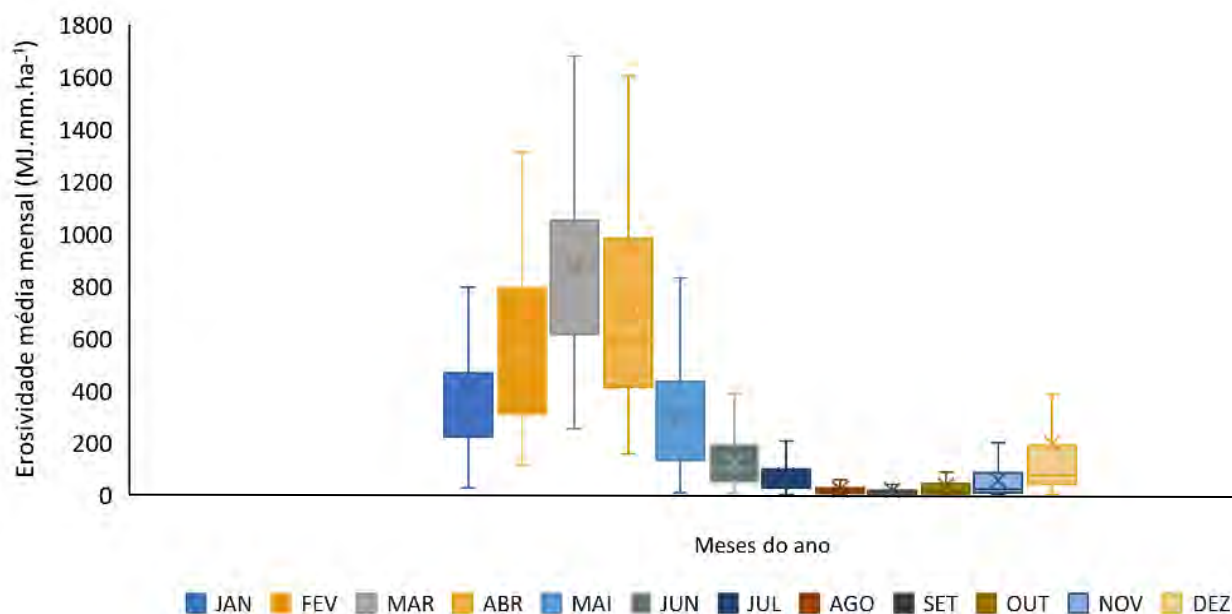


Figura 5. Box-plot do índice de erosividade da chuva mensal para a BHRPPA-PB.

Ao analisar as Figuras 4 e 6, observa-se similaridade entre a distribuição da precipitação e do EI_{30} , que pode ser compreendida pela proximidade entre os valores de assimetria e curtose destas duas variáveis climáticas. Nesse contexto, nota-se na Figura 6, a mesma tendência de distribuição da erosividade entre as quatro UPHs e a BHRPPA-PB.

As UPHs do Piancó, Alto Piranhas-Peixe, Médio Piranhas, Espinharas e a bacia hidrográfica obtiveram uma erosividade anual média, para a série histórica de: 3362, 3305, 3295, 3138 e 3275 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹, respectivamente. Resultados semelhantes foram obtidos por Almeida *et al.* (2017) ao modelarem a dependência espacial e mapearem o EI₃₀ para a região semiárida do Brasil, alcançando uma erosividade média anual de 2988 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ para séries históricas iguais ou superiores a 15 anos. De acordo com a classificação de Carvalho (2008), todas as UPHs assim como a bacia hidrográfica foram classificadas com erosividade moderada quanto ao grau de erosividade. Deste modo, indicando a necessidade da adoção de medidas mitigadoras para todas as regiões da BHRPPA-PB, a fim de combater os possíveis transtornos provocados pela erosão hídrica.

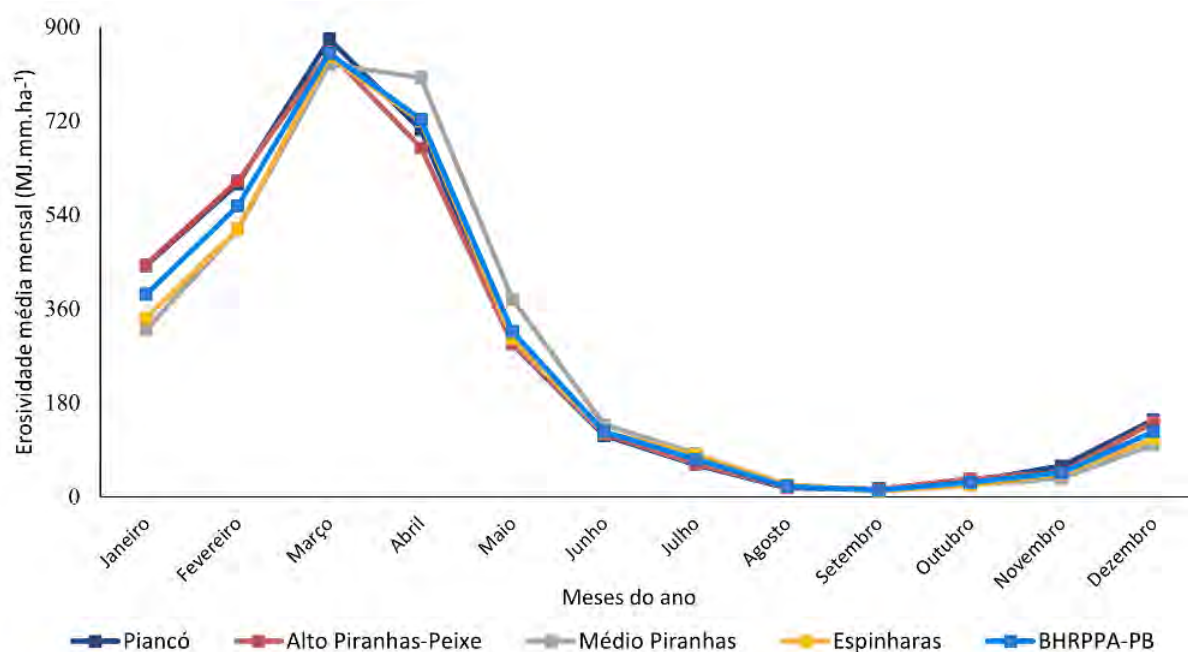


Figura 6. Médias mensais de erosividade para as UPHs Piancó, Alto Piranhas-Peixe, Médio Piranhas e Espinharas, e para a BHRPPA-PB.

Segundo Borrelli *et al.* (2020), a erosão hídrica é um fenômeno de grande relevância não apenas para o setor agropecuário, mas também para a economia e o meio ambiente, uma vez que, sua rapidez e magnitude acarreta significativos danos as características do solo e ao uso dos recursos naturais. Assim, evidencia-se para que governantes, pesquisadores e a sociedade auxiliem no controle deste fenômeno, perante seu poder de degradação na área de estudo.

Conclusões

A homogeneidade dos dados de todos os 28 postos pluviométricos em estudo foi verificada, assim, os resultados alcançados pelo emprego do método de duplas massas para as séries históricas de 59 anos dos totais mensais precipitados foram considerados homogêneos. Portanto, estas podem ser empregadas em estudos das mais diversas áreas do conhecimento, que não irão apresentar erros quanto a homogeneidade dos dados.

O índice de erosividade médio anual que corresponde ao “fator R” da USLE para a área de estudo foi de 3275 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ e foi classificado como moderado. E através da estatística descritiva dos dados analisados foi possível observar que o período de janeiro a maio é o mais propício a ação da erosividade das chuvas.

O presente estudo oferece informações úteis para uma melhor compreensão da distribuição anual da precipitação e erosividade no território paraibano da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu e em suas quatro UPHs, sendo de grande importância para uma efetiva previsão da erosão do solo e também pode apoiar o desenvolvimento de políticas para alcançar o planejamento ambiental regional sustentável e a gestão dos recursos hídricos.

Agradecimentos

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos ao primeiro autor.

Referências bibliográficas

- Almeida, A. Q. D., Souza, R. M. S., Loureiro, D. C., Pereira, D. D. R., Cruz, M. A. S., Vieira, J. S.(2017) Modelagem da dependência espacial do índice de erosividade das chuvas no semiárido brasileiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **52**(6), 371-379.
- ANA, Agência Nacional de Águas.(2016) *Plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Piancó-Piranhas-Açu*. Brasília: ANA.
- Bagwan, W. A.(2020) An assessment of rainfall-induced land degradation condition using Erosivity Density(ED) and heatmap method for Urmodi River watershed of Maharashtra, India. *Journal of Sedimentary Environments*, **5**(1), 279-292.
- Back, A. J., Poletto, C.(2018) Distribuição espacial e temporal da erosividade das chuvas no estado de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Climatologia*, **22**(1).
- Bertoni, J. C., Tucci, C. E. M.(2007) Precipitação. In: TUCCI, C. E. M. Hidrologia: Ciência e Aplicação. Porto Alegre: UFRGS, 177-241.

- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Ballabio, C.(2020) Land use and climate change impacts on global soil erosion by water(2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **117**(36), 21994-22001.
- Cantalice, J. R. B., Margolis, E.(1993) Características das chuvas e correlação de índices de erosividade com as perdas de solo do agreste de Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **17**, 275-281.
- Cantalice, J.R.B., Bezerra, S.A., Figueira, S.B., Inácio, E. Dos S.B., Silva, M. D. R. O.(2009) Linhas isoerosivas do estado de Pernambuco - 1ª aproximação. *Revista Caatinga*, **22**, 75-80.
- Carvalho, N. O.(2008) *Hidrossedimentologia prática*. 2.ed. Rio de Janeiro, Interciência, 599p.
- CBHPPA, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó - Piranhas - Açu,(2018). Disponível em: <<http://www.cbhpiancopiranhasacu.org.br/site/a-bacia/>>. Acesso em: 05 de dez. 2020.
- Da Silva, R. M., Santos, C. A. G., Da Costa, J. F. C. B., Silva, A. M., Neto, R. M. B.(2020) Spatial distribution and estimation of rainfall trends and erosivity in the Epitácio Pessoa reservoir catchment, Paraíba, Brazil. *Natural Hazards*, **102**(3), 829-849.
- De Almeida, H. A., Medeiros, E. A.(2017) Variabilidade no regime pluvial em duas mesorregiões da Paraíba e sua relação com o fenômeno El Niño Oscilação Sul. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, **2**(3), 177-185.
- De Araújo, I. G. D., Diniz, M. T. M., Dantas, F. L., E Da Silva, F. E. B.(2017) Climatologia do Sertão da Paraíba, Brasil. *Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento*, **1**(2), 2439-2448.
- De Souza, C. L. O., Nogueira, V. F. B., Da Silva Nogueira, V.(2017) Variabilidade interanual da precipitação em cidades do semiárido brasileiro entre os anos de 1984 e 2015. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, **12**(4), 740-747.
- Dos Santos, W. M., Souza, R. M. S., De Souza, E. S., De Almeida, A. Q., E Antonino, A. C. D.(2017) Variabilidade espacial da sazonalidade da chuva no semiárido brasileiro. *Journal of Environmental Analysis and Progress*, **2**(4), 368-376.
- Duarte, M. L., Silva Filho, E. P.(2019) Estimativa da erosividade da chuva na bacia hidrográfica do rio Juma com base em dados do satélite TRMM. *Caderno de Geografia*, **29**(52), 45-60.
- Fernandes, M. F., Queiroz, P.(2018) Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e Cultura [online]*, **70**(4), 51-56.
- França, M. V., Medeiros, R. M., Araújo, W. R.(2020) Erosividade na bacia hidrográfica do rio Ipojuca, PE-Brasil. *Research, Society and Development*, **9**(7), e931974892-e931974892.
- Furtado, S. S. F.(2019) Índice de erosividade e fator R para Jaboticabal, SP. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista - UNESP.
- Guesri, M., Megnounif, A., Ghenim, A. N.(2020) Erosividade da chuva e produção de sedimentos no Nordeste da Argélia: estudo de caso da bacia hidrográfica de K'sob. *Arabian Journal of Geosciences*, **13**(7), 1-11.
- Lee, M. H., Lin, H. H.(2015) Evaluation of annual rainfall erosivity index based on daily, monthly, and annual precipitation data of rainfall station network in Southern Taiwan. *International Journal of Distributed Sensor Networks*, **11**(6), 214-708.
- Lombardi Neto, F., Moldenhauer, W. C.(1962) Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perdas de solo em Campinas, SP. *Bragantia*, **51**(2), 189-196.
- Lukić, T., Lukić, A., Basarin, B., Ponjiger, T. M., Blagojević, D., Mesaroš, M., Janičević, S.(2019) Rainfall erosivity and extreme precipitation in the Pannonian basin. *Open Geosciences*, **11**(1), 664-681.
- Mello, Y. R., E Oliveira, T. M. N.(2016) Análise estatística e geoestatística da precipitação média para o município de Joinville(SC). *Revista Brasileira de Meteorologia*, **31**(2), 229-239.
- Nearing, M. A., Yin, S. Q., Borrelli, P., Polyakov, V. O.(2017) Rainfall erosivity: An historical review. *Catena*, **157**, 357-362.
- Ochoa, A. A, Fries, A., Mejía, D., Burneo, Ji, Ruíz-Sinoga, Jd, Cerdà, A.(2016) Effects of climate, land cover and topography on soil erosion risk in a semiarid basin of the Andes. *Catena*, **140**, 31-42.
- Ribeiro Filho, J. C., Dos Santos, J. C. N., De Aruajo Neto, J. R., De Aquino Lemos Filho, L. C., Brasil, J. B.(2017) Estimativa Das Erosividades Anuais e Mapeamento para o Estado do Ceará/Estimation of erosivity annual and mapping for the State of Ceará. *Revista Geonorte*, **8**(30), 1-15.

- Santos, J. C. N. D., Andrade, E. M. D., Medeiros, H. A., Guerreiro, M. J. S., Palácio, H. A. D. Q.(2017) Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. *Revista Ciência Agronômica*, **48**(2), 251-260.
- Reddy, V. R., Saharawat, Y. S., E George, B.(2017) Watershed management in South Asia: A synoptic review. *Journal of hydrology*, **551**, 4-13.
- Santos, J. C. N. D., Andrade, E. M. D., Medeiros, H. A., Guerreiro, M. J. S., e Palácio, H. A. D. Q.(2017) Land use impact on soil erosion at different scales in the Brazilian semi-arid. *Revista Ciência Agronômica*, **48**(2), 251-260.
- Silva, R. O. B., Montenegro, S. M. G. L., Souza, W. M.(2017) Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **22**(3), 579-589.
- Silva, B. K. D. N., Silva, M. T., Barbosa, E., Silva, F. D. D. S., Rocha Júnior, R. L. D., Serrão, E. A. D. O., Silva, C. M. S.(2020) Avaliação de Extremos de Erosividade Causados pela Precipitação na Bacia do Rio Apodi/Mossoró-RN. *Revista Brasileira de Meteorologia*, **35**(2), 871-879.
- Terassi, M., Biffi, V. H. R., Galvani, E., Oliveira-Júnior, J. F.(2019) Estimativas de erosividade e as precipitações diárias extremas na bacia hidrográfica do rio Alto Iguaçu-Paraná. *Revista Brasileira de Climatologia*, **25**(3), 241-265.
- Trindade, A. L. F., Oliveira, T. S. D., Anache, J. A. A., Wendland, E.(2016) Variabilidade espacial da erosividade das chuvas no Brasil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **51**(12), 1918-1928.
- Vanni, S.M.(1998) *Modelos de regressão: Estatística aplicada*. São Paulo, Legmar Informática, 177pp.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D.(1978) *Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning*. Washington: USDA, 58 pp.
- Zhou, J., Fu, B., Gao, G., Lü, Y., Liu, Y., Lü, N., Wang, S.(2016) Efeitos da precipitação e restauração da vegetação na erosão do solo em um ambiente semi-árido no Planalto de Loess, China. *Catena*, **137**, 1-11.

REVISTA AIDIS

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

PROFUNDIDAD DE DISCO DE SECCHI Y SU RELACIÓN CON LA TURBIDEZ Y CLOROFILA “A” EN EL EMBALSE SAN JACINTO, TARIJA, BOLIVIA

* Deimar Fernández ¹
Luis Muñoz ²
Esperanza Flor Coronel ³

SECCHI DISK DEPTH AND ITS RELATIONSHIP WITH TURBIDITY AND CHLOROPHYLL, “A” IN THE SAN JACINTO RESERVOIR, TARIJA, BOLIVIA

Recibido el 31 de julio de 2021. Aceptado el 31 de enero de 2022

Abstract

The depth of observation of the Secchi disk is an indicator of the water quality of the reservoirs, and it has been shown that it is possible to relate it to other environmental parameters to build prediction limits for new observations. The objective of this research was to establish the relationships between the depth of the Secchi disk with turbidity and Chlorophyll "a" to use them as a basis to estimate values of turbidity and chlorophyll concentration from mathematical models of simple regression adjustment. This work was carried out in the period 2018 and 2019. The results obtained from the estimated equations show that it is possible to estimate and build prediction limits for new Turbidity and Chlorophyll observations in the San Jacinto reservoir, showing an R^2 and a degree of effectiveness of the Turbidity and Z_{sd} relationship of 92.73% and an R^2 in the Chlorophyll and Z_{sd} ratio of 96.05%. Knowing the relationships between the environmental parameters of water is essential for space-time monitoring, which allows adequate management of the waters of the San Jacinto reservoir.

Keywords: water quality, simple regression models, water transparency.

¹ Departamento de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Estudiante de Doctorado en Ciencias, U.A.J.M.S., Bolivia.

² Empresa Dyma Asociados SRL, Especialista en Teledetección, Bolivia.

³ Laboratorio de Análisis de Agua COSAALT Ltda, Encargada del Área Físicoquímico de Agua Residual, Bolivia.

*Autor correspondiente: Departamento de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, U.A.J.M.S, Bolivia, Av. Víctor Paz Estensoro, Campus El Tejar, Tarija-Bolivia. Email: deimarfernandez@uajms.edu.bo

Resumen

La profundidad de observación del disco de Secchi es un indicador de la calidad del agua de los embalses, y ha sido demostrado que es posible relacionarla con otros parámetros ambientales para construir límites de predicción para nuevas observaciones. El objetivo de esta investigación fue establecer las relaciones entre la profundidad de disco de Secchi con la turbidez y Clorofila "a" para utilizarlas como base para estimar valores de turbidez y concentración de clorofila a partir de modelos matemáticos de ajuste de regresión simple. Este trabajo fue realizado en el periodo 2018 y 2019. Los resultados obtenidos a partir de las ecuaciones estimadas demuestran que es posible estimar y construir límites de predicción para nuevas observaciones de Turbidez y Clorofila en el embalse San Jacinto, mostrando un R^2 y un grado de efectividad de la relación Turbidez y Z_{sd} de 92.73% y un R^2 en la relación Clorofila y Z_{sd} de 96.05%. Conocer las relaciones entre los parámetros ambientales del agua, es fundamental para el seguimiento espacio- temporal, que permita una adecuada gestión de las aguas del embalse San Jacinto.

Palabras clave: calidad del agua, modelos regresión simple, transparencia del agua.

Introducción

Los ecosistemas acuáticos, representan una fuente valiosa en recursos naturales como la producción de fitoplancton, zooplancton que son la base de la cadena alimentaria, además permiten el desarrollo de diversas actividades económicas (Fernández 2018).

El desconocimiento de los procesos fisicoquímico y biológicos están provocando la degradación de estos ecosistemas. Para comprender la función ecosistémica de los organismos acuáticos y su interacción con su medio, es importante entender los factores físicos y químicos elementales que inciden en estos ambientes (Laviolette 2005).

Los factores físicos (temperatura, sólidos, conductividad, características organolépticas) y químicos (pH, nitrógeno, fósforo, potasio, sulfatos, sulfuros entre otros) aunque relacionados operan independientemente. Esto complica su entendimiento y hace necesario definir las escalas temporales y espaciales que éstos abarcan (Quiroz, H., Mondragón, O., Molina, I., García, J., & Díaz, M., 2008).

De acuerdo a Díaz, M., *et al.*, (2005), señala que, para conocer la dinámica de los parámetros físicos y químicos en la columna de agua, se realizaron algunos estudios de análisis del comportamiento espacial, temporal y sus variaciones en los ecosistemas acuáticos. La zona que abarca la superficie de agua y su profundidad, se desarrollan reacciones de liberación de nutrientes influenciados por ciertos parámetros físicos; el comprender los procesos que se generan en esta zona, por medio del análisis de los parámetros, permite establecer algunas relaciones de productividad y aprovechamiento de los nutrientes suspendidos y sedimentados del sistema, que resultan esenciales para comprender el funcionamiento ecológico de un ambiente acuático. (Wetzel, 1975; Margalef, 1983; Coler & Rockwood, 1989). Dentro de los

indicadores a tomar en cuenta, la temperatura, el potencial redox (Eh), el oxígeno disuelto (OD) y el pH, resultan de gran interés porque se incluyen dentro de los factores que regulan el fenómeno altamente complejo de liberación de nutrientes y materia orgánica.

La extinción de la luz en ambientes acuáticos viene determinada por la cantidad de partículas en suspensión, los pigmentos disueltos y las propias características del agua (Verduin, 1984). La concentración de clorofila "a" es menos constante tanto espacial como temporalmente, siendo un factor fundamental en la atenuación de la luz en las aguas naturales.

La penetración de luz en la columna de agua de un embalse depende principalmente de la concentración del fitoplancton y de las materias en suspensión (Fraga, 1979). En limnología, se utiliza el valor de la transparencia, medida con el disco de Secchi (SD), como una estima de la extinción de la luz en el agua, que se ha intentado relacionar con la concentración de clorofila en el medio acuático y ha sido utilizado como indicador de la calidad del agua (Shapiro *et. al.*, 1975).

La presente investigación tiene por objetivo establecer las relaciones entre la profundidad de disco de Secchi con la turbidez y Clorofila "a" para utilizarlas como base para estimar valores de turbidez y concentración de clorofila a partir de modelos de ajuste de regresión simple en el periodo 2018 y 2019.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La Figura 1., muestra la localización de las estaciones de muestreos estudiados y la Tabla 1., muestra algunas de sus características morfométricas del embalse San Jacinto, área de estudio, localizado en la cuenca Tolomosa, municipio de Tarija, provincia Cercado, departamento de Tarija, Bolivia (21°32'00" y 21°48'00" de Latitud Sur y 64°13'00" y 65°00'00" de Longitud Oeste).

Tabla 1. Características morfométricas del embalse San Jacinto.

Características	Detalle
Tipo de presa:	Presa de hormigón armado doble curvatura
Area de la cuenca:	437 km ² .
Altura de la presa:	46.5 m.
Longitud de cada vertedero:	10 m.
Longitud de coronamiento:	100 m.
Cota de vertedero con presa inflable:	1884 m.s.n.m.
Espejo de agua (1884 m.s.n.m.):	602 has
Cota vertedero de cemento:	1882.50 m.s.n.m.
Capacidad:	7.5 kw/hr
Altura de carga:	50 m.

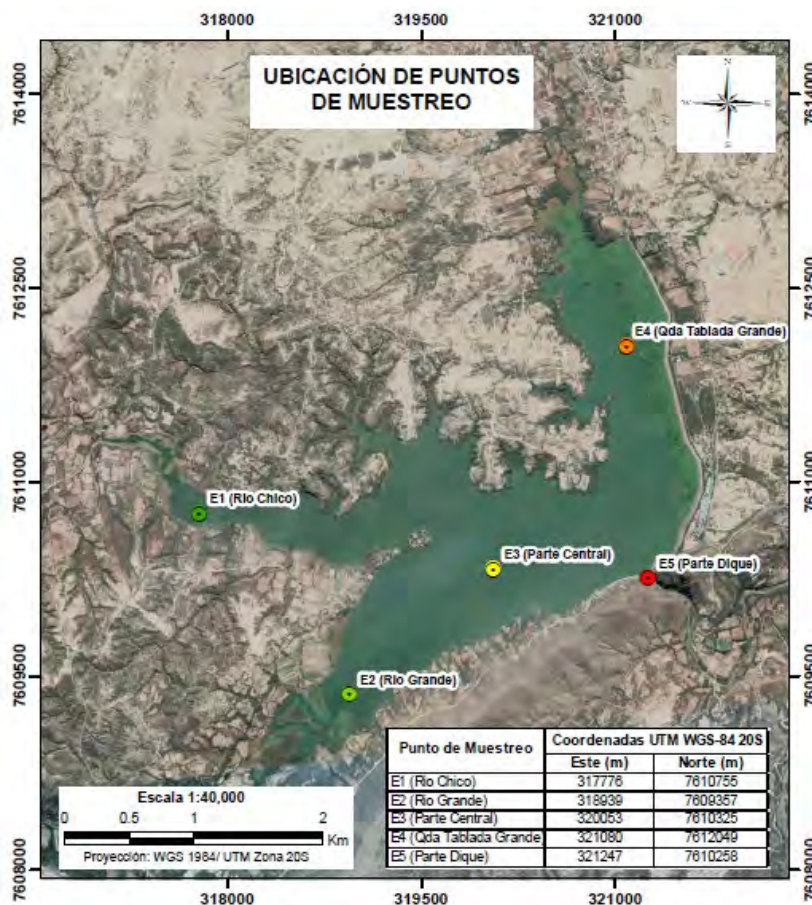


Figura 1. Localización de las estaciones de muestreo.

El embalse registra una estratificación, con una termoclina a los 4 - 6 m. en la columna de agua, clasificando preliminarmente al embalse como polimíctico caliente (Fernández, 2018).

Muestreo de campo

Se planteó un muestreo discrecional que estableció 5 estaciones de muestreo, ubicadas en: estación uno (E1), ubicado después de la desembocadura del Rio Chico, en la parte norte del embalse. La estación dos (E2) en la parte oeste, posterior a la desembocadura del Rio Grande. La estación tres (E3), localizada en la parte central del embalse. La estación cuatro (E4), ubicada en la parte este, después de la desembocadura de la quebrada Tablada Grande. La última estación (E5), situado en la parte sur del embalse, cerca del dique de contención del embalse (Figura 1). Este trabajo comprendió muestreos durante el periodo seco (mayo a septiembre de 2018) y periodo lluvioso (octubre de 2018 a marzo de 2019) con toma de muestras en campo a una profundidad entre 0 y 1.0 m.

Se tomaron 14 muestras en cada punto de muestreo para la medición de la concentración de Chl-*a* y turbidez se realizó en el estrato superficial, entre 0-1.0 m de profundidad, con botella Van Dorn de 3.0 litros, que es una clase de cilindro transparente abierto a las 2 extremidades, que se suspende a un cable con el fin de haber descendido a la profundidad deseada. Se libera a un mecanismo disparado mediante un “mensajero” que se deslizan a lo largo de un cable, entonces que encarga el cierre simultáneo de los dos tapones y que encarcela por lo tanto el volumen de agua. El contenido de la botella se transfiere a continuación en frascos identificados.

Los valores de turbidez, se obtuvieron en laboratorio considerando métodos estandarizados, mientras que los valores de clorofila-*a*, se obtuvieron con el equipo portátil Aqua Fluor®, (fluorómetro). Los valores de Z_{sd} se obtuvieron in situ, se sumergió el disco de Secchi desde una lancha y la profundidad a la que el disco desaparece de la vista, es la lectura de la profundidad de Disco Secchi. La transparencia del agua es conocida como la zona fótica (Laviolette, 2005).

Modelos de ajuste

La relación Turbidez- Z_{sd} ; Clorofila *a*- Z_{sd} y Turbidez - Chl *a*, se realizó mediante un ajuste empírico de modelos de regresión simple, siendo la variable independiente la profundidad de Disco Secchi (Z_{sd}) en relación a la turbidez y Clorofila *a*, consideradas como variables dependientes.

El modelo fue ajustado en el software Statgraphics Centurion XVI, empleando 70 muestras, con lo cual se obtuvieron las ecuaciones 1 y 2.

Modelo ajustado relación Turbidez y Z_{sd}

Turbidez:

$$\text{Turbidez} = \sqrt{-1694.74 + 5172.07/Z_{sd}}$$

Ecuación (1)

Modelo ajustado relación Clorofila “*a*” y Z_{sd}

Clorofila:

$$\text{Chl} = \sqrt{-38.1824 + 62.4452/Z_{sd}}$$

Ecuación (2)

Donde:

Z_{SD} : Transparencia

Resultados y discusión

Información in situ

La profundidad de disco de Secchi varió con valores de Z_{sd} comprendidos entre el mínimo de 0.14 m y el máximo de 2.00 m., siendo Z_{SD} , la variable independiente de la turbidez y concentración de Clorofila-*a*.

La relación entre profundidad de observación del disco de Secchi y la Turbidez presenta la forma de una “J” invertida, alcanzando un valor mínimo de $Z_{sd}= 0.14$ m. y un valor máximo de $Z_{sd}=2.00$ m., mientras la turbidez alcanza un mínimo de 16.85 UNT y un valor máximo de 174.00 UNT en época de mayor precipitación, como se expresa en la Figura 2.

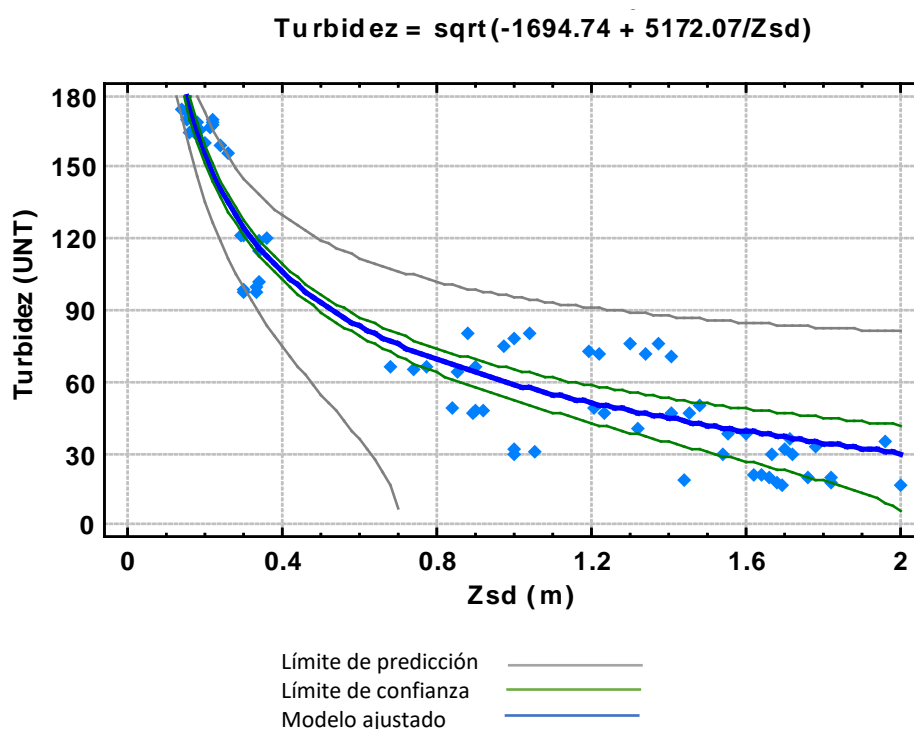


Figura 2. Relación entre la profundidad de observación del disco de Secchi y la Turbidez.

Según Koenings *et al.*, (1991), manifiesta que el incremento de valores en la turbidez disminuye la transparencia de agua. En el caso del embalse San Jacinto el comportamiento de Z_{sd} concuerda con lo expresado por Koenings *et al.*, (1991); los valores mínimos de Z_{sd} corresponden a la época lluviosa y altos a época seca. Estos valores están relacionados con otras investigaciones que muestran a la turbidez como el principal factor que afecta la profundidad de visibilidad del disco de Secchi, como los estudios realizados en embalses del noreste de China el principal factor que explica las variaciones en Z_{sd} fue la turbidez (Ma *et al.*, 2016). Borowiak, D., Borowiak, M. (2016), señalan que la turbidez fue la variable que mejor explicó la variación en Z_{sd} .

La clorofila-a alcanza un mínimo de $0.68 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ durante la época seca, y un máximo de $19.89 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ en la época lluviosa.

El comportamiento de la Chl-a concuerda con lo expresado por San Martín (2007), a menor observación de la profundidad Secchi, los valores de clorofila son elevados. Se deduce que la baja transparencia del agua no estaría dada por una alta concentración de la turbidez, sino por altas cantidades concentración de fitoplancton o algas.

La Chl a como indicador de la cantidad de fitoplancton es también un factor principal en la absorción de luz de los sistemas acuáticos. En efecto, en el presente estudio la concentración de Chl a tiene una correlación con el Z_{sd} .

Existe trabajos en los que la influencia de la Chl a es significativa como, por ejemplo, en varios lagos polacos en los que la Chl a varió entre $1.5 \mu\text{g L}^{-1}$ y $174.4 \mu\text{g L}^{-1}$ (Dzieszko y Zwoliński, 2015). Así, entre nuestros embalses es destacable los valores que presentan la Laguna de Alalay de $13 \mu\text{g L}^{-1}$ y $52 \mu\text{g L}^{-1}$ (Ayala, R.; Castro, M.; Bayro, V.; Acosta, F., Rejas, D. 2006) y la Bahía de Aygachi del Lago Titicaca de $0.8 \mu\text{g L}^{-1}$ y $19.71 \mu\text{g L}^{-1}$ (Vega L., Paz O. 2002). Estos valores que contrastan con el valor mayor.

Modelos de regresión Simple

Los resultados y ecuaciones de los modelos de regresión simple son presentados en la Tabla 2., para la turbidez y Clorofila "a".

Tabla 2. Modelos de regresión simple.

Ecuación del modelo ajustado	R ²	R ² ajustado	Error estándar del estimado	Error absoluto medio	Estadístico Durbin-Watson	Valor-P
Turbidez = $\sqrt{-1694.74 + 5172.07/Z_{sd}}$	92.73%	92.62%	2808.21	2076.54	0.605955 (P=0.0000)	< 0.05
Clorofila = $\sqrt{-38.1824 + 62.4452/Z_{sd}}$	96.05%	95.99%	24.5431	14.6722	2.2262 (P=0.8056)	< 0.05

Los valores nos permiten cuantificar el error presente en los modelos propuestos y analizar como varían en función de la media. Asimismo, son indicadores de la calidad de las medidas.

La Turbidez y Z_{sd} , muestran una relación estadísticamente significativa con un nivel de confianza del 95.0%. El R² indica que el modelo ajustado explica 92.73% de la variabilidad en Turbidez. El coeficiente de correlación es igual a 0.962, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables. El error estándar del estimado indica que la desviación estándar de los residuos es 2808.21. Este valor puede usarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones.

En cuanto a la Chl-a y Z_{sd} , presentan una relación estadísticamente significativa con un nivel de confianza del 95.0%, como se muestra en la Figura 3. El R^2 indica que el modelo ajustado explica 96.05% de la variabilidad en la clorofila. El coeficiente de correlación es igual a 0.9599, indicando una relación relativamente fuerte entre las variables. El error estándar del estimado indica que la desviación estándar de los residuos es 24.5431. Este valor puede usarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones.

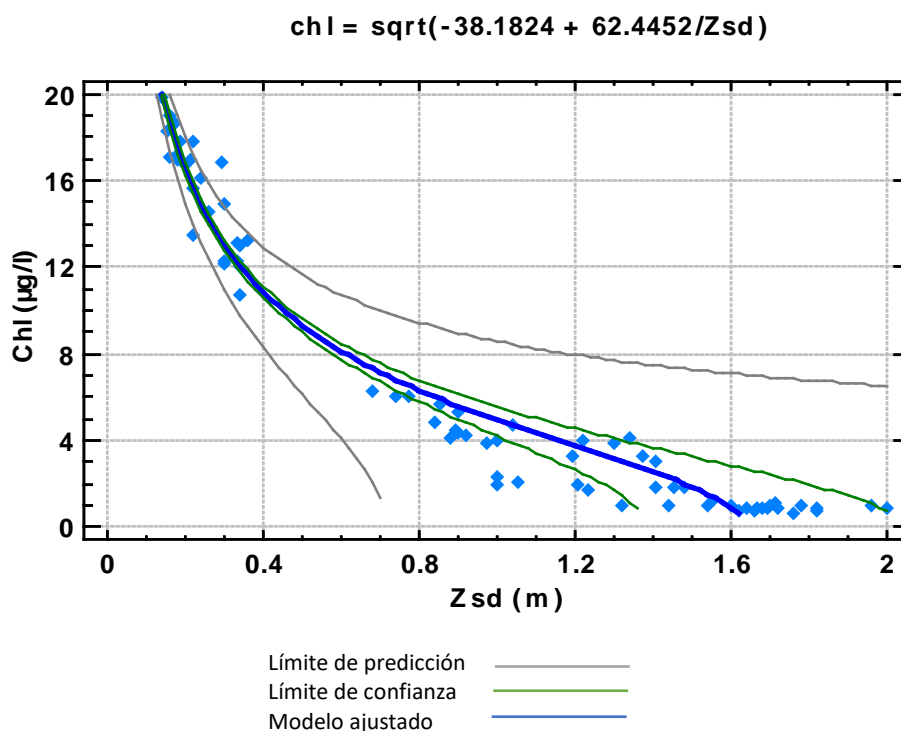


Figura 3. Relación entre Z_{sd} como variable independiente de la Clorofila- a .

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados obtenidos a partir de las ecuaciones estimadas para este estudio, estos valores que pueden usarse para construir límites de predicción para nuevas observaciones de Turbidez y Clorofila.

El R^2 de la relación Turbidez y Z_{sd} es de 92.73%. Los resultados muestran ecuaciones positivas que permiten estimar valores de turbidez. Se observa que la profundidad de observación del disco de Secchi, se ve influenciado por las altas concentraciones de materias en suspensión.

El R^2 de la relación Clorofila y Z_{sd} es de 96.05%. Los resultados presentan ecuaciones matemáticas positivas que permiten estimar valores de Clorofila. La baja transparencia del agua estaría dada por una alta concentración de fitoplancton.

Conocer las relaciones entre los parámetros ambientales del agua, es fundamental para el seguimiento espacio-temporal, que permita una adecuada gestión de las aguas del embalse San Jacinto.

Referencias bibliográficas

- Ayala, R., Castro, M., Bayro, V., Acosta, F., Rejas, D. (2006) Interacciones fitoplancton-zooplancton en una laguna eutrofizada del valle de Cochabamba (Bolivia), *Ciencia y Tecnológica-ULRA*, **2**(5), 43-50.
- Borowiak, D., Borowiak, M. (2016) Comparative studies of underwater light regimes in lakes of the East-Suwałki Lakeland. *Limnological Review*, **16**(4), 173-183.
- Coler, R.A., Rockwood, J.P. (1989) Water Pollution Biology: A Laboratory/Field Handbook, *Journal of Environmental Quality*, **19**(4), 703-784. doi.org/10.2134/jeq1990.00472425001900040027x
- Díaz, M., Elizalde, E., Quiróz, H., García, J. & Molina, I. (2005) Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México, *Acta Universitaria*, **15**(2), 57-63.
- Dzieszko, P., Zwoliński, Z. (2015). Trophic diversity of Poznań Lakeland lakes, *Limnological Review*, **2**(15), 61-69.
- Fernández, D., (2018) Influencia de los parámetros fisicoquímicos sobre las propiedades ópticas de las aguas del Embalse San Jacinto, *SEC Ciencia*, **1**(2), 21-28.
- Fraga, F., (1979) Descenso de la productividad en la ría de Vigo a causa de la atenuación de la luz por la arcilla en suspensión, *Investigación Pesquera*, **43**(2), 529-532.
- Koenings, J.P., Edmundson, J.A. (1991) Seechi disk and photometer estimates of light regimes in Alaskan lakes: effects of yellow color and turbidity, *Limnology and Oceanography*, **36**(1), 91-105.
- Ma, J., Song, K., Wen, Z., Zhao, Y., Shang, Y., Fang, C., Du, J. (2016) Spatial Distribution of Diffuse Attenuation of Photosynthetic Active Radiation and Its Main Regulating Factors in Inland Waters of Northeast China. *Remote Sensing*, **8**(11), 964. doi.org/10.3390/rs8110964.
- Margalef, R. (1983) *Limnología, Editorial Omega*. Barcelona, España, 198 pp.
- PMSJ, Proyecto Múltiple San Jacinto Laviolette (2005) *Investigaciones limnológicas y pesqueras en el embalse San Jacinto Tarija – Bolivia*, Gobernación del departamento de Tarija, Reporte PMSJ-002/2005, 50 pp.
- Quiroz, H., Mondragón, O., Molina, I., García, J., & Díaz, M., (2008). Dinámica espacio-temporal de oxígeno temperatura en los lagos Zempoala y Tonatiahua. *Acta Universitaria*, **18**(1), 57-63.
- San Martin, I. (2007) *Limnologie, Phytoplankton et Production Primaire du Lac San Jacinto, Bolivie*. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de licencié en Sciences biologiques, Facultes Universitaires Notre-Dame de La Paix – Belgique, 38 pp.
- Shapiro, J., Lundquist, J.B., Carlson, R.E. (1975). Involving the public in Limnology. An approach to communication. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, **10**(19), 866-874. doi:10.1080/03680770.1974.11896133
- Vega, L., Paz, O. (2002) Condiciones Tróficas de la Bahía de Aygachi del Lago Titicaca, *Ecología Aplicada*, **2**(1), 5-9.
- Verduin, A. (1984) Sobre la taxonomía de algunas especies marinas europeas recientes del género Cingula sl (Gastropoda: Prosobranchia). *Basteria*. **48**(3), 37-87.
- Wetzel, R.G. (1975) *Limnología. Editorial Omega*. Barcelona, España, 96 pp.

REVISTA AIDIS

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

IMPACTOS AMBIENTAIS DO CICLO DE VIDA DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DO MUNICÍPIO DE PAULISTA/PE - BRASIL

* Amanda Rodrigues Santos Costa¹
José Fernando Thomé Jucá¹

ENVIRONMENTAL IMPACTS OF THE LIFE CYCLE OF MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT SYSTEM IN THE MUNICIPALITY OF PAULISTA/PE - BRAZIL

Recibido el 31 de julio de 2021. Aceptado el 8 de noviembre de 2021

Abstract

The management of urban solid waste range from the collection activity to the final disposal of the tailings. Waste management is a complex issue around the world due to consumption habits and the intense urbanization process of communities. In developing countries such as Brazil, it is an even greater challenge due to the pressure on municipal budgets. The aim of this study is to analyze the environmental impacts of the life cycle of the urban solid waste management system in the city of Paulista, Pernambuco, Brazil, through the Life Cycle Assessment (LCA) method. The LCA methodology followed the guidelines of the ABNT 14.040 standard, the product system being the phases of waste management that occur in the study area, the functional unit is the amount of waste managed by the municipality in one month, the software used was the SimaPro 9.2 and the impact assessment method was ReCiPe 2016. The results of the analysis showed that the common waste collection stage is the most impactful in the system. The operation of the landfill also contributes to impacts characterized by the chosen categories, especially human toxicity. The consumption of fossil fuel and emissions from burning through transport is the main justification for the impacts from collection. In this sense, there was a need for new collection models and alternatives to reduce distances traveled and, consequently, reduce fuel consumption.

Keywords: life cycle assessment, municipal management, waste.

¹ Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco. Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife - PE - CEP: 50670-90; Email: amandarsc@gmail.com

Resumo

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos compreende desde a atividade de coleta até a disposição final dos rejeitos. O manejo dos resíduos é uma questão complexa em todo mundo devido aos hábitos de consumo e processo intenso de urbanização das comunidades e em países em desenvolvimento, como o Brasil, é um desafio ainda maior devido à pressão sobre os orçamentos municipais. O objetivo desse estudo é analisar os impactos ambientais do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Paulista, Pernambuco, Brasil, através do método de Avaliação de Ciclo de Vida (ACV). A metodologia da ACV seguiu as orientações da norma ABNT 14.040, sendo o sistema de produto as fases de gerenciamento de resíduos que ocorre na área de estudo, a unidade funcional é a quantidade de resíduos gerenciadas pelo município em um mês, o software utilizado foi o SimaPro 9.2 e o método de avaliação de impactos foi o ReCiPe 2016. Os resultados da análise mostraram que a etapa de coleta comum dos resíduos é a mais impactante do sistema. A operação do aterro sanitário também contribui para os impactos caracterizados pelas categorias escolhidas, especialmente a toxicidade humana. O consumo de combustível fóssil e as emissões provenientes da queima pelo transporte é a principal justificativa para os impactos provenientes da coleta. Nesse sentido, verificou-se a necessidade de novos modelos de coleta e alternativas para redução das distâncias percorridas e consequentemente redução no consumo do combustível.

Palavras chave: avaliação de ciclo de vida, gestão municipal, resíduos.

Introdução

A gestão dos resíduos gerados no meio urbano é um dos grandes desafios da contemporaneidade, isso porque o intenso crescimento populacional e urbanização, bem como o consumo elevado de bens, são fatores que contribuem com o aumento do descarte dos materiais ao longo do tempo.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a gestão desses resíduos é ainda mais complexa, por causa dos altos custos associados e a pressão sobre o orçamento municipal e pela falta de compreensão sobre uma diversidade de fatores que afetam as diferentes etapas de gerenciamento (Guerrero; Mass; Hogland, 2013). Segundo Marchi (2015), o poder público não consegue acompanhar com eficiência o aumento da geração de resíduos sólidos nos centros urbanos e sanar com agilidade os problemas técnicos e operacionais. Dessa forma, a gestão desses materiais tem ocorrido de maneira desarticulada, de forma setorial, o que impede uma visão sistêmica do problema e resulta em políticas públicas incompletas e ineficientes, em muitos casos (Grasi & Capanema, 2018).

Em número globais, no ano de 2016, foram gerados 2.01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, segundo relatório do Banco Mundial (Kaza *et al.*, 2018). A previsão nesse documento é de que até 2050 a geração de resíduos cresça para 3.04 bilhões de toneladas/ano, se não houver mudanças no padrão de consumo. No Brasil, a geração de resíduos urbanos no ano de 2019, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2020), foi de 79 milhões de tonelada.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reafirma a responsabilidade dos municípios sobre os RSU e estabelece objetivos, como eliminação total dos lixões, disposição apenas de rejeitos nos aterros, recuperação e aproveitamento energético e reciclagem, numa perspectiva de gestão integrada (Brasil, 2010). Tal contexto implica na adoção de diferentes alternativas de gerenciamento dos resíduos, como coleta diferenciada, transporte, triagem centralizada, reciclagem de materiais, tratamento biológico, tratamento térmico e aterro sanitário; e que resulte no sistema mais ambientalmente efetivo em termos de emissões gasosas, líquidas e de resíduo sólido final (Reichert & Mendes, 2014).

No entanto, a gestão integrada ainda não é realidade no Brasil e a legislação nacional também não está completamente atendida. Na região Nordeste, entre os resíduos coletados, ao menos 6 em cada 10 toneladas foram encaminhadas para aterros controlados ou lixões (ABRELPE, 2020). Em Pernambuco, entre seus 184 municípios, apenas 79 destinam seus resíduos em aterros sanitários; as outras 105 cidades ainda não se adequaram a lei, sendo 103 depositando a céu aberto e 2 em aterros controlados – os quais não cumprem todas as exigências legais e ambientais necessárias (Pernambuco, 2019).

A complexidade para alcançar a sustentabilidade desses sistemas está relacionada às diversas considerações econômicas, sociais e ambientais envolvidas nos processos. Nesse contexto, dados e informações sobre o gerenciamento de resíduos municipais são essenciais para o planejamento de políticas locais, alocação do orçamento, análise de tecnologias adequadas e seleção de parceiros estratégicos para a gestão (Kaza *et al.*, 2018).

A Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) é uma das ferramentas mais desenvolvidas e utilizadas para análises ambientais, inclusive para estudo de impactos ambientais, avaliação de desempenho e até mesmo suporte a tomada de decisão em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (Brogaard & Christensen, 2016; Paes, 2018). Andrade Júnior *et al.* (2017) afirmam que a ACV tem sido utilizada por governos em todo o mundo, pois se tornou um elemento central nas políticas ambientais. É uma técnica que avalia aspectos ambientais e impactos potenciais ao longo do ciclo de vida de um produto através da compilação de entradas e saídas de um sistema definido, da análise de impactos e da interpretação dos resultados (ABNT, 2009).

Nesse sentido, o presente estudo tem o objetivo de analisar os impactos ambientais do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Paulista, Pernambuco, Brasil.

Metodologia

Área de estudo

Paulista é um município da Região Metropolitana de Recife e está distante 15.5 km da capital do Estado de Pernambuco (Figura 1). O município está situado a 13 metros de altitude e posicionado nas coordenadas geográficas de 7°56'24" Sul e 34°52'20" Oeste. Com área de 96.846 km², está dividida em 24 bairros. Possui população estimada para o ano de 2018 de 329117 habitantes, densidade demográfica de 3087.66 hab.km⁻², Produto Interno Bruto (PIB) per capita de R\$ 11720.31 e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0.732 (IBGE, 2019).



Figura 1. Localização da área de estudo.

Caracterização do sistema de gerenciamento de resíduos de Paulista/PE

A coleta de resíduos em Paulista é dividida por setores de coleta, constituindo um total de 34 setores. O município gerou e gerenciou diariamente, em média, 246.7 toneladas de resíduos domiciliares, o que representa 7400 toneladas por mês, sendo estes os considerados para a análise. A coleta urbana é feita do tipo porta-a-porta, mecanizada e manual ensacada - nos locais

de difícil acesso - e não há separação na fonte, ou seja, a coleta é indiferenciada ou, também chamada, convencional. Também há coleta de resíduos em caçambas estacionárias. O transporte dos resíduos é realizado por meio de caminhões coletores compactadores de capacidade de carga de 15m³ e uma equipe de trabalho composta por um motorista e três agentes de limpeza, por veículo. Assim, para cada setor de coleta é utilizado um caminhão coletor-compactador para coleta do RSU de toda a área, ainda que signifique mais de uma viagem para finalização do serviço. Os resíduos coletados são transportados até a unidade de transbordo do município. A distância média individual percorrida pelos veículos por viagem, entre trechos produtivos e improdutivos, é de 34 km.

Há poucas iniciativas de coleta seletiva, sendo estas exclusivamente realizadas por catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis fora do sistema de gerenciamento municipal. Dessa forma, as etapas de triagem e reciclagem dos materiais não ocorrem no sistema base (ano de 2019) de gerenciamento de RSU do município. Por parte do município, os resíduos coletados, após a unidade de transbordo, são transportados em caminhões maiores para o aterro sanitário privado, localizado na cidade de Igarassu/PE, distante cerca de 37 km da Estação de Transbordo.

Avaliação de Ciclo de Vida

O elemento norteador para o procedimento metodológico foi a Norma ABNT ISO 14.040 (ABNT, 2009), a qual prevê as seguintes etapas de estudo – definição do objetivo e escopo, inventário de ciclo de vida, análise do impacto e interpretação dos resultados. Também para construção metodológica foram utilizadas as diretrizes processuais propostas pelo grupo de pesquisa *Life Cycle Initiative*, da Organização das Nações Unidas – ONU Meio Ambiente (UNEP/SETAC, 2011), e também as experiências coletivas.

Objetivo e escopo

O objetivo do uso da ACV na presente pesquisa é analisar os impactos ambientais do ciclo de vida do sistema corrente de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município de Paulista, Pernambuco. A unidade funcional desse estudo é a quantidade de resíduos domiciliares coletados e gerenciados mensalmente no município de Paulista, em tonelada por mês (t/mês), que corresponde a 7400 t/mês, com base em valores do ano de 2019.

Como o estudo é sobre sistemas de gerenciamento de resíduos, a fronteira de análise consiste no momento em que o produto passou a ser resíduo até sua disposição final. Dessa forma, o sistema de produto desse estudo compreende as operações envolvidas no gerenciamento de RSU no município, o que significa as etapas de coleta, transporte, transbordo e disposição final (Figura 2).

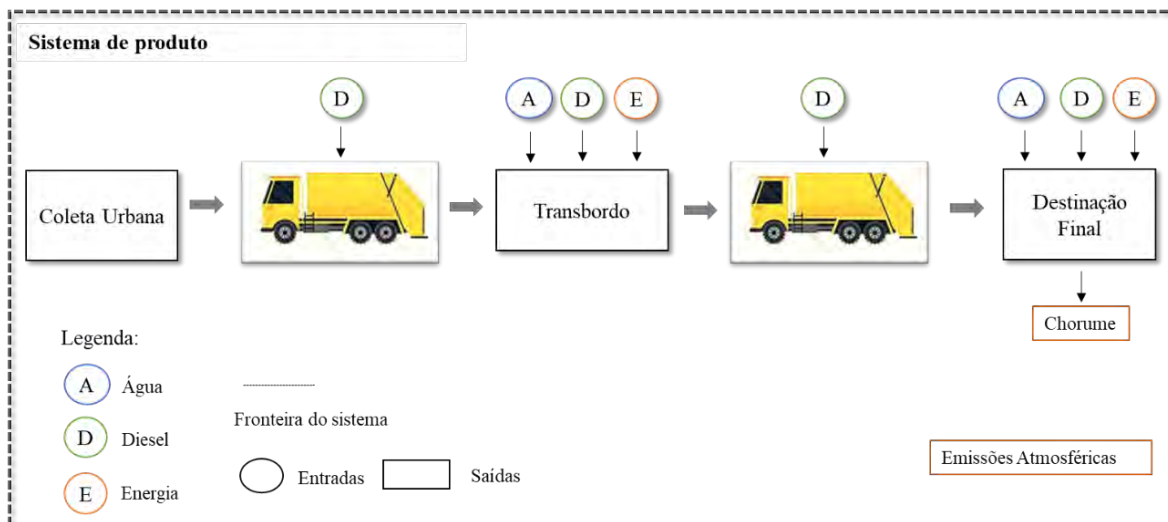


Figura 2. Fronteiras do sistema de produto

Seguindo orientações de Laurent *et al.* (2014) e Paes (2018), no sistema de produto também devem ser considerados as cargas ambientais (como consumo de água e eletricidade e emissões) associados a manutenção e operação dos bens de capital, como a infraestrutura e veículos, bem como o consumo de diesel para operação dos veículos de transporte. Também será considerada a operação e manutenção do aterro, especificamente, o consumo de diesel, água e energia elétrica na operação, além da geração de metano e o tratamento do chorume.

Quanto a exclusão de dados, uma carga zero foi assumida, o que significa que todos os impactos ambientais gerados a partir da produção de um produto antes de se tornar um resíduo foram negligenciados (Ayodele *et al.*, 2017). Não foi considerada na contabilização ambiental a construção do aterro sanitário privado. Destaca-se que, segundo Chi *et al.* (2015), as emissões durante a construção da infraestrutura não serão consideradas porque são muito baixas em comparação com a sua operação.

Inventário do Ciclo de Vida

Para elaboração do Inventário de Ciclo de Vida é preciso compilar todas as entradas e saídas ao longo de todo o fluxo dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. Dessa forma, estruturase os processos do sistema de produto analisado para levantar a entrada de materiais, energia e recursos naturais; e saída de materiais, resíduos e poluentes para o ar, a água e o solo, de cada processo. Dessa forma, foi necessário coletar os dados quantitativos e qualitativos referentes às unidades elementares incluídas no sistema de produto, quais sejam:

- Quanto à coleta e transporte dos resíduos: quantificou-se o consumo de diesel e a quilometragem total percorrida pelos caminhões nos roteiros de coleta até a estação de transbordo/unidades de tratamento a partir de dados primários obtidos pelo controle de rota do setor responsável no município. Também foi obtida a quilometragem de rodagem até o aterro e o consumo de diesel. As saídas do inventário são emissões atmosféricas. Os consumos e emissões provenientes das atividades de transporte (manutenção das vias e produção do combustível) foram coletadas da base de dados da Ecoinvent, através do conjunto de processos: *Diesel, low-sulfur {BR}* e *Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry*.
- Quanto à etapa de transbordo dos resíduos: foram obtidos os consumos de eletricidade (em KWh) da unidade de transbordo e de diesel de maquinário. Foi selecionado para o consumo de eletricidade o processo *Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid}*.
- Quanto à disposição final: serão considerados os consumos de água, energia e diesel referentes à operação do aterro sanitário privado, dados coletados por relatório técnico da empresa, e saídas para o meio ambiente, quais sejam emissões atmosféricas e o chorume, o qual é tratado antes da disposição final no corpo receptor. Também são consideradas saídas as emissões provenientes do sistema de tratamento de gás. Esses dados foram secundários obtidos junto a base de dados Ecoinvent a partir do processo *Municipal Solid Waste {RoW}, treatment, sanitary landfill*.

Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Essa fase do estudo da ACV estabelece uma conexão entre os dados recolhidos no inventário e os impactos ambientais. É nessa etapa em que é possível estudar a significância e magnitude dos impactos ambientais potenciais de cenários de gerenciamento (Reichert, 2013). Para avaliação do ACV foi utilizado o software SimaPro 9.2 e o método selecionado foi o ReCiPe 2016 Mindpoint (H). As categorias de impacto consideradas para análise foram segundo o método escolhido e de acordo com a representatividade para o estudo: Aquecimento Global, expresso em kg de CO₂ eq. – dióxido de carbono equivalente; Acidificação, expresso em kg de SO₂ eq. – dióxido de enxofre equivalente; Eutrofização, expresso em kg de PO₄ eq. – fosfato equivalente; Material Particulado, expresso em kg de MP2.5 equivalente; e Toxicidade Humana, expresso em kg de DB eq. – diclorobenzeno equivalente. Essas categorias são, segundo Laurent *et al.* (2014), as mais utilizadas em estudos de ACV aplicado a resíduos.

Interpretação dos resultados

A interpretação dos resultados consiste na combinação entre as conclusões do inventário de ciclo de vida e avaliação dos impactos, bem como o objetivo e escopo, segundo as orientações da norma ABNT ISO 14.040.

Resultados e discussões

Nesse estudo, foi necessário coletar as variáveis de entrada consideradas do sistema de produto, tais como a quantidade de resíduos coletados diariamente, as distâncias percorridas na coleta, a quantidade de combustível utilizado por tonelada de resíduo, bem como operação da unidade de transferência, contabilizada através da utilização de energia (kwh/t) e diesel (L/t), valores obtidos junto à empresa que realiza os serviços no município. Destaca-se que na unidade de transbordo funciona o complexo administrativo e de pessoal da gestão de resíduos municipal, por isso, não será contabilizado o consumo de água, pois a utilização da água é nas áreas administrativas do transbordo e não na operação de transferência dos resíduos.

Também como variável de entrada, há o consumo de combustível (L/t) no transporte dos resíduos da unidade de transbordo até a disposição final (aterro sanitário). Na operação do aterro sanitário, há o consumo de água, diesel e eletricidade, valores obtidos junto ao aterro sanitário privado. As variáveis de saída são as emissões gasosas para a atmosfera e o chorume no aterro sanitário. A Tabela 1 apresenta o inventário completo do sistema em análise.

Tabela 1. Inventário do fluxo de matéria e energia do sistema de produto

Entradas		Saídas
Coleta Comum		
Total RSD (mês)	7400 t	Emissões Atmosféricas
Distância Percorrida (mês)	47360 km	
Diesel (mês)	57876 L	
Transbordo		
Eletricidade	4617 kwh	Emissões Atmosféricas
Diesel (escavadeira hidráulica)	4500 L	
Transporte – até disposição final		
Total (mês)	7400 t	Emissões Atmosféricas
Distância Percorrida (mês)	22200 km	
Diesel	13500 L	
Operação do Aterro Sanitário		
Total RSD (mês)	7400 t	Chorume Emissões Atmosféricas
Água	415.14 m ³	
Diesel	8563 L	
Eletricidade	9990 kWh	

Dessa forma, a coleta comum e transporte dos resíduos representa a distância média percorrida de 6.4 km/t e um consumo médio de diesel de 7.8 L/t. No transbordo, o consumo de energia

elétrica é, em média, 4617 kWh mensal e representa a iluminação do galpão de transferência e do bloco administrativo e recepção dos veículos, e a contabilização da energia é geral para toda a estação de transbordo; também há utilização de uma escavadeira hidráulica, que consome em média 4500 L de diesel mensal. Para a disposição final há o transporte dos resíduos da unidade de transbordo até o aterro sanitário, em que se utilizam caminhões carretas de capacidade entre 29 e 35 m³ e a distância média percorrida é de 22200 km e o consumo de combustível é de 1.8 L/t.

Com os dados da Tabela 1 e, em sequência, aplicação no programa de ACV foi possível realizar a avaliação dos impactos ambientais do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos do município de Paulista/PE.

Caracterização dos impactos ambientais

A análise das contribuições de cada atividade do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos em termos dos impactos ambientais considerados no estudo está apresentada de maneira relativizada nas Figuras de 3 a 7.

O potencial de Aquecimento Global é um fator de caracterização baseado nos dados do modelo proposto pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC, portanto, uma categoria de aplicação global. Observa-se que a atividade de coleta contribui com 96 % do total de impactos para a categoria, com a operação do aterro sanitário contribuindo também com cerca de 3% (Figura 3). Os caminhões de coleta de resíduos param e iniciam com muito mais frequência do que outros veículos, portanto espera-se menor eficiência do combustível (Jaunich *et al.*, 2016).

A Eutrofização considera os nutrientes que afetam a passagem da biomassa aquática, principalmente o nitrogênio e o fósforo (Reichert, 2013). Para a eutrofização, a coleta comum também se destaca, no entanto, aqui se observa uma parcela maior de contribuição, em relação as demais categorias, da operação do aterro sanitário, com 21% (Figura 4). Oliveira (2019) observou que o lixiviado é o principal responsável pelo impacto do aterro sanitário nessa categoria.

Lins *et al.* (2020) observaram, na análise de ciclo de vida do programa de coleta seletiva de João Pessoa (PB), que as etapas de coleta regular e aterro sanitário foram as mais impactantes para a eutrofização. As autoras alertam para o fato do lixiviado ser um fator que pode favorecer a eutrofização. Santiago (2019) também verificou que a coleta de resíduos e o consumo e produção do diesel favorecem ao impacto da eutrofização.

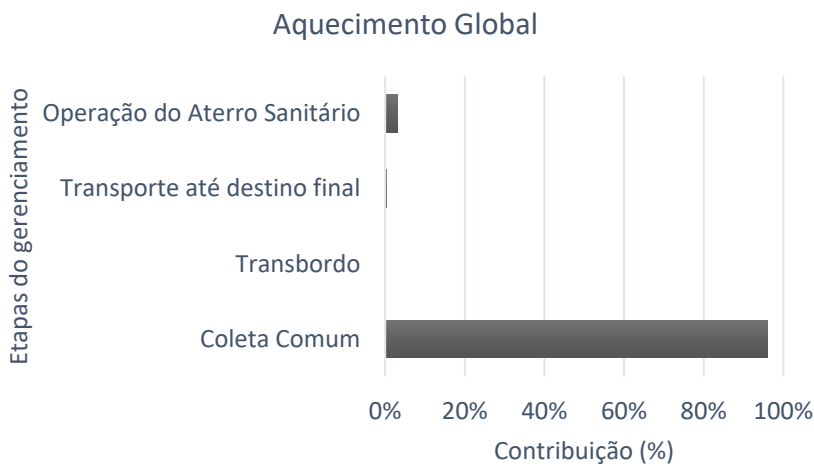


Figura 3. Atividades do sistema e contribuições na categoria Aquecimento Global

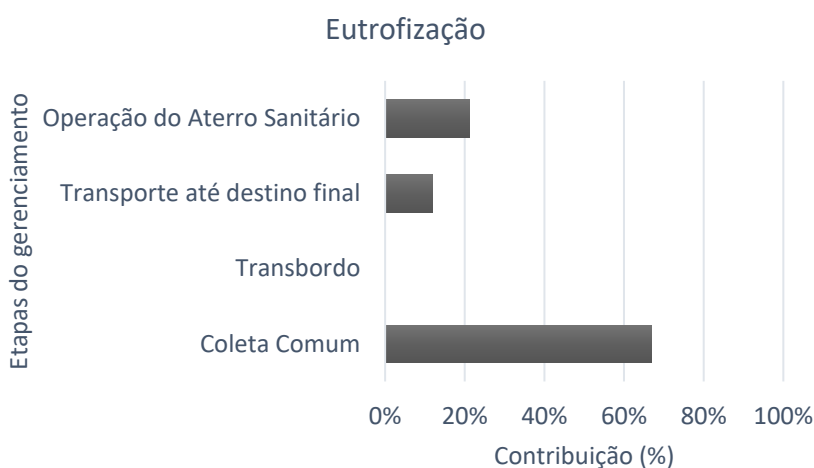


Figura 4. Atividades do sistema e contribuições na categoria Eutrofização

A Acidificação Terrestre é a deposição de substâncias inorgânicas (como NO_x , NH_3 e SO_2) que causam mudanças na acidez do solo e para a maioria das espécies de plantas existe uma acidez ótima. No caso de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, as principais emissões são referentes aos óxidos de nitrogênio e a amônia e o próprio óxido de enxofre (Coelho, 2018). No presente estudo, a Acidificação e formação de Material Particulado apresentaram configurações parecidas e tem a coleta comum como atividade em evidência (Figura 5). O Material Particulado considerado para análise ambiental é o gerado por atividades antrópicas e o indicador de formação potencial de materiais particulados é a ingestão/entrada de partículas com diâmetro inferior a $2.5 \mu\text{m}$,

segundo o método ReCiPe 2016. Lins *et al.* (2020) também verificaram que a etapa de coleta, tanto comum quanto seletiva, foram as que mais contribuíram para a categoria de impacto da Acidificação.

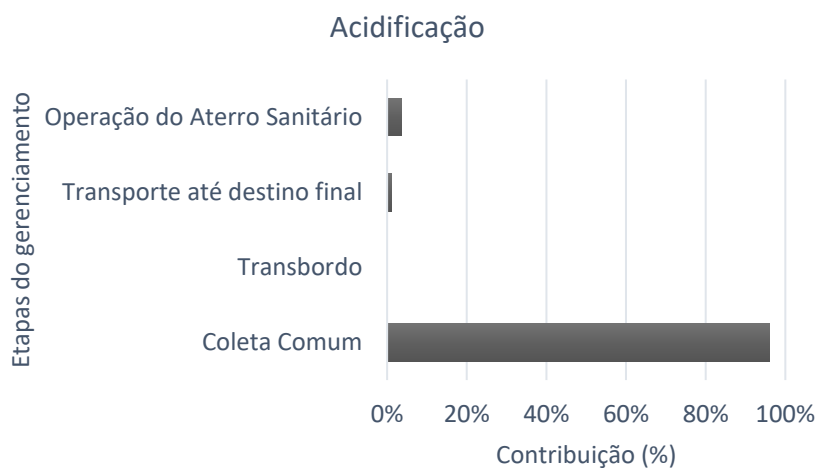


Figura 5. Atividades do sistema e contribuições na categoria Acidificação

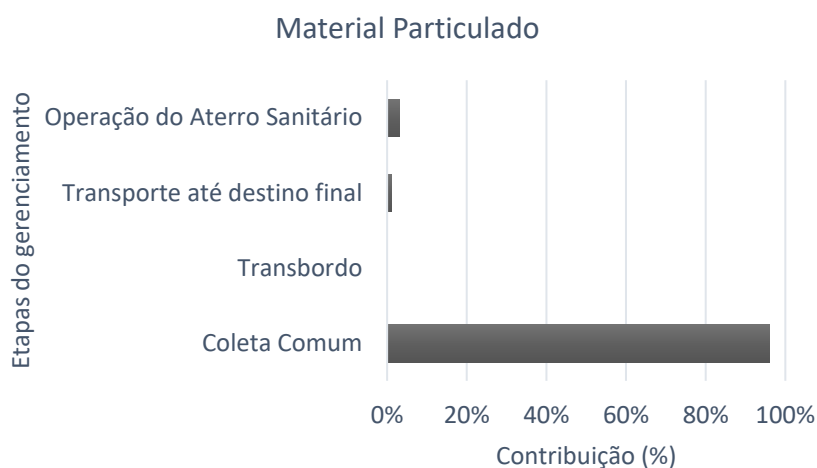


Figura 6. Atividades do sistema e contribuições na categoria Material Particulado

Pode-se notar que a coleta comum dos resíduos é a etapa, de maneira geral, que mais contribui para os impactos ambientais do sistema em análise. Paes (2018) também observou a grande contribuição da coleta comum para os impactos ambientais do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. O autor considerou que o consumo de combustíveis fósseis (diesel) e as emissões atmosféricas inerentes a atividade é a principal justificativa para essa situação. Santiago (2019) verificou ao analisar diferentes cenários de gerenciamento de resíduos que a etapa de coleta é a que mais contribui para a geração dos impactos ambientais, em quase todos os cenários.

A categoria de Toxicidade Humana considera a persistência, acumulação e toxicidade de uma substância química. Esse fator, por sua vez, foi o que apresentou a operação do aterro sanitário como a principal atividade de contribuição para os impactos ambientais, com 57% (Figura 7). A coleta comum ainda se destaca com 42% do total de impactos considerando essa caracterização. Oliveira (2019) em estudo de cenário de gerenciamento de resíduos no Distrito Federal observou que a etapa de coleta foi a que mais contribuiu para a toxicidade humana, com 56%. A emissão de metais pesados pela atividade de coleta é a maior preocupação para a toxicidade humana. Na disposição final em aterro sanitário, as emissões de bário, cromo, chumbo e níquel são as principais contribuintes para essa categoria (Zappe, 2016).

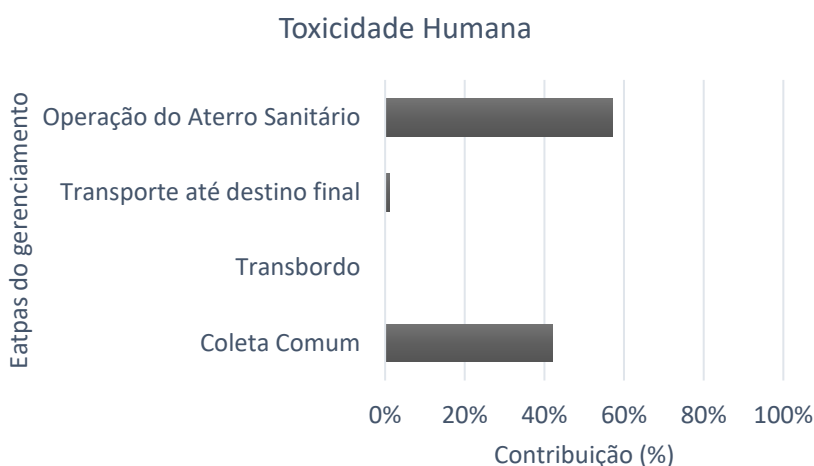


Figura 7. Atividades do sistema e contribuições na categoria Material Particulado

Nota-se na análise das atividades que o transporte de resíduos até a disposição final e o transbordo foram atividades que menos colaboraram de maneira relativa para os impactos ambientais do sistema. Santiago (2019) e Zappe (2016) também observaram a insignificante contribuição da etapa de transporte em todas as categorias de impacto analisadas. O transporte

até o aterro representa uma menor distância percorrida e viagens sem paradas, ao contrário da etapa de coleta, e isso causa efeitos na análise das categorias. O transbordo é uma unidade de transferência onde as emissões são provenientes do consumo de combustível apenas para uso em uma escavadeira hidráulica e demanda de energia elétrica.

Com os resultados da Avaliação do Ciclo de Vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Paulista/PE foi possível observar as interações entre as atividades do sistema e o ambiente natural. Dessa forma, para esse estudo, observou-se a importância de se considerar os impactos provenientes da atividade de coleta urbana comum dos resíduos no planejamento público de uma gestão sustentável dos RSU. A coleta comum dos resíduos representa uma fase de grande consumo de combustível e emissão de gases para a atmosfera devido à queima do combustível. A quilometragem rodada e o consumo de combustível na etapa de coleta dos resíduos estão relacionados com as rotas de coleta e área do município e a quantidade de resíduo coletado diariamente, mas também está diretamente associado à frota disponível, a idade dessa frota, cronogramas de manutenção, topografia, malha viária e pavimentação e calçamento das ruas (Pinheiro & Ferreira, 2017).

Nesse sentido, tais resultados demonstram a necessidade de implementação de alternativas, que visem a adoção de novos modelos de coleta e transporte de resíduos, bem como o uso de combustíveis alternativos e mais limpo em comparação com os combustíveis fósseis, tal como diesel, e estudos de otimização de rotas de coleta. No caso do município de Paulista, as rotas de coleta não são atualizadas há alguns anos, observando-se que as diferentes empresas que foram contratadas para executar os serviços utilizaram os traçados já existentes, sem considerar o aumento da população e até mesmo a dinamização urbana do município, que tem se acentuado. Ainda, a manutenção da frota e a direção defensiva também constituem elementos que podem ser adotados para redução do fluxo de matéria na saída desse sistema.

Conclusão

Analisando o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Paulista/PE através do método de Avaliação de Ciclo de Vida foi possível observar as relações entre as atividades e os seus impactos no meio ambiente. Verificou-se pelo inventário de ciclo de vida que o consumo de combustível na etapa de coleta se destaca no fluxo de matéria do sistema.

Observou-se que a etapa de coleta urbana comum dos resíduos, em que os materiais são coletados de forma indiferenciada, é a mais significativa em contribuições para os impactos ambientais, considerando as cinco categorias de impacto analisadas, quais sejam Aquecimento Global, Eutrofização, Acidificação, Material Particulado e Toxicidade Humana. O consumo de combustível fóssil (diesel) e os impactos inerentes dessa atividade foi a principal justificativa para

os resultados observados para a coleta urbana. A operação do aterro sanitário, considerando que este com tratamento dos gases e do chorume, foi a atividade que mais colaborou com a categoria de toxicidade humana. As atividades de transporte dos resíduos até o aterro sanitário e de transbordo pouco apresentaram contribuições para a caracterização dos impactos considerando a análise relativa.

Assim, considerando a análise do sistema corrente de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Paulista/PE quanto aos impactos ambientais por Avaliação de Ciclo de Vida deve-se estudar e considerar a importância da etapa de coleta de resíduos, buscando novos modelos e técnicas de recolha dos materiais, combustíveis alternativos e otimização das rotas para redução das distâncias percorridas e, conseqüentemente, redução do consumo de combustíveis.

Referencias bibliográficas

- ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas (2009) *NBR ISO 14040: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura*. Rio de Janeiro. 21 pp.
- ABRELPE, Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2019*. São Paulo, 68 p. Acesso em 16 de junho de 2020, disponível em: <http://abrelpe.org.br/download-panorama-2019-2020>
- Andrade Junior, M. A. U., Zanghelini, G. M., Soares, S. R. (2017) Using life cycle assessment to address stakeholders' potential for improving municipal solid waste management. *Waste Management & Research*, **35**(5), 541-550. <https://doi.org/10.1177/0734242X17697817>
- Ayodele, T.R., Ogunjuyigbe, A.S.O., Alao, M.A. (2017) Life cycle assessment of waste-to-energy (WtE) technologies for electricity generation using municipal solid waste in Nigeria. *Appl. Energy*, **201**, 200–218. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.097>
- Brogaard, L. K., Christensen, T. H. (2016) Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. *Waste management*, **56**, 561-574. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.037>
- Brasil (2021) *Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010* (2010) Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. Acesso em 16 de junho de 2021, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/12305.htm
- Chi, Y., Dong, J., Tang, Y., Huang, Q., Ni, M. (2015) Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China. *J Mater Cycles Waste Manag.*, **17**, 695–706. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0300-8>
- Coelho, L. M. G. (2018) *Desenvolvimento de modelos de decisão multicritério para avaliação de sustentabilidade em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos industriais e urbanos*. 370 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 370 pp.
- Guerrero, L.A., Maas, G., Hogland, W. (2013) Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management*, **33**, 220–232. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>
- Grasi, D. C., Capanema, L. (2018) *Agendas setoriais para o desenvolvimento: Resíduos Sólidos Urbanos*. Visão 2035: Brasil, um país desenvolvido. Rio de Janeiro: BNDES.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2019) *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílio Contínua 2018*. Acesso em 15 de novembro de 2019, disponível em: www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/17270-pnad-continua.html?edicao=24437&t=publicacoes

- Jaunich, M. K., Levis, J. W., DeCarolis, J. F., Gaston, E. V., Barlaz, M. A., Bartelt-Hunt, S. L., Jones, E. G., Hauser, L., Jaikumar, R. (2016) Characterization of Municipal solid waste collection operations. *Resources, Conservation and Recycling*, **114**, 92-112. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.012>
- Kaza, S., Yao, L. C., Bhada-Tata, P., Van Woerden, F. (2018) *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Urban Development. Washington, DC: World Bank. 272 pp.
- Laurent, A.; Clavreul, J.; Bernstad, A.; Bakas, I.; Niero, M.; Gentil, E.; Christensen, T.H.; Hauschild, M.Z. (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, **34**, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.12.004>
- Lins, R. B., Nóbrega, C. C., Garcia, H. R. M., Ibáñez-Fores, V., Araújo, E. S. (2020) Análise do Ciclo de Vida do Programa de Coleta Seletiva do Plástico no Município de João Pessoa/PB, Brasil. *Revista AIDIS*, **13**(3), 868-884. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2020.13.3.69289>
- Marchi, C. M. D. F. (2015) Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. *Revista Brasileira de Gestão Urbana*, **7**(1), 91-105. <https://doi.org/10.1590/2175-3369.007.001.AO06> ISSN 2175-3369
- Oliveira, A. L. A. R. (2019) *Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal*. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas), Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 96 pp.
- Paes, M. X. (2018) *Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida*. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais), Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista 'Júlio de Mesquita Júnior', Sorocaba, 183 pp.
- Pernambuco (2019) *Diagnóstico: destinação de resíduos sólidos em Pernambuco—2018/2019*. Tribunal de Contas do Estado, Recife. Acesso em 28 de outubro de 2019, disponível em: <https://www.tce.pe.gov.br/internet/index.php/mais-noticias-invisivel/216-2019/marco/4544-estudo-do-tce-mostra-melhoria-na-correta-destinacao-do-lixo-em-pernambuco>
- Pinheiro, I. S., Ferreira, J. A. (2017) *Economicidade dos serviços de coleta e transporte dos resíduos sólidos urbanos*. Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro. Escola de Contas e Gestão do TCE-RJ. 104 pp.
- 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 (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisa Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 276 pp.
- Reichert, G. A., Mendes, C. A. B. (2014) Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19** (3), 301-313. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014019000001145>
- Santiago, M. R. (2019) *Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida de diferentes cenários de gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares com enfoque na compostagem*. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental), Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 149 pp.
- UNEP-SETAC, United Nations Environmental Programme/Society of Environmental Toxicology and Chemistry (2011) *Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: making informed choices on products*. UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative, Paris: UNEP, 86 pp.
- Zappe, A. L. (2016) *Avaliação do Ciclo de Vida do Sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de um consórcio intermunicipal no Rio Grande do Sul, Brasil*. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental), Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 117 pp.

REVISTA AIDIS

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

ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARAPIRANGA EM REGISTRO (SP), BRASIL, POR MEIO DE TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO

Pedro Henrique dos Santos Coliado ¹
Liliane Moreira Nery ²
* Vanessa Cezar Simonetti ²
Darllan Collins da Cunha e Silva ³

MORPHOMETRIC ANALYSIS OF THE CARAPIRANGA RIVER BASIN IN REGISTRO (SP), BRAZIL, USING GEOPROCESSING TECHNIQUES

Recibido el 2 de agosto de 2021. Aceptado el 21 de febrero de 2022

Abstract

The hydrographic basins are of great importance in environmental studies, as their components are interconnected and the alteration in any of them can generate a great impact in the region in which it is located. Therefore, this research aimed to analyze morphometrically the Carapiranga river watershed, located in the municipality Registro (SP), Brazil, using geoprocessing techniques to obtain physical data of the watershed that support management and planning actions. For this, the geoprocessing techniques used topographic maps provided by the Geographical and Cartographic Institute (GCI) to perform the morphometric analysis. The results showed that the watershed covers an area of 68.88 km², a perimeter of 75.71 km, has a more elongated, and less circular shape, and the watercourse presents up to the 4th order. The parameters of circularity index (0.17), compactness coefficient (2.39), and sinuosity index (1.24) demonstrated that the basin has good drainage, as it has medium permeability and high infiltration. It is noteworthy that the roughness coefficient indicates that a large part of the basin is suitable for agriculture, main economic activity of the region, especially banana production, as this basin does not have areas with steep slopes, which attenuates water erosion.

Keywords: agriculture, geotechnology, morphometry, slope.

¹ Engenharia de Pesca, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Câmpus de Registro, Brasil.

² Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Brasil.

³ Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba, Brasil.

*Autor correspondente: Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia de Sorocaba. Av. Três de Março, 511 - Alto da Boa Vista, Sorocaba, São Paulo. CEP 18087-180. Brasil. Email: va_simonetti@hotmail.com

Resumo

As bacias hidrográficas têm grande importância em estudos ambientais, pois seus componentes estão interligados e a alteração em algum deles pode gerar grande impacto na região em que se localiza. Sendo assim, esta pesquisa teve como objetivo analisar morfometricamente a bacia hidrográfica do rio Carapiranga, localizada no município de Registro (SP), com o uso de técnicas de geoprocessamento para obtenção de dados físicos da bacia hidrográfica que subsidiem as ações de gestão e planejamento. Para isso, utilizaram-se de cartas topográficas disponibilizadas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC) que serviram de subsídio para a análise morfométrica. Os resultados mostraram que a bacia hidrográfica abrange uma área de 68.88 km² e um perímetro de 75.71 km, tem uma forma alongada, e o curso d'água apresenta até a quarta ordem de ramificação. Os parâmetros de índice de circularidade (0.17), coeficiente de compacidade (2.39) e índice de sinuosidade (1.24) demonstraram que a bacia tem uma boa drenagem, pois possui média permeabilidade e alta infiltração. Ressalta-se que o coeficiente de rugosidade indica que grande parte da bacia está apta para agricultura, principal atividade econômica da região, com destaque para a bananicultura, uma vez que esta bacia não possui áreas com declividades acentuadas, o que atenua a erosão hídrica.

Palavras chave: agricultura, declividade, geotecnologia, morfometria.

Introdução

A água é um recurso de extrema importância para o desenvolvimento da maioria das atividades humanas, sendo o seu gerenciamento, de forma holística, um desafio complexo (Batey e Kim, 2021). Nesse sentido, a Política Nacional de Recursos Hídricos define a bacia hidrográfica como uma unidade territorial para a gestão dos recursos hídricos, de forma descentralizada, para proteger e preservar a água (Brasil, 1997), uma vez que, os limites físicos e territoriais das bacias hidrográficas não coincidem com os limites político-administrativos das unidades municipais, estaduais ou federais (Joia *et al.*, 2018).

Sendo assim, bacias hidrográficas são consideradas unidades espaciais, de gestão e de planejamento, relevantes para estudos ambientais (Faustino *et al.*, 2014; Joia *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2020). Contudo, a gestão adequada de bacias hidrográficas envolve a análise de diversos fatores (Nery *et al.*, 2019; Sales *et al.*, 2021; Simonetti *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021). Fatores morfométricos e referentes aos tipos de usos e ocupações do solo podem orientar o desenvolvimento dos estudos ambientais para o direcionamento de ações gerenciais (Silva e Medeiros, 2017), de forma que a caracterização física das bacias hidrográficas é uma importante ferramenta para o diagnóstico ambiental (Costa *et al.*, 2019).

A análise morfométrica é capaz de elucidar a influência dos aspectos físicos no comportamento hidrológico da bacia hidrográfica (Alves *et al.*, 2020), representando informações que podem auxiliar no planejamento, uso e gestão dos recursos hídricos (Cunha e Bacani, 2016). A utilização de técnicas e cálculos para quantificar e caracterizar parâmetros morfométricos tornam-se subsídios que auxiliam no planejamento e manejo dessas áreas com a finalidade de conservar o

meio ambiente e realizar tanto a manutenção da quantidade de água, bem como a sua qualidade (Rocha e Kurtz, 2001; Alves *et al.*, 2020; Coliado *et al.*, 2020).

A avaliação morfométrica envolve uma variedade de parâmetros quantitativos, de modo que os seus resultados possuem ampla aplicação, como por exemplo, a determinação da intensidade de processos erosivos, proteção do meio ambiente (Berila e Isufi, 2021), avaliação do comportamento hidrológico e sua estreita compatibilidade quanto à minimização ou maximização dos impactos no meio ambiente (Santos *et al.*, 2012). Assim, essas informações podem nortear a formulação de projetos de prevenção, defesa e contenção contra eventos hidrológicos extremos, tais como enchentes ou estiagens que ocorrem nas bacias hidrográficas (Campos *et al.*, 2015; Coliado *et al.*, 2020).

O gerenciamento de bacias hidrográficas envolve um conjunto de fatores que representa a relação homem-meio ambiente, com a necessidade de trabalhar em diferentes escalas (Asgari, 2021). Dentro desse contexto, a análise de parâmetros morfométricos com o auxílio de Sistema de Informações Geográficas (SIG), tem se mostrado viável para o estudo de bacias hidrográficas (Rai *et al.*, 2017).

O SIG, por possuir funções efetivas, como o gerenciamento de dados, cálculo e análise, fornece apoio para uma investigação quantitativa, sendo capaz de armazenar, recuperar, analisar e exibir dados espaciais que apoiam a tomada de decisão quanto ao gerenciamento de bacias hidrográficas, otimizando os cálculos e a análise de índices morfométricos (Asgari, 2021; Berila e Isufi, 2021), de modo que o SIG é considerado uma ferramenta eficaz, econômica e precisa para esse gerenciamento (Rai *et al.*, 2017), permitindo, por exemplo, a análise e a manipulação de diferentes parâmetros e dados espaciais relacionados com bacias hidrográficas (Berila e Isufi, 2021).

Dentro desse contexto, diferentes estudos têm utilizado o SIG para obter informações morfométricas de bacias hidrográficas e estabelecer uma relação entre essas informações com a conservação ambiental, demonstrando a aplicação desses dados como instrumento norteador para os tomadores de decisão (Fraga *et al.*, 2014; Moreli *et al.*, 2014; Campos *et al.*, 2015; Ferreira *et al.*, 2015; Silva *et al.*, 2016; Coliado *et al.*, 2020; Toniolo *et al.*, 2021).

Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo analisar morfometricamente a bacia hidrográfica do rio Carapiranga, localizada no município de Registro, no estado de São Paulo, por meio de técnicas de geoprocessamento, para obtenção de dados físicos da bacia hidrográfica que subsidiem as ações de gestão e planejamento.

Metodologia

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Carapiranga, objeto deste estudo, está totalmente inserida no município de Registro, o qual pertence ao Vale do Ribeira, localizada na região sul do Estado de São Paulo (SP), no Brasil (SIGRH, 2019) (Figura 1). A principal atividade econômica da região é a produção agrícola, onde se destaca a bananicultura, sendo o município responsável por 60% da produção de banana do estado de São Paulo (Angelo *et al.*, 2017).

Segundo estimativas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o ano de 2020, o município de Registro possui uma população estimada de 56393 habitantes e uma extensão territorial de 722.20 km² (Coliado *et al.*, 2020; IBGE, 2021).

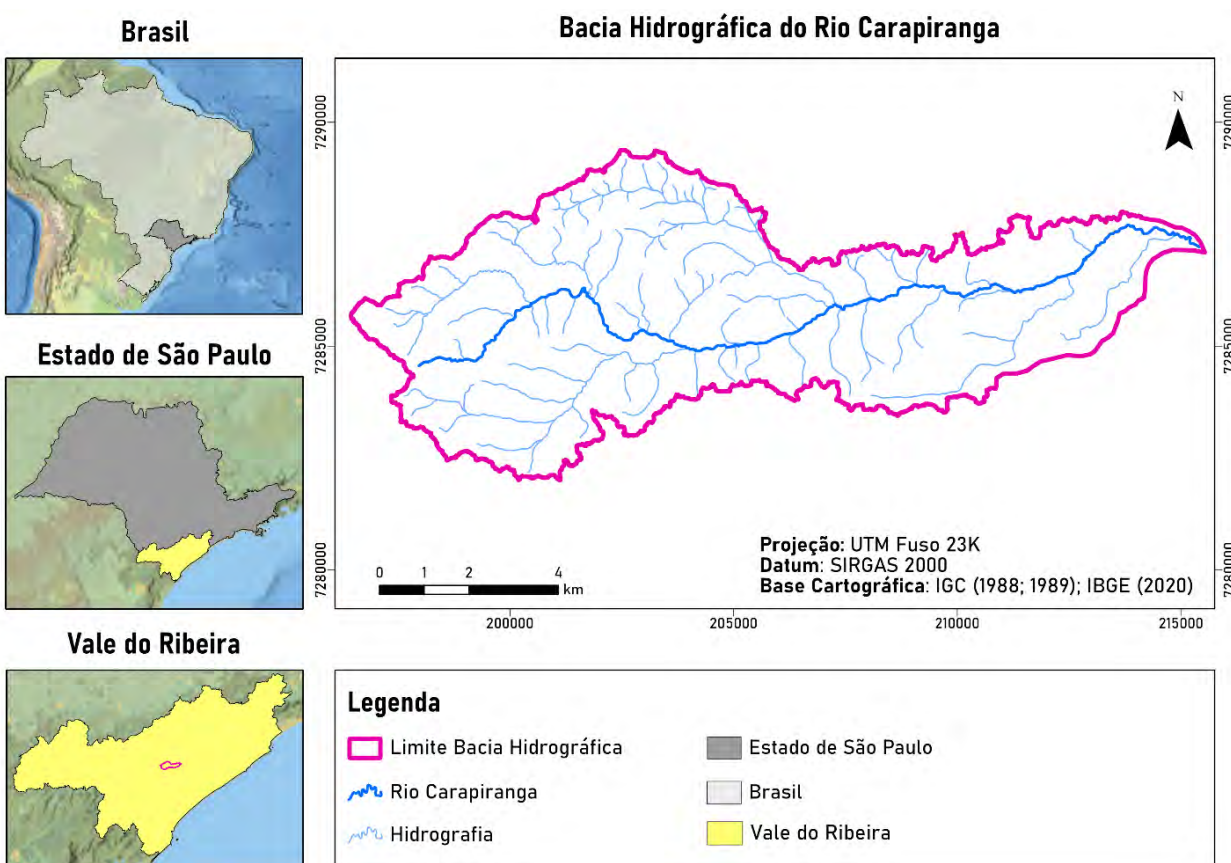


Figura 1. Localização da área da bacia hidrográfica do rio Carapiranga (SP).

O clima subtropical úmido é predominante na bacia hidrográfica, possuindo quatro estações bem definidas ao longo do ano, com temperaturas, no inverno, em torno de 13°C, e nos verões, temperaturas em torno de 29°C. A pluviosidade anual oscila entre 1700 e 1800 mm com temperatura média anual próxima dos 23°C (Dias e Oliveira, 2015; Coliado *et al.*, 2020).

Na bacia hidrográfica há presença de culturas agrícolas, com destaque para a bananicultura, área urbanizada e áreas com presença de florestas. O rio Carapiranga deságua no rio Ribeira de Iguape, o qual é o principal rio da região e que deságua no Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia (Dias e Oliveira, 2015; SIGRH, 2019).

Procedimento metodológico

A área de estudo foi delimitada através das cartas topográficas do Instituto Geográfico e Cartográfico (IGC), na escala de 1:10000, com a vetorização da hidrografia e as curvas topográficas presentes nas cartas. A partir da vetorização, foram determinados os parâmetros dimensionais da bacia hidrográfica, como a área (A), representando a área total da bacia hidrográfica delimitada pelos divisores de água; e o perímetro (P), que se refere ao comprimento total da linha dos divisores de água que circundam a bacia hidrográfica. Também foram determinados: o comprimento do rio principal (Cp), que se refere ao tamanho do perfil longitudinal do rio principal, desde sua nascente até a sua foz; e o comprimento total da rede de drenagem (Cd), representando o tamanho do rio principal e dos tributários (Coliado *et al.*, 2020; Simonetti *et al.*, 2022).

Obtendo esses valores, foi possível calcular indicadores morfométricos como: o coeficiente de compacidade (Kc); e o índice de circularidade (Ic). O Kc varia de forma independente do tamanho da bacia hidrográfica, estando relacionado com a sua forma, de modo que, quanto mais irregular for a bacia hidrográfica, maior será o seu coeficiente de compacidade. Além disso, quanto mais próximo de 1 for o valor desse coeficiente, mais circular é a bacia hidrográfica, estando, assim, mais sujeita a enchentes. O Kc foi determinado a partir da Equação (1), sendo o seu resultado um número adimensional (Coliado *et al.*, 2020).

$$Kc = \frac{0,28 \times P}{\sqrt{A}}$$

Equação (1)

Onde:

P é o comprimento da bacia hidrográfica (m);

A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (m²).

Quanto ao Ic, esse parâmetro está diretamente relacionado com a forma da bacia hidrográfica, pois, quão mais próximo for o Ic de 1, mais a bacia hidrográfica se aproxima da forma circular, de modo que, o Ic diminui à medida que a forma da bacia hidrográfica se torna mais alongada. Dessa

forma, o índice de circularidade representa a relação entre a área de uma bacia hidrográfica (A), com a área de um círculo de mesma dimensão que o perímetro da bacia hidrográfica (P) (Machado e Torres, 2012; Coliado *et al.*, 2020). Para determinar o I_c foi utilizada a Equação (2).

$$I_c = \frac{4\pi A}{P^2}$$

Equação (2)

Para a caracterização da rede de drenagem da bacia hidrográfica, foram verificadas: a ordem da bacia hidrográfica; a densidade de drenagem; o gradiente de canais; a extensão do percurso superficial da enxurrada; o coeficiente de manutenção; e o índice de sinuosidade dos canais.

A classificação da rede drenagem da bacia hidrográfica do rio Carapiranga, com a identificação e quantificação de todos os canais fluviais para a determinação da ordem da bacia hidrográfica (W), foi obtida através da utilização dos critérios propostos por Strahler (1952), o qual define que os cursos d'água sem afluentes são classificados como de primeira ordem. Já cursos d'água que tem sua origem através da convergência de dois cursos d'água de primeira ordem são classificados como de segunda ordem, e assim, sucessivamente (Strahler, 1952). Dessa forma, a ordem da bacia hidrográfica foi determinada pelo curso de água de maior ordem presente na área de estudo. Para tanto, o processo de classificação hierárquica fluvial foi realizado a partir da vetorização das cartas topográficas planialtimétricas do IGC com estabelecimento das ordens dos cursos d'água de forma manual.

A relação entre o comprimento total da rede de drenagem da bacia hidrográfica do rio Carapiranga (L_t) e sua respectiva área de drenagem (A), corresponde a densidade de drenagem (Dd), sendo determinada pela Equação (3) (Coliado *et al.*, 2020). Valores de densidade de drenagem próximos de 0.5 km/km², representam bacias hidrográficas com drenagem pobre, enquanto valores de densidade de drenagem próximos ou maiores que 3.5 km/km², representam bacias hidrográficas bem drenadas (Villela e Mattos, 1975).

$$Dd = \frac{L_t}{A}$$

Equação (3)

Quanto ao gradiente de canais (G_c), esse parâmetro possibilita a identificação da declividade dos cursos d'água (Horton, 1945), de acordo com a Equação (4).

$$G_c = \frac{AM}{C_{cp}} \times 100$$

Equação (4)

Onde:

G_c é o gradiente de canais em %;

AM é a altitude máxima em m;

C_{cp} é o comprimento do canal principal em m.

A representação da distância média percorrida pelas enxurradas na bacia hidrográfica, antes de encontrar um canal permanente, é dada pelo parâmetro denominado extensão do percurso superficial da água de enxurrada (Eps) (Christofoletti, 1969), de acordo com a Equação (5).

$$Eps = 0.5 \times Dd \times 1000$$

Equação (5)

Onde:

Eps é a extensão do percurso superficial da água de enxurrada em km;

Dd é a densidade de drenagem em km/km².

O coeficiente que trata da manutenção dos canais (Cm) é obtido pelo inverso da densidade de drenagem (Dd) (Schumm, 1956), de acordo com a Equação (6). Esse coeficiente é expresso em m²/m, demonstrando a área de drenagem (m²) necessária para manter um quilômetro linear de canal de drenagem, de modo que sua magnitude aumenta conforme a área de contribuição aumenta (Coliado *et al.*, 2020).

$$Cm = 1/Dd$$

Equação (6)

A relação entre o comprimento do canal principal e a distância vetorial (comprimento em linha reta) do canal principal, é dado pelo índice de sinuosidade (Is), que foi calculada através da Equação (7). Canais que tendem a ser retilíneos, possuem valores de Is próximos de 1, e canais que tendem a ser tortuosos possuem valores de Is superiores a 2 (Lana *et al.*, 2001).

$$Is = Ccp/dv$$

Equação (7)

Onde:

Ccp é o comprimento do canal principal em km;

dv é a distância vetorial em km.

Quanto às características relacionadas diretamente com o relevo da área de estudo, foram determinados: a amplitude altimétrica; a razão do relevo; a estratificação da declividade; e o coeficiente de rugosidade. A diferença entre a maior e a menor altitude presentes na bacia hidrográfica representa a amplitude altimétrica da área estudada (Coliado *et al.*, 2020).

A razão entre a diferença das altitudes máximas e mínimas da bacia hidrográfica (H) e o comprimento axial (C) é denominado razão de relevo (Rr) (Schumm, 1956), demonstrado na Equação (8). Através da razão de relevo é possível confrontar a altimetria das diversas regiões presentes na bacia hidrográfica do Carapiranga, mostrando que, quão maior for esse valor mais acidentado é o relevo predominante nesta região, de modo que, maior também será o escoamento superficial das águas pluviais e, por conseguinte, haverá uma menor infiltração e um maior risco de erosão (Coliado *et al.*, 2020).

$$Rr = H/C$$

Equação (8)

Para realizar o cálculo desses atributos foi utilizada a calculadora de campo da tabela de atributos no módulo do *software* QGis (versão 3.14), que possibilita executar cálculos baseados em valores de atributos existentes ou funções definidas.

A classificação da declividade foi estratificada em seis intervalos, considerando a classificação proposta pela Embrapa (2006). As seguintes classes de declividades (em %) foram adotadas nesse estudo: de 0 a 3%, relevo Plano; de 3 a 8%, Suave Ondulado; de 8 a 20%, Ondulado; de 20 a 45%, Forte Ondulado; de 45 a 75%, Montanhoso; e maior que 75%, Escarpado.

O produto da declividade média (D), encontrada em cada ponto (pixel) pelo valor numérico da densidade de drenagem (Dd), como pode ser visto na Equação (9), é denominada coeficiente de rugosidade (RN).

$$RN = D \times Dd$$

Equação (9)

Considerando que, quanto maior for o valor do RN, maior será a suscetibilidade à erosão, Rocha e Kurtz (2001) estabeleceram quatro classes de aptidão de uso do solo: Agricultura; Pastagem/Pecuária; Pastagem/Formação Florestal e Formação Florestal, considerando o potencial de uso do solo e determinando áreas de conflito. No presente estudo, as classes de aptidão do uso do solo foram calculadas através do intervalo de classe (IC), conforme a Equação (10), por meio da razão da diferença do maior e do menor valor de RN, verificados na área em estudo e obtidos através da Equação (9), pelo número de classes de aptidão, conforme a metodologia de Rocha e Kurtz (2001).

$$IC = \frac{(RN_{\text{maior}} - RN_{\text{menor}})}{4}$$

Equação (10)

Onde:

RN_{maior} é o maior valor de RN encontrado na bacia hidrográfica;

RN_{menor} é o menor valor de RN encontrado na bacia hidrográfica.

Dessa forma, de acordo com os valores de IC obtidos, quatro intervalos iguais foram definidos, de modo que o primeiro intervalo IC representa uma menor suscetibilidade do solo à erosão, apresentando um uso potencial do solo apto para a Agricultura, e o último intervalo IC representa uma maior suscetibilidade do solo à erosão, não apresentando aptidão para uso na Agricultura, para Pastagem/Pecuária, ou para o uso Pastagem/Formação Florestal, sendo recomendado o uso apenas para Formação Florestal.

Portanto, esse estudo procurou avaliar conflitos de uso do solo entre o uso atual do solo na bacia hidrográfica do rio Carapiranga e as classes de aptidão estabelecidas pelos intervalos IC. Para isso, o intervalo de classe (IC) foi especializado na área de estudo, representado de forma gráfica pelas classes de aptidão estabelecidas por Rocha e Kurtz (2001), e sobrepostos com o mapeamento do uso atual do solo para a bacia hidrográfica, que foi obtido através de dados disponibilizados pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomass), ano 2019 (MapBiomass, 2019).

O procedimento metodológico para análise do relevo foi apoiado em Sistema de Informação Geográfica (SIG), por meio do *software* QGis versão 3.14. O modelo digital de elevação (MDE) foi gerado a partir das curvas de nível vetorizadas, utilizando o módulo GRASS, sendo gerado o *raster* de altitude com pixel de saída de 30 m de resolução espacial para confrontar com o mapa de uso do solo. A partir do MDE, com a ferramenta de análise de dados *raster*, foi gerado o plano de informação referente à declividade que, por sua vez, foi reclassificada a partir do algoritmo *r.reclass* do módulo GRASS, de acordo com a classificação da Embrapa (2006). O coeficiente de rugosidade (RN) foi calculado pelo algoritmo derivado do utilitário GDAL DEM, do Qgis, enquanto as classes de aptidão do uso do solo foram estimadas na calculadora *raster*. A sobreposição dos planos de informação concernentes aos conflitos de uso do solo e as classes de aptidão estabelecidas pelos intervalos IC foi realizada por meio da ferramenta de sobreposição de vetor.

Resultados

Os parâmetros morfométricos obtidos para a área em estudo são apresentados na Tabela 1. A área de drenagem é uma das características mais importantes de uma bacia hidrográfica, assim como a determinação da ordem da bacia hidrográfica (Cunha e Bacani, 2016). A área da bacia hidrográfica do rio Carapiranga é de 68.88 km², seu perímetro é de 75.71 km, e sua ordem dos cursos d'água é de quarta ordem.

Ao todo, a bacia hidrográfica apresenta 167 canais, conforme observado na Tabela 2, dos quais 50.86% são classificados como de primeira ordem, que correspondem aos canais com presença de nascentes e sem afluentes, 25.71% são de segunda ordem, 11.43% são de terceira ordem, e, por fim a de quarta ordem representa 12.00% dos canais.

O índice de compacidade calculado (Kc) apresenta o valor de 2.39, um valor alto, o que significa que a bacia não está sujeita a ocorrência de grandes enchentes. Já o índice de circularidade apresentado (Ic) é de 0.17, representando um nível moderado de escoamento. O estudo realizado na cidade próxima de Registro, na bacia hidrográfica do rio Pariquera-Açu, localizada nos municípios de Iguape e Pariquera-Açu, apresentou índice de compacidade de 1.35, sendo esse valor considerado mediano, não propiciando enchentes (Coliado *et al.*, 2020), enquanto na bacia

hidrográfica do rio Verdinho em Goiás, Alves *et al.* (2020) obtiveram um valor de índice de compacidade e circularidade, respectivamente, de 2.86 e 0.12, considerando a bacia hidrográfica do rio Verdinho alongada e pouco propensa a ocorrência de eventos graves de enchentes. Sendo assim, a bacia hidrográfica do rio Carapiranga, por apresentar um índice de circularidade muito baixo, também apresenta uma forma mais alongada e pouco circular, uma vez que bacias hidrográficas que possuem I_c com valores menores que 0.51, tendem a ser mais alongadas, favorecendo o processo de escoamento (Alves *et al.*, 2020), não contribuindo para a concentração de águas que possibilitem cheias rápidas (Miller, 1953; Schumm, 1956), no entanto, podem favorecer o desenvolvimento de processos erosivos em virtude da promoção do escoamento da água (Cunha e Bacani, 2016).

Tabela 1. Parâmetros dimensionais morfométricos da bacia hidrográfica do rio Carapiranga em Registro (SP).

Parâmetros Dimensionais Morfométricos	Unidade	Valores
Área (A)	km ²	68.88
Perímetro (P)	km	75.71
Ordem da bacia (W)	-	4 ^a
Índice de circularidade (I_c)	-	0.17
Coeficiente de compacidade (Kc)	-	2.39
Comprimento do rio principal (Cp)	km	22.15
Comprimento total de rios da bacia (Lt)	km	132.14
Densidade de drenagem (Dd)	km/km ²	1.92
Extensão do percurso superficial da água de enxurrada (Eps)	km	960.00
Gradiente de canais (Gc)	%	1.50
Coeficiente de manutenção (Cm)	m ² /m	521.26
Índice de sinuosidade (Is)	km/km	1.24
Razão de Relevo (Rr)	%	22.63
Coeficiente de rugosidade (RN)	-	25.71
Intervalo de Classe (InC)	m	58.51

Tabela 2. Classificação dos canais da bacia hidrográfica do rio Carapiranga em Registro (SP).

Ordem	Número de canais	Extensão (km)	% de número de canais
1 ^a	89	78.52	50.86
2 ^a	45	27.02	25.71
3 ^a	20	12.67	11.43
4 ^a	21	13.93	12.00

Contudo, apesar dos coeficientes K_c e I_c indicarem baixa probabilidade de ocorrência de enchentes, fatores associados a cobertura e uso da terra devem ser considerados. Mudanças na cobertura e uso da terra alteram o ciclo hidrológico, diminuem as taxas de infiltração e aumentam o escoamento superficial (Santos *et al.*, 2018; Wang e Chen, 2019), de modo que essas modificações no meio natural podem contribuir para aumento de vazões de cheias promovendo picos de enchentes (Simonetti *et al.*, 2022).

A densidade de drenagem (D_d) na área em estudo é de 1.92 km/km^2 , possuindo uma drenagem mediana, pois, segundo Villela e Mattos (1975), bacias hidrográficas com densidade de drenagem igual a 0.5 km/km^2 são consideradas pobres em drenagem, e bacias hidrográficas com densidade de drenagem igual ou maior que 3.5 km/km^2 , são consideradas excepcionalmente bem drenadas. Alves *et al.* (2020), verificaram em seu estudo um valor mediano para a densidade de drenagem na bacia hidrográfica do rio Verdinho, justificando esse valor pela presença de material geológico e pedológico poroso na região em estudo. Portanto, a permeabilidade da bacia hidrográfica está diretamente associada com o processo de infiltração, que pode ser facilitado, ou não, por sua constituição física (Cunha e Bacani, 2016).

O canal principal apresenta 22.15 km , sendo que a distância entre os extremos do canal é de 17.90 km , resultando em um índice de sinuosidade (I_s) de 1.24 km/km . O valor de I_s calculado indica que o canal tem formas transicionais, próximo ao retilíneo, pois valores de I_s próximos a 1 indicam canais retilíneos, valores de I_s superiores a 2 indicam canais sinuosos e os valores intermediários indicam formas transicionais (Nardini *et al.*, 2013).

Canais extensos estão relacionados com a topografia, de modo que esses se desenvolvem em regiões em que o relevo é mais suave, pouco acidentado (Kanth e Hassan, 2012), fato que ficou evidente na área em estudo, uma vez que as classes de declividade, segundo a Embrapa (2006) (Figura 2), revelaram que o relevo Plano e Suave Ondulado contemplam 41.40% , a classe Ondulado 33.75% e Forte Ondulado 22.64% , enquanto as classes que representam as áreas de relevo mais movimentado, como Montanhoso e Escarpado, somaram apenas 2.22% do relevo presente na área. Além disso, o gradiente de canais (G_c), mede em porcentagem a declividade do curso d'água, sendo que a bacia hidrográfica do rio Carapiranga possui valor de G_c igual a 1.5% , dessa forma é possível concluir que o relevo da área possui baixa declividade (Horton, 1945).

A extensão do percurso superficial da água de enxurrada (E_{ps}) na bacia hidrográfica do rio Carapiranga é de 960 km , e o coeficiente de manutenção (C_m) é de $521 \text{ m}^2/\text{m}$. Declividade, E_{ps} e C_m orientam o caminho da água no solo, de modo que o valor de E_{ps} indica se a distância percorrida pela enxurrada é longa ou não, refletindo no tempo de concentração e na infiltração (Alves *et al.*, 2020). O C_m também é um índice relevante no sistema de drenagem, pois representa a área mínima necessária para manter perene cada quilômetro de canal de drenagem. Dentro

desse contexto, a bacia hidrográfica em estudo, apresenta uma longa distância para o escoamento da enxurrada, favorecendo a infiltração e aumentando o tempo de concentração. Quanto ao Cm, esse apresenta um valor intermediário, de modo que não há necessidade de uma área extensa para a formação de um canal com fluxo perene.

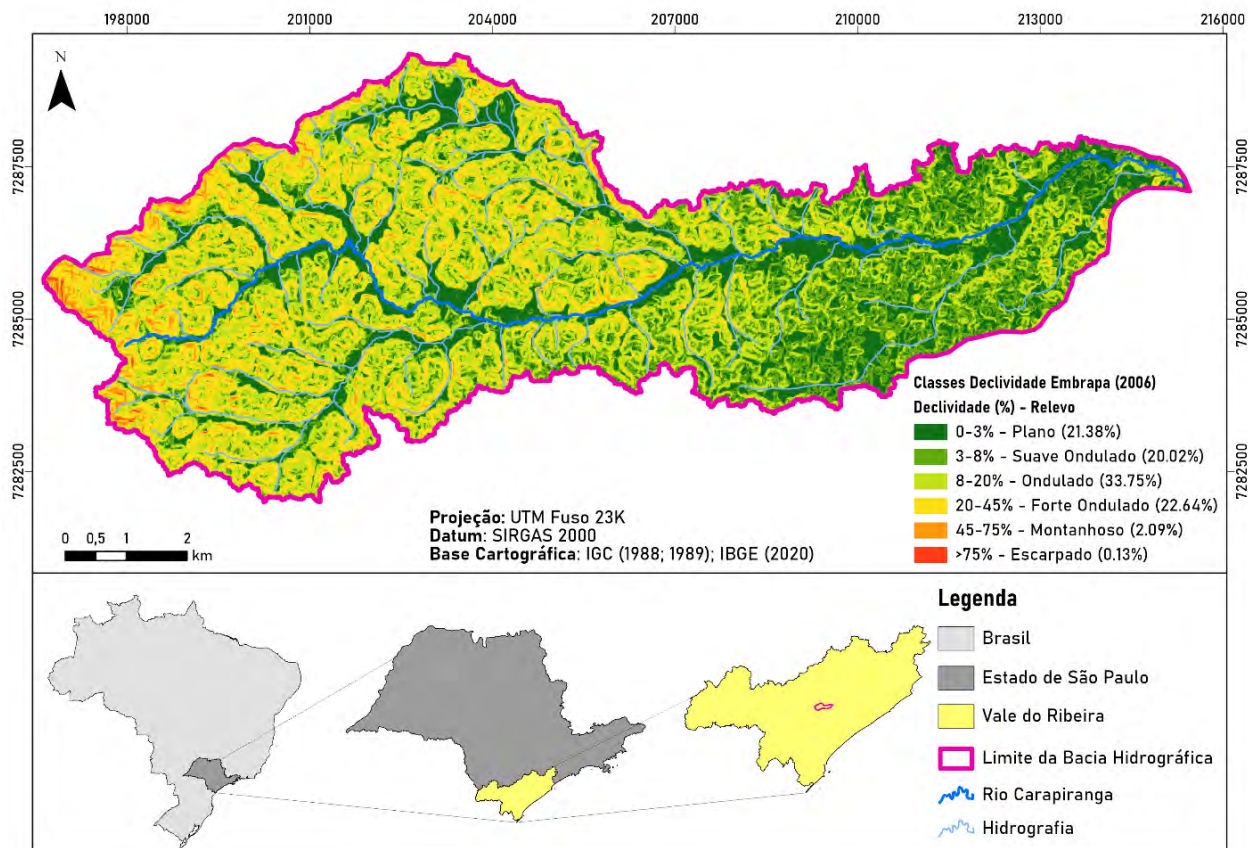


Figura 2. Classes de declividade da bacia hidrográfica do rio Carapiranga (SP).

Alves *et al.* (2020), identificaram na bacia hidrográfica do rio Verdinho um coeficiente de manutenção igual a 1587.30 m²/m. Já Coliado *et al.* (2020), em seu estudo na bacia hidrográfica do rio Pariquera-Açu, identificaram um coeficiente de manutenção igual a 584 m²/m. Portanto, a bacia hidrográfica do rio Carapiranga, quando comparada com as referidas bacias hidrográficas, demanda de uma área menor para a manutenção de um canal de forma perene.

Conforme a Figura 3, é possível observar a distribuição do coeficiente de rugosidade (RN) na área da bacia hidrográfica do rio Carapiranga. O RN pode ser utilizado como uma ferramenta para

avaliar o risco de degradação ambiental em bacias hidrográficas (Oliveira *et al.*, 2013), visto que esse coeficiente está associado com a aptidão do uso do solo. Desse modo, a variação do RN permitiu convencionar a bacia em quatro classes de aptidão de uso, apresentados na Figura 4. Nesse estudo, as áreas aptas para agricultura possuem o menor valor de RN, em um intervalo de 0 a 58.50; as áreas aptas para Pastagem/Pecuária possuem um valor de RN maiores que 58.50 até 117.01; áreas aptas para Pastagem/Florestamento possuem um valor de RN maiores que 117.01 até 175.52; e áreas apropriadas para Florestamento, possuem valores maiores que 175.52.

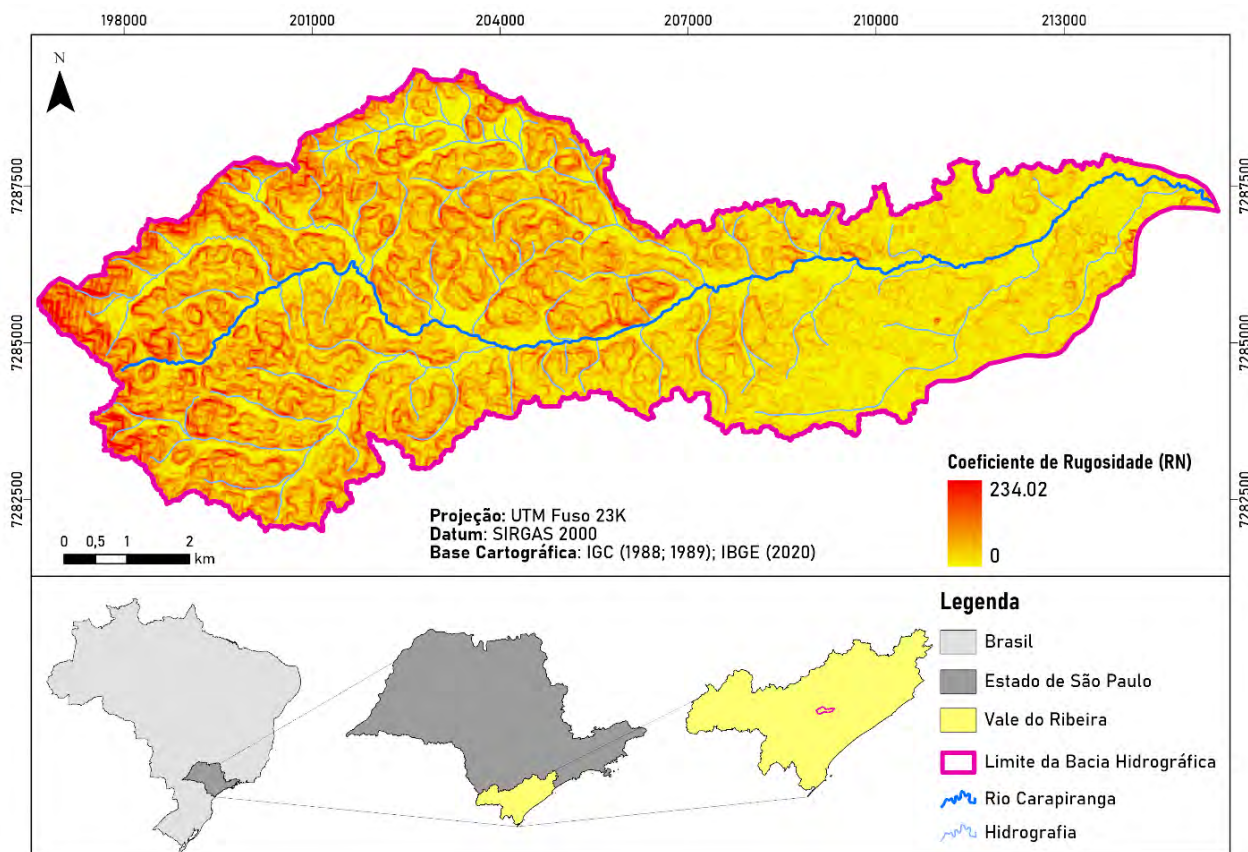


Figura 3. Coeficiente de Rugosidade na bacia hidrográfica do rio Carapiranga (SP).

Conforme pode ser observado na Figura 4, a classe de aptidão do uso do solo de maior representatividade na área em estudo é a agricultura (90.26%), seguido da pecuária (9.29%). A classe de aptidão para formação florestal, e pastagem em conjunto com formação florestal é praticamente incipiente na região, representando apenas 0.45% da área de estudo.

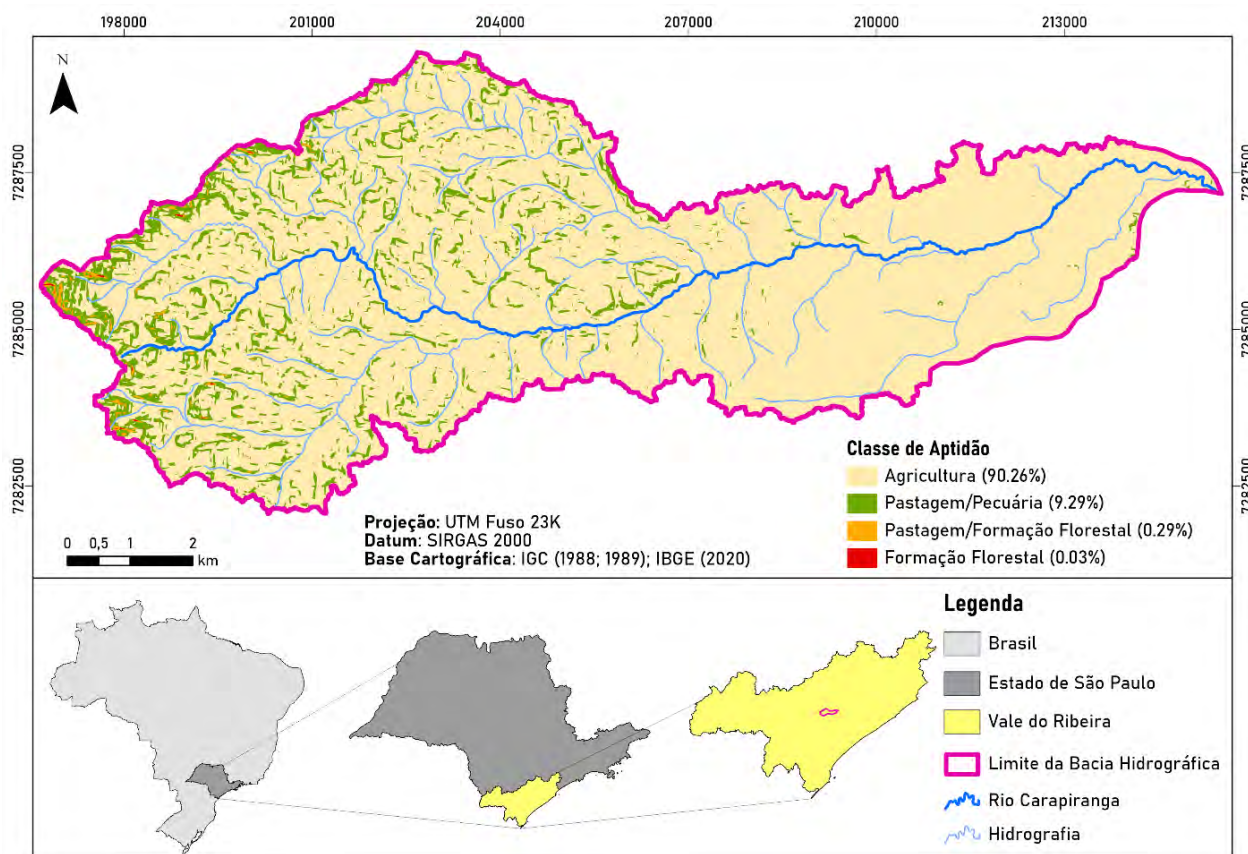


Figura 4. Classes de aptidão para avaliar o uso potencial dos solos.

Entretanto, essas informações levam em consideração apenas as características físicas da bacia hidrográfica e não avalia as características pedológicas e climáticas da região, o que pode inviabilizar consideravelmente algumas dessas áreas para as práticas agrícolas.

A Figura 5 demonstra as classes de uso do solo atual na região em estudo. A cobertura florestal é predominante na região (61.62%), seguido das áreas utilizadas por pastagens (27.95%), como também observado por Batista *et al.* (2021), em seu estudo no Vale do Ribeira, o qual o município de Registro está inserido. Apesar de apenas 0.47% da área em estudo possuir cultivo, de acordo com Coelho (2012), a bananicultura é a principal atividade agropecuária da região, pois esse tipo de cultivo apresenta melhor resultado em terrenos onde o relevo é plano a levemente ondulado.

O conflito de uso do solo foi determinado através da sobreposição dos dados dispostos na Figura 4 com os dados dispostos na Figura 5. Assim, conforme ilustrado na Figura 6, houve um predomínio de conflitos de uso do solo, de modo que 88.12% da área em estudo apresenta

conflito. Contudo, isso se deve, principalmente, pelo fato de que 90.26% da bacia hidrográfica foi classificada como apta para o desenvolvimento da agricultura, as quais, atualmente, possui 52.67% da área com aptidão agrícola ocupada por floresta, e 26.58% ocupada por pastagens.

A princípio, a grande extensão de área apta para o desenvolvimento da agricultura em contraposição à preservação florestal pode causar certa preocupação quanto à conservação de áreas naturais. Neste sentido, políticas públicas apoiadas na legislação ambiental devem ser desenvolvidas para que se contemple a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico na região.

O Vale do Ribeira possui o maior remanescente de floresta atlântica do Estado de São Paulo, possuindo uma porção significativa de áreas legalmente protegidas inseridas em Unidades de Conservação de Proteção Integral e de Uso Sustentável (São Paulo, 2021), reflexo de políticas públicas que atuaram na criação de Unidades de Conservação (UC) a partir da década de 1980 (Narezi, 2018; Assaf *et al.*, 2021; Batista *et al.*, 2021), regulamentadas pela Lei 9985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), a fim de proteger, conservar e recuperar ecossistemas naturais (Brasil, 2000).

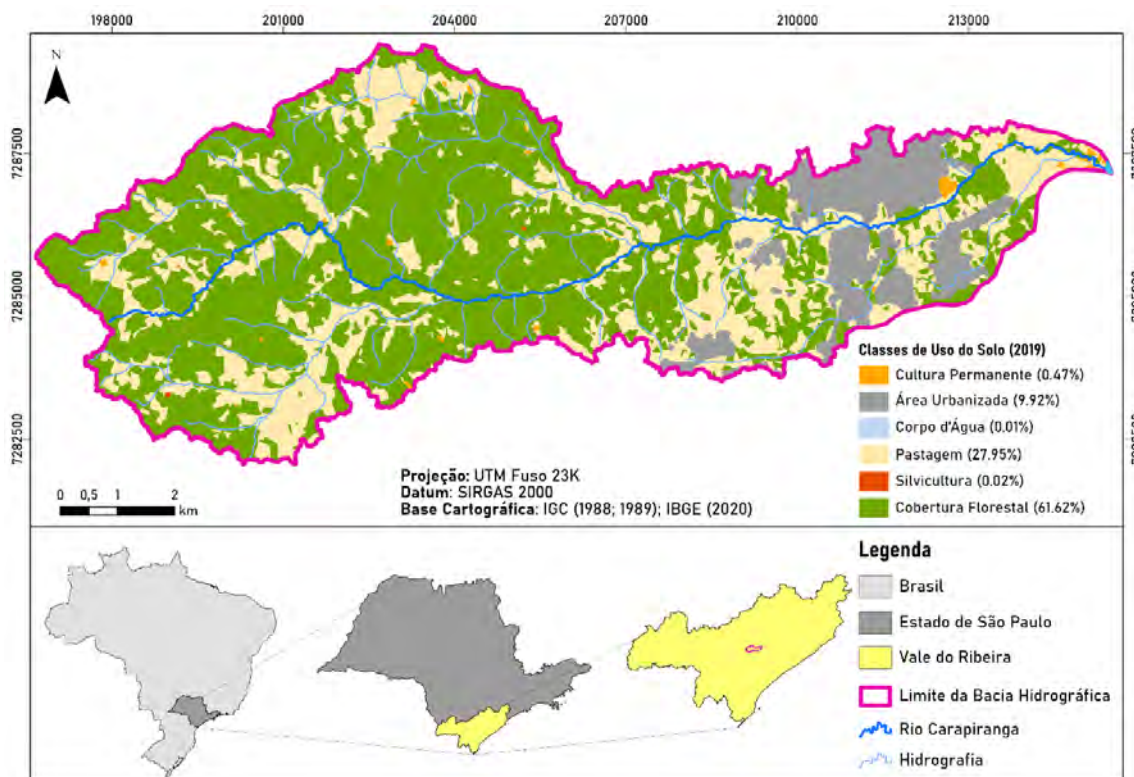


Figura 5. Classes de uso do solo atual (2019).

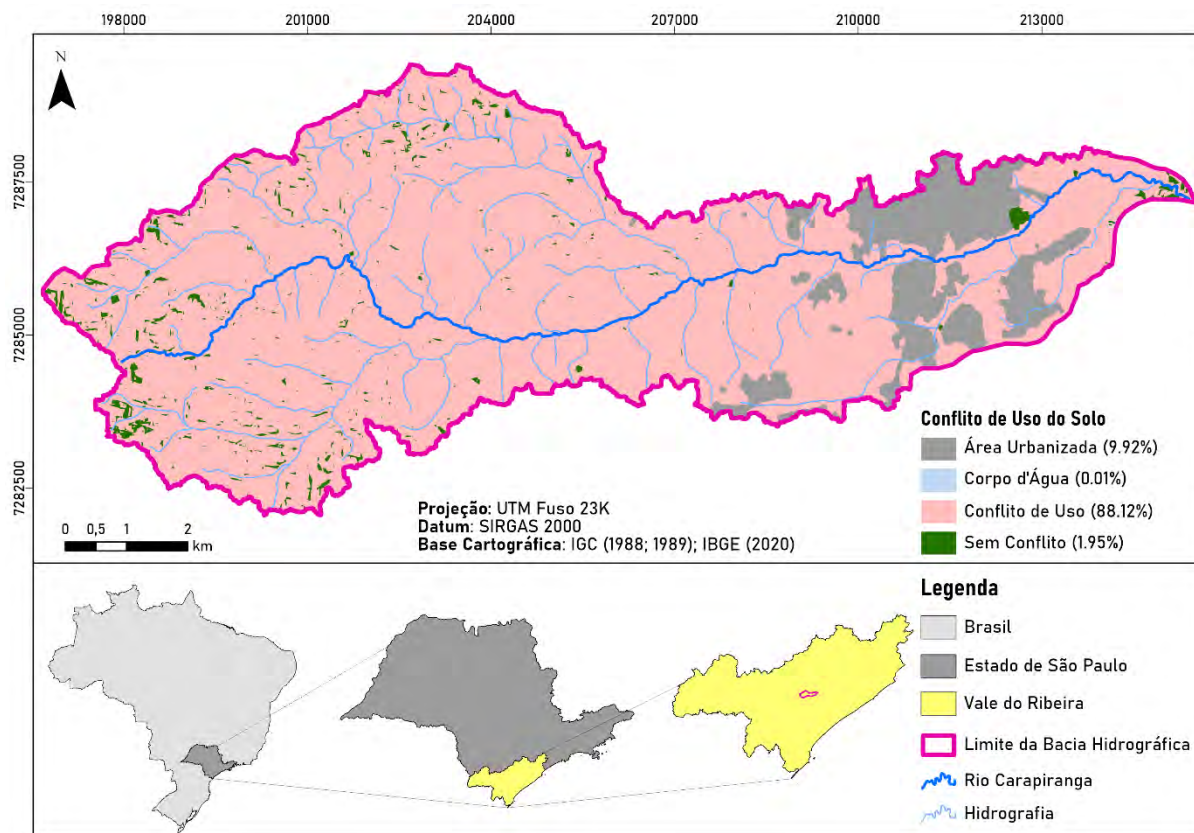


Figura 6. Conflito entre o uso atual do solo e o uso potencial do solo.

Ações voltadas para a implementação de agroflorestas, promovendo a recuperação de áreas degradadas e a conservação florestal, também são observadas no Vale do Ribeira (Arantes *et al.*, 2017; Narezi, 2018; Bim *et al.*, 2020), auxiliando no desenvolvimento da atividade agrícola e econômica da região, ao mesmo tempo em que se garante a manutenção sustentável da região (Arantes *et al.*, 2017). Contudo, os resultados aqui obtidos, consideram apenas as características físicas da bacia hidrográfica objeto deste estudo e não avalia outros fatores, como características socioculturais capazes de influenciar no uso e ocupação do solo, e os impactos dessa ocupação na conservação florestal.

Entretanto, é também observado que políticas territoriais voltadas para o desenvolvimento sustentável do Vale do Ribeira contribuíram para o fortalecimento parcial da atividade agrícola na região, uma vez que a fragilidade entre o relacionamento das diferentes esferas política-administrativas não possibilitou a consolidação de programas voltados para a elaboração participativa do plano territorial (Silva Júnior, 2016). Sendo assim, é recomendado que se

considere o histórico de ocupação da bacia hidrográfica para propor ações de governança, uma vez que o Vale do Ribeira possui um número considerável de comunidades tradicionais, grupos indígenas, quilombolas e caiçaras (Coelho e Favareto, 2008), a fim de se conciliar o desenvolvimento local, o respeito a reprodução dos modos de vida dessas comunidades e a preservação dos recursos naturais e ambientais.

Além disso, esse estudo também não considerou a pedologia local e condições climáticas, que podem inviabilizar de forma considerável o desenvolvimento de práticas agrícolas na região. Portanto, as atividades agropecuárias devem ser desenvolvidas através de práticas de manejo e conservação, para que processos erosivos e degradativos do solo não sejam favorecidos em virtude de práticas predatórias de produção.

Dessa forma, é possível compreender que parâmetros morfométricos podem subsidiar a formulação, o planejamento e a tomada de ações quanto à fragilidade ambiental de áreas de interesse (Costa *et al.*, 2020). Contudo, há de se considerar que somente o coeficiente de rugosidade não revela o verdadeiro potencial de uso do solo (Oliveira *et al.*, 2013), sendo recomendável que haja um aperfeiçoamento dessa análise observando dados pedológicos, climáticos e socioambientais.

Conclusões

A bacia hidrográfica do rio Carapiranga é alongada e menos suscetível a enchentes, com uma densidade de drenagem classificada como mediana, o que permite concluir que o substrato rochoso possui de média a alta permeabilidade, possibilitando maior infiltração e menor escoamento da água.

A aptidão para potencial uso do solo na região da bacia se dá principalmente para a agricultura, desde que sejam mantidas áreas de preservação florestal, visto que o predomínio de declividade é baixo, com um relevo pouco acidentado e um coeficiente de rugosidade baixo, o que minimiza a ocorrência de erosão.

Referências bibliográficas

- Alves, W. S., Martins, A. P., Morais, W. A., Pôssa, É. M., Moura, D. M. B., Santos, L. N. S., Ferreira, R. S., Nunes, N. C., Pereira, M. A. B., Moreira, E. P. (2020) Morfometria da bacia hidrográfica do rio Verdinho, sudoeste de Goiás, Brasil, *Revista Brasileira de Geografia Física*, **13**(7), 3636-3658. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v13.07.p3636-3658>
- Angelo, J. A., Bueno, C. R. F., Baptistella, C. S. L., Caser, D. V., Camargo, F. P., Olivette, M. P. A., Martins, V. A. (2017) Previsões e estimativas das safras agrícolas do estado de São Paulo, 2º Levantamento, ano agrícola 2016/17 e levantamento final, ano agrícola 2015/16, novembro de 2016, *Análises e Indicadores do Agronegócio*, **12**(2), 1-12.

- Arantes, P. B., Righi, C. A., Bosi, C., Domenico, C. I., & Galvez, V. A. R. (2017) Agroflorestas familiares no Vale do Ribeira: diagnóstico produtivo, estratégias e desafios, *REDD—Revista Espaço de Diálogo e Desconexão*, **9**(1), 1-20. <https://doi.org/10.32760/1984-1736/REDD/2017.v9i1.10950>
- Asgari, M. (2021) A critical review on scale concept in GIS-based watershed management studies, *Spatial Information Research*, **29**, 417–425. <https://doi.org/10.1007/s41324-020-00361-7>
- Assaf, C., Adams, C., Ferreira, F. F., França, H. (2021) Land use and cover modeling as a tool for analyzing nature conservation policies – A case study of Juréia-Itatins, *Land Use Policy*, **100**, 104895. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104895>
- Batey, P.W.J., Kim, J.S. (2021) Special issue on comprehensive watershed management: sustainability, technology, and policy, *Asia-Pacific Journal of Regional Science*, **5**, 523–530 (2021). <https://doi.org/10.1007/s41685-021-00204-9>
- Batista, R. A. W., Nery, L. M., Matus, G. N., Simonetti, V. C., Silva, D. C. C. (2021) Estimativa do fator de Erosividade do solo na região do Vale do Ribeira Paulista, Brasil, *Formação (Online)*, **28**(53), 441-460. <https://doi.org/10.33081/formacao.v28i53.8015>
- Berila, A., Isufi, F. (2021) Application of GIS in the determination of vertical relief fragmentation: A case study on Drenica river basin (Kosovo), *Geographia Technica*, **16**(1), 39-47. https://doi.org/10.21163/GT_2021.161.04
- Bim, O. J. B., Silva, F. A. M., Almeida, L. C. F., Resende, R. U. (2020) Formando florestas: Recuperação florestal participativa no mosaico do Jacupiranga – SP, *Revista Ciência em Extensão*, **16**, 251-269.
- Brasil (1997) *Lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997*. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Acesso em 22 de julho 2021, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm
- Brasil (2000) *Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000*. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Acesso em 30 de janeiro de 2022, disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm
- Campos, S., Felipe, A. C., Campos, M., Reche, A. M. (2015) Geoprocessamento aplicado na caracterização morfométrica da microbacia do Ribeirão Descalvado–Botucatu, SP, *IRRIGA*, **1**(1), 52-65. <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v1n1p52>
- Christofolletti, A. (1969) Análise morfométrica de bacias hidrográficas, *Notícia Geomorfologica*, **18**(9), 35-64.
- Coelho, E. F. (Ed.) (2012) *Irrigação da bananeira*, Embrapa, Brasília, DF, 280 pp.
- Coelho, V. S. P., Favareto, A. (2008) Questioning the relationship between participation and development: A case study of the Vale do Ribeira, Brazil, *World Development*, **36**(12), 2937-2952.
- Coliado, P. H. S., Simonetti, V. C., Silva, D. C. C. (2020) Avaliação das características físicas da bacia hidrográfica do rio Pariquera-Açu no Baixo Ribeira de Iguape (SP), *Holos Environment*, **20**, 320-334. <https://doi.org/10.14295/holos.v20i3.12386>
- Costa, F. R., Souza, R. F., Silva, S. M. P. (2019) Geoprocessamento aplicado a caracterização geoambiental da bacia hidrográfica do rio Doce–RN/Brasil, *Boletim Paranaense de Geociências*, **75**(1), 43-63. <https://doi.org/10.5380/geo.v75i0.58756>
- Costa, R. C. A., Pissarra, T. C. T., Caldas, A. M., Valle Júnior, R. F. (2020) Conflito de uso e indicadores morfométricos para a gestão de política de uso do solo, *Engenharia Sanitária e Ambiental*, **25**(3), 467-476. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522020154825>
- Cunha, E. R., Bacani, V. T. (2016) Morphometric characterization of a watershed through SRTM data and geoprocessing technique, *Journal of Geographic Information System*, **8**(2), 238-247. <https://doi.org/10.4236/jgis.2016.82021>
- Dias, R. L., Oliveira, R. C. (2015) Caracterização socioeconômica e mapeamento do uso e ocupação da terra do litoral sul do estado de São Paulo, *Sociedade & Natureza*, **27**(1), 111-123.

- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (2006) *Sistema brasileiro de classificação de solos*, Brasília, DF, 306 pp.
- Faustino, A. B., Ramos, F. F., Silva, S. M. P. (2014) Dinâmica temporal do uso e cobertura do solo na bacia hidrográfica do rio Doce (RN) com base em sensoriamento remoto e SIG: uma contribuição aos estudos ambientais, *Sociedade e Território*, **26**(2), 18-30.
- Ferreira, R., Moura, M., Castro, F. (2015) Uso de plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Pancas–Brasil, *Nativa*, **3**(3), 210-216. <https://doi.org/10.14583/2318-7670.v03n03a11>
- Fraga, M. S., Ferreira, R. G., Silva, F. B., Vieira, N. P. A., Silva, D. P., Barros, F. M., Martins, I. S. B. (2014) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, Bahia, Brasil, *Nativa*, **2**(4), 214-218. <https://doi.org/10.14583/2318-7670.v02n04a05>
- Horton, R. (1945) Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology, *Geological Society of American Bulletin*, **56**, 807- 813.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2021) *Cidades*. Acesso em 25 de abril de 2021, disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br>
- Joia, P. R., Anunciação, V. S., Paixão, A. A. (2018) Implicações do uso e ocupação do solo para o planejamento e gestão ambiental da bacia hidrográfica do rio Aquidauana, Mato Grosso do Sul, *Interações*, **19**(2), 343-358. <https://doi.org/10.20435/inter.v19i2.1404>
- Kanth, T. A., Hassan, Z. (2012) Morphometric analysis and prioritization of watersheds for soil and water resource management in wular catchment using geo-spatial tools, *International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences*, **2**(1), 30-41.
- Lana, C. L., Alves, J. M. P., Castro, P. T. A. (2001) Análise morfométrica da bacia do rio Tanque, MG-Brasil, *Revista Escola de Minas*, **54**(2). <https://doi.org/0.1590/S0370-44672001000200008>
- Machado, P. J. O., Torres, F. T. P. (2012) *Introdução à hidrogeografia*, Cengage Learning, São Paulo, SP, 192 pp.
- MAPBIOMAS, Projeto de mapeamento anual da cobertura e uso do solo no Brasil (2019) *Coleção 5 (1985-2019) Mata Atlântica*. Acesso em 25 de abril de 2021, disponível em: <https://mapbiomas.org/>
- Moreli, A. P., Pereira, D. P., Silva, S. F. (2014) Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Cancã, município de Venda Nova do Imigrante - ES, Brasil, *Nucleus*, **11**(2), 385-395. <https://doi.org/10.3738/1982.2278.945>
- Miller, V. C. (1953) *A quantitative geomorphology study of drainage basin characteristic in the Clinch Mountain Area*, Columbia University, Department of Geology, New York, 30 pp.
- Nardini, R. C., Pollo, R. A., Campos, S., Barros, Z. X., Cardoso, L. G., Gomes, L. N. (2013) Análise morfométrica e simulação das áreas de preservação permanente de uma microbacia hidrográfica, *IRRIGA*, **18**(4), 687-699. <https://doi.org/10.15809/irriga.2013v18n4p687>
- Narezi, G. (2018) A agroecologia como estratégia de gestão de Unidades de Conservação de uso sustentável no Vale do Ribeira, Estado de São Paulo, Brasil, *Redes*, **23**(1), 69-91. <https://doi.org/10.17058/redes.v23i1.9324>
- Nery, L. M., Ribeiro, M. V. C., Souza, M., Oliveira, R. A., Silva, D. C. C., Simonetti, V. C. (2019) Estudo da capacidade de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Pirajibú-Mirim. In Editora Poisson (Org.), *Meio Ambiente, sustentabilidade e tecnologia*, Poisson, Belo Horizonte, MG, 52-62.
- Oliveira, L. F. C., Calil, P. M., Rodrigues, C., Kliemann, H. J., Oliveira, V. A. (2013) Potencial do uso dos solos da bacia hidrográfica do alto rio Meia Ponte, Goiás, *Revista Ambiente e Água*, **8**(1), 222-238. <https://doi.org/https://doi.org/10.4136/ambi-agua.914>
- Rai, P. K., Mohan, K., Mishra, S., Ahmad, A., Mishra, V. N. (2017) A GIS-based approach in drainage morphometric analysis of Kanhar river basin, India, *Applied Water Science*, **7**, 217–232. <https://doi.org/10.1007/s13201-014-0238-y>
- Rocha, J. S. M., Kurtz, S. M. J. M. (2001) *Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas*, Editora da UFSM, Santa Maria, RS, 282 pp.

- Sales, J. C. A., Silva, D. C. C., Simonetti, V. C., Nery, L. M., Lourenço, R. W. (2021) Relação entre a integridade da mata ciliar e a distribuição de renda na Bacia Hidrográfica do Rio Una. *Scientia Plena*, **17**(7). <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2021.075301>
- São Paulo (Estado) (2021) *Unidades de Conservação*. Acesso em 30 de janeiro de 2022, disponível em: <https://www.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/fundacaoflorestal/unidades-de-conservacao/>
- Santos, D. B., Vidotto, M. L., Bertinatto, R., Marcon, G. R. S., Frigo, E. P. (2012) Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio São José, Cascavel, PR, *Applied Research & Agrotechnology*, **5**(2), 7-18. <https://doi.org/10.5777/paet.v5i2.1659>
- Santos, G. O., Silva, A. A., Braz, A. R. C., Carneiro, F. M. (2018) Caracterização morfométrica das bacias hidrográficas inseridas no município de Rio Verde, Goiás, como ferramenta ao planejamento urbano e agrícola, *Geografia, Ensino & Pesquisa*, **22**, 01-13. <https://doi.org/10.5902/2236499426572>
- Schumm, S.A. (1956) Evolution of drainage systems and slopes in badlands at Perth Ambory, New Jersey, *Bulletin of the Geological Society of America*, **67**(5), 597-646. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1956\)67\[597:EODSAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1956)67[597:EODSAS]2.0.CO;2)
- SIGRH, Sistema Integrado de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (2019) *Comitê da Bacia Hidrográfica do Ribeira de Iguape e Litoral Sul (CBH-RB)*. Acesso em 03 de abril de 2019, disponível em <http://www.sigrh.sp.gov.br/cbhrb/apresentacao>.
- Silva, D. C. C., Sales, J. C. A., Simonetti, V. C., Lourenço, R. W. (2020) Análise espacial do custo de reposição de nutrientes do solo em uma bacia hidrográfica. *Revista em Agronegócios e Meio Ambiente*, **13**(1). <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020v13n1p189-212>
- Silva, D. C. C., Oliveira, R. A., Simonetti, V. C., Andrade, E. L., Sousa, J. A. P., Sales, J. C. A., Lourenço, R. W. (2021) Application of fuzzy systems to support the development of a socioenvironmental sustainability index applied to river basins. *International Journal of River Basin Management*, **1**(39). <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1938093>
- Silva, D. C. C., Albuquerque Filho, J. L., Sales, J. C. A., Lourenço, R. W. (2016) Uso de Indicadores Morfométricos como Ferramentas para Avaliação de Bacias Hidrográficas, *Revista Brasileira de Geografia Física*, **9**, 627-642. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v9.2.p627-642>
- Silva, C. O. F., Medeiros, G. A. (2017) Avaliação ambiental e morfométrica da bacia do rio Jundiá-Mirim: Diagnósticos e subsídios para gestão ambiental, *Boletim Campineiro de Geografia*, **7**(2), 441-454.
- Silva Júnior, J. A. D. (2016) Políticas de desenvolvimento territorial no Brasil: o caso do Vale do Ribeira (SP), *Revista de Administração Pública*, **50**, 513-527. <https://doi.org/10.1590/0034-7612150613>
- Simonetti, V. C., Silva, D. C. C., Rosa, A. H. (2022) Correlação espacial compartimentada dos padrões de drenagem com características morfométricas da bacia hidrográfica do rio Pirajibu-Mirim, *Revista Brasileira de Geomorfologia*, **23**(1), 1134-1154. <https://doi.org/10.20502/rbg.v23i1.2037>
- Simonetti, V. C., Frascareli, D., Gontijo, E. S., Melo, D. S., Friese, K., Silva, D. C. C., Rosa, A. H. (2019) Water quality indices as a tool for evaluating water quality and effects of land use in a tropical catchment. *International Journal of River Basin Management*, **19**(2), 157-168. <https://doi.org/10.1080/15715124.2019.1672706>
- Strahler, A. N. (1952) Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography, *Geological Society of America Bulletin*, **63**(10), 1117-1142. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1952\)63\[1117:HAAOET\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1952)63[1117:HAAOET]2.0.CO;2)
- Toniolo, B. P., Oliveira, R. A., Silva, D. C. C., Lourenço, R. W. (2021) Indicadores morfométricos como instrumento de gestão da bacia hidrográfica do rio Cotia (SP), *Holos Environment*, **21**, 282-302. <https://doi.org/doi.org/10.14295/holos.v21i2.12442>
- Villela, S. M., Mattos, A. (1975) *Hidrologia aplicada*, McGraw-Hill, São Paulo, SP, 245 pp.
- Wang, H., Chen, Y. (2019) Identifying key hydrological processes in highly urbanized watersheds for flood forecasting with a distributed hydrological model, *Water*, **11**(8):1641. <https://doi.org/10.3390/w11081641>



REVISTA AIDIS

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

USO DE AERONAVES REMOTAMENTE PILOTADAS PARA DERIVAÇÃO DE ALTURAS DE EDIFICAÇÕES DO ENTORNO DE UMA FONTE FIXA DE POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA

* Patrícia Fontes Ferraz¹
Paulo Costa de Oliveira Filho¹

USE OF REMOTELY-PILOTED AIRCRAFT TO DERIVE BUILDING HEIGHTS FROM THE SURROUNDINGS OF A FIXED SOURCE OF ATMOSPHERIC POLLUTION

Recibido el 25 de agosto de 2021. Aceptado el 8 de diciembre de 2021

Abstract

Air pollution is a topic of relevant interest as it directly affects the health and well-being of the population. One of the main sources of air pollution emission is stationary or fixed, such as industrial ducts and chimneys, which must be properly sized, considering factors such as the heights of buildings neighboring point sources, so that the emission of pollutants reaches the receptors (neighboring population) in a sufficiently diluted way so as not to cause any harmful effects. In this sense, remote sensing is an alternative for managing air quality control, with RPAs standing out as a practical and low-cost tool for obtaining the dimensions of imaged objects. This research aimed to evaluate the heights of buildings located in the area of influence of an industry, derived from MDS and MDT, obtained through high-resolution images from aerial survey with RPA. To validate the heights obtained from the models, 70 buildings were sampled in the field. The statistical analysis of the data obtained in the field and those from the models showed the following errors in the estimate: RMSE = 20 cm and R-RMSE = 4.93% and R2 of 0.99. The use of RPAs proved to be viable to determine the height of buildings inserted in the area of influence of atmospheric emission sources.

Keywords: remote sensing, geographic information system, DSM, DTM.

¹ Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil.

*Autor correspondente: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual do Centro Oeste, Rua Profª Rosa Zanon de Almeida, Bairro Engenheiro Gutierrez, Irati/PR, CEP: 84.505-677, Brasil. E-mail: patriciafontesferraz@yahoo.com.br

Resumo

A poluição atmosférica é um tema de relevante interesse à medida que afeta diretamente a saúde e o bem-estar da população. Uma das principais fontes de emissão de poluição atmosférica são as estacionárias ou fixas, como, por exemplo, dutos e chaminés de indústrias. Estes devem ser adequadamente dimensionados, considerando fatores como as alturas das edificações vizinhas às fontes pontuais, de forma que a emissão dos poluentes atinja os receptores (população vizinha) de maneira suficientemente diluída para não lhes causar nenhum efeito nocivo. Nesse sentido, o sensoriamento remoto é uma alternativa para a gestão do controle da qualidade do ar, com os ARPs (aeronaves remotamente pilotadas) se destacando como uma ferramenta prática e de baixo custo para obtenção das dimensões dos objetos imageados. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar as alturas das edificações situadas na área de influência de uma indústria, derivadas a partir de MDS e MDT, obtidos através de imagens de alta resolução, provenientes de levantamento aéreo com ARP. Para validação das alturas obtidas dos modelos, amostrou-se em campo 70.00 edificações. A análise estatística dos dados obtidos em campo e dos provenientes dos modelos demonstrou os seguintes erros na estimativa: RMSE = 20.00 cm, R-RMSE = 4.93% e R2 de 0.99. O uso de ARPs mostrou-se, portanto, viável para determinação da altura das edificações inseridas na área de influência de fontes de emissão atmosférica.

Palavras chave: sensoriamento remoto, sistema de informações geográficas, MDS, MDT.

Introdução

A contaminação atmosférica é um tema de relevante interesse à medida que afeta diretamente a saúde e o bem-estar da população. A cada ano, estima-se que a exposição à poluição do ar cause sete milhões de mortes prematuras e resulte na perda de milhões de anos de vida saudáveis (WHO, 2021). As fontes de emissão podem ser tanto fixas, como as indústrias, quanto móveis, como os veículos automotores. A presença dessas fontes e suas características, os níveis de concentração dos poluentes, a topografia da região e as particularidades da vizinhança são parâmetros que, associados, indicam a forma de dispersão da nuvem de poluentes e o estado de contaminação do ar (Engel-Cox, *et al.*, 2013).

As fontes fixas são conceitualmente classificadas como pontuais, pelo fato de as emissões serem direcionadas à atmosfera por chaminés ou dutos. Essas chaminés devem ser dimensionadas com altura adequada, para garantir que o material emitido seja devidamente disperso (Lora, 2002; Cortez *et al.*, 2009). As edificações vizinhas a essas fontes, com alturas elevadas, podem criar barreiras que dificultam a dispersão dos poluentes. Portanto, o conhecimento da altura de todas as edificações que circundam uma fonte fixa de emissão atmosférica é essencial para prever a altura adequada de uma chaminé.

Tecnologias de sensoriamento remoto têm sido utilizadas para extrair a altura de objetos imageados na superfície, com base em estereofotogrametria, principalmente na área florestal (Ramli e Tahar, 2020; Birdal, Avdan e Türk, 2017; Díaz-Varela *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2017).

As aeronaves remotamente pilotadas (ARPs) destacam-se como plataformas para aquisição de imagens de sensoriamento remoto, por serem mais acessíveis, podendo ser equipadas com

câmeras compactas e outros sensores pequenos, conseguindo boa precisão nos produtos finais. Além disso, elas são facilmente manuseáveis, rápidas e versáteis (Moutinho, 2015).

Neste estudo, utilizou-se uma ARP de baixo custo para derivar as alturas das edificações vizinhas a uma indústria, fonte de emissão atmosférica, localizada no município de Irati, estado do Paraná, Brasil. Para isso, uma câmera RGB de consumo foi usada para gerar ortoimagens, que foram usadas para construir o modelo digital de superfície (MDS) e modelo digital de terreno (MDT) e, por conseguinte, o modelo digital de superfície normalizado (MDSn), através da subtração do MDS do MDT. As edificações foram medidas em campo, através de trena a laser, para comparar-se as alturas medidas com as obtidas no modelo normalizado.

A metodologia do presente estudo ainda não foi utilizada para a aplicação aqui abordada: determinação da altura de todas as edificações que circundam uma fonte fixa de emissão atmosférica, para averiguação da dispersão de poluentes, porém é largamente empregada na área florestal.

Materiais e método

Área de Estudo



Figura 1. Área de influência (buffer de raio de 300.00 metros) da indústria estudada. Latitude $-25^{\circ}28'28.90''$; Longitude $-50^{\circ}39'26.56''$. Escala 1:4.000. Fonte: Os autores.

A área de estudo está localizada no município de Irati, estado do Paraná, Brasil. A principal atividade econômica do município é a agricultura, seguida pela indústria madeireira (Andrade *et al.*, 2010), o que justifica a relevante presença de unidades de secagem de grãos e de indústrias de processamento e laminação de madeira na região. A área sobrevoada localiza-se na região de maior densidade demográfica da cidade. A região de influência desta indústria possui 329.00 edificações (Figura 1).

Veículo Aéreo Não Tripulado

O mapeamento da área foi gerado sobre o mosaico de imagens de alta resolução, obtidas através de uma ARP tipo multirrotor, DJI Phantom 4 Pró, nº de série 0AXCF270A30713, com câmera RGB integrada de 14.00 MP. Esse equipamento pesa em média 0.150 Kg e está classificado, de acordo com a ANAC, como RPA Classe 3 (peso máximo de decolagem até 25.00 Kg).

O sensor acoplado é uma câmera compacta RGB, modelo FC6310. A câmera tem uma distância focal de 8.8 mm e o sensor CMOS (13.18 × 8.79 mm).

Aquisição e Processamento de Imagens

A área de voo foi definida em aproximadamente 50.00 hectares, objetivando mapear a região de influência circundante ao ponto de emissão em um raio de 400.00 metros, garantindo, assim, a qualidade das bordas dos mosaicos.

A legislação ambiental do Paraná, Resolução SEMA nº16/2014, dispõe que uma chaminé ou duto de emissão de poluentes deve ter altura mínima, 5.00 metros acima da altura da residência mais alta, em um raio de 300.00 metros.

Conforme orientação de Hung *et al.* (2018), é necessário realizar um plano de voo com uma área maior do que a área de estudo, pois geralmente as bordas do mosaico final sofrem distorções devido à menor sobreposição de imagens, por isso, o voo realizado garantiu um raio superior ao regulamentado.

O voo foi pré-programado através do aplicativo livre Pixel4d, com sobreposição lateral de 70% e longitudinal de 85%, velocidade de voo de 5.00 m/s, altitude de voo de até 120.00 metros (400.00 pés) e GSD de aproximadamente 3.00 cm/pixel. Foi utilizada maior sobreposição para se obter um ortomosaico de boa qualidade. O GSD é relacionado com a altura de voo, distância focal da câmera e do tamanho do pixel ($GSD = (altura\ do\ voo * tamanho\ do\ pixel) / distância\ focal$).

O processamento das imagens para criação do mosaico, do MDS (modelo digital de superfície) e do MDT (modelo digital de terreno) foi realizado no software Agisoft PhotoScan (versão demo). Foi aplicada a rotina de processamento sugerida pelo software e seguiram as seguintes etapas:

alinhamento das fotos (align fotos), construção da nuvem densificada de pontos (build dense cloud), construção de modelos (build mesh, e DEM) e geração dos mosaicos de ortofotos (Build orthomosaic). O quadro 01 sintetiza o fluxo de trabalho de processamento.

Tabela 1. Rotina de processamento Agisoft Metashape.

Etapa do Processamento	Parâmetros	
Align Photo	General	Accuracy: Medium Pair preselection: disabled
	Advanced	Key poin limit: 40.00 Tie point limit 4.00 Constrain features by mask: no Adaptive camera model fitting: yes
Build Dense Cloud	General	Quality: Hight
	Advanced	Depth Filtering: Aggressive Reuse Depth maps: no
Build Mesh	General	Surface type: arbitrary - Source data: dense cloud Face count: medium - Custom face count: 200.00
	Advanced	Interpolation: enabled (default) point classes: all
Build DEM	General	Source data: dense cloud Interpolation: enabled (default) point classes: all
Build Orthomosaic	General	Surface: mesh - blending mode: mosaic color correction: no projection- use custom region: no

Os produtos (ortofotos e modelos) foram gerados utilizando georreferenciamento direto, através do sistema de unidade inercial (IMU) em combinação com o sistema de navegação por satélite (GNSS), acoplados à ARP. Portanto, não foram utilizados pontos de apoio no solo, o que acelerou a coleta e processamento dos dados, que ocorreu de forma totalmente automática. Isso, porém, não causou nenhum prejuízo na qualidade dos dados almeçados para o presente estudo.

Geração do MDSn

Os modelos (MDS e MDT) e ortomosaico, confeccionados através das imagens de alta resolução, provenientes do voo com ARP, foram carregados no software Quantum Gis (QGis), programa gratuito, licenciado pela GNU (General Public License), baseado em um Sistema de Informação Geográfica (SIG).

Pelo ortomosaico identificou-se a localização das chaminés da fonte fixa estudada, bem como a área de influência dessas estruturas, através da criação de um buffer de raio de 300.00 (trezentos) metros. Em cada edificação circundante à indústria, foram criados vetores tipo pontos.

A avaliação das alturas das edificações foi realizada a partir dos rasters MDS e MDT, pela criação de um Modelo Digital de Superfície Normalizado (MDSn). Usando o comando “v.what.rast.points”, carregou-se os valores raster nas posições dos pontos vetoriais criados. Em cada ponto, pela diferença dos valores extraídos nos MDS e MDT, estimou-se a altura da edificação.

Medições de Campo para validação da altura das edificações

As alturas das edificações, determinadas pela diferença entre MDS e MDT, foram estimadas através dos modelos gerados por meio das imagens de alta resolução obtidas por ARP.

Para validação do método, foram medidas, em campo, as alturas de uma amostra de 70.00 edificações localizadas próximo à empresa estudada, em um raio de 300.00 metros. As medidas foram realizadas por trena a laser marca Bosch, modelo Professional GLM 40, precisão de 1.5 mm. As edificações medidas foram selecionadas de acordo com a facilidade de acesso às regiões verticais abaixo aos cumes e/ou beirais, respeitando-se a autorização dos proprietários. As medidas obtidas pela trena foram somadas a 0.13 m, referente ao caibro dos telhados. A seguir, vê-se imagem ilustrando a forma e os pontos de mensuração das edificações para validação dos dados.

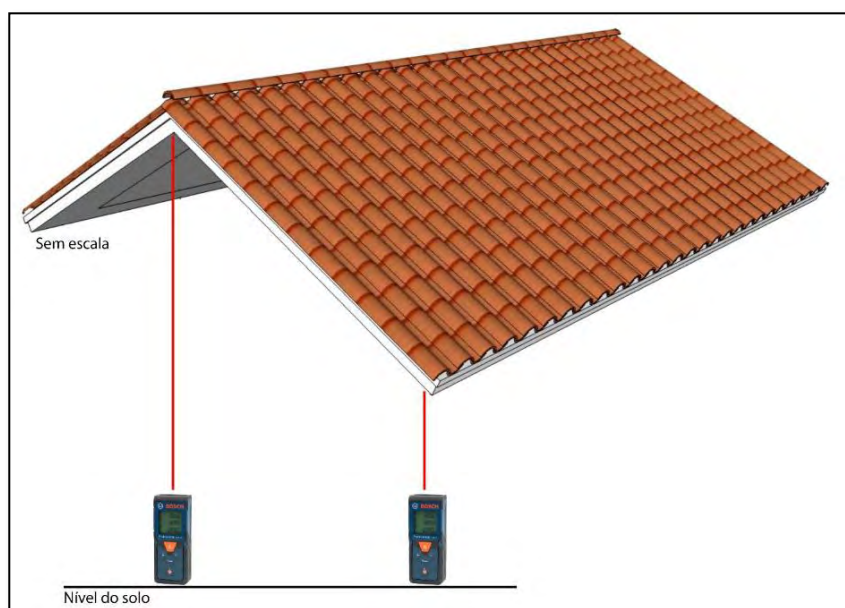


Figura 2. Pontos de medidas das alturas das edificações amostradas para validação dos dados. *Fonte: Os autores.*

Análise de Resultados

Inicialmente, com a posse dos dados de alturas das edificações obtidos dos modelos, foram traçados gráficos do tipo boxplot (diagrama de caixa). A estatística descritiva permitiu realizar inferências sobre as edificações situadas na área de influência da fonte de emissão, obtendo informações do padrão das alturas das edificações e da presença de construções superiores a esse padrão (outliers).

Em seguida, a fim de se comparar as medidas realizadas através das imagens de alta resolução com as obtidas em campo, para validação do método, utilizou-se, como indicadores estatísticos, a correlação de Pearson e o cálculo da Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e do erro médio absoluto. Os cálculos e gráficos foram realizados por meio do software R-4.0.3 para Windows.

Resultados e discussão

As alturas (H) das edificações ao redor da fonte fixa (indústria) analisada foram mensuradas através da diferença entre MDS e MDT. Os valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo, máximo e mediana das alturas (H) das edificações estimadas pelos modelos são apresentados na tabela 02 e no gráfico do tipo boxplot (Figura 3).

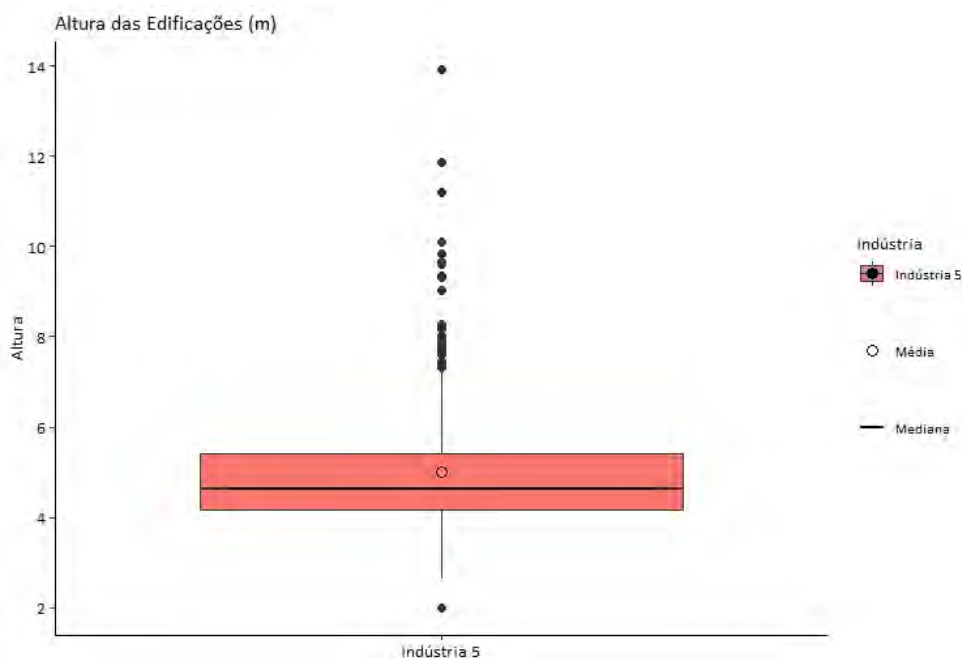


Figura 3. Boxplot das alturas (H) das edificações estimadas através dos modelos (MDS e MDT).

Tabela 2. Dados da estatística descritiva das alturas (H) das edificações na área de influência da indústria estudada (alturas extraídas dos modelos).

Estimativa	H
Média	5.01
Desvio Padrão	1.52
Mínimo	1.98
Máximo	13.93
Mediana	4.63
Número de edificações	329.00

De acordo com os dados extraídos dos modelos (MDS e MDT), as edificações ao redor da indústria possuem, em sua maioria (75% das edificações vizinhas), alturas (H) entre 4.00 e 5.50 metros, aproximadamente. A edificação de maior altura (H) possui aproximadamente 14.00 metros.

Validação dos dados

O trabalho de validação consistiu na comparação entre as alturas medidas em campo, através da trena a laser, e as alturas recuperadas através dos modelos (MDS e MDT), para 70.00 amostras de edificações, localizadas na área de influência da indústria. As edificações amostradas representam 22% do total de edificações inseridas na área de influencia. A figura 4 apresenta a localização das edificações amostradas.



Figura 4. Localização das edificações amostradas. Fonte: Os autores.

A Figura 5 apresenta o boxplot dos dados das alturas (H) das edificações amostradas, extraídas dos modelos (MDS e MDT) e medidas em campo com trena a laser. Os valores da média aritmética, desvio padrão, mínimo, máximo e mediana, das alturas (H) das edificações amostradas, na área de influência da indústria, são apresentados, nessa ordem, na Tabela 3.

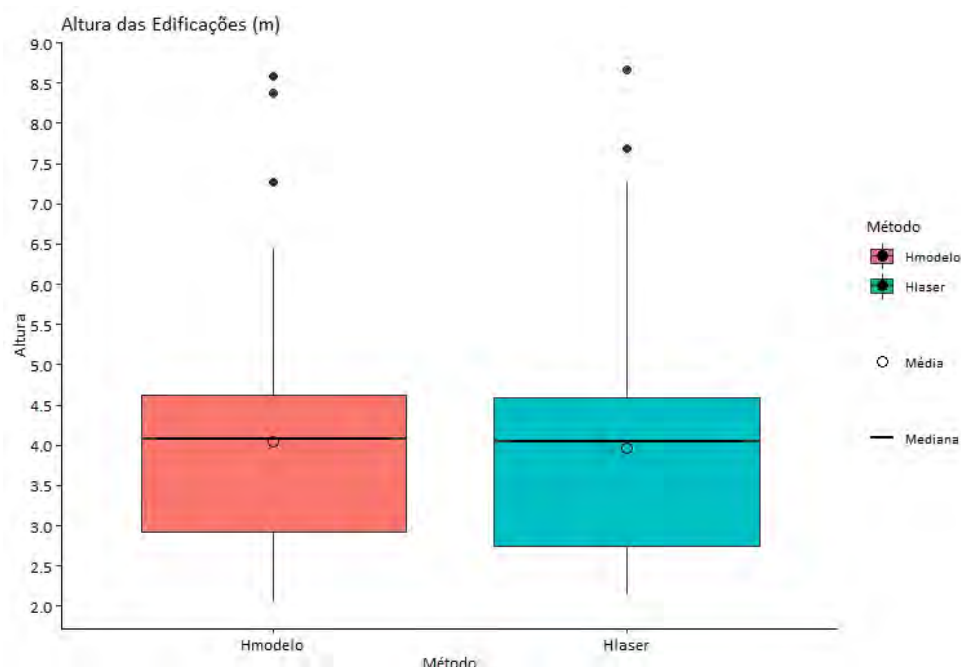


Figura 5. Boxplot das alturas (H) das edificações amostradas, extraídas dos modelos (Hmodelo) e medidas em campo com trena a laser (Hlaser).

Tabela 3. Dados da estatística descritiva das alturas (H) das edificações amostradas para validação dos resultados.

Estimativa	Hmodelo	Hlaser
Média	4.04	3.96
Desvio Padrão	1.38	1.36
Mínimo	2.05	2.13
Máximo	8.58	8.67
Mediana	4.08	4.04
Número de amostras	70.00	70.00

A análise de comparação entre as alturas (H) medidas em campo (laser) e estimadas nos modelos foi realizada usando, como indicadores estatísticos, o coeficiente de correlação de Pearson (ρ), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e erro médio absoluto. Os resultados destas análises podem ser observados na tabela 4. A Figura 6 apresenta a dispersão das alturas das edificações com base nos modelos e medidas de campo.

Tabela 4. Resumo da comparação entre as alturas (H) obtidas através dos modelos gerados (Hmodelo) e das medições de campo com trena a laser (Hlaser).

Estimativa	HlaserxHmodelo
R^2	0.99
RMSE	0.20 m
R-RMSE	4.93%

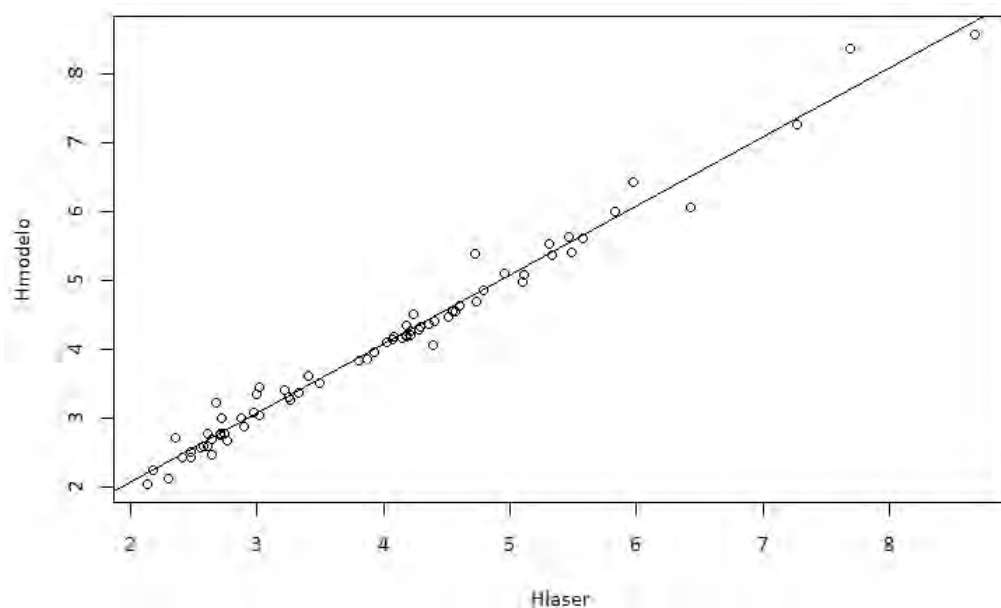


Figura 6. Gráfico de dispersão das alturas (H) das edificações, obtidas a partir dos modelos (Hmodelo) em comparação com as medidas de campo (Hlaser).

Os resultados mostram o coeficiente de determinação (R^2) acima de 0.90, o que indica uma forte correlação. A Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) é de aproximadamente 0.20 m, sendo um valor análogo ao encontrado por outros autores que utilizaram metodologia similar e também concluíram que o uso de ARP é uma tecnologia acessível economicamente,

flexível e ágil e que, na aplicação apresentada, pode ser empregada em rotinas de fiscalização e planejamento para construção e adequação de indústrias fontes de emissão atmosférica, sem a necessidade de investimentos em equipe especializada e equipamentos de alto custo.

Ramli e Tahar (2020), usando metodologia equivalente para a estimativa de altura de árvores, com sobreposição de imagens frontal de 80% e lateral de 65%, altura de voo 70.00 metros, tiveram uma RMSE de 0.577m, com GSD de 2.95 cm/pixel. Birdal, Avdan e Türk (2017) também utilizaram veículos aéreos não tripulados de baixo custo com câmera de consumidor para obter alturas de árvore e obtiveram uma correlação de 94% e um erro quadrático médio (RMSE) de 28.00 cm. Zarco-Tejada, Diaz-Varela, Angileri e Loudjani (2014) quantificaram a altura de árvores de um dossel descontínuo usando uma câmera de baixo custo, a bordo de uma ARP, e obtiveram um R2 de 0.83 e uma RMSE de 35.00 cm.

Para que as chaminés desta indústria ultrapassem as edificações inseridas na área de influência, de acordo com a legislação do estado do Paraná, SEMA nº 16/2014, que dispõe que a chaminé deve ter no mínimo 5 metros de altura acima da residência mais alta em um raio de 300 metros, é necessário um porte mínimo de aproximadamente 19.00 metros acima do solo. Cinco metros somados à edificação de maior altura, que possui 13.93 metros, obtido pelo método proposto.

Conclusões

A geração automática da informação altimétrica de edificações, através da diferença entre modelos digitais de superfície (MDS) e modelos digitais de terreno (MDT), obtida a partir de imagens de alta resolução adquiridas com uma aeronave remotamente pilotada, embarcada com câmera de baixo custo, é de grande utilidade para o planejamento de novos projetos de fontes de emissão atmosféricas e diagnóstico dos já existentes.

De uma maneira geral, a metodologia apresentada neste trabalho se mostrou viável para determinação da altura das edificações inseridas na área de influência de fontes de emissão atmosférica, importante na análise do dimensionamento dos dutos dessas fontes.

Conforme foi visto neste estudo, a comparação entre os valores das alturas obtidas pelo procedimento proposto e os valores das alturas medidas através da trena a laser indica que a metodologia possui potencial para análise da altura das edificações com o intuito de averiguar a dispersão de poluentes atmosféricos. A validação realizada medindo 70.00 edificações na área de influência da indústria estudada demonstrou os seguintes erros na estimativa: RMSE de 20.00 cm e R-RMSE = 4.93%, resultando em R2 de 0.99.

As chaminés e/ou dutos de emissão atmosférica da indústria analisada, devem ter porte mínimo de 19.00 metros, 5.00 metros acima da maior residência inserida na área de influência desta indústria, para garantir a diluição dos efluentes lançados.

Este estudo destaca que uma metodologia de baixo custo, baseada em câmeras a nível de consumidor, a bordo de sistemas não tripulados comerciais e uso de um software livre com código-fonte aberto, pode fornecer precisões semelhantes àqueles mais complexos e caros, usados frequentemente em aplicações ambientais.

Referências bibliográficas

- Andrade, A. R., Roseghini, W. F. F., Mendonça, F. D. A. (2010) Análise do Campo Térmico da cidade de Irati/PR: primeiros experimentos para a definição do clima urbano. *Revista Brasileira de Climatologia*, **6**, 57-78.
- Birdal, A. C., Avdan U., Turk T. (2017) Estimating tree heights with images from an unmanned aerial vehicle. *Geomatics, Natural Hazards And Risk*, **8**, (2), 1144-1156. <https://doi.org/10.1080/19475705.2017.1300608>
- Cortez, L. A. B., Lora, E. E. S., Olivares Gómez, E. (2009) *Biomassa para energia*. Editora Unicamp. Campinas/SP. 2008. 733 pp.
- Díaz-Varela, R., Larosa, Raúl de, León, L., Zarco-Tejada, P. (2015) High-Resolution Airborne UAV Imagery to Assess Olive Tree Crown Parameters Using 3D Photo Reconstruction: application in breeding trials. *Remote Sensing*, **7**, (4), 4213-4232. doi:10.3390/rs70404213
- Engel-Cox, J., Oanh, N. T. K., Donkelaar, A. V., Martin, R. V., Zell, E. (2013) Toward the next generation of air quality monitoring: Particulate Matter. *Atmospheric Environment*, **80**, 584-590. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.016>
- Hung, M. N. W. B., Sampaio, T. V. M., Schultz, G. B., Siefert, C. A. C., Lange, D. R., Marangon, F. H. S., Dos Santos, I. (2018) Levantamento com veículo aéreo não tripulado para geração de modelo digital do terreno em bacia experimental com vegetação florestal esparsa. *Raega*, **43**, 215-231. <https://doi.org/10.5380/raega>
- Lora, E.E.S.(2002) *Prevenção e controle da poluição nos setores energético, industrial e de transporte*. 2a ed., Interciência, Rio de Janeiro, 482 pp.
- Moutinho, O. (2015) *Evaluation of Photogrammetric Solutions for RPAS: Commercial vs Open Source*. Dissertação de Mestrado – Engenharia Geográfica Universidade do Porto, 120 pp.
- Ramli, M. F., Tahar, K. N. (2020) Homogeneous tree height derivation from tree crown delineation using Seeded Region Growing (SRG) segmentation. *Geo-Spatial Information Science*, **23**(3), 195-208. <https://doi.org/10.1080/10095020.2020.1805366>
- Souza, C. H. W. de, Lamparelli, R. A. C., Rocha, J. V., Magalhães, P. S. G. (2017) Height estimation of sugarcane using an unmanned aerial system (UAS) based on structure from motion (SfM) point clouds. *International Journal Of Remote Sensing*, **38**(8), 2218-2230. <https://doi.org/10.1080/01431161.2017.1285082>
- Zarco-Tejada, P.J., Díaz-Varela, R., Angileri, V., Loudjani, P. (2014) Tree height quantification using very high resolution imagery acquired from an unmanned aerial vehicle (UAV) and automatic 3D photo-reconstruction methods. *European Journal Of Agronomy*, **55**, 89-99. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.01.004>
- WHO-World Health Organization (2021). *New WHO Global Air Quality Guidelines aim to save millions of lives from air pollution*. Copenhagen and Geneva.



REVISTA AIDIS

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

ÍNDICE DE SALUBRIDADE AMBIENTAL E A OCORRÊNCIA DA LEPTOSPIROSE: UM ESTUDO EM BAIRROS POPULARES DE SALVADOR – BAHIA

ENVIRONMENTAL HEALTH INDEX AND THE OCCURRENCE OF LEPTOSPIROSIS: A STUDY IN POPULAR NEIGHBORHOODS OF SALVADOR – BAHIA

Recibido el 24 de septiembre de 2021. Aceptado el 31 de enero de 2022

* Joan Carlos Santos Silva ¹
Patricia Campos Borja ²
Federico Costa ^{3,4,5}
Fabiana Almerinda Palma ³
Roberta Santana ³
Nivison Ruy Rocha Nery Jr. ^{3,4}
Gielson Sacramento ⁴
Daiana S. Oliveira ⁴
Jaqueline S. Cruz ⁴
Elsio A. Wunder Jr. ⁵
Mitermayer G. Reis ^{4,6,7}
Albert I. Ko ^{4,7}

Abstract

Leptospirosis, an endemic disease in Brazil, with high lethality, is related to the environmental health of the territories, mainly impacting populations in a state of socioeconomic vulnerability. The present work aimed to investigate the gradients of environmental health in popular neighborhoods of Salvador-Bahia and its influence on Leptospira infection. The investigation involved the collection of primary and secondary data about the environmental health and the occurrence of individuals with antibodies against Leptospira. An Environmental Health Index (EHI) for the areas of study was elaborated, the information was georeferenced, and the data were statistically analyzed. The results indicated that fifteen of the twenty-three study micro-areas had unsatisfactory environmental health conditions and the statistical and spatial analyzes indicated a relation between low EHI scores and higher concentration of individuals with antibodies against Leptospira. In conclusion, the prevention and control of the disease must involve integrated and integral actions for basic sanitation in the territory, surpassing a medical-assistance approach.

Keywords: leptospirosis, environmental health index, basic sanitation.

¹ Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil.

² Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil

³ Instituto de Saúde Coletiva, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia, Brasil.

⁴ Instituto Gonçalo Moniz, Fundação Oswaldo Cruz, Ministério da Saúde, Salvador, Bahia, Brasil.

⁵ Department of Epidemiology of Microbial Diseases, Yale School of Public Health, New Haven, Connecticut, USA.

⁶ Faculdade de Medicina da Bahia, Universidade Federal da Bahia, Salvador, BA, Brasil.

⁷ Division of Infectious Diseases and Vaccinology, School of Public Health, University of California, Berkeley, California, USA.

*Autor correspondente: Universidade Federal da Bahia, Salvador – Bahia. Rua Caetano Moura nº 31, Condomínio Edifício Areal, apto 013, Federação, Salvador, Bahia, Brasil. Cep.: 40210-340. Email: eng.joansilva@gmail.com

Resumo

A leptospirose, doença que é endêmica no Brasil, e de alta letalidade, tem relação e a salubridade ambiental dos territórios, impactando principalmente as populações em estado e vulnerabilidade socioeconômica. O presente trabalho objetivou investigar os gradientes de salubridade ambiental em bairros populares de Salvador-Bahia e sua influência na infecção pela *Leptospira*. A investigação envolveu a coleta de dados primários e secundários sobre a salubridade ambiental e a ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*. Elaborou-se um Índice de Salubridade Ambiental (ISA) para as áreas de estudo, fez-se o georreferenciamento das informações e análises estatísticas dos dados. Os resultados mostraram que quinze das vinte e três microáreas de estudo possuíam condição de salubridade insatisfatória e as análises estatísticas e espaciais indicaram relações entre baixas pontuações do ISA e maiores concentrações de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*. Concluiu-se que a prevenção e controle da enfermidade deve envolver ações integradas e integrais de saneamento básico no território, superando a abordagem médico-assistencial.

Palavras chave: leptospirose, índice de salubridade ambiental, saneamento básico.

Introdução

A Leptospirose é uma enfermidade causada por bactérias do gênero *Leptospira*, característica por ser endêmica e de ocorrência mundial. A doença pode ser transmitida de animais para humanos, o que a classificada como uma antropozoonose. A infecção pode ser dada de forma direta ou indireta, seja pelo contato da urina dos animais infectados, ou a partir do contato com meio ambiente contaminado, onde as bactérias penetram no organismo através de lesões na pele ou pelo contato contínuo na pele intacta ou nas mucosas (Brasil, 2017; Levett, 2001).

A *Leptospira* aloja-se em animais domésticos e selvagens, agindo como reservatórios da bactéria, principalmente em roedores das espécies *Rattus norvegicus* e *Rattus rattus*, ou rato de esgoto e rato de telhado, como são popularmente conhecidos. Entretanto, os roedores não desenvolvem a doença e a bactéria se instala nos rins e no trato genital, sendo eliminadas vivas pela urina (Brasil, 2017). Podem também sobreviver em ambiente externo e por até 6 meses, desde que encontre condições adequadas como alta umidade do solo, baixa acidez e salinidade e ausência de raios ultravioletas (Gomes, 2015).

As características principais da doença são dadas por febre repentina, dores de cabeça e no corpo, manifestando-se com sintomas leves e pouco perceptíveis, onde, em alguns casos, é confundida com doenças de sintomas semelhantes, ou de forma mais grave, resultando na morte do hospedeiro (GOMES, 2015). Atualmente, dentro os métodos de identificação da enfermidade em humanos, o sorológico é o método mais utilizado, o qual, a partir de uma amostra de sangue é detectada a presença de anticorpos contra a *Leptospira*, que geralmente são produzidas a partir da primeira semana de infecção pela bactéria (Fiocruz, 2005; Brasil, 2014).

A extensão de transmissão da leptospirose depende de fatores tais como o clima, a taxa de urbanização, a densidade populacional e a vulnerabilidade social (LEVETT, 2001). Sua maior incidência é observada em regiões tropicais e subtropicais, por apresentarem altas temperaturas e umidade mais elevada (Gomes, 2015). Assim, áreas em estado de vulnerabilidade socioeconômica e que apresentam a prestação dos serviços de saneamento precárias, favorecem a ocorrência da enfermidade (Levett, 2001; Gomes, 2015).

De acordo com o Ministério da Saúde (Brasil, 2017), no Brasil, a leptospirose é uma doença endêmica, manifestando-se em regiões específicas, durante todos os meses do ano. No entanto, torna-se epidêmica, durante os meses mais chuvosos, sendo que a sua incidência é maior evidenciada devido a eventos de enchentes e alagamentos, principalmente, em áreas de maior densidade populacional e de baixa renda, por apresentarem condições inadequadas de habitação e saneamento básico.

O Sistema de Informação de Agravos de Notificação (SINAN), aponta que no período de 2008 a 2017, foram notificados 38.466 casos de Leptospirose no Brasil, sendo que as maiores incidências foram dadas nas regiões Sul e Norte, com 4,38 e 4,07 casos por 100.000 habitantes (Brasil, 2018). A maioria dos casos ocorre entre pessoas que residem ou trabalham em locais com condições dos serviços de saneamento básico precário ou inexistente e alto número de animais infectados (Costa *et al.*, 2015).

Diversos autores apontam a precariedade ou falta dos serviços públicos de saneamento básico (drenagem urbana, de esgotamento sanitário e manejo de resíduos sólidos) como principais responsáveis pela transmissão da Leptospirose (Reis *et al.*, 2008; Barcellos; Sabroza, 2001; Hagan *et al.*, 2016; Oliveira, Silva Filho; Silva, 2017).

Reis *et al.* (2008), Felzenburgh *et al.* (2014) e Hagan *et al.* (2016) indicaram uma relação direta entre drenagem urbana com a soroprevalência e soroincidência da Leptospirose no bairro de Pau da Lima, Salvador-BA. A ocorrência de chuvas intensas em conjunto com a precariedade dos serviços públicos de drenagem ocasionou alagamentos e inundações, deixando a população, principalmente a que vive nos pontos mais baixo dos vales e próximos a canais abertos e valas de esgotos, susceptíveis à infecção e reinfecção pela *Leptospira*.

Barcellos e Sabroza (2001) destacam que na zona leste do Rio de Janeiro a incidência da enfermidade foi maior nas regiões de risco de alagamento. Souza *et al.* (2013) apontaram que em Itaperuna-RJ, as pessoas mais expostas e com maior contato com a lama, estavam mais propensas a infecção pela *Leptospira*, sendo que, 66,7% de 24 pessoas que contraíram a bactéria, entre 2009 e 2012, conviviam com áreas de risco. Valvassori e Alexandre (2012) mostraram que quase todos os nove casos de infecção por *Leptospira* em Criciúma-SC, entre 2004 e 2009, foram provenientes

de áreas que possuíam drenagem urbana classificada como regular a ruim. Estudo de Guimarães, Carvalho e Silva (2014), realizado no Rio de Janeiro entre 2007 e 2012, apontou que além das regiões sujeitas à inundação, as áreas em torno de zonas de acúmulo de resíduos sólidos apresentaram maiores taxas de ocorrência da Leptospirose.

A disposição inadequada dos resíduos sólidos é um fator importante na infecção pela bactéria, uma vez que proporciona um ambiente atrativo para os roedores transmissores da doença. Souza *et al.* (2013) mostraram que cerca de 18% das pessoas contaminadas pela *Leptospira* em Itaperuna-RJ, tinham como fatores de risco a presença de resíduos sólidos nos locais de suas residências. Aleixo e Sant'anna Neto (2010) perceberam que na cidade de Ribeirão Preto-SP, o lançamento de resíduos domésticos nos córregos e nas margens de riachos serviam de atrativo para os roedores e facilitava a ocorrência de enchentes e inundações.

Na análise dos serviços de esgotamento sanitário como fator de risco à enfermidade, é notória a relação direta entre estes e os de drenagem urbana. Reis *et al.* (2008), Felzenburgh *et al.* (2014) e Hagan *et al.* (2016) evidenciaram que no bairro de Pau da Lima, Salvador-BA, áreas com esgoto a céu aberto e sujeitas a inundações, estavam mais propensas ao risco da infecção à Leptospirose.

Segundo Soares *et al.* (2010) em épocas de enchentes, a água da chuva se mistura com esgoto e é contaminada pela *Leptospira*, que foi fonte de contaminação para 2.490 casos analisados na cidade de São Paulo, entre 1998 a 2006. Em Belém-PA, Gonçalves *et al.* (2016) mostraram que entre 2007 a 2013, 22% dos casos de Leptospirose ocorreram em áreas com ausência de coleta de esgoto, representando o terceiro fator mais relevante na incidência da doença.

Contudo, Busato *et al.* (2017) consideraram que a incidência da Leptospirose em Chapecó, no Paraná, não ocorreu somente por variáveis isoladas, mas pela multiplicidade de fatores, dentre eles, a falta de saneamento básico como um todo. Estudo de Teixeira *et al.* (2014) realizado no Brasil, apontou que entre 2001 a 2009 a Leptospirose relacionou-se com a precariedade do saneamento básico, mostrando que a análise da ocorrência dessa doença deve ser feita considerando as componentes do saneamento de forma integrada.

Assim, considerando a relevância do saneamento básico como promotor de saúde e sua relação com a ocorrência da Leptospirose, o presente estudo objetivou avaliar a transmissão dessa enfermidade a partir de uma abordagem multidimensional, considerando a salubridade do meio no território; mais especificamente, a distribuição espacial da ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira* em áreas de quatro bairros da cidade do Salvador-Bahia frente aos gradientes de salubridade ambiental no território. Nesse estudo, a salubridade ambiental refere-se à qualidade do ambiente quando às condições do saneamento básico, ou seja: drenagem das águas pluviais, destinos dos esgotos domésticos e manejo de resíduos sólidos e limpeza pública.

A relevância da investigação deve-se à escassez de pesquisas que busquem compreender a disseminação dessa enfermidade, considerando os aspectos do território, da salubridade do meio e da integralidade das ações de saneamento básico.

Metodologia

O estudo foi desenvolvido em Salvador-BA, em áreas dos bairros de Alto do Cabrito, Marechal Rondon, Nova Constituinte e Pau da Lima. A delimitação das áreas nos bairros foi previamente realizada no âmbito do *Projeto Otimização de Medidas de Controle para Zoonoses em Comunidade Brasileira*, em desenvolvimento pelo Instituto de Saúde Coletiva, da Universidade Federal da Bahia (ISC/ UFBA).

Em cada bairro foi selecionada uma área de estudo e em cada área foram delimitadas cinco microáreas, sendo que em Pau da Lima foram oito, totalizando de 23 microáreas. A delimitação das microáreas considerou as condições topográficas do terreno. Com o auxílio do geoprocessamento, por meio do QGIS Desktop 3.2.3 with GRASS 7.4.1, em cada área de estudo fez-se a delimitação de sub-bacias de drenagem considerando as curvas de nível e a direção do escoamento das águas, sendo que cada sub-bacia identificada formou uma microárea.

A pesquisa envolveu a coleta de dados primários e secundários. Os dados primários foram coletados em trechos de vias das microáreas de estudo por meio de um formulário com questões fechadas sobre as condições do esgotamento sanitário, dos resíduos sólidos e da drenagem de águas pluviais. Os trechos de vias, de comprimento entre 30 e 50 metros, conforme metodologia utilizada por Borja (1997), foram definidos com o uso dos softwares *Google Earth Pro* e *QGIS Desktop 3.2.3 with GRASS 7.4.1*. No total, foram estudados 276 trechos de vias, nas 4 áreas de estudo.

Os dados secundários, referentes à ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*, foram provenientes de projetos do Instituto de Saúde Coletiva da Universidade Federal da Bahia. O Projeto de Otimização de Medidas de Controle para Zoonoses em Comunidade Brasileira do Instituto de Saúde Coletiva, realizado entre os anos de 2017 e 2019, forneceu os dados do Alto do Cabrito, Marechal Rondon e Nova Constituinte, já os de Pau da Lima foram obtidos por meio da pesquisa sobre leptospirose em favela urbana de Salvador, desenvolvida por Reis *et al.* (2008), Felzemburgh *et al.* (2014) e Hacker *et al.* (2020).

Os dados de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira* das pesquisas citadas foram obtidos por meio de amostras de sangue das pessoas residentes nas áreas de estudo. Segundo Brito (2017), a determinação da infecção de indivíduos foi realizada por meio da coleta de 10ml de sangue, obtido soro e posterior prospecção sobre a soroprevalência como um marcador da

exposição à *Leptospira*, através da aplicação do Teste de Aglutinação Microscópica (MAT) para determinação da sorovariante responsável, sendo a infecção definida como uma quadruplicação no título MAT ou soroconversão (*negative* para $\geq 1:50$).

Visando estudar as condições de salubridade ambiental na perspectiva da integralidade das ações de saneamento básico, optou-se em construir o Índice de Salubridade Ambiental (ISA) para as áreas e microáreas de estudo. O Índice foi calculado pela média aritmética de indicadores selecionados (Tabela 1). Considerou-se todos os indicadores com a mesma importância para a composição da salubridade do ambiente, sendo essa estratégia mais indicada na literatura (Lee & Huang, 2007; Reisi *et al.*, 2014).

Tabela 1. Indicadores e fórmulas de construção do Índice de Salubridade Ambiental (ISA)

Índice/indicadores	Fórmula	Descrição
Índice de salubridade ambiental (ISA)	$ISA = \frac{IES + IRS + IDU}{3}$	IES – Indicador de esgotamento sanitário. IRS – Indicador de resíduos sólidos. IDU – Indicador de drenagem das águas pluviais.
Indicador de esgotamento sanitário (I_{ES})	$I_{ES} = \frac{IEE + ICE + IPC}{3}$	IEE – Cobertura dos trechos de vias por rede coletora de esgotos (%). ICE – Trechos de vias em bom estado aparente de conservação e funcionamento da rede coletora de esgoto (%). IPC – Trechos de vias com pontos críticos do escoamento dos esgotos sanitários (%).
Indicador de resíduos sólidos (I_{RS})	$I_{RS} = \frac{ICR + IFR + IPR}{3}$	ICR – Cobertura dos trechos de vias por coleta de resíduos sólidos. IFR – Frequência de coleta de resíduos por trecho de vias (%). IPR – Trechos de vias com pontos de descarte (%).
Indicador de drenagem urbana (I_{DU})	$I_{DU} = \frac{IED + ICD + IDD + IAD}{4}$	IED – Cobertura dos trechos de vias por rede de drenagem (%). ICD – Trechos de vias com rede de drenagem em bom estado de conservação (%). IDD – Trechos de vias em bom estado de conservação dos dispositivos da rede de drenagem (%). IAD – Trechos dias vias com pontos críticos (alagamentos) do escoamento das águas pluviais (%).

Fonte: Própria (2020).

Para a construção do ISA calculou-se o percentual de trechos de vias em cada microárea com condições adequadas para cada indicador. A partir do método proposto por Ajzenberg *et al.* (1986), os valores dos indicadores foram normalizados para variarem entre 0 e 100. Os Índices foram classificados considerando o estudo de Almeida (1999), que indicou as pontuações para cada nível de salubridade de uma favela urbanizada (Tabela 2).

Tabela 2. Situações de salubridade por faixas de pontuação.

Classificação	Pontuação
Salubre	$ISA \geq 85$
Salubridade moderada	$70 < ISA < 85$
Salubridade insatisfatória	$70 \leq ISA$

Fonte: Almeida (1999).

A análise espacial foi realizada considerando a pontuação do ISA e a ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*. Com o uso do *software* QGIS foram elaborados mapas de estimação de curvas de densidades (Mapas de *Kernel*), visando identificar algum padrão espacial do comportamento dos indicadores e índices.

Para análise da associação entre as variáveis de estudo e os indivíduos com anticorpos contra *Leptospira* foram realizados testes de Chi-quadrado de Pearson e Exato de Fisher quando necessário, tendo-se como unidade de análise trechos de via.

Resultados e discussão

Cálculo do ISA

Os resultados indicaram condição de salubridade moderada somente para a área de Nova Constituinte (ISA = 74.3) e insatisfatória para as áreas de Alto do Cabrito, Marechal Rondon e Pau da Lima (ISA = 63.7; 49.8; e 31.8 respectivamente – Tabela 3). Para o Indicador IES, as melhores condições (moderada) ocorreram em Nova Constituinte e Alto do Cabrito (IES de 79.2 e 77.0, respectivamente). Para as áreas em Marechal Rondon e Pau da Lima a condição foi insatisfatória (IES < 70.0). O IRS apontou condições precárias para a coleta de resíduos sólidos na maioria das áreas. Somente a área de Nova Constituinte possuía boa condição de manejo dos resíduos (IRS = 87.3 - Tabela 3). O IDU apontou problemas na drenagem urbana da maioria dos trechos de três das quatro áreas. A área de Pau da Lima apresentou a pior pontuação (34.0), seguida por Marechal Rondon e Nova Constituinte (46.7 e 56.2, respectivamente). A área de Alto do Cabrito apresentou a melhor condição (IDU = 73.7).

A baixa pontuação em Alto do Cabrito (ISA = 63.7) indica a necessidade de melhoria dos serviços de resíduos sólidos nas microáreas 2 e 5 e para a microárea 1 é necessário melhorar a drenagem urbana. Na área em Marechal Rondon são necessárias intervenções de destino adequado dos esgotos domésticos nas microáreas 3, 4 e 5; a melhoria na coleta dos resíduos sólidos em todas as microáreas e de pontos de descarte irregular de resíduos nas microáreas 1, 3 e 5. Nova Constituinte, apesar de apresentar melhor pontuação, necessita de melhorias na drenagem nas microáreas 1 e 5 e reparos na rede coletora de esgotos sanitários da microárea 1. Em Pau da Lima, observou-se a necessidade de uma intervenção integrada, sendo que todos os serviços de saneamento básico são prestados de forma precária. Foi observada a existência de corpos d'água que se configuravam como pontos críticos de escoamento de esgotos sanitários, de despejo inadequado de resíduos sólidos e áreas críticas de alagamentos e inundações quando de chuvas intensas.

Ocorrência de indivíduos com anticorpos contra *Leptospira* e ISA

Os resultados indicaram que a área de Alto do Cabrito apresentou a maior prevalência (20,88%), de *Leptospira*, seguida de Marechal Rondon (20,1%), Nova Constituinte (19,7%) e Pau da Lima (10,5%). Para as microáreas de estudo, foram observadas prevalências significativamente superiores às médias, sendo as maiores observadas na microárea 3 de Nova Constituinte (39,1%) e na microárea 5 de Marechal Rondon (33,9%). No Alto do Cabrito, embora a microárea 1 não tenha apresentado casos positivos, os altos valores das outras quatro microáreas fizeram com que a área apresentasse o maior percentual. As menores prevalências variaram entre 7% e 9% para as microáreas 1 de Marechal Rondon; 2% em Nova Constituinte e; 2% e 7% em Pau da Lima (Tabela 4).

Os Mapas de *Kernel* (Figura 1) indicaram o comportamento da prevalência de *Leptospira* nas áreas de estudo. Em Nova Constituinte, a densidade de indivíduos positivos foi maior na microárea 4, sendo esta a microárea de maior probabilidade de infecção pela bactéria, seguida da microárea 3 e depois a 1. Na área em Alto do Cabrito, a maior intensidade de ocorrência se dividiu entre as microáreas 2 e 3 e, com menos significância, em 4 e 5. Em Marechal Rondon, as áreas de maior probabilidade de ocorrência foram identificadas entre as microáreas 5 e 2. Em Pau da Lima, identificou-se dois pontos de maior densidade, entre as microáreas 3, 4 e 5 e de menor densidade entre 1, 6, 7 e 8.

Comparando a densidade dos casos positivos com a presença de pontos de lixo (Figura 1), observa-se que em Alto do Cabrito, Marechal Rondon e Nova Constituinte havia a presença de três ou quatro pontos de lixo próximo das áreas de maior densidade de indivíduos positivos. Do mesmo modo, havia três caixas estacionárias nas proximidades das zonas de maior densidade de casos positivos nas áreas de Alto do Cabrito e Marechal Rondon.

A presença de caixas estacionárias também se apresenta como fator de risco para a infecção pela bactéria *Leptospira*. Pôde-se observar que a existência de caixas estacionárias promove o espalhamento de resíduos sólidos na área circundante, gerando ambientes atrativos para roedores (Tabela 3).

Tabela 3. Pontuação do ISA e dos indicadores das áreas e microáreas de estudo. Salvador-BA, 2020.

Área	Micro	IEE	ICE	IPC	IES	ICR	IFR	IPR	IRS	IED	ICD	IDD	IAD	IDU	ISA
Alto do Cabrito (AC)	AC1	87.1	90.5	87.1	88.3	77.6	77.0	35.1	63.3	16.9	23.4	0.0	94.7	33.8	61.8
	AC2	22.7	66.7	87.1	58.9	1.3	27.7	29.6	19.5	100	63.5	87.3	51.3	75.5	51.3
	AC3	57.6	86.6	87.1	77.2	39.4	38.3	65.0	47.6	100	100	64.4	94.7	89.8	71.5
	AC4	63.5	87.4	87.1	79.4	100	100	0.0	66.7	100	100	40.1	62.9	75.7	73.9
	AC5	87.1	69.8	87.1	81.5	1.2	0.0	15.1	5.5	91.9	99.9	87.3	94.7	93.5	60.1
	Média				77.0			Média	40.5				Média	73.7	63.7
Marechal Rondon (MR)	MR1	87.2	86.1	87.1	86.8	100	100	5.1	68.4	68.8	76.4	87.3	94.7	81.8	78.9
	MR2	87.2	77.2	87.1	83.8	84.6	69.9	62.3	72.3	56.2	5.7	87.3	80.3	57.4	71.2
	MR3	36.5	80.6	0.0	39.0	77.7	77.0	0.0	51.6	58.9	66.3	24.3	94.7	61.1	50.6
	MR4	71.1	20.5	0.0	30.5	15.2	13.6	94.9	41.2	0.0	5.7	87.3	0.0	23.2	31.7
	MR5	28.1	61.5	0.0	29.9	14.0	12.4	5.1	10.5	34.2	5.7	0.0	0.0	9.9	16.8
	Média				54.0			Média	48.8				Média	46.7	49.8
Nova Constituinte (NC)	NC1	87.2	76.6	0.0	54.6	100	100	29.5	76.6	37.3	44.3	87.3	7.9	44.2	58.4
	NC2	87.2	80.0	87.1	84.8	100	100	59.0	86.3	100	100	87.3	78.8	91.5	87.6
	NC3	67.5	85.4	87.1	80.0	86.2	85.6	94.9	88.9	45.7	52.8	24.3	94.7	54.4	74.4
	NC4	87.2	90.5	87.1	88.3	100	100	59.0	86.3	20.3	26.9	87.3	94.7	57.3	77.3
	NC5	87.3	90.5	87.1	88.3	100	100	94.9	98.3	0.0	5.7	87.3	41.7	33.7	73.4
	Média				79.2			Média	87.3				Média	56.2	74.2
Pau da Lima (PL)	PL1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	0.0	0.4	18.4	24.9	87.3	0.0	32.7	11.0
	PL2	32.6	17.9	63.5	38.0	1.3	0.0	94.9	32.1	31.5	38.3	24.3	58.0	38.0	36.0
	PL3	33.9	46.9	0.0	26.9	1.3	0.0	94.9	32.1	20.3	26.9	0.0	78.8	31.5	30.2
	PL4	0.0	8.7	0.0	2.9	1.3	0.0	94.9	32.1	73.8	81.4	0.0	0.0	38.8	24.6
	PL5	73.5	20.5	73.5	55.8	1.3	0.0	94.9	32.1	15.5	22.0	87.3	82.5	51.8	46.6
	PL6	0.0	0.0	0.0	0.0	1.3	0.0	65.0	22.1	0.0	5.7	87.3	28.4	30.3	17.5
	PL7	68.5	45.7	77.8	64.0	49.5	48.5	94.9	64.3	10.5	16.9	0.0	0.0	6.3	45.1
	PL8	76.7	11.0	76.7	54.8	1.3	0.0	94.6	32.1	0.0	5.7	87.3	76.0	42.2	43.1
	Média				30.3			Média	30.9				Média	34.0	31.8

Fonte: Própria (2020).

Tabela 4. Número e prevalência de positivos para anticorpos contra a *Leptospira*, segundo microáreas e áreas de estudo. Salvador-Bahia, 2020

Microárea	Sorologia positiva							
	Alto do Cabrito		Marechal Rondon		Nova Constituinte		Pau da Lima	
	N.	%	N.	%	Nº.	%	N.	%
1	0	0.00	2	7.69	6	16.67	8	9.52
2	15	26.32	8	21.62	3	8.11	14	8.05
3	7	26.92	4	13.33	9	39.13	18	10.47
4	6	10.71	5	13.16	9	23.68	25	15.82
5	10	25.00	18	33.96	1	12.50	17	11.11
6	-	-	-	-	-	-	7	9.46
7	-	-	-	-	-	-	16	8.84
8	-	-	-	-	-	-	11	10.28
Geral	38	20.88	37	20.11	28	19.72	116	10.52

Fonte: Própria a partir dos dados do ISC/UFBA (2020).

Para a área de Pau da Lima não foi observada relação das caixas estacionárias e os pontos de lixo com as áreas de maior densidade, uma vez que a localização desses é oposta às áreas de maior concentração de casos positivos (Figura 1). No entanto, vale observar que, a área apresentou o menor IRS dentro das estudadas e dentro os trechos existentes. Cerca de 94% dos trechos não contavam com coleta dos resíduos, sendo estes encaminhados para caixas estacionárias ou pontos de lixo, revelando uma condição de insalubridade que se **distribuía** por toda a área.

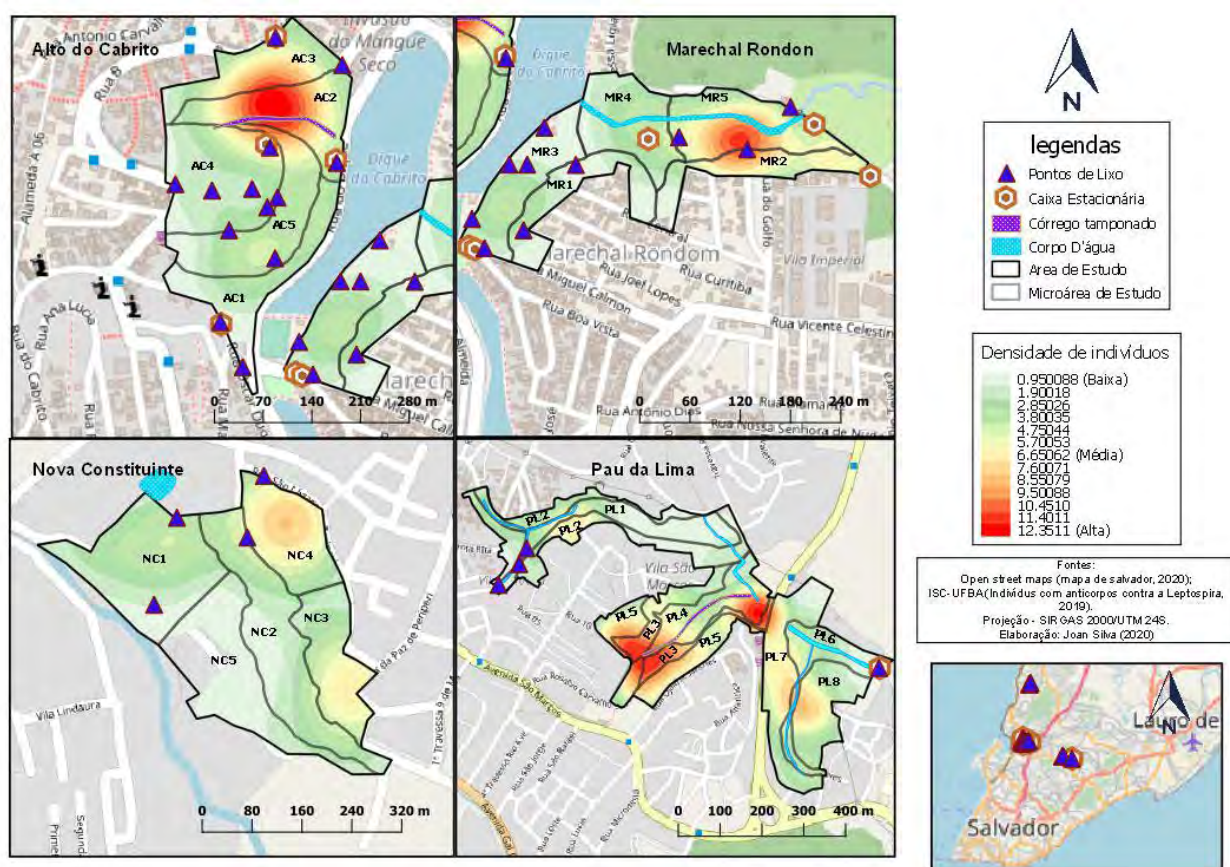


Figura 1. Áreas e Microáreas de Estudo, características sanitárias e densidade de ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*. Salvador, 2020.

Fonte: Própria com dados do ISC/UFBA e mapa do OpenStreetMap (2020).

Além disso, também foi constatada a prática de disposição dos resíduos nos corpos d'água e nos córregos tamponados na área de Pau da Lima. Assim, foram delimitados os corpos d'água nas áreas e comparados com os mapas de densidade de *Kernel* para ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira* (Figura 1). Pôde-se observar que para as áreas em Alto do Cabrito,

Marechal Rondon e Pau da Lima, há corpos d'água que passam exatamente nas zonas que apresentam maior densidade de casos, corroborando com a literatura aqui apresentada das relações entre a disposição inadequada de resíduos sólidos e presença de corpos d'água. Ressalta-se que, foi observado em campo que todos os corpos d'água nas quatro áreas estudadas recebem contribuição contínua de esgotos domésticos, sendo que, os córregos em Alto do Cabrito e em um trecho em Pau da Lima encontravam-se parcialmente tamponados.

Na área em Nova Constituinte foi observado um comportamento oposto ao das três outras áreas. Há somente uma lagoa, que também recebe contribuição de esgotos domésticos, mas que se encontra distante das áreas de maior risco, indicando então não haver uma relação direta entre as variáveis.

Os mapas que mostram a relação entre a pontuação do ISA e a distribuição espacial dos indivíduos positivos para anticorpos contra a *Leptospira* (Figura 2), indicam que o número de indivíduos positivos é maior nas microáreas de menores pontuações de ISA em Marechal Rondon, Alto do Cabrito e Pau da Lima, indicando então haver uma relação inversamente proporcional entre as variáveis.

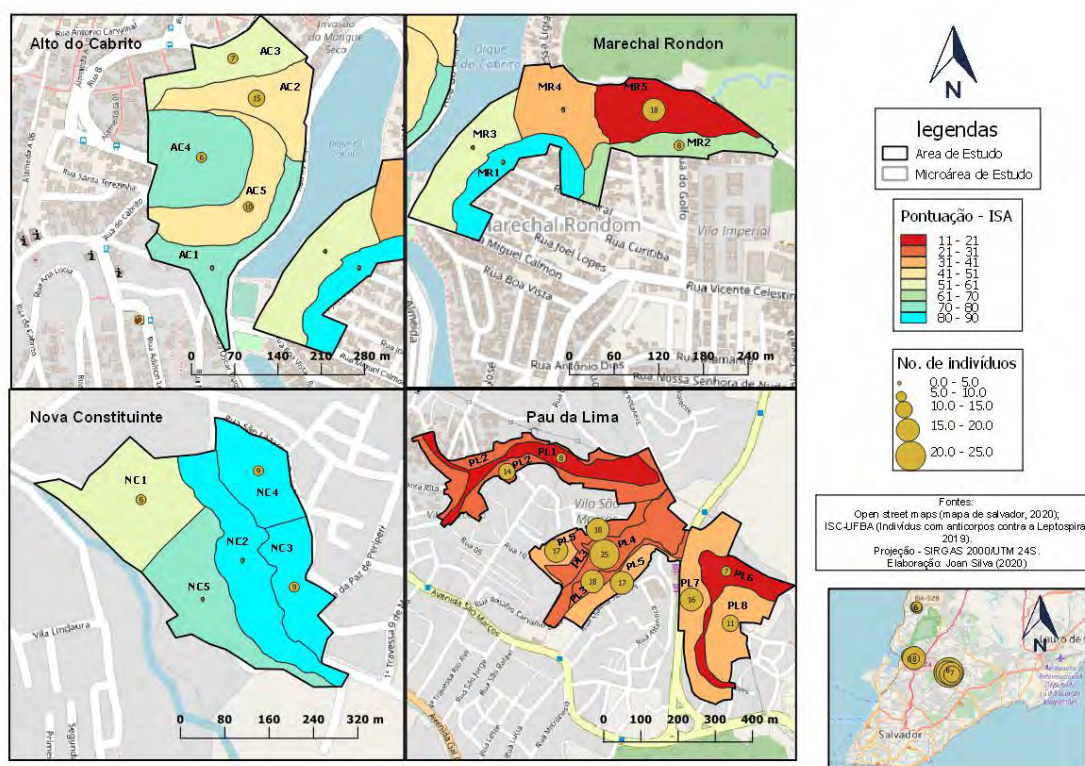


Figura 2. Pontuação do ISA e número de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira* por microárea. Salvador, 2020. Fonte: Própria com dados do ISC/UFBA e mapa do OpenStreetMap (2020).

Para a área em Nova Constituinte, essa relação não se aplica, uma vez que a maior concentração de casos positivos é dada para as áreas de maior pontuação do ISA. No entanto, a área apresentou menor quantidade de indivíduos positivos e maiores pontuações do ISA entre todas as áreas. Desse modo, é observada a necessidade de averiguação de outras variáveis na área a fim de justificar o comportamento atípico da distribuição e ocorrência da doença.

As análises espaciais apontaram haver uma possível relação entre os gradientes de salubridade e as variáveis de estudo com a distribuição de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*. Dessa forma, tornou-se necessário avaliá-la numericamente a partir de análises estatísticas.

Tabela 5. Associação de variáveis de estudo com a ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira*

Variáveis	Sorologia		Valor de <i>p</i>
	Negativa	Positiva	
Tipo de rede de esgoto			
Adequado	122 (56.74%)	93 (43.26%)	0.050
Inadequado	25 (42.37%)	34 (57.63%)	
Poços de visitas da rede de esgoto			
Bom estado de conservação	78 (57.78%)	57 (42.22%)	0.025
Estado precário de conservação	21 (39.62%)	32 (60.38%)	
Condição de conservação da rede de esgoto			
Bom estado de conservação	92 (60.53%)	60 (39.47%)	0.024
Estado precário de conservação	33 (44.59%)	41 (55.41%)	
Presença de corpos de água			
Não	117 (53.42%)	102 (46.58%)	0.005
Sim	30 (54.55%)	25 (45.45%)	
Presença de umidade na parede externa da moradia			
Não	123 (57.75%)	90 (42.25%)	0.011
Sim	24 (39.34%)	37 (60.66%)	
Altura da marca de umidade na parede externa da moradia			
Sem marcas	123 (57.75%)	90 (42.25%)	0.011
Entre 15 e 60 cm	24 (39.34%)	37 (60.66%)	
Tipo de drenagem			
Adequado	87 (55.41%)	70 (44.59%)	0.012
Inadequado	60 (51.28%)	57 (48.72%)	
Estado de conservação da rede de drenagem			
Bom Estado de conservação	30 (55.56%)	24 (44.44%)	0.015
Estado precário de conservação	2 (16.67%)	10 (83.33%)	
Condição da via quando da ocorrência de chuvas			
Bom Estado	82 (60.74%)	53 (39.26%)	0.004
Estado precário	65 (46.76%)	74 (53.24%)	
Forma de disposição dos resíduos sólidos na via			
Parcialmente adequado	15 (68.18%)	7 (31.82%)	0.021
Parcialmente inadequado	127 (51.42%)	120 (48.58%)	
Tipo de coleta dos resíduos sólidos			
Adequado	54 (72%)	21 (28%)	0.001
Parcialmente adequado e inadequado	93 (46.73%)	106 (53.27%)	

Fonte: Própria (2020).

O estudo da associação entre os indicadores que compõe o ISA e a ocorrência de indivíduos com anticorpos contra a *Leptospira* foi realizado por meio dos testes de Chi-quadrado de Pearson e Exato de Fisher (Tabela 5). Dos onze indicadores analisados, apresentaram associação com a prevalência de anticorpos contra *Leptospira*, especialmente as relacionadas à drenagem das águas pluviais, onde 6 das 9 variáveis estudadas apresentaram relação positiva.

Os resultados corroboram com estudos prévios que relacionam as componentes do saneamento básico à ocorrência da leptospirose e infecção por *Leptospira* (Reis *et al.*, 2008; Felzenburgh *et al.*, 2014; Hagan *et al.*, 2016; Guimarães, Carvalho e Silva, 2014).

Conclusão

O presente estudo mostrou-se satisfatório na representação do gradiente de salubridade nas microáreas de estudo, indicando quais áreas e quais serviços públicos de saneamento básico necessitam de maior atenção para a definição de ações para reverter a condição de insalubridade do meio.

Os resultados apontaram que três das quatro áreas de estudo apresentaram condição de salubridade insatisfatória. A baixa pontuação do ISA para as áreas e microáreas foram dadas principalmente em face da ausência de integralidade na prestação dos serviços de saneamento básico.

As análises espaciais e estatísticas corroboram com os estudos já realizados que apontam a precariedade, principalmente dos serviços públicos de drenagem urbana, esgotamento sanitário e coleta de resíduos sólidos, como fatores que contribuem significativamente na infecção pela *Leptospira*.

Espera-se que os resultados do estudo possam contribuir na concepção ações integrais de saneamento básico para a prevenção e controle da leptospirose, superando a abordagem médico-assistência e segmentada no território que devem ser considerados em sua totalidade, incorporando aspectos de caráter socioeconômico, físico-natural e cultural.

Referências bibliográficas

- Aleixo, N. C. R., Sant'anna Neto, J. L. (2010) Eventos pluviométricos extremos e saúde: perspectivas de interação pelos casos de leptospirose em ambiente urbano, *Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, **6**(11), 118-132.
- Ajzenberg, M. G., Brasil, A. L., Piza, F. J. T., Fontenele, J. A. T. (1986) Utilização de indicadores de caráter social na definição de prioridades de obras de saneamento. *Revista DAE*, São Paulo, **46**(147), 392-401.

- Almeida, M. A. P. (1999) *Indicadores de salubridade ambiental em favelas urbanizadas: o caso de favelas em área de proteção ambiental*, Tese (Doutorado em Engenharia Urbana) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 243 pp.
- Barcellos, C., Sabroza, P. C. (2001). The place behind the case: leptospirosis risks and associated environmental conditions in a flood-related outbreak in Rio de Janeiro. *Caderneta de Saúde Pública, Rio de Janeiro*, **17**(suplemento), 59-67. Acesso em 18 de maio de 2018, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/csp/v17s0/3881.pdf>
- Borja, P. C. (1997) *Avaliação da Qualidade Ambiental Urbana - Uma Contribuição Metodológica*. Dissertação de mestrado, Programa de Pós Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Faculdade de Arquitetura, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 283 pp.
- Brasil (2014) *Leptospirose: diagnóstico e manejo clínico*. ISBN 978-85-334-2159-2. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância das Doenças Transmissíveis. Acesso em 20 de janeiro de 2022, disponível em: <https://bvsm.sau.gov.br/bvs/publicacoes/leptospirose-diagnostico-manejo-clinico2.pdf>
- Brasil (2017) *Guia de Vigilância em Saúde: volume único. 2. ed.* Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Desenvolvimento da Epidemiologia em Serviços. Acesso em 17 de setembro de 2018, disponível em: <http://portalarquivos.sau.gov.br/images/pdf/2017/outubro/06/Volume-Unico-2017.pdf>
- Brasil (2018) *LEPTOSPIROSE - Casos confirmados notificados no Sistema de Informação de Agravos de Notificação – Brasil*. Ministério da saúde, DATASUS – Tecnologia da informação a serviço do SUS. Acesso em 15 de novembro de 2018, disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sinannet/cnv/leptobr.def>
- Brito, R. L. (2017) *Projeto MRC Referências*. Instituto de Saúde Coletiva da Universidade Federal da Bahia. 12 pp. Salvador, Bahia. Não Publicado.
- Busato, M. A., Schabat, F. M., Lunkes, E. F., Lutinski, J. A., Corrallo, V. S. (2017) Incidência de leptospirose e fatores associados no município de Chapecó, Santa Catarina, Brasil. *Revista de Epidemiologia e Controle de Infecção*, Santa Cruz do Sul, **7**(4), 1-13. doi: <http://dx.doi.org/10.17058/reci.v7i4.7838>. Acesso em 29 de novembro de 2018, disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/epidemiologia/article/view/7838>
- Costa, F., Hagan, J. E., Calcagno, J., Kane, M., Torgeson, P., Ko, A. I. (2015) Global Morbidity and Mortality of Leptospirosis: A Systematic Review. *Plos Neglected Tropical Diseases*, **9**(9), 1-19. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0003898>
- Felzemburgh, R. D. M., Ribeiro, G. S., Costa, F., Reis, R. B., Santana, F. S., Carvalho, M. S., Ko, A. L. (2014) Prospective Study of Leptospirosis Transmission in an Urban Slum Community: Role of Poor Environment in Repeated Exposures to the Leptospira Agent, *PLoS Neglected Tropical Diseases*, **8**(5), 1-9. <http://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002927>
- Fiocruz, Fundação Oswaldo Cruz, (2005) *Diagnóstico mais ágil e eficaz para leptospirose*. Agência Fiocruz de notícias, Publicação online. Acesso em 20 de janeiro de 2022, disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/diagnostico-mais-agil-e-eficaz-para-leptospirose#:~:text=Atualmente%2C%20as%20principais%20formas%20de,identificar%20a%20prolifera%C3%A7%C3%A3o%20da%20bact%C3%A9ria>
- Gomes, M. J. P. (2015) Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS. Gênero *Leptospira* spp. Acesso em 10 de novembro de 2018, disponível em: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/393176/mod_folder/content/0/G%C3%AAnero%20Leptospira%20%202015.pdf?forcedownload=1
- Gonçalves, N. V., Araújo, E. N., Sousa, A. S.; Miranda, C. S., Palácios, V. R.C. M. (2016). Distribuição espaço-temporal da leptospirose e fatores de risco em Belém, Pará, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, **21**(12), 3947-3955. FapUNIFESP (SciELO). Acesso em 11 de dezembro de 2018, disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/csc/v21n12/1413-8123-csc-21-12-3947.pdf>

- Guimarães, A. J. A., Carvalho, D. F. de, Silva, L. D. B. da. (2014) *Saneamento básico*. Acesso em 13 de outubro de 2018, disponível em: <http://www.ufrj.br/institutos/it/deng/leonardo/downloads/APOSTILA/Apostila%20IT%20179/Cap%201.pdf>
- Hacker, K. P., Sacramento, G. A., Cruz, J. S., Oliveira, D., Nery, N., Lindow, J. C., Carvalho, M., Hagan, J., Diggle, P. J., Begon, M., Reis, M. G., Wunder, E. A., Ko, A. I., Costa, F. (2020) Influence of Rainfall on Leptospira Infection and Disease in a Tropical Urban Setting, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, **26**, 1-4.
- Hagan, J. E., Moranga, P., Costa, F., Capian, N., Ribeiro, G. S., Wunder, E. A., Reis, R. B., Nery, N., Ko, A. (2016) Spatiotemporal Determinants of Urban Leptospirosis Transmission: Four-Year Prospective Cohort Study of Slum Residents in Brazil, *PLoS Neglected Tropical Disease*, **10**(1), 1-16. <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0004275>
- Lee, Y., Huang, C. (2007). Sustainability index for Taipei. *Environmental Impact Assessment Review*, **27**, 505-521. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2006.12.005>
- Levett, P. N. Leptospirosis. (2001) *Clinical Microbiology Reviews*, **14**(2), 296-326. doi: <http://dx.doi.org/10.1128/cmr.14.2.296-326.2001>
- Oliveira, J. D., Silva Filho A. C., Silva J. B. (2017) A Água e suas correlações com doenças na Cidade de Campina Grande-PB. *Hygeia, Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde*, **13**(24), 92-109.
- Reis, R. B., Ribeiro, G. S., Santana, F. S., Mohr, S., Melendez, A. X. T., Ko, A. (2008) Impact of Environment and Social Gradient on Leptospira Infection in Urban Slums, *Plos: Neglected Tropical Diseases*, **2**(4), 1-10. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0000228>
- Reisi, M, Aye, L., Rajabifard, A., Ngo, T. (2014) Transport sustainability index: Melbourne case study. *Ecological Indicators*, **43**, 288-296. Acesso em 04 de outubro de 2018, disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X14000983>
- Soares, T.S.M., Latorre M.R.D.O., Laporta G.Z., Buzzar M.R. (2010) Análise espacial e sazonal da leptospirose no município de São Paulo, 1998 a 2006. *Rev Saúde Pública* **2010**, **44**(2), 283-91. <https://doi.org/10.1590/S0034-89102010000200008>
- Souza, A. P. B. De, Costa, L. L., Souza, P. M. (2013) Problemática dos resíduos sólidos urbanos dispostos em terrenos baldios, *V Simposio Iberoamericano en Ingeniería de Residuos*. Mendoza, Argentina. Acesso em 20 de fevereiro de 2019, disponível em: <http://www.redisa.net/doc/artSim2013/OtrosTemasSobreResiduosSolidos/Problematica%20RSU%20en%20Terrenos%20Baldios.pdf>
- Teixeira, J. C., Oliveira, G. S., Vialli, A. M., Muniz, S. S. (2014) Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009, *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, **19**(1), 87-96. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522014000100010>
- Valvassori, M. L., Alexandre, N. Z. (2012). Aplicação do Indicador de Salubridade Ambiental (ISA) para áreas urbanas, *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, (25), 1-19.

REVISTA AIDIS

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

DETERMINACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DEL EMBALSE SAN JACINTO, CON IMÁGENES DE SATÉLITE LANDSAT 8, TARIJA, BOLIVIA

* Deimar Fernández¹
Luis Muñoz²
Esperanza Flor Coronel³

DETERMINATION OF THE TROPHIC STATE OF THE SAN JACINTO RESERVOIR, USING SATELLITE IMAGES LANDSAT 8, TARIJA, BOLIVIA

Recibido el 1 de octubre de 2021. Aceptado el 22 de marzo de 2022

Abstract

The values of the trophic status indicators such as chlorophyll-a (Chl-a), transparency (Z_{SD}) and turbidity, have contributed to the increase in the trophic levels of reservoirs and lakes. The objective of this research is to demonstrate that it is possible to estimate and predict the trophic state of the San Jacinto reservoir, with a high spatial resolution through the use of Landsat 8 satellite images, in combination with in situ data and through multiple linear regression models of Chl-a and Z_{SD} parameters in the dry and wet seasons of 2018 and 2019. The results categorize the reservoir as hypereutrophic in the wet period with an average Z_{SD} of 0.35 m. and eutrophic in the dry period with an average Z_{SD} of 1.94 m. For the Chl-a values, the average value in the wet period was 12.65 $\mu\text{g}/\text{l}$., Categorizing the reservoir as eutrophic and in the dry season as Ultraoligotrophic with an average value of 0.83 $\mu\text{g}/\text{l}$, with a variation with The classification using the Z_{SD} values, it is deduced that the low transparency of the water would not be due to a high concentration of phytoplankton or algae, but rather to high amounts of matter or solids in suspension (turbidity). This phenomenon occurs in the San Jacinto reservoir due to the dragging of sediment discharged by the waters of the Grande, Chico rivers and the Tablada Grande stream of the Tolomosa basin. The determination coefficient for each variable and each season varied in Chl-a from 80.06% in the wet season and 73.79% in the dry period. The R^2 of Z_{SD} of 74.83% in the wet season and 74.93% in the dry period. The results showed positive equations that allowed estimating the parameters of the trophic levels of the San Jacinto reservoir.

Keywords: San Jacinto Reservoir, trophic status, Landsat 8, OLI sensor, multiple linear regression models.

¹ Departamento de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Estudiante de Doctorado en Ciencias - U.A.J.M.S., Bolivia.

² Laboratorio de Análisis de Agua COSAALT Ltda, Encargada del Área Físicoquímico de Agua Residual, Bolivia.

³ Empresa Dyma Asociados SRL, Especialista en Teledetección, Bolivia.

*Autor correspondiente: Departamento de Manejo de Cuencas Hidrográficas y Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Agrícolas y Forestales, Estudiante de Doctorado en Ciencias – U.A.J.M.S, Bolivia, Av. Víctor Paz Estensoro, Campus El Tejar, Tarija-Bolivia. Email: deimarfernandez@uajms.edu.bo

Resumen

Los valores de los indicadores del estado trófico como la clorofila-a (Chl-a), transparencia (Z_{SD}) y turbidez, han contribuido al incremento en los niveles tróficos de embalses y lagos. El objetivo de esta investigación es demostrar que es posible estimar y predecir el estado trófico del embalse San Jacinto, con una alta resolución espacial mediante el uso de imágenes satelitales Landsat 8, en combinación con datos *in situ* y a través de modelos de regresión lineal múltiple de los parámetros Chl-a y ZSD en las temporadas del periodo seco y húmedo del año 2018 y 2019. Los resultados categorizan al embalse, como hipereutrófico en el periodo húmedo con Z_{SD} promedio de 0.35 m. y eutrófico en el periodo seco con un Z_{SD} promedio de 1.94 m. Para los valores de la Chl-a, el valor promedio en el periodo húmedo fue de 12.65 $\mu\text{g/l}$, categorizándolo al embalse como eutrófico y en la temporada seca como Ultraoligotrófico con un valor promedio de 0.83 $\mu\text{g/l}$, existiendo una variación con la clasificación mediante los valores de Z_{SD} , se deduce que la baja transparencia del agua no estaría dada por una alta concentración de fitoplancton o algas, sino por altas cantidades de materias o sólidos en suspensión (turbidez). Este fenómeno se presenta en el embalse San Jacinto por el arrastre de sedimento que descargan las aguas de los ríos Grande, Chico y la quebrada Tablada Grande de la cuenca Tolomosa. El Coeficiente de determinación para cada variable y cada temporada varió en Chl-a de 80.06 % en la temporada húmeda y 73.79 % en el periodo seco. El R^2 de Z_{SD} de 74.83 % en la temporada húmeda y 74.93 % en el periodo seco. Los resultados mostraron ecuaciones positivas que permitieron estimar los parámetros de los niveles tróficos del embalse San Jacinto.

Palabras clave: Embalse San Jacinto, estado trófico, Landsat 8, Sensor OLI, modelos regresión lineal múltiple.

Introducción

La eutrofización es un fenómeno que viene siendo estudiado desde la década de los 70 (Ropal, 2010), es el resultado de una combinación de factores biológicos, químicos y físicos en los que destacan la luz, la temperatura, los nutrientes y la estabilidad horizontal y vertical de la columna de agua (Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., Sánchez A. R., 2013).

Las concentraciones de sustancias ópticamente activas en los cuerpos de agua y producen la proliferación de algas nocivas, anoxia y el deterioro de la calidad del agua (Wang, Y., Xia, Hao, Fu, J., She., G., 2004), ésta, se refleja en los efectos combinados de los procesos a lo largo de una cuenca hidrográfica, donde las actividades antropogénicas en todas las escalas espaciales contribuyen al deterioro de los cuerpos de agua (Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R., 2018).

La alteración del paisaje y la vegetación no solo cambian el equilibrio hídrico, sino que también alteran los procesos que controlan la calidad del agua (Peters y Meybeck, 2000). El PMSJ (2019) mediante el Centro de Investigación del Agua "CIAGUA" (2019), hace referencia histórica sobre el proceso de sedimentación del embalse San Jacinto, siendo el principal problema ambiental de la calidad del agua.

Los estudios de análisis de parámetros físico químico y biológicos realizados en el embalse San Jacinto, son demasiados escasos, se destacan los estudios realizados por Laviolette (2005). Por otro lado, gracias a un pequeño financiamiento de la FUCID (Fondation Universitaire pour la Coopération Internationale au Développement), permitido la realización de estudios limnológicos relativamente cortos en el embalse San Jacinto (Descy & Sarmiento, 2006).

No obstante, se destaca el estudio encargado al “Laboratorio de Proyectos Ambientales de la Universidad Nacional Autónoma de México” en el embalse San Jacinto, denominado “Informe de la UNAM” en 2006, los resultados de parámetros físicos, químicos y biológicos fueron demasiados alarmantes, llegando a la decisión de suspender el uso de las aguas provenientes de este embalse para el consumo humano; hubo bastante especulación y repercusiones. Al respecto, de acuerdo a Medina, I., Smolders, A., Lebrato, Coronel, F., Orozco, M., (2007), realizaron una interpretación del Informe técnico de la UNAM, encontrándose limitaciones al estudio de la UNAM.

Después del informe de la UNAM, se realizaron estudios esporádicos muy cortos. No obstante, se destaca el estudio realizado por Gutiérrez, Medrano & Universidad Católica Boliviana, (2015), donde concluyen que las aguas del Lago San Jacinto corresponden a la "Clase B", por el contenido de los valores de Coliformes Fecales de DBO. Después de este año no se conocen de otros estudios sobre calidad del agua.

La estimación de parámetros de calidad ambiental en cuerpos de agua a partir de imágenes satelitales ha sido posible debido a la relación que existe entre las propiedades ópticas del agua y la reflectancia en diferentes longitudes de onda del espectro electromagnético de la luz (Pérez y Muñoz, 2006). Los cuerpos de agua exhiben comportamientos de reflectancia/absorbancia variable y condicionado tanto por factores externos como por las propiedades físicas y químicas del agua (Pérez y Muñoz, 2006).

Según, Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R., 2018, manifiesta que la teledetección, es una herramienta complementaria para la determinación de la calidad de agua desde el punto de vista espacial y temporal. Para la estimación de parámetros ambientales, algunas investigaciones han utilizado las imágenes satelitales de Landsat, desde las más recientes versiones para los sistemas continentales, lagos entre otros. Estos estudios se basan en las relaciones entre los valores de reflectancia de las distintas bandas espectrales y los valores de los parámetros registrados in situ durante el paso del satélite para establecer en su mayoría modelos de regresión lineal simples o múltiples que permitan estimar los parámetros ambientales en una escala espacial fina (Aviña, 2018).

Las imágenes Landsat (sensores TM, ETM y OLI) han sido utilizadas para analizar las propiedades limnológicas de las aguas como herramienta para complementar los análisis de seguimiento

fisicoquímico y biológicos y para establecer las relaciones que existen entre las reflectividades y los datos medidos en laboratorio e *in situ* (Chen, 2016, citado por Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R., 2018).

En el año 1970, el Programa Cooperación sobre la Eutrofización” de la OECD, establece una secuencia de categorías tróficas para los cuerpos de agua lénticos, cimentado en las concentraciones de Clorofila “a” (Chl a), fósforo total (P total), y transparencia medida con el Disco de Secchi (Ds). Además de las concentraciones de turbidez (Laviolette, 2005; Sarmiento, 2006; San Martín, 2007). La concentración de clorofila-a y transparencia han sido unos de los parámetros más estimados a partir de imágenes Landsat (Lim y Choi, 2015; Aviña, 2018; Yunus, A.P., Dou, J., Sravanthi, N., 2015; Brezonik, P., Menken, K.M., Bauer, M. 2005; Wang, Y., Xia, Hao, Fu, J., She., G., 2004). Un claro ejemplo es el trabajo de Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R., 2018, quienes estimaron la calidad de agua en el Lago Vichuquén, Chile, a partir de imágenes de satélite Landsat 8, y mediciones *in situ*, basados en el uso combinado de sensores ópticos y modelos regresión lineal múltiple para estimar clorofila-a (Chl-a), sólidos en suspensión y la transparencia Sechi (Z_{SD}).

Los resultados de diversas investigaciones científicas (Matthews, 2011; Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilagyi, F., Mittenzwey, K.H., Karnieli, A., Kaiser, A. 1993; Wang, Y., Xia, Hao, Fu, J., She., G., 2004; Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., Borja, R. 2007; Giardino, C., Bresciani, M., Cazzaniga, H., Schenk, K., Rieger, P., Braga, F., Matta, R., Brando, V. E. 2014) permitieron evaluar y modelar espacial y temporalmente la calidad del agua mediante el análisis de regresiones, estableciendo relaciones estadísticas entre variables medidas *in situ* en limitados periodos de tiempo y con datos de sensores remotos. Estos estudios demostraron el potencial de la teledetección para el análisis de las dinámicas de cuerpos de aguas continentales, marítimas y humedales marino-costeros (Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R., 2018).

La presente investigación pretende demostrar que es posible estimar y predecir el estado trófico del embalse San Jacinto, con una alta resolución espacial mediante el uso de imágenes satelitales Landsat 8, en combinación con datos *in situ* y a través de modelos de regresión lineal múltiple en las temporadas del periodo seco y húmedo del año 2018 y 2019.

Materiales y métodos

Área de estudio

La Figura 1., muestra la localización de la estación de muestreo estudiada y la Tabla 1., muestra algunas de sus características morfométricas del embalse San Jacinto, área de estudio.

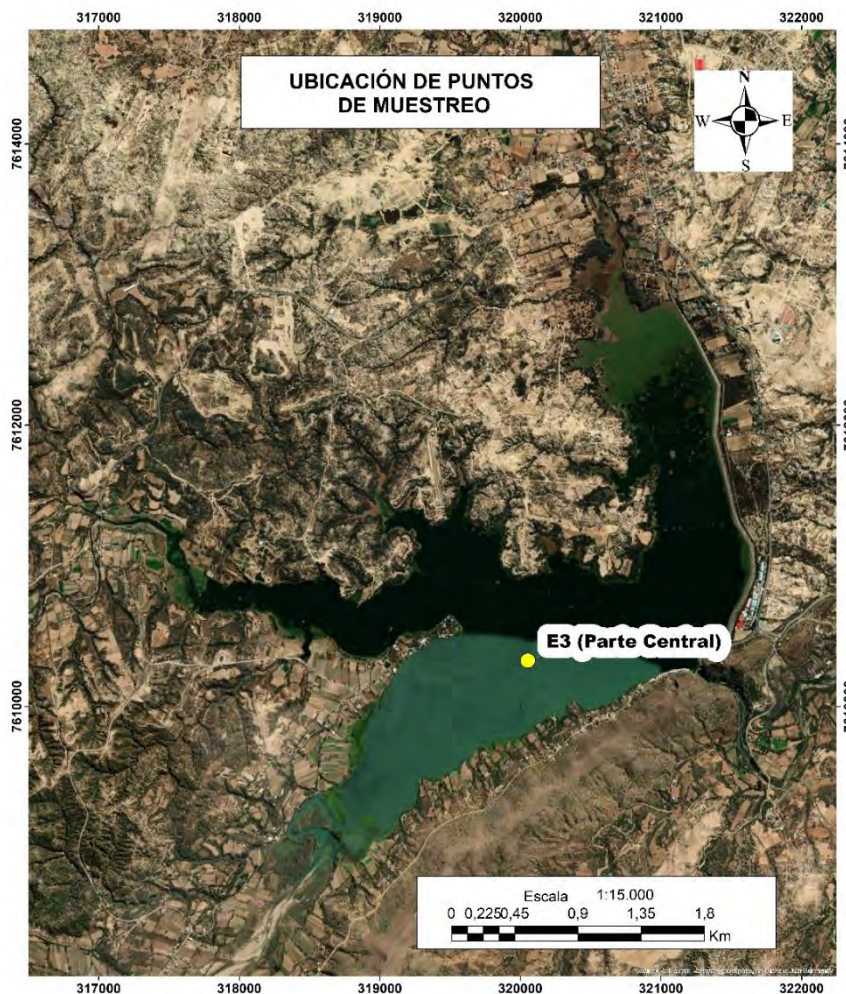


Figura 1. Localización de la estación de muestreo

Tabla 1. Características morfométricas del embalse San Jacinto.

Características	Detalle
Tipo de presa:	Presa de hormigón armado doble curvatura
Area de la cuenca:	437 km ² .
Altura de la presa:	46.5 m
Longitud de cada vertedero:	10 m
Longitud de coronamiento:	100 m
Cota de vertedero con presa inflable:	1884 m.s.n.m.
Espejo de agua (1884 m.s.n.m.):	602 has
Cota vertedero de cemento:	1882.50 m.s.n.m.
Capacidad:	7.5 kw/hr
Altura de carga:	50 m

Según, Laviolette (2005), el río Tolomosa, es uno de los principales afluentes que alimenta al embalse San Jacinto, nace con el nombre de río Calderillas con un recorrido de sur a norte en la parte alta de la cordillera de Sama, hasta llegar a la comunidad de Sola, donde adquiere éste nombre y cambia de dirección hacia el este, hasta la confluencia con el río Pinos desde donde toma el nombre de río Tolomosa, el cual después de un recorrido de aproximadamente 7 km, llega a unirse con el río Mena, formando el llamado “Río Grande”.

Otro curso de agua importante que alimenta al embalse, y nace como Río San Andrés, que al recorrer alrededor de 4 km., se une con la quebrada Negra, formando el denominado “Río Chico” (Laviolette, 2005). La quebrada Tablada Grande, es un afluente estacionario que conducen sus aguas al embalse San Jacinto.

El embalse San Jacinto, se localiza en la región sur, Tarija-Bolivia, entre los paralelos 20° 55' 44" y 22° 13' 35" de latitud sur y los meridianos de 64° 15' 14" y 65° 02' 03" de longitud Oeste, reservorio puesto en funcionamiento en el año 1989, sobre el cauce del río Tolomosa, a una altura de 1900 m.s.n.m, con una superficie promedio de 560 ha., y un perímetro de 48 km., ocupa una superficie de 467.2 km². El principal problema ambiental de las aguas del embalse, es el transporte de sedimentos, que según datos proporcionados por el Proyecto Múltiple San Jacinto (2019), el embalse contiene 18.117.214 m³., de sedimento acumulado.

El embalse registra una estratificación, con una termoclina a los 4 - 6 m. en la columna de agua, clasificando preliminarmente al embalse como polimíctico caliente (Fernández, 2018).

Planificación del Muestreo in situ

Se planteó un muestreo discrecional que estableció una (1) estación de muestreo (E), localizada en la parte central del embalse para contar con valores de mejores condiciones tróficas (Figura 1).

Los muestreos en campo se realizaron a una profundidad entre 0 y 1.0 m, la frecuencia de muestreo, fue realizado cada 16 días de acuerdo a la revisita del satélite Landsat 8 OLI por el embalse San Jacinto, los días 19 de septiembre de 2018 y 25 de enero 2019, en temporada seca y húmeda.

Recolección de datos in situ

La recolección de las muestras de Chl-a se realizó en el estrato superficial, entre 0-1.0 m de profundidad, con botella Van Dorn de 3.0 litros, y los valores de clorofila-a, se obtuvieron con el equipo portátil Aqua Fluor[®], (fluorómetro). Los valores de Z_{SD} se obtuvieron *in situ*, se sumergió el disco de Secchi desde una lancha y la profundidad a la que el disco desaparece de la vista, es la lectura del Disco Secchi. La transparencia del agua es conocida como la zona fótica (Laviolette, 2005).

Pre-procesamiento de imágenes satelitales

Se utilizaron dos imágenes del satélite Landat 8 OLI, obtenidas del servidor gratuito de la USGS, <https://earthexplorer.usgs.gov/> de fecha 19 de septiembre de 2018 y 25 de enero 2019, que corresponden a los periodos seco y húmedo.

Se corrigieron mediante el método de corrección DOS1, modelo de sustracción de objetos oscuros propuesto por Chávez (2016), se realizó mediante el Software Qgis de código abierto, bajo la utilización del Plugin Semi-Automatic Classification (SCP).

En la tabla 2., se muestra las características de las bandas empleadas del satélite Landsat 8 sensor OLI, que fueron empleadas para la evaluación del estado trófico del lago San Jacinto, para la evaluación se trabajó con valores de reflectancia del espectro visible de las bandas; azul, verde, rojo e infrarrojo cercano; como bien es sabido la firma espectral del agua destaca entre 0.40 – 0.70 μm de longitud de onda, asciende desde la banda azul y desciende en el infrarrojo cercano.

Tabla 2. Características de bandas empleadas del satélite Landsat 8 sensor OLI.

Sensor	Bandas	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)
(OLI)	Banda 2 (azul)	0.45 – 0.51	30
Operational	Banda 3 (verde)	0.53 – 0.59	30
Land Imager	Banda 4 (rojo)	0.64 – 0.67	30
	Banda 5 (infrarrojo cercano NIR)	0.85 – 0.88	30

La reflectividad que presenta el agua es bastante baja y con una tendencia descendente a medida que aumenta la longitud de onda, se ve afectada por factores como el contenido de clorofila, materiales en suspensión, rugosidad y profundidad (Manzano, 2004).

Modelos de regresión lineal múltiple

La estimación de la transparencia y concentración de clorofila, se realizó mediante un ajuste empírico de modelos de regresión lineal múltiple para época seca y húmeda respectivamente, se obtuvieron a través de una serie de combinaciones entre las bandas 2 azul, banda 3 verde, banda 4 rojo y banda 5 infrarrojo cercano siendo variables independientes de los modelos y los datos medidos in situ son las variables dependientes.

El modelo fue estimado en el software Statgraphics Centurion XVI, la selección de las variables fue realizada mediante el procedimiento hacia atrás (backward), empleando 70 muestras, con lo cual se obtuvieron las ecuaciones 1, 2, 3 y 4.

Formas de ecuaciones calibradas para periodo húmedo

Transparencia:

$$Z_{SD} = -\beta_0 - \beta_1 \cdot (b_2)^2 + \beta_2 \cdot (b_2/b_3)^2 - \beta_3 \cdot (b_5/b_3)^2 + \beta_4 \cdot (b_5/b_4)^2 + \beta_5 \cdot (b_3/b_4)^2 - \beta_6 \cdot (b_4/b_2)^2 - \beta_7 \cdot (b_2/b_5)^{0.5} + \beta_8 \cdot (b_4/b_5)^{0.5} + \beta_9 \cdot (b_5/b_2)^{0.5} - \beta_{10} \cdot (b_5/b_4)^{0.5} \quad \text{Ecuación (1)}$$

Clorofila:

$$1/\text{chl-a} = -\beta_0 + \beta_1 \cdot b_2/b_3 - \beta_2 \cdot b_2/b_4 - \beta_3 \cdot b_2/b_5 + \beta_4 \cdot b_3/b_4 + \beta_5 \cdot b_3/b_5 + \beta_6 \cdot b_4/b_3 + \beta_7 \cdot b_5/b_2 - \beta_8 \cdot b_5/b_3 - \beta_9 \cdot (b_2)^{0.5} + \beta_{10} \cdot (b_3)^{0.5} \quad \text{Ecuación (2)}$$

Formas de ecuaciones calibradas para periodo seco

Transparencia:

$$Z_{SD} = \beta_0 + \beta_1 \cdot (b_3)^{0.5} - \beta_2 \cdot (b_4)^{0.5} - \beta_3 \cdot (b_5)^{0.5} + \beta_4 \cdot (1/b_5)^2 + \beta_5 \cdot (b_2/b_3)^2 - \beta_6 \cdot (b_2/b_4)^2 - \beta_7 \cdot (b_3/b_5)^2 + \beta_8 \cdot (b_4/b_2)^2 + \beta_9 \cdot (b_4/b_5)^2 + \beta_{10} \cdot (b_5/b_2)^2 - \beta_{11} \cdot (b_5/b_4)^2 - \beta_{12} \cdot (1/b_3)^{0.5} + \beta_{13} \cdot (1/b_4)^{0.5} - \beta_{14} \cdot (1/b_5)^{0.5} \quad \text{Ecuación (3)}$$

Clorofila:

$$1/(\text{chl-a}) = \beta_0 + \beta_1 \cdot b_3 - \beta_2 \cdot b_4 - \beta_3 \cdot b_2/b_4 + \beta_4 \cdot b_3/b_2 + \beta_5 \cdot b_3/b_4 - \beta_6 \cdot b_4/b_3 - \beta_7 \cdot b_5/b_4 - \beta_8 \cdot 1/b_2 + \beta_9 \cdot (b_2)^{0.5} - \beta_{10} \cdot (b_3)^{0.5} + \beta_{11} \cdot (b_4)^{0.5} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Donde $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4, \beta_5, \beta_6, \beta_7, \beta_8, \beta_9, \beta_{10}, \beta_{11}, \beta_{12}, \beta_{13}$ y β_{14} son coeficientes resultados del proceso de obtención de la ecuación de regresión lineal múltiple, b_2, b_3, b_4 y b_5 representan los valores de reflectividad de las bandas verde, azul, rojo e infrarrojo cercano, en el rango 0.45 – 0.88 μm de longitud de onda.

Los valores límite de clorofila y profundidad Secchi para los distintos niveles tróficos en el ámbito de lagos de zonas templadas se muestran en la tabla 3., propuesto por la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE, 1982).

Tabla 3. Límites Tróficos por OECD (1982).

Categoría Trófica	Chl-a ($\mu\text{g/l}$) Media (2)	Chl-a ($\mu\text{g/l}$) Máxima (3)	Z_{SD} (m) Media (4)	Máxima de Secchi (5)
Ultraoligotrófico	< 1.0	< 2.5	> 12.0	> 6.0
Oligotrófico	< 2.5	< 8.0	> 6.0	> 3.0
Mesotrófico	2.5 – 8.0	8.0 – 25.0	6.0 – 3.0	3.0 – 1.5
Eutrófico	8.0 – 25	2.5 – 75	3.0 – 1.5	1.5 – 0.7
Hipertrófico	< 25	< 75	< 1.5	< 0.7

Resultados y discusión

Información de laboratorio in situ

Se categorizó al embalse San Jacinto como hipereutrófico en el periodo húmedo y eutrófico en el periodo seco, debido a que el promedio de los valores de la Z_{SD} en la temporada húmeda fue de 0.35 m., mientras que durante la temporada seca se obtuvo un promedio de 1.94 m., categorización que se realizó sobre la base de los límites tróficos establecidos por la (OCDE, 1982).

Para los valores de la Chl-a, el valor promedio en el periodo húmedo fue de 12.65 $\mu\text{g/l}$., categorizándole al embalse como eutrófico y en la temporada seca como Ultraoligotrófico con un valor promedio de 0.83 $\mu\text{g/l}$., existiendo una variación con la clasificación mediante los valores de Z_{SD} , se deduce que la baja transparencia del agua no estaría dada por una alta concentración de fitoplancton o algas, sino por altas cantidades de materias en suspensión o sólidos en suspensión (turbidez). Este fenómeno se presenta en el embalse San Jacinto por el arrastre de sedimento que descargan en las aguas, los ríos Grande, Chico y quebrada Tablada Grande de la cuenca Tolomosa al embalse San Jacinto. El comportamiento de los parámetros de calidad de agua en el embalse San Jacinto, concuerda con el estudio realizado por Laviolette (2005). En este estudio se describe como la sedimentación influye en la productividad del embalse y además que los cambios de las propiedades físicoquímico y biológico del agua responden tanto a los periodos del año, sobre todo de temperatura, pH, Oxígeno y conductividad. Estos factores determinan la importancia del funcionamiento ecológico en la dinámica de estos ecosistemas.

El patrón de variabilidad espacial observado en el embalse San Jacinto está determinado por el movimiento originado por la circulación horizontal y vertical del agua, la morfometría de su cuenca, la salida de agua está condicionada al uso como riego o para la generación hidroeléctrica. El embalse, muestra una lenta recuperación en cuanto a los periodos estacionales (húmedo). En las Figuras 2a y 2b se observan los cambios de estado trófico del embalse.

Las alteraciones eutróficas que presenta el embalse pueden estar influenciadas por factores antrópicos, como, por ejemplo, los desechos de los restaurants que se encuentran localizados a las orillas del embalse, la descarga de nutrientes provenientes de los diversos usos del suelo (urbanos, agrícolas, forestales entre otros).

Los usos urbanos, forestales y agrícolas, han sido considerados como concluyentes en el aporte de sedimentos, en el embalse que originan la eutrofización de las aguas (Fernández, 2018).

Modelos de regresión lineal múltiple (RLM)

Los resultados y ecuaciones de los modelos RLM son presentados en la Tabla 4., para cada parámetro y temporada de estudio.

Tabla 4. Modelos de regresión lineal múltiple

Parámetro	Ecuación	R ²	R ² ajustado	Error estándar	Error absoluto medio	Estadístico Durbin-Watson	Valor-P ANOVA
Clorofila periodo húmedo (µg/lt)	$1/(\text{chl-a}) = -19.2592 + 21.4598*b2/b3 - 12.6002*b2/b4 - 0.454893*b2/b5 + 10.7952*b3/b4 + 0.290414*b3/b5 + 2.83064*b4/b3 + 1.62233*b5/b2 - 2.54055*b5/b3 - 23.6215*(b2)^{0.5} + 18.9844*(b3)^{0.5}$	80.06%	72.39%	0.0617851	0.0400247	1.60243 (P=0.0477)	< 0.05
Clorofila periodo seco (µg/lt)	$1/(\text{chl-a}) = 140.382 + 3991.03*b3 - 3228.43*b4 - 19.9251*b2/b4 + 67.0485*b3/b2 + 69.0985*b3/b4 - 110.751*b4/b3 - 0.113568*b5/b4 - 1.80905*1/b2 + 616.347*(b2)^{0.5} - 4117.17*(b3)^{0.5} + 2855.68*(b4)^{0.5}$	73.79%	61.26 %	0.245878	0.143749	1.96675 (P=0.3245)	< 0.05
Transparencia periodo húmedo (m)	$Z_{SD} = -7.68311 - 61.4025*(b2)^2 + 14.6485*(b2/b3)^2 - 1.15036*(b5/b3)^2 + 1.16009*(b5/b4)^2 + 5.03252*(b3/b4)^2 - 2.07546*(b4/b2)^2 - 14.8116*(b2/b5)^{0.5} + 12.6434*(b4/b5)^{0.5} + 28.9897*(b5/b2)^{0.5} - 34.464*(b5/b4)^{0.5}$	74.83%	65.15%	0.184411	0.111654	1.29417 (P=0.0039)	< 0.05
Transparencia periodo seca (m)	$Z_{SD} = 27.8959 + 124.256*(b3)^{0.5} - 217.03*(b4)^{0.5} - 47.4294*(b5)^{0.5} + 0.000423759*(1/b5)^2 + 41.8556*(b2/b3)^2 - 11.9471*(b2/b4)^2 - 0.0821826*(b3/b5)^2 + 12.2939*(b4/b2)^2 + 0.245155*(b4/b5)^2 + 3.87249*(b5/b2)^2 - 3.70317*(b5/b4)^2 - 20.796*(1/b3)^{0.5} + 15.1064*(1/b4)^{0.5} - 2.27322*(1/b5)^{0.5}$	74.93%	57.38 %	0.184272	0.10483	2.09034 (P=0.3760)	< 0.05

En la tabla se indica el R², R² ajustado, el error estándar del estimado, el error absoluto medio, el estadístico de Durbin-Watson (DW), la Razón-F y el Valor P. Estos valores nos permiten cuantificar el error presente en los modelos propuestos y analizar como varían en función de la media. Asimismo, son indicadores de la calidad de las medidas. Por otro lado, el estadístico de (DW), no indica autocorrelación serial en los datos puesto que el valor-P de (DW) es mayor que 0.05 con un nivel de confianza del 95.0%. Los modelos RLM para la Chl-a y Z_{SD} en ambos periodos estudiados indican que los coeficientes de regresión son aceptables.

Los modelos RLM permitieron la evaluación gráfica de las dispersiones entre los valores observados y los predichos, como se observa en las Figuras 2a, 2b y 2c, muestran la adecuación del modelo lineal y la tendencia creciente.

El R^2 de la Chl-a, es 80.06 % en la temporada húmeda y 73.79 % en el periodo seco. El R^2 de Z_{SD} es 74.83 % en la temporada húmeda y 74.93 % en el periodo seco. Los resultados muestran ecuaciones positivas que permitieron estimar los parámetros de los niveles tróficos del embalse San Jacinto.

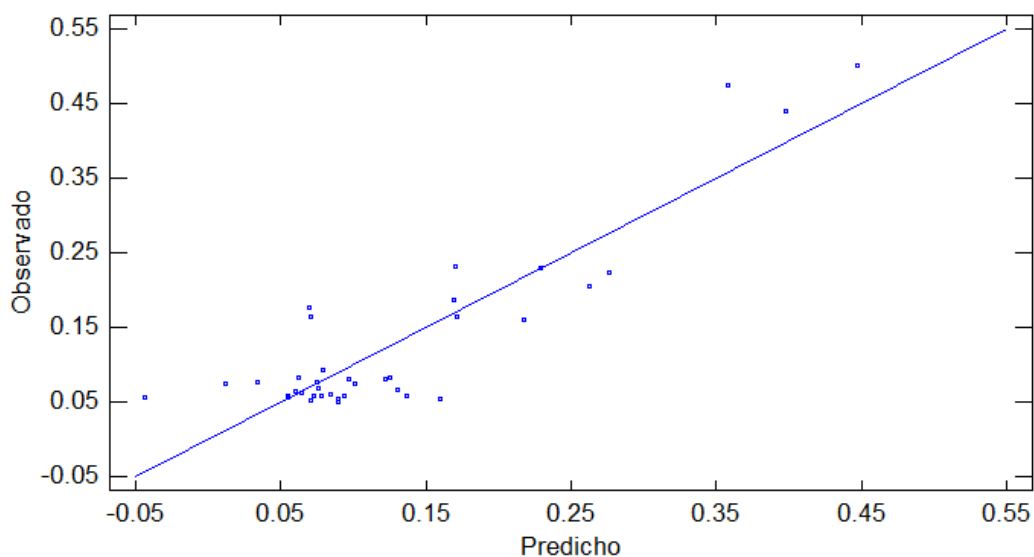


Figura 2(a) Valores observados y predichos de Chl-a periodo húmedo.

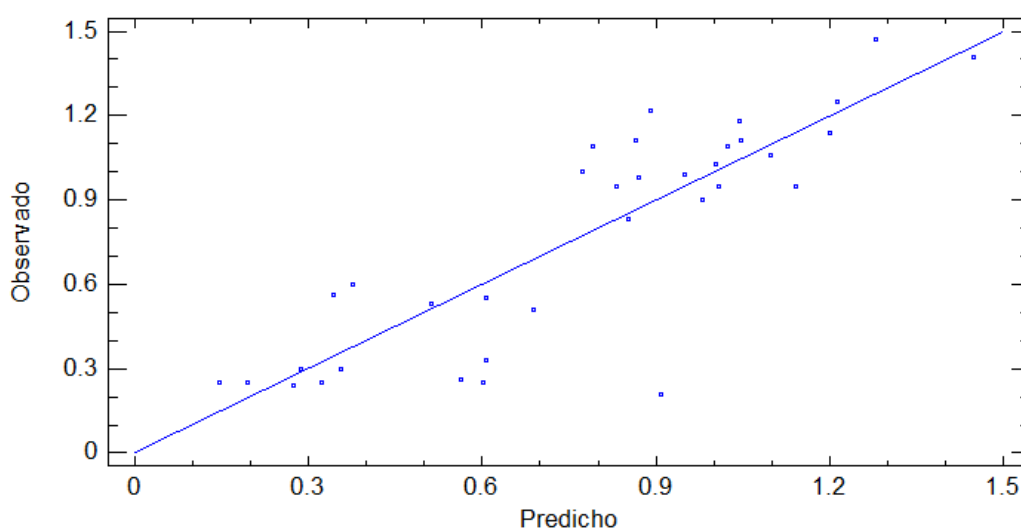


Figura 2(b) Valores observados y predichos de Chl-a periodo seco.

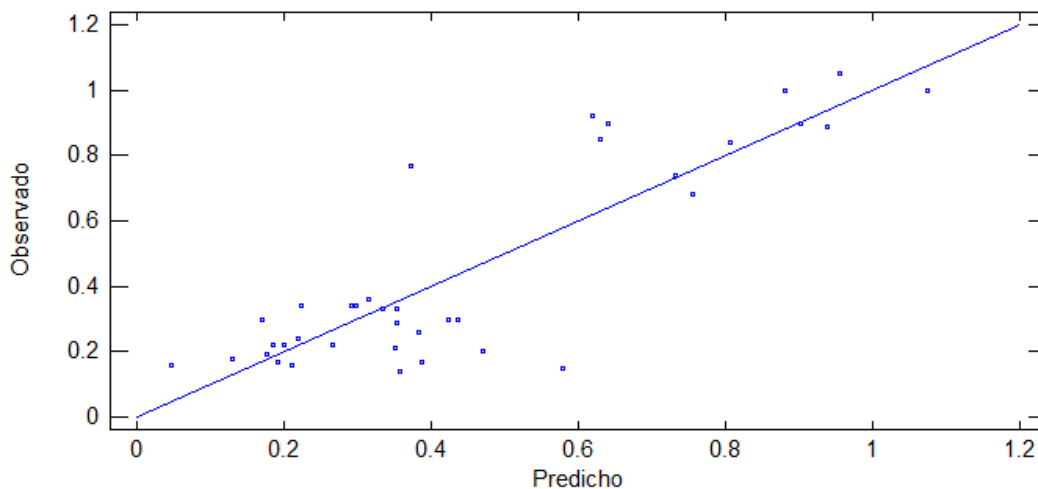


Figura 2(c) Valores observados y predichos de Z_{SD} periodo húmedo.

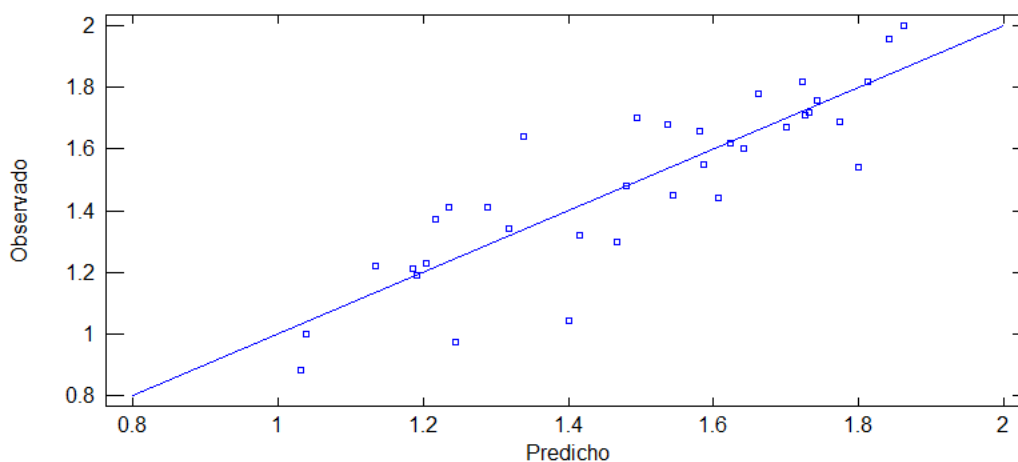


Figura 2(d) Valores observados y predichos de Z_{SD} periodo seco.

Análisis estadístico de los modelos de regresión lineal múltiple

En las Tablas 5, 6, 7 y 8., se detallan la significancia estadística de cada variable independiente, usadas para la construcción de los modelos de regresión para Chl-a y Z_{SD} , para el periodo húmedo y seco.

Tabla 5. Significancia estadística de los modelos aplicados Chl-a periodo húmedo.

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
Constante	-7.68311	2.18814	-3.51125	0.0016
$(b_2)^2$	-61.4025	26.1124	-2.35147	0.0266
$(b_2/b_3)^2$	14.6485	3.39047	4.32050	0.0002
$(b_5/b_3)^2$	-1.15036	0.30320	-3.79406	0.0008
$(b_5/b_4)^2$	1.16009	0.37175	3.12060	0.0044
$(b_3/b_4)^2$	5.03252	1.29401	3.88909	0.0006
$(b_4/b_2)^2$	-2.07546	0.49908	-4.15852	0.0003
$(b_2/b_5)^{0.5}$	-14.8116	3.44449	-4.30008	0.0002
$(b_4/b_5)^{0.5}$	12.6434	2.91940	4.33082	0.0002
$(b_5/b_2)^{0.5}$	28.9897	6.54788	4.42734	0.0002
$(b_5/b_4)^{0.5}$	-34.4640	7.88125	-4.37291	0.0002

Tabla 6. Significancia estadística de los modelos aplicados Chl-a periodo seco.

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
Constante	-7.68311	2.18814	-3.51125	0.0016
$(b_2)^2$	-61.4025	26.1124	-2.35147	0.0266
$(b_2/b_3)^2$	14.6485	3.39047	4.32050	0.0002
$(b_5/b_3)^2$	-1.15036	0.30320	-3.79406	0.0008
$(b_5/b_4)^2$	1.16009	0.37175	3.12060	0.0044
$(b_3/b_4)^2$	5.03252	1.29401	3.88909	0.0006
$(b_4/b_2)^2$	-2.07546	0.49908	-4.15852	0.0003
$(b_2/b_5)^{0.5}$	-14.8116	3.44449	-4.30008	0.0002
$(b_4/b_5)^{0.5}$	12.6434	2.91940	4.33082	0.0002
$(b_5/b_2)^{0.5}$	28.9897	6.54788	4.42734	0.0002
$(b_5/b_4)^{0.5}$	-34.4640	7.88125	-4.37291	0.0002

Tabla 7. Significancia estadística de los modelos aplicados Z_{SD} periodo húmedo.

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
Constante	-7.68311	2.18814	-3.51125	0.0016
$(b_2)^2$	-61.4025	26.1124	-2.35147	0.0266
$(b_2/b_3)^2$	14.6485	3.39047	4.32050	0.0002
$(b_5/b_3)^2$	-1.15036	0.30320	-3.79406	0.0008
$(b_5/b_4)^2$	1.16009	0.37175	3.12060	0.0044
$(b_3/b_4)^2$	5.03252	1.29401	3.88909	0.0006
$(b_4/b_2)^2$	-2.07546	0.49908	-4.15852	0.0003
$(b_2/b_5)^{0.5}$	-14.8116	3.44449	-4.30008	0.0002
$(b_4/b_5)^{0.5}$	12.6434	2.91940	4.33082	0.0002
$(b_5/b_2)^{0.5}$	28.9897	6.54788	4.42734	0.0002
$(b_5/b_4)^{0.5}$	-34.4640	7.88125	-4.37291	0.0002

Tabla 8. Significancia estadística de los modelos aplicados Z_{SD} periodo seco.

Parámetro	Estimación	Error Estándar	Estadístico T	Valor-P
Constante	27.8959	5.62301	4.96102	0.0001
$(b3)^{0.5}$	124.256	47.5924	2.61083	0.0167
$(b4)^{0.5}$	-217.030	59.5851	-3.64235	0.0016
$(b5)^{0.5}$	-47.4294	11.0508	-4.29192	0.0004
$(1/b5)^2$	0.000423	0.00010	4.11739	0.0005
$(b2/b3)^2$	41.85560	9.61861	4.35153	0.0003
$(b2/b4)^2$	-11.94710	2.89418	-4.12797	0.0005
$(b3/b5)^2$	-0.082182	0.03758	-2.18661	0.0408
$(b4/b2)^2$	12.29390	2.68689	4.57553	0.0002
$(b4/b5)^2$	0.245155	0.07547	3.24820	0.0040
$(b5/b2)^2$	3.87249	1.10252	3.51241	0.0022
$(b5/b4)^2$	-3.70317	1.05938	-3.49561	0.0023
$(1/b3)^{0.5}$	-20.7960	4.35727	-4.77272	0.0001
$(1/b4)^{0.5}$	15.10640	3.35082	4.508270	0.0002
$(1/b5)^{0.5}$	-2.27322	0.479324	-4.74254	0.0001

Las ecuaciones expuestas en la Tabla 4., se utilizaron para estimar las concentraciones de Chl-a y Z_{SD} en las imágenes satelitales Landsat 8. El R^2 de la Chl-a en el periodo seco, se ve influenciado por la presencia de materias o sólidos en suspensión (turbidez) en el agua.

En la Figura 3., se observa el comportamiento espacial de Chl-a y en la Figura 4., la Z_{SD} , estimadas a partir del modelo de regresión lineal múltiple en los periodos estudiados. La respuesta del patrón de reflectancia espectral fue la deseada, conforme a la originada por floraciones de algas debido a un aumento en las concentraciones de Chl-a, dando lugar a una mayor respuesta en longitudes de onda verdes y menores en longitudes de onda azul y roja (Sass, G. Z., Creed, I. F., Bayley, S. E., Devito, K. J. 2008).

En el periodo húmedo, el embalse San Jacinto presenta un aumento en sus límites tróficos, lo que puede indicar porque durante este periodo se registran altas precipitaciones y temperaturas que aceleran el arrastre de sedimentos. En el periodo seco, muestra una relativa recuperación, pasando de Hipereutrófico a Eutrófico.

Al observar el comportamiento espacial de las variables medidas tanto de Chl-a y Z_{SD} , se deduce que los principales afluentes que alimenta al embalse San Jacinto (rio Chico, Grande y Quebrada Tablada Grande) afectan los patrones de calidad del agua en el embalse San Jacinto, registrándose en las entradas valores elevados en cada parámetro medido (Chl-a y Z_{SD}) en el periodo húmedo.

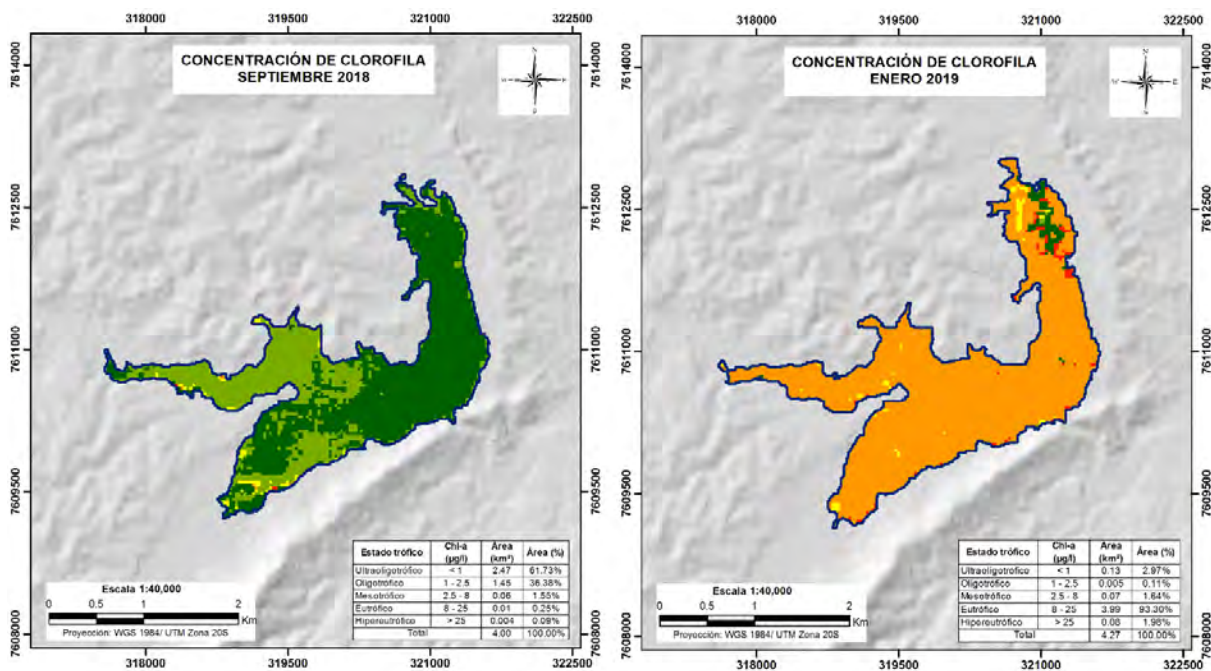


Figura 3. Concentración de Chl-a septiembre (izquierda) y Concentración de Chl-a enero estimada a partir de modelos de regresión lineal múltiple (derecha).

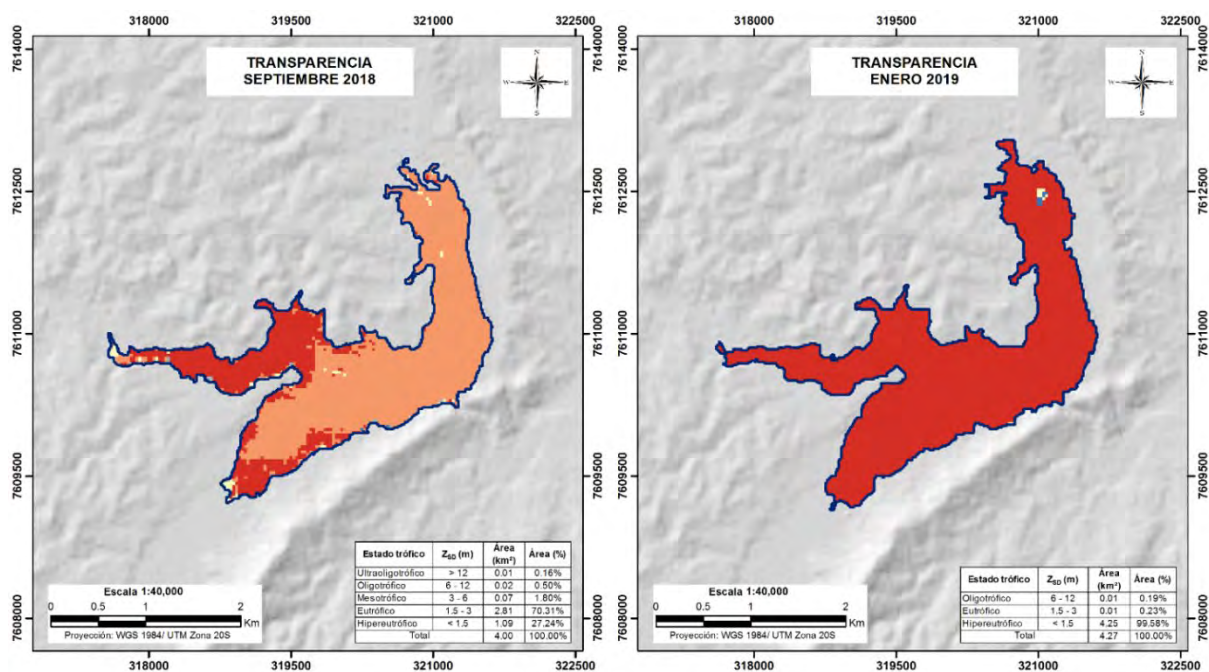


Figura 4. Concentración de Z_{SD} Septiembre (izquierda) y Concentración de Z_{SD} enero estimada a partir de modelos de regresión lineal múltiple (derecha).

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados obtenidos a partir de las ecuaciones matemáticas estimadas para este estudio, permitieron conocer la variabilidad espacial y temporal de los parámetros del estado trófico del embalse San Jacinto medidos con los datos de imágenes satelitales, aportando un conocimiento en relación al uso de la teledetección como herramienta para determinar la concentración de $Chl-a$ y Z_{SD} con el sensor OLI de Landsat 8.

Los resultados presentados en el presente trabajo, permiten la validación de las metodologías de detección de los parámetros del estado trófico con el uso combinado de sensores ópticos y modelos regresión lineal múltiple.

El R^2 de Z_{SD} es 74.83 % en la temporada húmeda y 74.93 % en el periodo seco. Los resultados muestran ecuaciones positivas que permitieron estimar los parámetros de los niveles tróficos del embalse San Jacinto. Se observa que este parámetro se ve influenciado por la cantidad de la radiación que traspasa el agua, así como, por las altas concentraciones de fitoplancton y materias en suspensión.

El embalse San Jacinto, se categoriza como hipereutrófico en el periodo húmedo y eutrófico en el periodo seco, debido a que el promedio de los valores de la Z_{SD} en la temporada húmeda fue de 0.35 m., mientras que durante la temporada seca se obtuvo un promedio de 1.94 m.

La baja transparencia del agua no estaría dada por una alta concentración de fitoplancton o algas, sino por altas cantidades de materias o sólidos en suspensión. Este fenómeno se presenta en el embalse San Jacinto por el arrastre de sedimento que descargan en las aguas, los ríos Grande, Chico y quebrada Tablada Grande de la cuenca Tolomosa.

Los modelos de regresión lineal múltiple, permitieron la estimación del estado trófico del embalse San Jacinto, no obstante, se recomienda incrementar el número de puntos de muestreo para obtener mejores valores de R^2 , para disminuir la incertidumbre y lograr un menor error asociado a la estimación de los parámetros del estado trófico.

Se recomienda el seguimiento continuo del estado trófico del embalse San Jacinto, con la aplicación de instrumentos que integren datos *in situ* y de teledetección. Además, es importante, considerar otras estaciones de muestreo y medición *in situ* en el embalse San Jacinto para contar con una mayor representatividad espacial de los valores obtenidos en el presente trabajo.

La determinación de los sólidos en suspensión y el caudal sólido que aporta al embalse San Jacinto a través de sus tributarios, es importante realizarlo, puesto que permitirá una interpretación integral de los resultados logrados en la investigación.

Conocer el estado trófico del embalse San Jacinto es de vital importancia para el seguimiento espacio-temporal, que permita una adecuada gestión y la toma de decisiones por parte de las instituciones públicas y privadas.

Referencias bibliográficas

- Brezonik, P., Menken, K.M., Bauer, M. (2005) Landsat-based Remote Sensing of Lake Water Quality Characteristics, Including Chlorophyll and Colored Dissolved Organic Matter (CDOM), *Lake and Reservoir Management*, **21**(4), 373-382.
- Briceño, I., Pérez, W., San Miguel, D., Ramos, R. (2018) Determinación de calidad de agua en el Lago Vichuquén, con imágenes de satélite Landsat 8, sensor OLI, 2016, *Revista de Teledetección*, **52**, 67-78. <https://doi.org/10.4995/raet.2018.10126>
- Chen, H. (2016) *Monitoring tropical billabong water turbidity using Remotely Piloted Aircraft System (RPAS) derived imagery*. Thesis submitted, Charles Darwin University, 3-90 pp.
- Descy & Sarmento, (2006) *Synthèse des connaissances actuelles sur le lac San Jacinto et son bassin et perspectives de mise sur pied d'un projet*, Mission financée par la FUCID, Belgium. Reporte PMSJ-008/2006, 12 pp.
- Fernández, D., (2018) Influencia de los parámetros fisicoquímicos sobre las propiedades ópticas de las aguas del Embalse San Jacinto, *SEC Ciencia*, **1**(2), 21-28.
- Giardino, C., Bresciani, M., Cazzaniga, H., Schenk, K., Rieger, P., Braga, F., Matta, R., Brando, V. E. (2014) Evaluation of multi-resolution satellite sensors for assessing water quality and bottom depth of Lake Garda, *Sensors (Switzerland)*, **14**(12), 24116- 24131.
- Gitelson, A., Garbuzov, G., Szilagyi, F., Mittenzwey, K.H., Karnieli, A., Kaiser, A. (1993) Quantitative remote sensing methods for real-time monitoring of inland waters quality, *International Journal of Remote Sensing*, **14**(7), 1269-1295.
- Gutiérrez, V., Medrano, N. (2017) Análisis de la calidad del agua y factores de contaminación en el Lago San Jacinto de Tarija. *Ventana Científica*, **8**(13), 13-19.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C., Sánchez A., R. (2013) Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina), *Revista Ciencia Agronómica*, **44**(3), 419-425.
- Lim, J. & Choi, M. (2015) Assessment of water quality based on Landsat 8 operational land imager associated with human activities in Korea, *Environmental Monitoring and Assessment*, **187**(6), 384.
- Matthews, M. (2011) A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters, *International Journal of Remote Sensing*, **32**(21), 6855-6899.
- Medina, I., Smolders, A., Lebrato, Coronel, F., Orozco, M., (2007) *Contaminación de la represa de San Jacinto (Tarija, Bolivia)*, *Interpretación del informe técnico de la UNAM*, Grupo TAR I+D, Universidad Autónoma Juan Misael Saracho – Universidad de Sevilla, Reporte TAR I+D-001/2007, 2-12 pp.
- OCDE. (1982) *Eutrophication of waters. monitoring, assessment and control*, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development; Washington, DC, 3-10 pp.
- Pérez, C. & Muñoz, A. (2006) *Teledetección, nociones y aplicaciones*, Salamanca, España, 20-55 pp.
- PMSJ, Proyecto Múltiple San Jacinto-Laviolette. (2005) *Investigaciones limnológicas y pesqueras en el embalse San Jacinto Tarija – Bolivia*, Gobernación del departamento de Tarija, Reporte PMSJ-002/2005, 50 pp.
- Proyecto Múltiple San Jacinto (2019) *Informe técnico final "Servicio de Batimetría del Embalse de la Presa de San Jacinto" (Levantamiento Hidrográfico)*, UAJMS – CIAGUA, Reporte PMSJ-005/2019, 5-20 pp.
- RAP-AL URUGUAY. (2010) *Contaminación y Eutrofización del Agua, Impactos del Modelo de Agricultura Industrial*, (2ª Ed.) Uruguay, 4-26 pp.
- Sánchez, E., Colmenarejo, M. F., Vicente, J., Rubio, A., García, M. G., Travieso, L., Borja, R. (2007) Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution, *Ecological Indicators*. **7**(2), 315-328 pp.



- Sass, G. Z., Creed, I. F., Bayley, S. E., Devito, K. J. (2008) Interannual variability in trophic status of shallow lakes on the Boreal Plain: Is there a climate signal, *Water Resources Research*, **44**(8), 1-11 pp. <https://doi:10.1029/2007WR006310>
- Wang, Y., Xia, Hao, Fu, J., She., G. (2004) Water quality change in reservoirs of Shenzhen, China: detection using LANDSAT/TM data, *Science of the Total Environment*, **328**(1-3), 195-206 pp.
- Yunus, A.P., Dou, J., Sravanthi, N. (2015) Remote sensing of chlorophyll-a as a measure of red tide in Tokyo Bay using hotspot analysis, *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, **2**, 11-25 pp.
- Wetzel, R.G. (1975) *Limnología. Editorial Omega*. Barcelona, España, 96 pp.